Vol.14, No.1, Spring 2025, pp.275-298 ISSN (Print):2322-1682 ISSN (Online):2383-3076

Journal of Geography and Environmental Hazards

Research Article DOI: 10.22067/geoeh.2023.81986.1354 Open Access

Evaluation of relationship between soil quality index and organic carbon changes as a function of different land uses

(Case study: Sahand region of East Azerbaijan province)

Solmaz Bidast[a*], Ahmad Golchin[b]

[a] Postgraduate Researcher in Soil Sciencein Soil science, University of Zanjan, Zanjan, Iran
[b] Professor in Soil science, University of Zanjan, Zanjan, Iran

Article Info

Article history

Received :*16 April 2023*
Received in revised form : *12 May 2023*
Accepted :*18 June 2023*
Available online: *21 March 2025*

Keywords:

Non-linear scoring functions,
Organic carbon,
Rangeland,
Soil quality

Abstract

Rangeland soils have always been of interest due to their high organic content, but the change of land use influences the amount of organic carbon, which plays a key role in soil quality. In this research, the quantification of soil quality in the Sahand rangeland, East Azerbaijan Province**,** and its possible relationship with soil organic carbon were investigated. One hundred and twenty soil samples were taken from two undisturbed and wheat-cultivated rangelands at one sampling depth (0–30 cm) in October 2022. Thirteen soil physical and chemical parameters were measured and screened through principal component analysis (PCA). The minimum data set obtained by PCA was scored by **a** non-linear scoring function, and then integrated into a soil quality index. Finally, stepwise multiple linear regression was employed to determine the relationship patterns between soil organic carbon and soil attributes. The results showed that the value of the soil quality index in the undisturbed rangeland (0.78) was significantly higher than in the cultivated rangeland (0.63). The highest score value used to estimate the soil quality index was related to the organic carbon indicator (0.73). The mean weight diameter (0.72), clay percentage (0.93), bulk density (0.24), and saturated water content (0.04) in the undisturbed rangeland soil, and acidity (-0.13) and electrical conductivity (-0.48) in the cultivated rangeland soil showed a significant effect on soil organic carbon (as indicated by the highest standardized regression coefficient). It can be concluded that different land use systems play an important role in changing soil quality by affecting the soil attributes, and thus changing the input and preservation of organic carbon in the soil.

*.Corresponding author : Dr. Solmaz Bidast E-mail address: Solmazbidast@yahoo.com

How to cite this article: Bidast, S., & Golchin, A., (2025). Evaluation of relationship between soil quality index and organic carbon changes as a function of different land uses(Case study: Sahand region of East Azerbaijan province). *Journal of Geography and Environmental Hazards*, *14*(1), pp.275-298. DOI:https://doi.org/10.22067/geoeh.2023.81986.1354

©2025 The author(s). This is an open access article distributed under Creative Commons Attribution 4.0 International License (CC BY 4.0)

Extended Abstract

Introduction

Grassland ecosystems cover about 40% of the Earth's surface and 11 million hectares in Iran. They are essential for biodiversity, livestock forage, soil erosion control, and carbon storage. However, their ability to provide these services depends on proper land management. Soil quality, defined as the capacity to maintain productivity, environmental health, and plant growth, can be negatively affected by land-use changes, such as converting grasslands to agricultural land. Organic carbon is a key indicator of soil quality, especially in arid and semi-arid regions, and can be improved through land management practices, impacting carbon sequestration and reducing atmospheric CO_2. The study focuses on comparing soil quality and organic carbon levels between natural grassland and wheat fields in the Sahand region of East Azerbaijan, and investigating their correlation with soil physical and chemical properties.

Material and Methods

The study was conducted in the Sahand rangelands, located 50 km southeast of Tabriz, where annual rainfall ranges from 300 to 500 mm. The rangeland, rather than forest, is due to the region's topography and short growing season. Two sites with different land uses (natural rangeland and rain-fed wheat) were selected, both with similar environmental conditions (18% slope, northern aspect, and 2,632 meters elevation). Soil samples were collected in October 2022 using a linear transect method. Two transects of 50 meters were established per site, with 10 random 1×1 meter plots for sampling from a 0–30 cm depth. A total of 120 samples (60 per site) were analyzed for various soil properties in the lab. The Soil Quality Index (SQI) was calculated by identifying key indicators through Principal Component Analysis (PCA), scoring them, and aggregating the results. A stepwise regression model was used to relate soil organic carbon to other soil properties, with validation based on adjusted R^2 and the standard error of the estimate.

Results and Discussion

The comparison of mean physical and chemical properties of soil using an independent t-test at a 5% significance level showed significant differences between the soil properties under the two land-use systems. The cation exchange capacity (cmolc kg^{-1} 15.65), organic carbon (% 1.62), total nitrogen (% 0.15), clay (% 23.58), saturation moisture (% 41.16), and mean weight diameter of soil aggregates (mm 2.32) were significantly higher in the pasture land-use compared to the agricultural land. On the other hand, acidity (pH 7.34), electrical conductivity (dS m^{-1} 0.39), sand (% 55.65), calcium carbonate equivalent (% 7.43), and bulk density (g cm^{-3} 1.16) were significantly higher in the agricultural land-use. The land-use change from pasture to agricultural land resulted in reductions of 13.54% for cation exchange capacity, 18.51% for organic carbon, 26.66% for total nitrogen, 4.79% for clay, 19.16% for saturation moisture, 56.03% for the mean weight diameter of soil aggregates, and 2.29% for silt. Conversely, acidity, electrical conductivity, sand, calcium carbonate, and bulk density increased by 6.99%, 25.80%, 0.05%, 23.62%, and 33.33%, respectively. Increased tillage activities in agricultural lands boost microbial activities, leading to a greater breakdown of organic matter and a consequent decrease in soil organic content. Furthermore, the absence of vegetation on the soil surface increases soil erosion and further depletes organic matter and fine soil particles (clay and silt) from agricultural soils. Land-use change causes significant alterations in soil properties, including a decrease in soil quality, rendering it more prone to erosion.

The effects of land-use type on soil quality were evaluated using the Soil Quality Index (SQI). Principal Component Analysis (PCA) of twelve soil physical and chemical properties identified three main components that explained most of the variance. The first component, primarily characterized by organic carbon, explained 58.79% of the total variance and was selected as a key indicator for the Minimum Data Set (MDS). The second component, represented by cation exchange capacity and electrical conductivity, explained 26.15% of the variance and was also selected for MDS. The third component, which correlated with silt and acidity, was similarly included in the MDS. In total, five variables—organic carbon, cation exchange capacity, acidity, electrical conductivity, and clay—were chosen as indicators for the MDS. Non-linear scoring functions for each of the selected indicators were compared using a t-test, revealing significant differences between the two land-use types. Organic carbon, clay, and cation exchange capacity had the highest scores in pasture soils, while in agricultural soils, the highest scores were recorded for organic carbon, acidity, electrical conductivity, clay, and cation exchange capacity. The soil quality index for the pasture land-use (0.78) was significantly higher than that of the agricultural land-use (0.63), indicating a better soil quality in the pasture. Based on a four-tier quality classification, the pasture soil was categorized as high-quality soil (Grade II), while the agricultural soil fell into the moderate-quality category (Grade III).

Conclusion

This study found significant differences in most soil properties between undisturbed rangeland and agricultural soils, with five key indicators (organic carbon, clay percentage, cation exchange capacity, pH, and electrical conductivity) affecting soil quality. Converting rangeland into agricultural land led to a decline in soil quality, primarily due to reduced organic carbon input. The study highlighted that organic carbon played a major role in maintaining higher soil quality in rangelands. Seasonal vegetation removal in agricultural soils increased acidity and electrical conductivity, further decreasing organic carbon and soil quality. Overall, MDS indicators influence soil quality both directly and indirectly through organic carbon levels.

ISSN (Online):2383-3076 ISSN (Print):2322-1682 جلد ۱۴، شماره ۱، بهار ۱۴۰۴، صص ۲۹۸-۲۷۵

نشریه علمی
جغرافیا و مخاطرات محیطی

مقاله پژوهشی DOI: 10.22067/geoeh.2023.81986.1354 دسترسی آزاد

ارزیابی ارتباط بین شاخص کیفیت خاک و تغییرات کربن آلی تحت تأثیر کاربری‌های مختلف (مطالعه موردی: منطقه سهند استان آذربایجان شرقی)

سولماز بی‌دست*[۱]، احمد گلچین[۲]

[۱]* محقق پسادکتری گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه زنجان، زنجان، ایران
[۲] استاد گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه زنجان، زنجان، ایران

اطلاعات مقاله

تاریخچه مقاله

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۱/۲۷

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۲/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۳/۲۸

کلمات کلیدی:

توابع امتیازدهی غیرخطی

کربن آلی

کیفیت خاک

مرتع

چکیده

خاک‌های مرتعی به علّت دارا بودن مواد آلی زیاد همواره مورد توجه بوده است، در حالیکه تغییر کاربری آن‌ها تأثیر زیادی بر مقدار کربن آلی به‌عنوان کلید کیفیت خاک می‌گذارد. در این تحقیق کمی کردن کیفیت خاک در مراتع سهند استان آذربایجان شرقی و ارتباط احتمالی آن با کربن آلی خاک مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور نمونه‌های خاک از دو کاربری مرتع و زراعی با استفاده از روش نمونه-برداری خطی جمع‌آوری و ۱۲ ویژگی فیزیکی و شیمیایی خاک اندازه‌گیری و مقایسه آماری بین آن‌ها انجام شد. با استفاده از روش تجزیه مؤلفه اصلی، حداقل مجموعه داده‌ها مؤثر بر کیفیت خاک استخراج گردید. سپس با کمک توابع امتیازدهی غیرخطی، شاخص کیفیت خاک تخمین زده شد. در نهایت الگوهای ارتباطی بین موثرترین نشانگر شناسایی شده و سایر ویژگی‌های خاک با استفاده از رگرسیون چند متغیره مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که مقدار شاخص کیفیت خاک مرتع (۰/۷۸) به طور معنی‌داری بالاتر از خاک زراعی (۰/۶۳) بود. کربن آلی بالاترین امتیاز (۰/۷۳) را در محاسبه کیفیت خاک به خود اختصاص داد. میانگین وزنی قطر خاکدانه (۰/۷۲)، رس (۰/۹۳)، جرم مخصوص ظاهری (۰/۲۴-) و رطوبت اشباع در خاک مرتع (۰/۰۴) و اسیدیته (۰/۱۳-) و هدایت الکتریکی (۰/۴۸-) در خاک زراعی ارتباط معنی‌داری (بیشترین ضریب رگرسیونی) را با کربن آلی نشان دادند. به‌طورکلی می‌توان بیان نمود که کاربری‌های مختلف نقش مهمی را در تغییر کیفیت خاک از طریق اثرگذاری بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و به‌تبع آن تغییر در ورودی کربن آلی به خاک و حفظ آن در خاک ایفاء می‌کنند.

* نویسنده مسئول: دکتر سولماز بی‌دست E-mail: Solmazbidast@yahoo.com

مقدمه

اکوسیستم های مرتعی حدود ۴۰ درصد از مساحت کل کره زمین را پوشش می‌دهند و در ایران سطحی معادل ۱۱ میلیون هکتار، بیش از ۱۹ درصد از مساحت ایران را در بر می‌گیرند (Zohdi, Arzani, Javadi, Jalili & Khorshidi, 2018). مراتع یکی از اجزاء ضروری چرخه بیوژئوشیمیایی هستند (Janes-Bassett, Davies, Rowe & Tipping, 2020). مراتع نه تنها نقش مهمی را در تولید مواد غذایی برای جمعیت جهان ایفاء می‌کنند بلکه به جهت حمایت از تنوع زیستی، حفظ علوفه برای دام، کنترل سیل و فرسایش خاک نیز از اهمیت بسیاری برخوردار می‌باشند (Bengtsson et al., 2019). با این وجود، ظرفیت مراتع برای ارائه خدمات مختلف به اکوسیستم تا حد زیادی به مدیریت استفاده از آن‌ها بستگی دارد (Vargas, Willemen & Hein, 2019). سلامت مراتع و نحوه عملکرد آن‌ها به کیفیت در بلند مدت بستگی دارد (Li et al., 2013). به طور کلی کیفیت خاک به‌عنوان ظرفیت خاک برای حفظ بهره‌وری، حفظ کیفیت محیطی، ارتقاء رشد گیاهان و همچنین سلامت حیوانات تعریف شده است (Bai et al., 2018). به‌منظور بررسی اثر عملکرد خاک تحت کاربری‌های مختلف و شیوه‌های مدیریتی زمین، چندین ویژگی فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک را به‌صورت جداگانه یا مشترک در نظر می‌گیرند. تغییر کاربری اراضی اغلب می‌تواند منجر به تغییرات منفی در عملکرد خاک شود (Raiesi & Riahi, 2014; Spohn & Giani, 2011). بنابراین ابزارها و روش‌های جامع برای ارزیابی این تغییرات ضروری است. برای ارزیابی منسجم و دقیق کیفیت خاک، یک روش سیستماتیک جهت تفسیر و اندازه‌گیری ویژگی‌های خاک مورد نیاز است (Bünemann et al., 2018). بررسی ویژگی‌های ذاتی خاک به‌طور جداگانه ممکن است نشانگر مناسبی از کیفیت خاک نباشند. ویژگی‌های ذاتی خاک اغلب به یکدیگر وابسته هستند و ممکن است به تغییرات کاربری زمین به روشی متفاوت پاسخ دهند و اثرات آن‌ها را مخدوش کنند (Raiesi, 2017). مطالعات پیشین بیشتر بر روی اثرات تبدیل کاربری اراضی در اکوسیستم‌های مرتعی بر خصوصیات ذاتی خاک متمرکز شده‌اند (Raiesi & Beheshti, 2014; Salek-Gilani, Raiesi, Tahmasebi & Ghorbani, 2013; Spohn & Giani, 2011) و توجه کمتری به ارزیابی جامع تغییرات کیفیت خاک با استفاده از یک رویکرد یکپارچه شده است. اگرچه ارزیابی کیفیت خاک به عنوان ابزاری برای کمی‌سازی و ارزیابی اثرات شیوه‌های مدیریت خاک، سیستم‌های خاک‌ورزی، نوع کاربری زمین و پوشش گیاهی بر عملکرد خاک استفاده شده است (Armenise, Redmile-Gordon, Stellacci, Ciccarese & Rubino, 2013; Rahmanipour, Marzaioli, Bahrami, Fereidouni & Bandarabadi, 2014)، ولی با این حال ارزیابی سیستماتیک کیفیت خاک برای اکوسیستم‌های مرتعی تبدیل شده به زمین‌های زراعی بسیار کمتر مورد بررسی قرار گرفته است (Raiesi, 2017; Alves de Castro Lopes et al., 2013).

کربن آلی خاک یکی از پارامترهای مهم تعیین‌کننده میزان حاصلخیزی خاک، قابلیت تولید و شاخص مهمی در نشان دادن کیفیت خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک است که در آن مقادیر ورودی کربن ناچیز است. خاک با نگهداشت حدود ۱۵۰۰ میلیارد تن کربن نقش مهمی در چرخه جهانی کربن اتمسفر دارد (Khalil, Francaviglia & Henry, 2019). خاک‌ها حاوی کربن در اشکال آلی و معدنی (کربنات‌ها) هستند. با وجود

اینکه برای افزایش محتوای کربنات خاک‌ها، کار چندانی نمی‌توان انجام داد، اما افزایش محتوای کربن آلی خاک امکان‌پذیر است (Abbas et al., 2020). کربن آلی خاک به‌عنوان یک مخزن اصلی و منبع ذخیره مواد غذایی گیاهی با توان بالای نگهداری آب، بر کیفیت خاک مؤثر است و افزایش ترسیب کربن خاک یک استراتژی مؤثر برای کاهش کربن دی اکسید اتمسفر و بهبود کیفیت خاک می‌باشد (Buraka, Elias & Lelago, 2022).

شناخت نقش کربن آلی خاک در عملکردهای اکوسیستم و مدیریت پایدار منابع، نیازمند شناخت اجزاء و ذخیره‌گاه‌های کربن آلی و معدنی خاک در اکوسیستم می‌باشد (Xu et al., 2011). با توجه به گرم شدن زمین در اثر تصاعد گازهای گلخانه‌ای از جمله دی‌اکسیدکربن، بسیاری از دانشمندان به خاک به‌عنوان مخزنی ناشناخته برای ذخیره کربن اتمسفری علاقه‌مند شده‌اند. اما قبل از اینکه بتوان به‌صورت عملی از خاک استفاده نمود، لازم است که فرایندهای مؤثر در تثبیت کربن در خاک شناخته شده و روش‌های مناسبی برای تعیین مقدار و مدتی که کربن می‌تواند در خاک تثبیت گردد، ایجاد شوند.

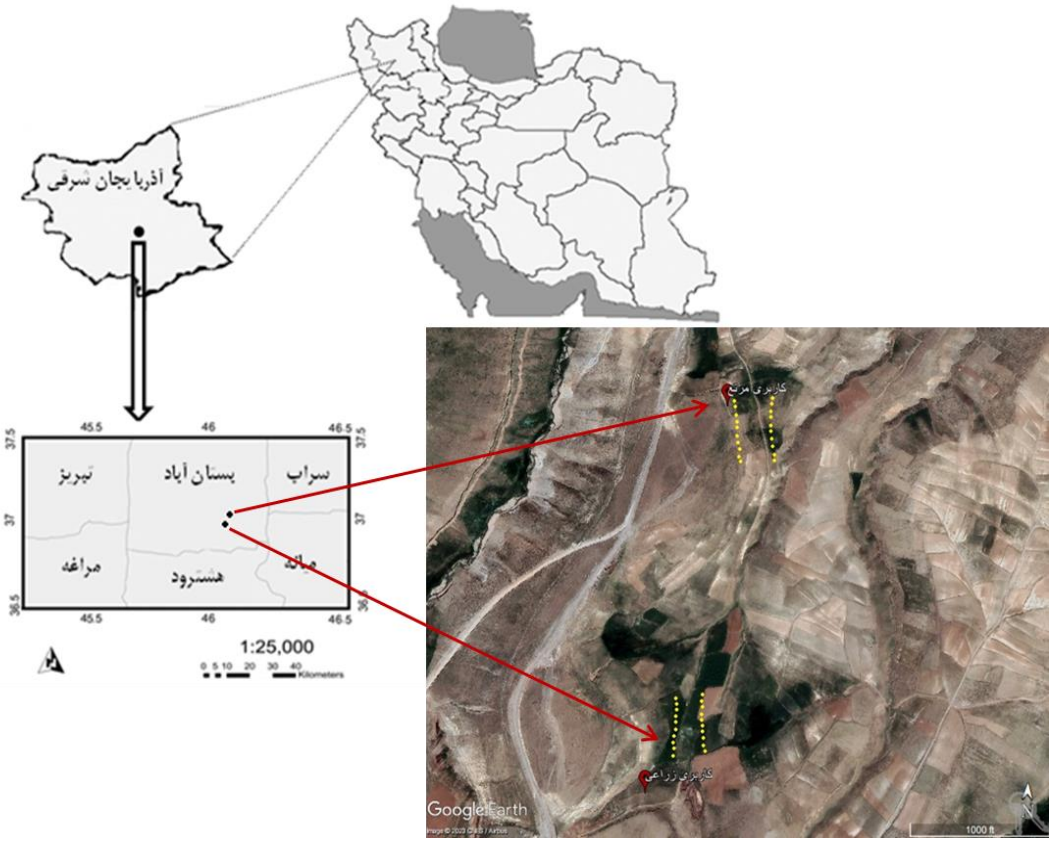
از عوامل مؤثر بر ذخیره کربن آلی در خاک می‌توان به مدیریت صحیح اراضی اشاره نمود. فعالیت‌های انسانی می‌تواند از طریق تغییرات الگوی کاربری اراضی بر ذخایر کربن خاک اثر بگذارد که به‌نوبه‌ی خود الگوی مصرف انرژی را تغییر می‌دهد و بر مقدار و نرخ تصاعد کربن تأثیرگذار است. تصاعد کربن ناشی از تغییر کاربری اراضی در سال ۲۰۰۹ در سطح جهان حدود ۱۷-۱۶ درصد برآورد شده است. حدود ۳۴ درصد از کل کربن سالیانه منتشر شده در جو ناشی از تغییر کاربری اراضی و ۶۶ درصد آن از طریق احتراق سوخت‌های فسیلی وارد هوا می‌شود (Friedlingstein et al., 2022).

بنابراین با توجه به موارد ذکر شده، در این تحقیق تفاوت کیفیت خاک و ارتباط احتمالی آن با تغییرات کربن آلی در دو کاربری مرتع دست‌نخورده و زراعی تحت کشت گندم در منطقه سهند استان آذربایجان شرقی مورد بررسی قرار گرفت. همچنین در این تحقیق وجود همبستگی و ارتباط بین میزان کربن آلی خاک و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در هر کاربری مورد بررسی و آزمایش قرار داده شد.

مواد و روش‌ها

موقعیت منطقه مورد مطالعه

مراتع سهند در استان آذربایجان شرقی، در ۵۰ کیلومتری جنوب شرقی تبریز قرار دارد. مقدار بارندگی در این منطقه بین ۳۰۰ تا ۵۰۰ میلی‌متر در سال می‌باشد. به‌رغم بارندگی نسبتاً زیاد، ارتفاع بلند و کوتاه بودن فصل رویش موجب پیدایش پوشش مرتعی بجای جنگلی در این منطقه شده است. به منظور انجام این تحقیق دو محل نمونه‌برداری با ۲ کاربری متفاوت (مرتع دست‌نخورده و کشت دیم گندم) از دامنه کمال داغ مراتع سهند استان آذربایجان و در محدوده جغرافیایی ۴۶ درجه و ۱۹ دقیقه طول شرقی و ۳۷ درجه و ۴۲ دقیقه عرض شمالی و مساحت تقریبی ۱۰۰۰۰ متر مربع انتخاب گردید. لازم به ذکر است که خصوصیات محیطی (شیب: ۱۸درصد، جهت: شمالی و ارتفاع: ۲۶۳۲ متر از سطح دریا) در مکان‌های انتخابی یکسان بودند (شکل ۱).



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی نقاط مورد مطالعه

Fig.1. Geographical location of the study points

نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی

نمونه‌برداری خاک در اوایل مهرماه سال ۱۴۰۱ در هر کاربری به‌صورت تصادفی سیستماتیک با استفاده از روش خطی (ترانسکت[1]) انجام شد. به‌طوری که در هر کاربری دو ترانسکت به طول ۵۰ متر تعیین و در داخل هر یک تعداد ۱۰ پلات یک متر مربعی به‌صورت تصادفی جهت نمونه‌برداری خاک مشخص گردید. از هر پلات به تفکیک از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری در سه تکرار، توسط اُگر نمونه‌برداری انجام شد (از هر کاربری ۶۰ نمونه و در مجموع ۱۲۰ نمونه خاک). برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک نظیر بافت خاک به روش هیدرومتر (Gee & Bauder, 1986)، جرم مخصوص ظاهری خاک به روش استوانه مدرج (Blake & Hartge, 1986)، کربن خاک به روش واکلی و بلک (Nelson & Sommers, 1982)، نیتروژن خاک با روش کجلدال (Bremner & Mulvaney, 1982)، اسیدیته در گل اشباع (Thomas, 1996)، هدایت الکتریکی در عصاره اشباع (Rhoades, 1976)، ظرفیت تبادل کاتیونی با روش استات سدیم (Chapman, 1965)، میانگین وزنی قطر خاکدانه با روش

1 Transect

الک تر (Kemper & Rosenau, 1986) و درصد رطوبت اشباع[1] خاک با استفاده از استفاده از روش وزنی اندازه‌گیری گردید.

ارزیابی شاخص کیفیت خاک[2] (SQI)

شاخص کیفیت خاک‌های مورد مطالعه در طی سه مرحله محاسبه گردید. مرحله اول شامل شناسایی و انتخاب حداقل مجموعه داده‌ها (MDS[3]) از متغیرهایی (نشانگر[4]) که به بهترین نحو عملکردها و فرآیندهای خاک را نشان می‌دهند. مرحله دوم شامل امتیازدهی به نشانگرهای MDS بر اساس عملکرد آن‌ها و مرحله سوم ادغام نشانگرهای امتیازدهی شده و تبدیل آن به شاخص کیفیت خاک (Andrews, Karlen & Mitchell, 2002).

در گام اول به منظور کاهش تعداد متغیرها و تعیین مؤثرترین آن‌ها از روش تجزیه مؤلفه‌های اصلی (PCA[5]) استفاده گردید. روش PCA روشی است که متغیرهای موجود در یک فضای چندبعدی همبسته را به یک مجموعه از مؤلفه‌های غیرهمبسته خلاصه می‌کند و هر یک از آن‌ها ترکیب خطی از متغیرهای اصلی می‌باشند. مؤلفه‌های غیرهمبسته به‌دست آمده مؤلفه‌های اصلی (PC[6]) نامیده می‌شوند که از بردارهای ویژه ماتریس کوواریانس یا ماتریس همبستگی متغیرهای اصلی به‌دست می‌آیند. اولین مؤلفه بیشترین اطلاعات را با خود به همراه دارد و از نقطه نظر آماری بیشترین واریانس را توضیح می‌دهد. مؤلفه دوم بیشترین اطلاعات باقیمانده که توسط مؤلفه اول توضیح داده نشده است را بیان می‌کند و با انتخاب چند مؤلفه اصلی اول، سایر مؤلفه‌ها از محاسبات بعدی حذف می‌شوند. بر اساس معیار ارزش ویژه[7] پیشنهاد شده توسط کیسر (Kaiser, 1960) مؤلفه‌هایی با ارزش ویژه بزرگ‌تر یا مساوی یک انتخاب می‌شوند. در هر مؤلفه، وزن‌های داده شده به هر متغیر (بارگذاری مؤلفه[8]) نشان‌دهنده سهم متغیر در هر مؤلفه است. متغیری که دارای بیشترین وزن باشد به همراه متغیرهایی که دارای اختلاف کمتر از ۱۰ درصد مقدار با آن باشند و یا دارای بار عاملی ۰/۵۰≤ برای MDS انتخاب شدند. در صورت وجود بیش از یک متغیر در هر مؤلفه از ضرایب همبستگی چند متغیره[9] استفاده شد. به‌طوری‌که اگر متغیرهای با وزن بالا با یکدیگر همبستگی نداشتند، تمام متغیرها برای MDS انتخاب شدند و در صورت وجود همبستگی بین متغیرها، متغیر با بیشترین وزن انتخاب گردید (Andrews et al., 2002).

1 Saturated water content
2 Soil quality index
3 Minimum data set
4 Indicator
5 Principal component analysis
6 Principal component
7 Eigenvalue
8 Component loading
9 Multivariate correlation coefficients

در گام دوم از توابع امتیازدهی غیرخطی[1] برای تبدیل نشانگرهای MDS به امتیازهای بدون واحد در دامنه صفر تا یک استفاده شد. معمولاً از سه شکل توابع امتیازدهی برای امتیازدهی نشانگرها استفاده می‌شود که شامل منحنی امتیازدهی سیگموید برای شیب‌های مثبت (بیشتر-بهتر[2])، منحنی امتیازدهی سیگموئید برای شیب‌های منفی (کمتر-بهتر[3]) و تابع دامنه بهینه[4]. در مطالعه حاضر، متغیرهای با وزن بالا به‌دست‌آمده از روش PCA بر اساس تابع «بیشتر-بهتر» عمل کردند. منحنی امتیازدهی سیگموئید زیر برای امتیازدهی به نشانگرهای MDS استفاده شد (رابطه ۱) (Bastida, Moreno, Hernández & García, 2006):

$$Y = \frac{a}{(1 + (\frac{X}{X_0})^b)} \quad (۱)$$

که در آن Y نشان دهنده امتیاز غیر خطی هر نشانگر، a حداکثر مقدار به‌دست‌آمده توسط تابع (در مطالعه حاضر، a =۱)، X مقدار نشانگر انتخاب شده، و X_0 مقدار متوسط هر نشانگر. b شیب معادله است (b = -۲/۵ برای منحنی‌های "بیشتر-بهتر").

در نهایت امتیازات نشانگرهای به‌دست‌آمده با استفاده از رابطه (۲) زیر به یک شاخص کیفیت تجمعی تبدیل شدند (Armenise et al., 2013).

$$SQI = \sum_{i=1}^{n} W_i S_i \quad (۲)$$

که در آن W_i ضریب وزنی مشتق شده از PCA و S_i امتیاز غیر خطی هر نشانگر است.

لازم به ذکر است قبل از انجام تجزیه مؤلفه‌های اصلی به منظور حصول اطمینان از مناسب بودن داده‌ها از ضریب کایزر- میر- اولکین استفاده گردید. این ضریب بین صفر و یک در نوسان است، درصورتی‌که این ضریب کمتر از ۰/۵ باشد، داده‌ها برای انجام روش تجزیه مؤلفه‌های اصلی مناسب نخواهند بود و اگر مقادیر این ضریب بین ۰/۵ تا ۰/۶۹باشد تناسب داده‌ها متوسط و اگر بزرگ‌تر از ۰/۷ باشد همبستگی‌های موجود در بین داده‌ها برای تحلیل عاملی مناسب خواهد بود. همچنین جهت تجزیه و تحلیل داده‌ها و مقایسه میانگین‌ها (در سطح ۵ درصد) از آزمون t-test مستقل استفاده شد.

مدل رگرسیون چند متغیره

به‌منظور برقراری ارتباط بین مقدار کربن آلی خاک در هر عمق با ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی خاک‌ها از روش رگرسیون گام به گام استفاده گردید. در این روش ویژگی‌های خاک به‌ترتیب و به‌صورت گام به گام وارد مدل رگرسیونی می‌شوند به‌طوری که اولین متغیر مستقل (بر اساس ملاحظات آماری یعنی بالاترین ضریب همبستگی) وارد تحلیل می شود و چنانچه با ورود متغیر جدید، معنی‌داری خود را از دست داده باشد، از معادله

1 Non-linear scoring functions
2 More is better
3 Less is better
4 Optimal range

خارج می شود (Johnson & Wichern, 1988). در نهایت اعتبارسنجی هر یک از مدل‌ها بر اساس ضریب تبیین تصحیح‌شده (R_{adj}) و خطای معیار تخمین (SEE[1]) مورد بررسی قرار گرفت. کلیه تجزیه و تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم افزار SPSS 18 انجام شد.

نتایج و بحث

ارزیابی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی

نتایج مقایسه میانگین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک با استفاده از آزمون t-test مستقل در سطح ۵ درصد نشان از وجود تفاوت معنی‌دار بین ویژگی‌های خاک در دو سیستم کاربری داشت (جدول ۱). مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی (۱۵/۶۵ $cmol_c\ kg^{-1}$)، کربن آلی (٪ ۱/۶۲)، نیتروژن کل (٪ ۰/۱۵)، رس (٪ ۲۳/۵۸)، رطوبت اشباع (٪ ۴۱/۱۶)، میانگین وزنی قطر خاکدانه (۲/۳۲ mm) به‌طور معنی‌داری در کاربری مرتع بالاتر از زراعی بود. در حالی‌که مقادیر اسیدیته (۷/۳۴)، هدایت الکتریکی (۰/۳۹ $dS\ m^{-1}$)، شن (٪ ۵۵/۶۵) ، کربنات کلسیم معادل (٪ ۷/۴۳) و جرم مخصوص ظاهری خاک (۱/۱۶ $g\ cm^{-3}$) در کاربری زراعی به‌طور معنی‌داری بالاتر از کاربری مرتع دست‌نخورده بود. با تغییرکاربری زمین از مرتع به خاک زراعی مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی، کربن آلی، نیتروژن کل، رس، رطوبت اشباع، میانگین وزنی قطر ذرات خاک و سیلت به‌ترتیب ۱۳/۵۴، ۱۸/۵۱، ۲۶/۶۶، ۴/۷۹، ۱۹/۱۶، ۵۶/۰۳ و ۲/۲۹ درصد کاهش یافت و مقادیر اسیدیته، هدایت الکتریکی، شن، کربنات کلسیم و جرم مخصوص ظاهری به‌ترتیب ۶/۹۹، ۲۵/۸۰، ۰/۰۵، ۲۳/۶۲ و ۳۳/۳۳ درصد افزایش یافت. افزایش عملیات خاکورزی در زمین‌های زراعی سبب افزایش فعالیت‌های میکروبی و به‌تبع آن افزایش تجزیه ماده آلی خاک و در نهایت کاهش درصد ماده آلی خاک را به‌همراه دارد (Szostek, Szpunar-Krok, Pawlak, Stanek-Tarkowska & Ilek, 2022).

وقتی زمین‌های مرتعی زیر کشت برده می‌شوند مقدار کربن آلی خاک شروع به کاهش می‌کند و این کاهش بستگی به عوامل اقلیمی و شدت کشت و زرع دارد. از سوی دیگر عدم وجود پوشش گیاهی در سطح خاک باعث افزایش فرسایش خاک و تخلیه بیشتر مواد آلی و ذرات ریز خاک (رس و سیلت) از سطح خاک‌های زراعی می‌شود (Zhao et al., 2020). تغییر کاربری اراضی باعث ایجاد تغییرات زیادی در خصوصیات خاک از جمله کاهش کیفیت آن می‌شود و آن را مستعد به فرسایش می‌کند (Szilassi et al., 2006). کاهش در مواد آلی، ذرات رس و سیلت خاک می‌تواند منجر به کاهش پایداری خاکدانه‌ها و افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک در خاک‌های زراعی نسبت به مرتعی باشد. در اثر تبدیل مراتع به زمین زراعی، خاکدانه‌ها به ذرات ریزتر تبدیل می‌شوند و جای گرفتن این ذرات در خلل و فرج خاک باعث افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک می‌شود. همچنین هدررفت مواد آلی نیز باعث افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک می‌گردد (Vanaee, Karami, Joneydi jafari & Nabialahi, 2017).

1 Standard error of estimate

کلر و همکاران (Keller, Sandin, Colombi, Horn & Or, 2019)، بیان نمودند که ماشین‌آلات کشاورزی و فعالیت‌های شدید زراعی موجب تراکم خاک سطحی و افزایش جرم مخصوص ظاهری در زمین‌های کشاورزی می‌شوند. عملیات زراعی خاکدانه‌ها را شکسته و درنهایت باعث افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک می‌شوند (Nawaz, Bourrie & Trolard, 2013). فعالیت زراعی معمولاً کربن آلی خاک را کاهش می‌دهد و تغییر کاربری منجر به کاهش کربن آلی و ازت کل موجود در خاک می‌گردد (Carter, Parton, Rowland, Schultz & Steed, 1993). حاج عباسی و همکاران (Hajabbasi, Besalatpour & Melali, 2008) در طی مطالعات خود بر روی خاک‌های جنوب و جنوب‌غربی اصفهان اذعان داشتند که در اثر تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی، هدایت الکتریکی خاک ۴۱ درصد افزایش یافته اما جرم مخصوص ظاهری و میانگین وزنی قطرخاکدانه‌ها تغییر معنی‌داری نکرده است و تغییر کاربری باعث کاهش کیفیت و افزایش تخریب خاک شده است. حرکت دام در سطح مرتع باعث مدفون شدن بیشتر فضولات و لاشبرگ می‌شود که باعث افزایش مقدار نیتروژن در خاک مرتع نسبت به زمین زراعی می‌گردد (Vanaee et al., 2017). خاک مرتع نسبت به خاک زراعی مواد آلی بیشتری دارد و از آنجا که قسمت عمده نیتروژن به‌صورت ترکیب با مواد آلی است(Alori, Glick & Babalola, 2017)، بدین‌ترتیب مقدار نیتروژن در خاک مرتع نسبت به زراعی بیشتر بود. ظرفیت تبادل کاتیونی یکی از ویژگی‌های خاک است که به قدرت نگهداری مواد غذایی در خاک مخصوصاً نگهداری کاتیون‌ها مرتبط می‌شود. این ویژگی بیشتر تحت تأثیر میزان ماده آلی، مقدار و نوع رس و PH خاک قرار می‌گیرد (Abera & Belachew, 2011). از آنجا که ماده آلی دارای ظرفیت تبادل کاتیونی بالا می‌باشد با افزایش غلظت آن در خاک، میزان ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نیز افزایش می‌یابد (Golchin & Asgari, 2008). از آنجا که مرتع بکر دارای کربن آلی بیشتری نسبت به زمین زراعی است، بالاتر بودن ظرفیت تبادل کاتیونی در مرتع بکر نسبت به زمین زراعی قابل‌انتظار بود. میزان ظرفیت تبادل کاتیونی همچنین تحت‌تأثیر میزان و نوع رس قرار می‌گیرد و خاک‌های با رس بیشتر و مخصوصاً اگر رس از نوع ۲:۱ باشد به‌دلیل عرضه بار منفی بیشتر، ظرفیت تبادل کاتیونی بیشتری دارند (Durães, Novo, Candeias & Da Silva, 2018). در اراضی کشاورزی فرسایش خاک و هدر رفت رس به‌دلیل کمبود مواد آلی و شکستن خاکدانه‌ها با عملیات خاکورزی سنتی تشدید می‌شود و این امر به هدر رفت رس و در نتیجه کاهش میزان ظرفیت تبادل کاتیونی خاک منجر می‌شود (Ordoñez-Morales, Cadena-Zapata, Zermeño-González & Campos-Magaña, 2019). رس و هوموس از جمله اجزاء معدنی و آلی تشکیل‌دهنده خاک هستند که ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک آن را به‌شدت تحت تأثیر قرار می‌دهند. بنابراین با تغییر مقدار این اجزاء در خاک در اثر مدیریت‌های مختلف، ویژگی‌های مرتبط با کیفیت خاک که به‌طور مستقیم و غیر مستقیم تحت تأثیر رس و هوموس هستند نیز تغییر می‌کند (Ndzelu et al., 2021).

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مرتعی و زراعی مورد مطالعه

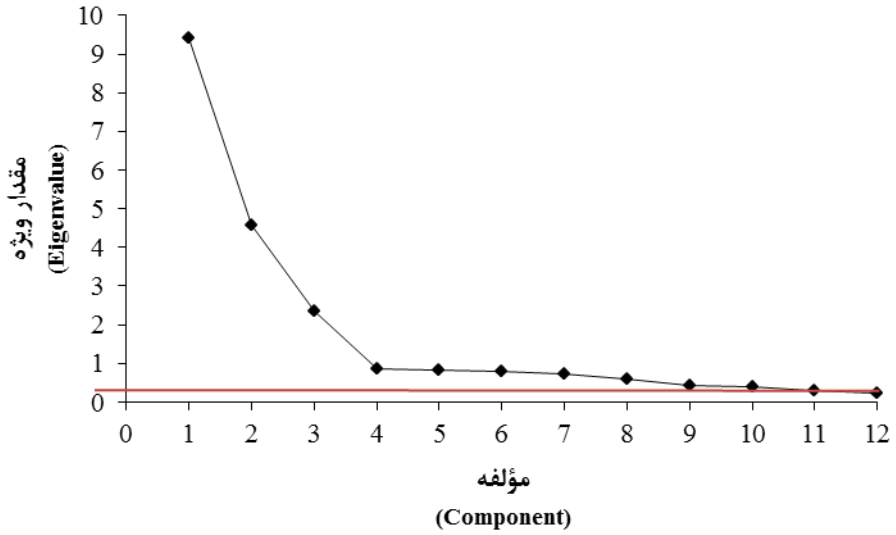
Table 1- Some physical and chemical properties of the studied rangeland and agricultural soil

Sig	t	خاک زراعی (Agricultural soil)	خاک مرتع (Rangeland soil)	واحد (Unit)	ویژگی خاک (Soil properties)
0.03	3.15	7.34±0.11	6.86±0.12		اسیدیته (Acidity)
0.02	2.73	0.04±0.39	0.3±0.31	m^{-1} dS	هدایت الکتریکی (Electrical Conductivity)
0.04	7.99	0.52±13.53	0.47±15.65	$cmol_c$ kg^{-1}	ظرفیت تبادل کاتیونی (Cation Exchange)
0.01	8.68	0.14±1.32	0.12±1.62	٪	کربن آلی (Organic Carbon)
0.01	3.67	0.02±0.11	0.03±0.15	٪	نیتروژن کل (Total Nitrogen)
0.04	11.47	0.11±7.43	0.21±6.01	٪	کربنات کلسیم (Calcium Carbonate)
0.04	5.73	2.21±33.27	1.57±41.16	٪	رطوبت اشباع (Field Capacity)
0.03	2.43	0.04±1.16	0.07±0.87	g cm^{-3}	جرم مخصوص ظاهری (Bulk Density)
0.03	6.20	0.21±1.02	0.32±2.32	mm	میانگین وزنی قطر خاکدانه (Mean Weight Diameter of Soil Aggregates)
0.02	1.37	0.76±22.45	23.58±1.05	٪	رس(Clay)
0.07	1.09	0.72±21.75	22.26±0.64	٪	سیلت(Silt)
0.03	3.73	1.76±55.65	1.85±54.08	٪	شن(Sand)
		لوم رسی شنی Sandy clay loam	لوم رسی شنی Sandy clay loam		بافت(Texture)

ارزیابی شاخص کیفیت خاک

اثرات نوع کاربری بر کیفیت خاک با محاسبه SQI ارزیابی شد. با توجه به ۱۲ ویژگی شیمیایی و فیزیکی خاک که قبلا ذکر شد، تجزیه مؤلفه اصلی دوازده مؤلفه ایجاد کرد. بر اساس رابطه کیسر سه مؤلفه اول دارای مقادیر ویژه بزرگتر از یک بودند و مقادیر ویژه از مؤلفه سوم به بعد دارای مقادیر کمتر از یک بودند. در نتیجه سه مؤلفه اول بعنوان مؤلفه‌های اصلی حفظ شدند (شکل ۲). در مؤلفه اول کربن آلی دارای بالاترین بار عاملی (≤۰/۵۰) و از نقطه نظر آماری ۵۸/۷۹ درصد از واریانس کل را توضیح می‌دهد، درنتیجه به‌عنوان نشانگر برای مجموعه حداقل داده (MDS) انتخاب گردید (جدول ۲). در مؤلفه دوم بیشترین وزن مربوط به متغیرهای ظرفیت تبادل کاتیونی و هدایت الکتریکی می‌باشد که در مجموع ۲۶/۱۵ درصد از واریانس کل را نشان می‌دهند. با توجه به عدم وجود همبستگی معنی‌دار بین این دو متغیر (جدول ۳)، هر دو متغیر برای MDS انتخاب گردیدند. در مؤلفه سوم نیز همبستگی معنی‌داری بین درصد رس و اسیدیته خاک مشاهده نشد (جدول ۲)، بنابراین هر دو متغیر برای MDS انتخاب گردیدند. در مجموع پنج متغیر کربن آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی،

اسیدیته، هدایت الکتریکی و رس خاک به‌عنوان نشانگرها برای MDS انتخاب شدند. استفاده از شاخص کیفیت خاک به‌عنوان ابزاری مفید جهت تعیین و مقایسه کیفیت خاک در بسیاری از مطالعات مورد تأیید قرار گرفته است. شهاب آرخازلو و همکاران (Shohab Arkhazloo, Emami, Haghnia & Karimi, 2011) در پژوهش خود نشان دادند از میان ۱۸ ویژگی مورد بررسی خاک یا کل ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک ویژگی‌های درصد کربن آلی، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها، درصد خاکدانه‌های پایدار در آب، درصد آهک معادل، فاکتور فرسایش‌پذیری خاک معادله جهانی فرسایش خاک و شاخص پایداری خاکدانه‌ها دارای ارزش ویژه بزرگ‌تر از یک بوده و بیش از ۹۵ درصد تغییرات را نشان دادند. مقامی مقیم و همکاران (Maghami Moghim, Karimi, Bagheri Bodaghabadi & Emami, 2022) اذعان داشتند از بین ۱۲ ویژگی مؤثر بر کیفیت خاک، ۴ ویژگی قابلیت هدایت الکتریکی، ماده آلی، درصد رس و PH به روش PCA به‌عنوان مهم‌ترین ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک در لایه شخم در نظر گرفته شدند. یغمائیان مهابادی و همکاران (Yaghmaeian Mahabadi, Fayyaz, Sabouri & Shirinfekr, 2021) با استفاده از روش تجزیه مؤلفه اصلی (PCA)، از میان ۱۵ ویژگی خاک، شش ویژگی شامل پتاسیم قابل جذب، کربن آلی، PH، فسفر قابل جذب، روی قابل جذب و تعداد نماتد به‌عنوان حداقل نشانگرهای مؤثر بر کیفیت خاک انتخاب کردند.



شکل ۲- نمودار بازویی بدست آمده برای ۱۲ مؤلفه بدست آمده با روش PCA

Fig.2. Scree plot obtained for the 12 components derived using the PCA method

جدول ۲- نتایج تجزیه مؤلفه‌های اصلی برای ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک کاربری‌های مورد مطالعه

Table 2- Results of principal component analysis for the characteristics affecting soil quality in the studied land uses

مؤلفه سوم (Principal component, PC3)	مؤلفه دوم (Principal component, PC2)	مؤلفه اول (Principal component, PC1)	متغیرها (Variables)
0.56	0.19	0.12	PH
-0.09	-0.53	0.22	EC
0.34	0.62	-0.11	CEC
0.12	0.36	0.72	OC
0.18	0.11	0.34	TN
-0.31	0.27	0.09	$CaCO_3$
0.06	0.32	-0.15	SWC
0.33	0.16	0.34	BD
0.31	0.11	0.29	MWD
0.75	0.13	0.18	Clay
0.05	0.16	0.08	Silt
0.15	0.04	-0.13	Sand
2.34	4.56	9.43	مقدار ویژه (Eigenvalue)
15.06	26.15	58.79	درصد (Percent)
82.12	76.25	58.79	درصد تجمعی (Cumulative percentage)

متغیرهای برجسته شده مربوط به نشانگرهای انتخاب شده برای MDS می‌باشد.

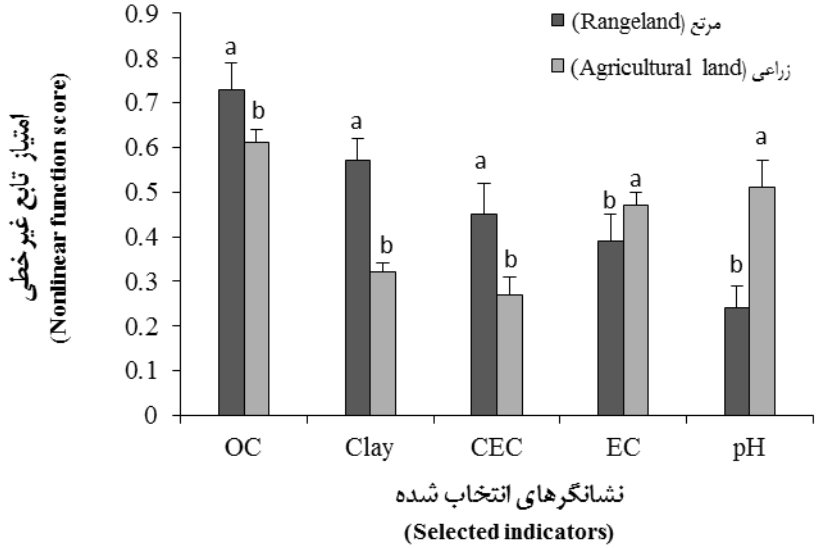
The highlighted variables correspond to the selected markers for MDS.

جدول ۳- ماتریس همبستگی بین ویژگی‌های خاک در کاربری‌های مورد مطالعه

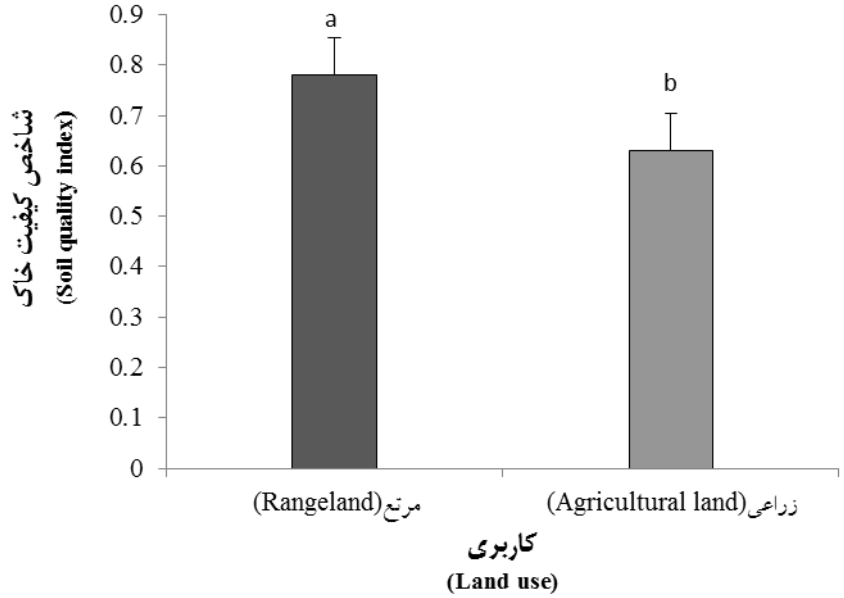
Table 3- Correlation matrix between soil properties in the studied land uses

Silt	Clay	MWD	BD	SWC	$CaCO_3$	N	OC	CEC	EC	pH	ویژگی‌های خاک (Soil properties)
										0.11	EC
									0.13	0.43*	CEC
								0.58*	0.23	0.68**	OC
							0.39*	0.21	0.12	0.09	N
						-0.04	0.03	-0.11	0.29	0.17	$CaCO_3$
					0.17	0.25	0.19	0.18	0.04	-0.27	SWC
				0.48*	0.26	0.14	0.08	0.14	-0.16	0.08	BD
			0.28	0.55*	-0.23	0.11	0.15	0.38*	0.31	0.24	MWD
		0.51	0.43*	0.09	0.14	0.06	0.12	0.47*	0.23	0.04	Clay
	0.11	0.27	0.16	0.18	0.11	0.11	0.07	0.21	0.03	0.11	Silt
0.16	0.18	0.14	0.19	0.10	0.17	0.04	0.19	0.12	0.08	-0.06	Sand

شکل ۳ مقادیر امتیازهای به‌دست آمده با استفاده از تابع امتیازدهی غیرخطی برای هر یک از نشانگرهای انتخاب شده (اسیدیته، رس، ظرفیت تبادل کاتیونی، کربن آلی و هدایت الکتریکی) را نشان می‌دهد. نتایج مقایسه میانگین توابع امتیازدهی غیرخطی نشانگرهای MDS با استفاده از آزمون t-test مستقل در سطح ۵ درصد بیانگر اختلاف معنی‌دار بین امتیازهای هر نشانگر در دو کاربری مختلف بود. مقادیر امتیاز نشانگر کربن آلی خاک از ۰/۷۳ برای خاک مرتع تا ۰/۶۱ برای خاک زراعی متغیر بود. مقادیر رس، ظرفیت تبادل کاتیونی، اسیدیته و هدایت الکتریکی نیز به ترتیب ۰/۵۷، ۰/۴۵، ۰/۳۹ و ۰/۲۴ برای خاک مرتع و ۰/۳۲، ۰/۲۷، ۰/۴۷ و ۰/۵۱ برای خاک زراعی به‌دست آمد. به‌طورکلی نتایج نشان داد در بین نشانگرهای انتخاب‌شده، به‌ترتیب کربن آلی خاک، رس و ظرفیت تبادل کاتیونی، هدایت الکتریکی و اسیدیته بالاترین امتیازات را در خاک مرتع داشتند. در حالی‌که در خاک زراعی به ترتیب بالاترین امتیازات مربوط به کربن آلی خاک، اسیدیته، هدایت الکتریکی، رس و ظرفیت تبادل کاتیونی بود. همچنین نتایج مقایسه میانگین مقادیر شاخص کیفیت خاک به‌دست‌آمده برای دو کاربری مرتع و زراعی با استفاده از آزمون t-test مستقل در سطح ۵ درصد تفاوت معنی‌داری را نشان داد (شکل ۴). شاخص کیفیت خاک مرتع دست‌نخورده (۰/۷۸) به‌طور معنی‌دار بالاتر از شاخص کیفیت خاک زراعی (۰/۶۳) بود. کی و همکاران (Qi et al., 2009)، شاخص کیفیت خاک را به چهار درجه تقسیم کردند. درجه I (≤ ۰/۸) نشان‌دهنده مناسب‌ترین کیفیت خاک می‌باشد، درجه II (۰/۸-۰/۷) بیانگر خاک با کیفیت مناسب اما دارای محدودیت‌هایی برای رشد گیاه، درجه III (۰/۷-۰/۶) بیانگر خاک با کیفیت متوسط و درجه IV(≤ ۰/۶) بیانگر کیفیت ضعیف خاک و وجود شدیدترین محدودیت‌های رشدی برای گیاهان می‌باشد. براساس تقسیم‌بندی فوق خاک مرتع جزء خاک‌های با درجه کیفیت II و خاک زراعی جزء خاک‌های با درجه کیفیت III می‌باشد. لیو و همکاران (Liu et al., 2014)، در مطالعه خود نشان دادند بین شاخص کیفیت خاک و عملکرد برنج همبستگی معنی‌داری وجود دارد که انتخاب ویژگی‌های خاک به‌عنوان MDS توانسته وضعیت خاک برای تولید برنج را به‌خوبی ارزیابی نماید. نقش کلیدی کربن آلی به‌عنوان عامل مهم تعیین‌کننده کیفیت خاک در تعدادی از مطالعات مشخص شد (Raiesi, 2017; Armenise et al., 2013). تبدیل مراتع و کشت و کار طولانی-مدت در خاک‌های مرتعی باعث کاهش محتوای کربن خاک می‌شود. از جمله دلایل این کاهش می‌تواند مربوط به کاهش ورودی‌های کربن از طریق اندام هوایی و زیرزمینی گیاه و همچنین افزایش تجزیه مواد آلی موجود در خاک به‌واسطه عملیات خاک‌ورزی شدید باشد (Mazzoncini, Sapkota, Barberi, Antichi & Risaliti, 2011). اهمیت کربن آلی به عنوان یک نشانگر MDS را می‌توان به اثرات مستقیم و غیرمستقیم آن بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیای خاک نسبت داد. ترکیبات آلی ساختار خاک را بهبود می بخشند و ترکیب شیمیایی خاک را از طریق تعامل با جوامع میکروبی تغییر می‌دهند که منجر به افزایش کیفیت خاک می‌شوند (Zhang et al., 2022).



شکل ۳- مقادیر امتیازهای داده شده به نشانگرهای انتخاب‌شده برای MDS با استفاده از تابع غیرخطی
Fig.3. Scores assigned to the selected indicators for MDS using a nonlinear function



شکل ۴- مقادیر شاخص‌های کیفیت خاک اندازه‌گیری شده برای خاک‌های مرتع و زراعی
Fig.4. Measured soil quality indices for rangeland and agricultural soils

تعیین عوامل مؤثر بر تغییرات کربن خاک

با توجه به نقش اصلی کربن آلی خاک بر شاخص کیفیت خاک، رگرسیون چندمتغیره خطی گام به گام برای ارزیابی الگوهای ارتباطی بین کربن آلی خاک و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک استفاده شد (جدول ۴).

جدول ۴- ارتباط مقدار کربن با ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک در دو کاربری مورد مطالعه

Table 4- Relationship between carbon content and soil physical and chemical properties in the two studied land uses

کاربری (land use)	معادلات خطی (linear equation)	اعتبارسنجی (Validation)	
		R_{adj}	SEE
مرتع (Rangeland)	–OC = 7.21 + 1.68 CEC + 0.93 Clay + 0.72 MWD sθ0.24 Bd + 0.04	0.78	0.24
زراعی (Agricultural land)	OC = 1.21 – 0.48EC – 0.13 pH	0.72	0.21

روابط به‌دست‌آمده بین کربن آلی خاک و متغیرها با توجه به نوع کاربری تفاوت معنی‌داری داشتند (۰/۰۱ > P) (جدول ۴). در مورد خاک مرتع، متغیرهای ظرفیت تبادل کاتیونی، درصد رس، میانگین وزنی قطر خاکدانه و درصد رطوبت اشباع خاک تأثیر مثبت و معنی‌داری و جرم مخصوص ظاهری تأثیر منفی و معنی‌داری بر کربن آلی خاک داشتند. همچنین شیب خط بدست آمده برای هر یک از متغیرها در خاک مرتعی نشان داد که کربن آلی خاک بیشترین حساسیت را نسبت به تغییرات ظرفیت تبادل کاتیونی(۱/۶۸) داشت. برای خاک زراعی ارتباط منفی و معنی‌داری بین کربن آلی خاک با متغیرهای هدایت الکتریکی و اسیدیته مشاهده شد. همچنین در این خاک بیشترین حساسیت کربن آلی نسبت به هدایت الکتریکی (شیب ۰/۴۸) بدست آمد. تعادل دینامیکی بین ورودی و خروجی کربن عمدتاً توسط شرایط اقلیمی و موقعیت توپوگرافی منطقه کنترل می‌شود (Jakšić et al., 2021). ولی با توجه به یکسان بودن موقعیت مناطق نمونه‌برداری شده اثر فاکتورهای اقلیمی و توپوگرافی بر تغییرات کربن خاک در مدیریت مرتع و زراعی یکسان فرض شده است. بنابراین عامل اصلی تغییرات کربن آلی خاک در مناطق مورد مطالعه مدیریت کاربری منطقه می‌باشد. ارتباط مثبت معنی‌دار بین کربن آلی خاک در کاربری مرتع با درصد رس و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک می‌تواند به دلیل فراوانی تشکیل کمپلکس‌های آلی-معدنی باشد. اتصال گروهای عاملی کربن آلی خاک به ذرات رس در بلند مدت سبب کاهش تجزیه‌پذیری و افزایش تثبیت کربن آلی می‌گردد (Reichenbach et al., 2021). همبستگی به‌دست آمده بین درصد رس خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نشان‌دهنده نقش رس خاک در میزان ظرفیت تبادلی خاک دارد (جدول ۳). ویژگی ظرفیت تبادل کاتیونی خاک شاخص خوبی برای تعیین کیفیت خاک بوده و مقدار آن بسته به میزان و نوع رس متغیر است. رس‌ها به علت دارابودن سطح ویژه زیاد و باردار بودن نقش مهمی در ظرفیت تبادل کاتیونی خاک دارند و با افزایش مقدار رس، مقدار این شاخص نیز افزایش می‌یابد (Hezarjaribi, Nosrati Karizak & Abdollahnezhad, 2013). از سوی دیگر افزایش عملیات خاکورزی به‌دلیل تخریب کمپلکس‌ها

آلی-معدنی موجب افزایش در معرض قرارگیری کربن آلی در برابر ریزجانداران خاک می شود. همچنین تسریع فرسایش بادی و آبی به‌دلیل کاهش پوشش گیاهی نیز از دیگر عوامل مهم در افزایش از دست رفتن کربن آلی خاک به‌همراه محصولات حاصل از هوادیدگی سنگ‌ها نظیر ذرات سیلت و رس در خاک های زراعی می‌باشد. مارتینز- منا و همکاران (Martinez-Mena, Lopez, Almagro, Boix-Fayos & Albaladejo, 2008) در بررسی اثر تغییر کاربری جنگل به کشاورزی بیان نمودند که میزان هدر رفت خاک هفت برابر افزایش و میزان مواد آلی لایه سطحی خاک ۵۰ درصد کاهش پیدا کرده است. از دیگر اثرات افزایش رس و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک می‌توان به اثرات آن‌ها بر افزایش شاخص ساختاری MWD و همچنین کاهش BD (جدول ۱) اشاره نمود. افزایش خاکدانه سازی در خاک‌های مرتعی می‌تواند سبب افزایش نفوذ آب به خاک و ظرفیت ذخیره آب شود که به‌تبع آن افزایش پوشش گیاهی و افزایش ورود کربن به خاک را موجب می‌شود. ارتباط مثبت و معنی‌دار به‌دست‌آمده بین کربن آلی خاک مرتع با MWD ، BD و درصد رطوبت اشباع خاک و همچنین نتایج همبستگی به‌دست‌آمده بین رطوبت اشباع خاک با MWD و BD نیز تا حدودی تأییدکننده این موضوع می‌باشد.

ارتباط منفی و معنی‌دار بین کربن آلی خاک زراعی با اسیدیته و هدایت الکتریکی خاک نیز بیان‌کننده نقش عمده این دو عامل در کاهش کربن آلی در خاک زراعی می‌باشد. املاح محلول موجود در خاک به دلیل ایجاد محدودیت در استقرار و رشد و توسعه پوشش گیاهی نقش بسیار تعیین‌کننده‌ای بر روی درصد پوشش گیاهی دارد، چنانچه مطالعات گسترده‌ای این موضوع را تأیید می‌نمایند (Chahouki, Ahvazi & Azarnivand, 2011; Sheidai Karkaj, Sepehry, Barani & Motamedi, 2017). شوری خاک به‌موجب اثر آن بر کاهش مقدار کلروفیل و کاهش جذب دی اکسیدکربن توسط گیاه سبب کاهش ظرفیت فتوسنتزی گیاه می‌شود. در نهایت این کاهش در ظرفیت فتوسنتزی گیاه سبب کاهش حجم ورودی لاشبرگ به خاک می‌شود (Shrivastava & Kumar, 2015). یکی از دلایل اصلی افزایش سطح شوری در خاک‌های مرتعی تحت کشت گندم می‌تواند مربوط به حذف فصلی پوشش گیاهی از سطح خاک‌های این مراتع باشد. کاهش سطح پوشش خاک توسط گیاه منجر به افزایش نرخ تبخیر آب از سطح خاک و در نتیجه تجمع بیشتر املاح می‌شود (Shaygan & Baumgartl, 2022). علاوه بر این، شوری سطحی زمین های زراعی ممکن است به‌دلیل شرایط غرقابی فصلی با شرایط زهکشی محدود باشد، که در نتیجه افزایش خاک‌ورزی حاصل شده است (Singh, 2019). از سوی دیگر تجمع این املاح بازی در سطح خاک سبب افزایش اسیدیته خاک در کاربری زراعی می‌شود. به‌طوری‌که افزایش مقادیر کربنات کلسیم به‌دست‌آمده در خاک زراعی نسبت به خاک‌های مرتع می‌تواند تا حدودی بیانگر افزایش اسیدیته خاک زراعی باشد (جدول ۱). در این خصوص مطالعات مختلفی نشان می‌دهد اسیدیته خاک به‌واسطه اثر آن بر تنظیم فعالیت میکروبی خاک میزان کربن خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد و مقادیر بالای اسیدیته احتمالاً به‌دلیل تسریع شدن تجزیه کربن خاک یک اثر منفی بر میزان کربن خاک دارد (Ling et al., 2021).

نتیجه‌گیری

نتایج این تحقیق نشان داد که تفاوت معنی‌داری بین اکثر ویژگی‌های خاک اندازه‌گیری‌شده در دو کاربری مرتع دست‌نخورده و زراعی وجود داشت، درحالی‌که از بین این ویژگی‌ها تنها پنج ویژگی خاک بعنوان نشانگر برای MDS انتخاب شدند(کربن آلی، درصد رس، ظرفیت تبادل کاتیونی، اسیدیته و هدایت الکتریکی) از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر کیفیت خاک بودند. تبدیل مراتع به مزارع منجر به کاهش کیفیت خاک شد که به وضوح توسط شاخص کیفیت خاک به‌دست‌آمده نشان داده شد. از سوی دیگر نتایج توابع امتیازدهی غیرخطی بیانگر نقش اصلی کربن آلی در افزایش کیفیت خاک مرتعی نسبت به زراعی بود. ارتباط معنی‌داری بین کربن آلی خاک مرتع با متغیرهای ظرفیت تبادل کاتیونی، درصد رس، جرم مخصوص ظاهری، میانگین وزنی قطر خاکدانه و درصد رطوبت اشباع خاک و همچنین ارتباط معنی‌داری بین کربن آلی خاک زراعی با متغیرهای اسیدیته و هدایت الکتریکی نیز با استفاده از روش رگرسیون گام به گام بدست آمد. کاهش حجم ورودی لاشبرگ به خاک و به تبع آن کاهش ورودی کربن آلی به خاک در اثر حذف فصلی پوشش گیاهی از سطح خاک زراعی را می‌توان از دلایل عمده کاهش کیفیت این خاک نسبت به خاک مرتعی بر شمرد. همچنین برداشت فصلی پوشش گیاهی در خاک زراعی می‌تواند به موجب افزایش اسیدیته و هدایت الکتریکی در اثر افزایش نرخ تبخیر آب از سطح خاک، سبب کاهش بیشتر ورودی کربن به این خاک در مقایسه با خاک مرتعی و در نتیجه کاهش کیفیت خاک زراعی شود. به‌طورکلی نتایج این تحقیق نشان داد که نشانگرهای MDS علاوه بر اثرگذاری مستقیم بر کیفیت خاک، می‌توانند از طریق تأثیر بر روی مقدار کربن آلی خاک، به‌طور غیرمستقیم کیفیت خاک را نیز تحت تأثیر قرار دهند.

قدردانی و تشکر

این اثر تحت حمایت مادی صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور (INSF) برگرفته شده از طرح شماره «۴۰۰۵۲۹۳» انجام شده است.

Refrences

Abbas, F., Hammad, H. M., Ishaq, W., Farooque, A. A., Bakhat, H. F., Zia, Z., ... & Cerdà, A. (2020). A review of soil carbon dynamics resulting from agricultural practices. *Journal of Environmental Management*, *268*, 110319.https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110319

Abera, Y., & Belachew, T. (2011). Effects of landuse on soil organic carbon and nitrogen in soils of Bale, Southeastern Ethiopia. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, *14*(1), 229-235 .

Alori, E. T., Glick, B. R., & Babalola, O. O. (2017). Microbial phosphorus solubilization and its potential for use in sustainable agriculture. *Frontiers in Microbiology*, *8*, 971 . https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00971

Alves de Castro Lopes, A., Gomes de Sousa, D. M., Chaer, G. M., Bueno dos Reis Junior, F., Goedert, W. J., & de Carvalho Mendes, I. (2013). Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. *Soil Science Society of America Journal*, *77*(2), 461-472 . https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0191

Andrews, S. S., Karlen, D., & Mitchell, J. (2002). A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *90*(1), 25-45. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8

Armenise, E., Redmile-Gordon, M., Stellacci, A., Ciccarese, A., & Rubino, P. (2013). Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, *130*, 91-98 . https://doi.org/10.1016/j.still.2013.02.013

Bai, Z., Caspari, T., Gonzalez, M. R., Batjes, N. H., Mäder, P., Bünemann, E. K., ... & Tóth, Z. (2018). Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *265*, 1-7. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.028

Bastida, F., Moreno, J. L., Hernández, T., & García, C. (2006). Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. *Soil Biology and Biochemistry*, *38*(12), 3463-3473 .https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.06.001

Bengtsson, J., Bullock, J. M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'connor, T., ... & Lindborg, R. (2019). Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, *10*(2), e02582. https://doi.org/10.1002/ecs2.2582

Blake, G. R., & Hartge, K. (1986). Bulk density. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, *5*, 363-375 . https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c13

Bremner, J. M., & Mulvaney, C. (1982). Nitrogen—total. *Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties*, *9*, 595-624 . https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c31

Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., De Goede, R., ... & Brussaard, L. (2018). Soil quality–A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, *120*, 105-125. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030

Buraka, T., Elias, E., & Lelago, A. (2022). Soil organic carbon and its' stock potential in different land-use types along slope position in Coka watershed, Southern Ethiopia. *Heliyon*, *8*(8), e10261. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10261

Carter, M., Parton ,W., Rowland, I., Schultz, J., & Steed, G. (1993). Simulation of soil organic carbon and nitrogen changes in cereal and pasture systems of southern Australia. *Soil Research*, *31*(4), 481-491. https://doi.org/10.1071/SR9930481

Chahouki, M. A. Z., Ahvazi, L. K., & Azarnivand, H. (2011). Environmental factors affecting distribution of vegetation communities in Iranian rangelands. *Vegetos*, *23*(2), 1-15.

Chapman, H. (1965). Cation-exchange capacity. *Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties*, *9*, 891-901. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.c6

Durães, N., Novo, L. A., Candeias, C., & Da Silva, E. F. (2018). Distribution, transport and fate of pollutants. In *Soil Pollution* (29-57). Elsevier**.** https://doi.org/10.1016/B978-0-12-849873-6.00002-9

Friedlingstein, P., Jones, M. W., O'Sullivan, M., Andrew, R. M., Bakker, D. C., Hauck, J., ... & Zeng, J. (2022). Global carbon budget 2021. *Earth system science data*, *14*(4), 1917-2005. https://doi.org/10.5194/essd-14-1917-2022

Gee, G. W., & Bauder, J. W. (1986). Particle size analysis. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, *5*, 383-411. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c15

Golchin, A., & Asgari, H. (2008). Land use effects on soil quality indicators in north-eastern Iran. *Soil Research*, *46*(1), 27-36. https://doi.org/10.1071/SR07049

Hajabbasi, M. A., Besalatpour, A., & Melali, A. R. (2008). Impacts of Converting Rangelands to Cultivated Land on Physical and Chemical Properties of Soils in West and Southwest of Isfahan. *Journal of Water and Soil Science*, *11*(42), 525-534. [In Persian] http://dorl.net/dor/20.1001.1.24763594.1386.11.42.44.8

Hezarjaribi, A., Nosrati Karizak, F., & Abdollahnezhad, K. (2013). The Prediction Possibility of Soil Cation Exchange Capacity by Using of Easily Accessible Soil Parameters. *Water and Soil*, *27*(4), 712-719. [In Persian] https://doi.org/10.22067/jsw.v0i0.28092

Jaksic, S., Ninkov, J., Milic, S., Vasin, J., Zivanov, M., Perovic, V., ... & Komlen, V. (2021). Topographic Position, Land Use and Soil Management Effects on Soil Organic Carbon (Vineyard Region of Nis, Serbia). *Agronomy-Basel*, *11*(7). https://doi.org/10.3390/agronomy11071438

Janes-Bassett, V., Davies, J., Rowe, E. C., & Tipping, E. (2020). Simulating long-term carbon nitrogen and phosphorus biogeochemical cycling in agricultural environments. *Science of the Total Environment*, *714*, 136599. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136599

Johnson, A. R., & Wichern, D. W. (1988). Applied Multivariate Statistical Analysis. *Biometrics*, *44*(3), 920. https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/dan-667

Kaiser, H. F. (1960). The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, *20*(1), 141-151. https://doi.org/10.1177/001316446002000116

Keller, T., Sandin, M., Colombi, T., Horn, R., & Or, D. (2019). Historical increase in agricultural machinery weights enhanced soil stress levels and adversely affected soil functioning. *Soil and Tillage Research*, *194*, 104293 .https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104293

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 . https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c17

Khalil, I. M., Francaviglia, R., & Henry, B. (2019). Strategic management of grazing grassland systems to maintain and increase organic carbon in soils. *Frazão LA.(eds.). CO2 Sequestration*, 45. http://hdl.handle.net/10197/9672

Li, Y., Dong, S., Wen, L., Wang, X., & Wu, Y. (2013). Assessing the soil quality of alpine grasslands in the Qinghai-Tibetan Plateau using a modified soil quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, *185*, 8011-8022. https://doi.org/10.1007/s10661-013-3151-1

Ling, L., Fu, Y., Jeewani, P. H., Tang, C., Pan, S., Reid, B. J., ... & Xu, J. (2021). Organic matter chemistry and bacterial community structure regulate decomposition processes in post-fire forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, *160*, 108311. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108311

Liu, Z., Zhou, W., Shen, J., He, P., Lei, Q., & Liang, G. (2014). A simple assessment on spatial variability of rice yield and selected soil chemical properties of paddy fields in South China. *Geoderma*, *235*, 39-47. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.027

Maghami Moghim, F., Karimi, A. R., Bagheri Bodaghabadi, M., & Emami, H. (2022). Evaluating the Role of Different Management Systems on Soil Quality Index Using Crop Yield (Case Study: Neyshabour Plain, Iran). *Water and Soil*, *36*(1), 95-112. [In Persian] https://doi.org/10.22067/jsw.2022.74026.1120

Martinez-Mena, M., Lopez, J., Almagro, M., Boix-Fayos, C., & Albaladejo, J. (2008). Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. *Soil and Tillage Research*, *99*(1), 119-129. https://doi.org/10.1016/j.still.2008.01.009

Mazzoncini, M., Sapkota, T. B., Barberi, P., Antichi, D., & Risaliti, R. (2011). Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content. *Soil and Tillage Research*, *114*(2), 165-174 . https://doi.org/10.1016/j.still.2011.05.001

Nawaz, M. F., Bourrie, G., & Trolard, F. (2013). Soil compaction impact and modelling. A Review. *Agronomy for Sustainable Development*, *33*, 291-309. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8

Ndzelu, B. S., Dou, S., Zhang, X., Zhang, Y., Ma, R., & Liu, X. (2021). Tillage effects on humus composition and humic acid structural characteristics in soil aggregate-size fractions. *Soil and Tillage Research*, *213*, 105090. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105090

Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 2 chemical and microbiological properties*, *9*, 539-579. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29

Ordoñez-Morales, K. D., Cadena-Zapata, M., Zermeño-González, A., & Campos-Magaña, S. (2019). Effect of tillage systems on physical properties of a clay loam soil under oats. *Agriculture*, *9*(3), 62. https://doi.org/10.3390/agriculture9030062

Qi, Y., Darilek, J. L., Huang, B., Zhao, Y., Sun, W., & Gu, Z. (2009). Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma*, *149*(3-4), 325-334. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.12.015

Rahmanipour, F., Marzaioli, R., Bahrami, H. A., Fereidouni, Z., & Bandarabadi, S. R. (2014). Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran. *Ecological Indicators*, *40*, 19-26. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.12.003

Raiesi, F. (2017). A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. *Ecological Indicators*, *75*, 307-320. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.049

Raiesi, F., & Beheshti, A. (2014). Soil C turnover, microbial biomass and respiration, and enzymatic activities following rangeland conversion to wheat–alfalfa cropping in a semi-arid climate. *Environmental Earth Sciences*, *72*, 5073-5088. https://doi.org/10.1007/s12665-014-3376-5

Raiesi, F., & Riahi, M. (2014). The influence of grazing exclosure on soil C stocks and dynamics, and ecological indicators in upland arid and semi-arid rangelands. *Ecological Indicators*, *41*, 145-154 . https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.040

Reichenbach, M., Fiener, P., Garland, G., Griepentrog, M., Six, J., & Doetterl, S. (2021). The role of geochemistry in organic carbon stabilization against microbial decomposition in tropical rainforest soils. *Soil*, *7*(2), 453-475. https://doi.org/10.5194/soil-7-453-2021

Rhoades, J. D. (1976). Soil electrical conductivity and soil salinity: new formulations and calibrations. *Soil Science Society of America Journal*, *40*, 651-655.

Salek-Gilani, S., Raiesi, F., Tahmasebi, P., & Ghorbani, N. (2013). Soil organic matter in restored rangelands following cessation of rainfed cropping in a mountainous semi-arid landscape. *Nutrient cycling in agroecosystems*, *96*, 215-232. https://doi.org/10.1007/s10705-013-9587-4

Shaygan, M., & Baumgartl, T. (2022). Reclamation of salt-affected land: A review. *Soil systems*, *6*(3), 61. https://doi.org/10.3390/soilsystems6030061

Sheidai Karkaj, E., Sepehry, A., Barani, H., & Motamedi, J. (2017). Soil organic carbon reserve relationship with some soil properties in East Azerbaijan rangelands. *Rangeland*, *11*(2), 125-138. [In Persian] http://rangelandsrm.ir/article-1-475-fa.html

Shohab Arkhazloo, H., Emami, H., Haghnia, G., & Karimi, A. R. (2011). Determining most Important Properties for Soil Quality Indices of Agriculture and Range Lands in a some Parts of Southern Mashhad. *Water and Soil*, *25*(5). [In Persian] https://doi.org/10.22067/jsw.v0i--.11256

Shrivastava, P., & Kumar, R. (2015). Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. *Saudi journal of biological sciences*, *22*(2), 123-131. https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2014.12.001

Singh, A. (2019). Poor-drainage-induced salinization of agricultural lands: Management through structural measures. *Land use Policy*, *82*, 463-457. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.032

Spohn, M., & Giani, L. (2011). Impacts of land use change on soil aggregation and aggregate stabilizing compounds as dependent on time. *Soil Biology and Biochemistry*, *43*(5), 1081-1088. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.029

Szilassi, P., Jordan, G., Van Rompaey, A., & Csillag, G. (2006). Impacts of historical land use changes on erosion and agricultural soil properties in the Kali Basin at Lake Balaton, Hungary. *Catena*, *68*(2-3), 96-108. https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.03.010

Szostek, M., Szpunar-Krok, E., Pawlak, R., Stanek-Tarkowska, J., & Ilek, A. (2022). Effect of different tillage systems on soil organic carbon and enzymatic activity. *Agronomy*, *12*(1), 208. https://doi.org/10.3390/agronomy12010208

Thomas, G. W. (1996). Soil pH and soil acidity. *Methods of soil analysis: part 3 chemical methods*, *5*, 475-490. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c16

Vanaee, F., Karami, P., Joneydi jafari, H., & Nabialahi, K. (2017). Simulation of soil organic carbon dynamic in meadow ecosystems under different management practices using

CENTURY model. *Rangeland*, *10*(4), 439-449. [In Persian] https://dor.isc.ac/dor/20.1001.1.20080891.1395.10.4.6.2

Vargas, L., Willemen, L., & Hein, L. (2019). Assessing the capacity of ecosystems to supply ecosystem services using remote sensing and an ecosystem accounting approach. *Environmental Management*, *63*, 1-15. https://doi.org/10.1007/s00267-018-1110-x

Xu, M., Lou, Y., Sun, X., Wang, W., Baniyamuddin, M., & Zhao, K. (2011). Soil organic carbon active fractions as early indicators for total carbon change under straw incorporation. *Biology and Fertility of Soils*, *47*, 745-752. https://doi.org/10.1007/s00374-011-0579-8

Yaghmaeian Mahabadi, N., Fayyaz, H., Sabouri, A., & Shirinfekr, A. (2021). Comparison of Soil Quality Evaluation Methods and Their Relationships with Tea Yield in West Guilan Province. *Iranian Journal of Soil Research*, *34*(4), 435-450. [In Persian] https://doi.org/10.22092/ijsr.2021.351656.551

Zhang, Y., Wang, L., Jiang, J., Zhang, J., Zhang, Z., & Zhang, M. (2022). Application of soil quality index to determine the effects of different vegetation types on soil quality in the Yellow River Delta wetland. *Ecological Indicators*, *141*, 109116. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109116

Zhao, J., Feng, X., Deng, L., Yang, Y., Zhao, Z., Zhao, P., ... & Fu, B. (2020). Quantifying the effects of vegetation restorations on the soil erosion export and nutrient loss on the Loess Plateau. *Frontiers in Plant Science*, *11*, 573126. https://doi.org/10.3389/fpls.2020.573126

Zohdi, M., Arzani, H., Javadi, S., Jalili, A., & Khorshidi, G. (2018). Government and range management in Iran (policy, laws and plans). *Applied Ecology & Environmental Research*, *16*(4), 4537-4654 http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1604_46374654