# Comparison of Physical, Chemical, and Biological Soil Properties under Horticultural and Agricultural Land Uses in the South of Lake Urmia

**Omid Ahmadi** [a,*], **Parisa Alamdari** [b,*], **Moslem Servati** [c], **Mohammad Sadegh Askari** [d]
[a] *PhD student, Dept. of Soil Science and Engineering, University of Zanjan, Zanjan, Iran*
[b] *Associate Professor, Dept. of Soil Science and Engineering, University of Zanjan, Zanjan, Iran*
[c] *Associate Professor, Shahid Bakeri High Education Center of Miandoab, Urmia University, Urmia, Iran*
[d] *Associate Professor, Dept. of Soil Science and Engineering, University of Zanjan, Zanjan, Iran*

*Research Full Paper*
**Article History (Received: 2026/02/22 Accepted: 2026/05/30)**

## Extended abstract

### 1- Introduction

Soil quality is recognized as a critical indicator of sustainable land management and a key factor in enhancing productivity while minimizing environmental degradation. Effective evaluation of soil quality provides comprehensive insights into the complex physical, chemical, and biological interactions within soil systems, enabling informed decisions in land-use planning and agricultural management. In the semi-arid region surrounding Lake Urmia, intensive agricultural practices, inappropriate irrigation with saline water, excessive tillage, and recent land-use changes have accelerated soil degradation processes, including salinization, sodification, organic matter depletion and structural deterioration. These threats are particularly pronounced in Chaharborj County, West Azerbaijan Province located south of the shrinking Lake Urmia, one of the world's most ecologically endangered hypersaline lakes. Given the critical role of landuse type in determining soil health trajectories, this study aimed to assess and compare soil quality under two dominant landuse systems in the region: conventional arable cropping (agricultural) and perennial horticultural orchards (horticultural). The specific objective was to quantify the impact of long-term landuse differences on key physical, chemical and biological soil properties across soil depth gradients. It was hypothesized that conversion from annual cropping to perennial orchard systems would enhance soil structural stability, increase organic carbon and nutrient cycling efficiency and mitigate salinity and sodicity risks. The findings are expected to contribute to evidence-based strategies for sustainable soil management and ecological restoration in the Lake Urmia basin.

### 2- Methodology

The research was conducted in Chaharborj County, West Azerbaijan Province, Iran, covering approximately 21,000 hectares south of Lake Urmia. The climate is cold semi-arid with mean annual precipitation of 306 mm and mean annual temperature of 14.5 °C. Soils are predominantly calcareous Inceptisols and Entisols developed on alluvial and lacustrine deposits. A factorial experiment (landuse × soil depth) in a completely randomized design was implemented. Two landuse types were selected: agriculture and horticulture. In each land use, nine sampling stations were established at short (18 km), medium (35 km), and long (50 km) distances from the lake shoreline for quantitative monitoring of soil quality. At each station, composite soil samples were collected in triplicate from depths of 0–30 cm and 30–60 cm in agricultural fields and from 0–30 cm, 30–60 cm and 60–120 cm in horticultural. Sixteen soil properties encompassing physical (texture, bulk density, mean weight diameter of aggregates), chemical (pH, EC, SAR, organic carbon, total N, available P and K, CEC, lime), and biological (basal respiration, microbial biomass carbon) attributes were analyzed using standard international methods. Data normality and homogeneity of variance were verified using SPSS Two-way ANOVA was performed to evaluate the main effects of land use and depth and their interaction. Mean comparisons were conducted using the Least Significant Difference (LSD) test at $p < 0.05$ Pearson correlation analysis was applied to explore interrelationships among soil properties.

### 3- Results

* **Corresponding Author: p_alamdari@znu.ac.ir**

[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

Descriptive statistics revealed high spatial variability, particularly in total nitrogen (CV = 67.08% in agricultural use) and organic carbon (CV = 75% in horticultural use), indicating strong management sensitivity. Silt was the dominant particle-size fraction (47%) in both land uses. Two-way ANOVA indicated that land use significantly affected nearly all physical properties (except silt and partially MWD), most chemical properties (except available P and lime), and all biological properties at $p < 0.05$ Depth significantly influenced only total nitrogen and organic carbon. Compared to horticultural landuse, agricultural soils exhibited higher bulk density, salinity (EC: 6.38 and 5.07 dS $m^{-1}$), sodicity (SAR: 14.39 and 10.78), available potassium, and CEC, but markedly lower organic carbon (29.6% less), total nitrogen (42.5% higher in horticultural), aggregate stability (MWD), microbial biomass carbon (11.49% lower), and basal respiration (40.35% lower). The significance of the interaction effect of landuse type × depth was observed only for pH, OC, and P. Pearson correlation analysis showed the strongest relationships between organic carbon with phosphorus (r=0.82**), salinity and sodium absorption ratio (r=0.79**), cation exchange capacity and clay (r=0.58**) and organic carbon with total nitrogen (r=0.58**).

**4- Discussion & Conclusions**

The results clearly demonstrate that long-term conversion from intensive annual cropping to perennial horticultural systems significantly enhances soil quality in this saline-prone semi-arid environment. Reduced tillage, continuous canopy cover and high organic inputs in horticultural led to improved soil structure, greater carbon sequestration, enhanced biological activity and substantially lower risks of salinization and sodification. Conversely, conventional agricultural management exacerbated soil degradation through compaction, salt accumulation and depletion of organic matter and microbial functions, posing a serious threat of irreversible soil sodification. The absence of significant differences in available phosphorus and lime reflects the slow turnover of these pools and their strong dependence on parent material and long-term fertilization history rather than recent landuse change. In conclusion, transitioning from annual cropping to perennial horticulture emerges as one of the most effective land-management strategies for rapid soil restoration, carbon buildup, biodiversity enhancement and salinity mitigation in the Lake Urmia basin. Policymakers and agricultural extension services should prioritize incentives for establishing salt and drought-tolerant horticultural on high-risk agricultural lands. Future research should focus on integrated soil quality indices, long-term carbon and nutrient budgets, to refine sustainable landuse policies for the ecological rehabilitation of this critically endangered region.

**Key Words:** Chaharborj, Land degradation, Landuse type, Lake Urmia, Salt-affected soils.

**Cite this article:** Ahmadi, O., Alamdari, P., Servati, M., & Askari, M S. (2026). Comparison of Physical, Chemical, and Biological Soil Properties under Horticultural and Agricultural Land Uses in the South of Lake Urmia. *Journal of* Environmental *Erosion Research. 2026; 16 (2) :22-44.* http//doi.org/10.61882/jeer.16.2.6

© The Author(s).
DOI: http//doi.org/10.61882/jeer.16.2.6
Published by Hormozgan University Press.
URL:http://magazine.hormozgan.ac.ir

[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

# مقایسه ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در کاربری‌های باغی و زراعی جنوب دریاچه ارومیه

**امید احمدی:** *دانشجوی دکتری گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران*
**پریسا علمداری*:** *دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران*
**مسلم ثروتی:** *دانشیار، مرکز آموزش عالی شهید باکری میاندوآب، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران*
**محمد صادق عسکری:** *دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران*

نوع مقاله: پژوهشی
**تاریخچهٔ مقاله (تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۱۲/۰۳ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۳/۰۹)**
DOI: http//doi.org/10.61882/jeer.16.2.6

## چکیده

در این پژوهش پایش کیفیت خاک به‌عنوان یکی از مهم‌ترین ابزارهای مدیریت پایدار اراضی، در دو کاربری زراعی و باغی شهرستان چهاربرج (جنوب دریاچه ارومیه) انجام شد. نمونه‌برداری به صورت مرکب از ۹ پایگاه در سه تکرار و از عمق‌های ۰-۳۰، ۳۰-۶۰ و در کاربری باغی در سه عمق ۰-۳۰، ۳۰-۶۰ و ۶۰-۱۲۰ سانتی‌متری انجام شد و ۱۶ ویژگی فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک به‌روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. داده‌ها در قالب طرح فاکتوریل (کاربری × عمق) در طرح کاملاً تصادفی تجزیه و تحلیل شدند. نتایج نشان داد که کاربری اراضی مهم‌ترین عامل مؤثر بر کیفیت خاک است. کاربری باغی در مقایسه با زراعی به‌ترتیب باعث کمتر شدن وزن مخصوص ظاهری (۹/۳۵ ٪)، شوری (۵۲-۶۰ ٪)، نسبت جذب سدیم ۶۶/۲۳-۶۷/۱۲ ٪ و بیشتر شدن میانگین وزنی قطر خاکدانه (۱۲/۴۶ ٪)، ۲۹/۶ ٪ کربن آلی، ۴۲/۵ ٪ نیتروژن کل و ۱۱-۴۱ ٪ شاخص‌های زیستی گردید. در مقابل، شوری زیاد و سدیمی شدن چشمگیر در کاربری زراعی، خطر جدی برای تبدیل خاک به نوع شور- سدیمی را به‌همراه داشت. نتایج نشان داد فسفر قابل‌جذب مشابه نیتروژن کل و کربن آلی به نوع کاربری و ورودی ماده آلی واکنش نشان می‌دهند. ظرفیت تبادل کاتیونی در کاربری زراعی ۴۸/۹۵ ٪ بیشتر از کاربری باغی بود که عمدتاً ناشی از رس بالاتر در سایت‌های زراعی است. تحلیل همبستگی پیرسون قوی‌ترین روابط را بین کربن آلی با فسفر (r=0.82**)، شوری و نسبت جذب سدیم (r=0.79**)، ظرفیت تبادل کاتیونی و رس (r=0.58**) و کربن آلی با نیتروژن کل (r=0.58**) نشان داد. در مجموع به نظر می‌رسد توسعه باغ‌های چندساله در حاشیه دریاچه ارومیه راهبردی مؤثر برای بهبود سلامت زیستی و کیفیت خاک، کاهش خطر شورشدگی و افزایش پایداری اکوسیستم‌های کشاورزی است. نتایج این پژوهش بر ضرورت بازنگری در الگوی کاربری اراضی منطقه و اولویت‌دهی به توسعه باغ‌های مقاوم به شوری و خشکی در برنامه‌های احیای دریاچه ارومیه تأکید دارد.

**واژگان کلیدی:** تخریب اراضی، خاک‌های متاثر از نمک، دریاچه ارومیه، کاربری اراضی، چهاربرج.

* نویسندهٔ مسئول: p_alamdari@znu.ac.ir



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]
[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

**۱ـ مقدمه**

امروزه خاک به‌عنوان بستر حیاتی نگهدارنده گیاهان، تعدیل کننده اثر آلاینده‌های مختلف محیطی و نیز به‌عنوان ارتقاء دهنده رشد گیاهان، جانوران و موثر در سلامتی انسان‌ها تعریف می‌شود (Navidi & Davatgar, 2019). از این‌رو مدیریت بهینه کیفیت خاک و حفظ منابع اراضی را می‌توان ابزارهایی جهت افزایش بازده تولید در سامانه‌های کشاورزی با هدف دستیابی به عملکرد مطلوب و پایدار دانست (Nazari et al., 2023). لذا بررسی و پایش کیفیت خاک می‌تواند درک جامعی از شرایط محیطی پیچیده خاک را فراهم کند (Matinfar et al., 2018). همچنین خاک متشکل از پارامترهای مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی است و لذا سنجش کیفیت خاک با اندازه‌گیری و ارزیابی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک انجام می‌شود (Hamidi Nehrani et al., 2020[b]).

تحقیقات مختلفی در ارتباط با کیفیت خاک در دنیا انجام شده است. Hamidi Nehrani و همکاران (۲۰۲۰[a]) مولفه‌های فرسایش خاک، کاهش توان تولید اراضی و آلودگی خاک را مهم‌ترین تهدیدهای مرتبط با کیفیت خاک در اراضی استان زنجان گزارش کردند. اثرات تغییر کاربری بر برخی ویژگی‌های کیفی خاک در طول یک خط مقطع شمالی-جنوبی در استان سمنان توسط Akhyani و همکاران (۲۰۲۲) بررسی شد. عامل‌های تغییر کاربری و خاک بیشترین تأثیر را بر تغییرات ویژگی‌های کیفی خاک داشت. مطالعه اثر تغییر کاربری بر کیفیت خاک اراضی شیب‌دار در بوم‌سازگان ناپایدار شمال شهر گرگان توسط Bameri (۲۰۲۲) انجام شد. نتایج نشان داد که بیشترین ضریب تغییرات در نتیجه تغییر کاربری مربوط به درصد کربن آلی خاک بود. همچنین تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی موجب کاهش معنی‌دار کیفیت خاک در تمامی مولفه‌های مورد ارزیابی بجز فسفر قابل جذب شد. Maleki و همکاران (۲۰۲۴) اقدام به ارزیابی کیفیت خاک در تیپ‌های مختلف جنگل‌های زاگرس شمالی کردند. برای این منظور ۱۵ ویژگی فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک انتخاب شد. نتایج نشان داد که میانگین شاخص کیفیت خاک بر اساس روش مجموعه حداقل داده در چهار تیپ جنگلی از ۰/۲۳ تا ۰/۴۴ متغیر بود. Khakipour (۲۰۲۴) سه کاربری جنگل طبیعی، چایکاری و شالیکاری از نظر کیفیت خاک را بررسی نمود. نتایج آماری نشان داد بر اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل به چایکاری و شالیکاری میزان کربن آلی کاهش و در مقابل میزان pH و کربنات کلسیم افزایش می‌یابد. بر اثر تغییر کاربری اراضی جنگلی به دو کاربری دیگر نیز به‌طور معنی‌داری پایداری خاکدانه‌ها کاهش می‌یابد. میانگین تنفس میکروبی[1] در جنگل‌های طبیعی معادل ۳۰۰ میلی‌گرم در روز در هر گرم خاک بود که در دو کاربری دیگر به شدت کاهش یافته بود. تاثیر کود آلی مبتنی بر بیوچار بر کیفیت خاک در کشور چین توسط Feng و همکاران (۲۰۲۴) بررسی شد و ۶ کیلوگرم بر هکتار یک رژیم کودی مطلوب برای افزایش کیفیت خاک گزارش شد. Kumar و همکاران (۲۰۲۴) نیز نتایج مشابهی را در ارزیابی مدیریت پایدار خاک تحت تنش خشکی از طریق کاربرد بیوچارهای غنی شده با کود گزارش کردند. Yang و همکاران (۲۰۱۰) بهبود کیفیت خاک و عملکرد گندم را از طریق تناوب زراعی متنوع در دشت‌های شمالی چین ارزیابی کردند. نتایج نشان داد که تناوب مداوم گندم و ذرت باعث تخریب خاک و کاهش عملکرد می شود و تناوب‌های متنوع ۲ ساله با کاهش نیتروژن معدنی خاک اتلاف نیتروژن را کاهش می‌دهد.

[1] Microbial Respiration



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

در سال‌های اخیر ایجاد سد در حوزه آبریز دریاچه ارومیه میزان آب ورودی به دریاچه را کاهش داده است. چاه‌های غیر مجاز نیز باعث کاهش سطح و میزان آب‌های زیرزمینی شده است. علاوه بر این توسعه بی‌رویه کشت محصولات آب‌بر در اطراف دریاچه باعث تشدید خشک شدن آن شده است. جاده میان‌گذر نیز باعث دو نیم شدن دریاچه شده و در ماهیت طبیعی دریاچه اختلال ایجاد کرده است (Feizizadeh et al., 2022; Rahimi & Breuste, 2021). لذا نقش خشک شدن دریاچه در بخش کشاورزی بسیار حائز اهمیت است. از این‌رو برای پایداری اکوسیستم و به تبع آن پیشگیری از تخریب فزاینده خاک و اراضی اطراف دریاچه ارومیه، بررسی اراضی و کیفیت خاک‌های پیرامونی آن از جمله مسائل مهمی است که باید به آن توجه داشت.

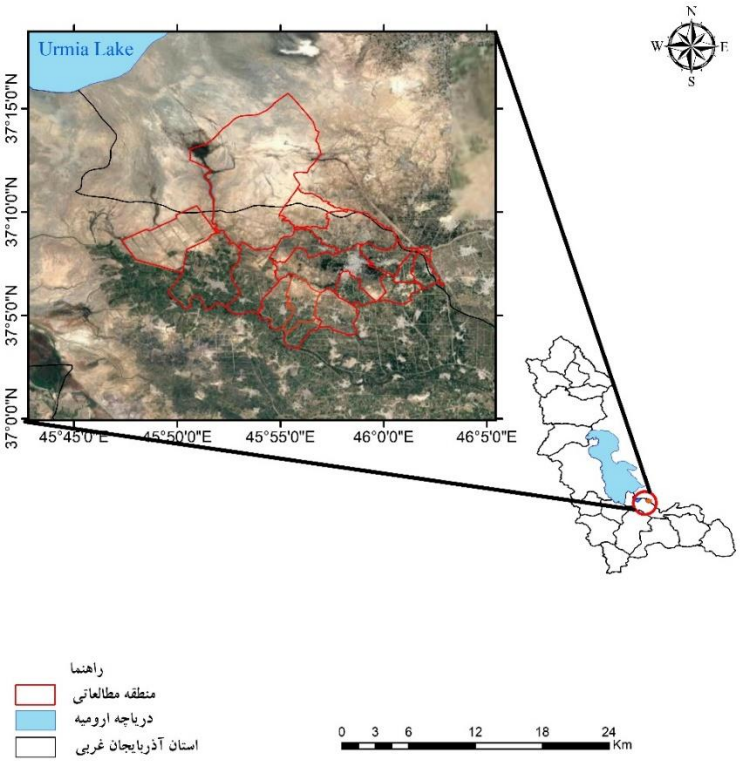
هدف اصلی این پژوهش، پایش و مقایسه جامع کیفیت خاک تحت دو کاربری زراعی (کشت‌های سالانه) و باغی (سیستم‌های چندساله) در حوزه آبریز جنوبی دریاچه ارومیه بود. برخلاف مطالعات پیشین که عمدتاً در مناطق مرطوب یا جنگلی کشور انجام شده‌اند، نوآوری این تحقیق در بررسی همزمان اثرات کاربری اراضی بر مجموعه‌ای گسترده از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در یک منطقه نیمه‌خشک و شورزیست تحت تنش شدید خشک شدن دریاچه ارومیه و خطر بالای شور شدگی و سدیمی شدن خاک است. برای نخستین بار در این حوزه جغرافیایی، تأثیر تبدیل کاربری زراعی به باغ‌های چندساله بر کاهش خطر تبدیل اراضی به خاک شور-سدیمی به‌صورت یکپارچه و در چندین عمق پروفیل خاک ارزیابی شد.

**۲ـ منطقهٔ مورد مطالعه**

منطقه مورد مطالعه در شهرستان چهاربرج استان آذربایجان غربی به وسعت ۲۱۰۰۰ هکتار و در جنوب دریاچه ارومیه واقع شده است. مختصات جغرافیایی منطقه بین ۴۱۰۳۰۹۵ تا ۴۱۱۲۳۹ عرض شمالی و ۵۸۴۳۶۳ تا ۵۸۷۴۸۳ طول شرقی واقع شده است (شکل ۱). متوسط بارندگی سالانهٔ منطقه مطالعاتی بر اساس آمار بلندمدت ایستگاه سینوپتیک میاندوآب ۳۰۶ میلی‌متر، متوسط دمای سالانه ۱۴/۵ درجه سانتیگراد و اقلیم آن طبق روش دومارتن، نیمه‌خشک است. از نظر زمین‌شناسی منطقه از آبرفت‌های دریاچه ارومیه و زرینه‌رود طی دوره‌های سوم زمین‌شناسی تشکیل شده است. منطقه مورد مطالعه از نظر لندفرم شامل انواع دشت‌های آبرفتی، دامنه‌ای و سیلابی می‌باشد. از کشت‌های رایج منطقه می‌توان به گندم، جو، چغندرقند، یونجه، پیاز، گوجه‌فرنگی، آفتابگردان، نخود، سیب‌زمینی و باغ‌های انگور، بادام، سیب، هلو، شلیل و زردآلو اشاره نمود. مکان‌های نمونه‌برداری با بررسی اطلاعات مربوط به کاربری اراضی، زمین‌شناسی، توپوگرافی (پستی و بلندی، شیب)، نوع پوشش گیاهی، نوع خاک و بافت تعیین گردید و سپس پایگاه‌های مشابه و همگن از نظر شرایط آب و هوایی، موقعیت پستی و بلندی، نوع مواد مادری و ویژگی‌های خاک گزینش شدند. نحوه جمع‌آوری اطلاعات مدیریتی طی مطالعات صحرایی و بر اساس پرسش از زارعان محلی بویژه زارعان پیشرو و داده‌های موجود در اداره جهاد کشاورزی استان آذربایجان غربی صورت گرفته است.

[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]




**شکل ۱: موقعیت جغرافیایی منطقه مطالعاتی در استان آذربایجان غربی**

### ۳ـ مواد و روش‌ها

با توجه به هدف مطالعه و به‌منظور بررسی تأثیر فاصله از دریاچه ارومیه بر ویژگی‌های خاک، نمونه‌برداری به‌صورت سیستمی-طبقه‌بندی‌شده در دو نوع کاربری اراضی (زراعی و باغ) انجام گرفت. در هر کاربری، سه پایگاه نمونه‌برداری با فواصل متفاوت از خط ساحلی دریاچه شامل فاصله کم (۱۸ کیلومتر)، متوسط (۳۵ کیلومتر) و زیاد (۵۰ کیلومتر) انتخاب گردید. در هر پایگاه، نمونه‌های خاک از سه عمق مختلف (۰–۳۰، ۳۰–۶۰ و ۶۰–۱۲۰ سانتی‌متر) برداشت شد. جهت تعیین موقعیت پایگاه‌ها بر اساس فاصله از دریاچه، سه خط فرضی عمود بر خط ساحلی شامل خط ساحلی (شامل نقاط فسیندوز، مرادخانلو و کردکندی)، خط میانی (آغداش، ابراهیم‌حصاری و چهاربرج) و خط شمالی (منصورآباد، قپچاق و شعبانلو) تعریف گردید. مبدأ محاسبه فاصله برای هر پایگاه، مرز تماس آب و خشکی (خط ساحلی فعلی دریاچه) در نظر گرفته شد و فواصل بر اساس داده‌های موجود از تغییرات سطح دریاچه ارومیه تعیین گردید.

برای اندازه‌گیری ویژگی‌های شیمیایی، زیستی و فیزیکی خاک، نمونه‌های خاک از هر پایگاه به‌صورت نمونه مرکب تهیه شد. نظر به تاثیر کلی عوامل خاکی و چشم‌انداز اراضی جهت کاهش تاثیر و افزایش همگنی بین پایگاه‌های مورد مطالعه، محل نمونه‌برداری در هر پایگاه از نظر فیزیوگرافی با ارتفاع، جهت و موقعیت شیب و مواد مادری یکسان گزینش شدند. تجزیه آزمایشگاهی نمونه‌های مرکب خاک پس از هوا خشک شدن و عبور از الک دو میلی‌متری بر اساس روش‌های متداول و استاندارد اندازه‌گیری گردید. بر این اساس بافت خاک و درصد نسبی ذرات شن، سیلت و رس در بخش معدنی به روش هیدرومتری (Gee & Bauder, 1986) تعیین شد. پایداری خاکدانه به روش الک تر در سری الک‌های استاندارد (Yoder, 1936) اندازه‌گیری شد. میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار به روش کمپر و روزنا (Kemper & Rosenau, 1986) محاسبه شد. واکنش خاک در گل اشباع (McLean, 1982)، هدایت الکتریکی در



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]
[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

عصاره گل اشباع خاک با استفاده از دستگاه EC[1] متر، کربن آلی به روش والکلی-بلاک (Walkley & Black, 1934)، نیتروژن کل به روش کجلدال (Bremner, 1996)، فسفر قابل دسترس به روش عصاره‌گیری با بیکربنات سدیم (Olsen et al., 1954)، پتاسیم قابل دسترس به روش عصاره‌گیری با استات آمونیوم (Lavkulich, 1981)، ظرفیت تبادل کاتیونی از طریق جانشین کردن کاتیون‌های قابل تبادل با یون سدیم (Bower, 1952)، بیکربنات محلول با استفاده از روش تیتراسیون (Bashour & Sayegh, 2007) و نسبت جذب سدیم[2] در عصاره اشباع خاک اندازه‌گیری شدند (Walker & Bernal, 2008). برای اندازه‌گیری ویژگی‌های زیستی نمونه‌های جداگانه از خاک مرطوب مزرعه برداشته شد و تا زمان اندازه‌گیری در دمای ۴ درجه سلسیوس نگهداری شد. بر این اساس تنفس میکروبی خاک بر پایه $CO_2$ آزاد شده طی خوابانیدن ۲۵ گرم خاک مرطوب مزرعه در دمای ۲۵ درجه سلسیوس در یک سیستم بسته و به دام انداختن $CO_2$ در محلول NaOH که پس از آن با HCl تیتر می‌شود اندازه‌گیری شد (Alef & Nannipieri, 1995). کربن زیست توده میکروبی[3] نیز با استفاده از روش تدخین-استخراج و از اختلاف مقدار کربن آلی در خاک تدخین شده و تدخین نشده محاسبه شد (Vance et al., 1987). همچنین تهیه نمونه‌های خاک دست‌نخورده نیز با استفاده از سیلندر انجام شد (Grossman & Reinsch, 2002).

در ادامه آزمایش به صورت فاکتوریل (کاربری اراضی و عمق خاک) در قالب طرح کاملاً تصادفی اجرا شد و ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در خاک بر روی نمونه‌های جمع‌آوری شده از عمق ۰ تا ۳۰ و ۳۰ تا ۶۰ سانتی‌متری در کاربری‌های زراعی و عمق‌های ۰ تا ۳۰، ۳۰ تا ۶۰ و ۶۰ تا ۱۲۰ سانتی‌متری در کاربری‌های باغی اندازه‌گیری شدند. داده‌های بدست آمده، در محیط نرم‌افزار آماری SPSS (نسخه ۲۵) از نظر توزیع نرمال و یکنواختی واریانس داده‌ها مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفتند و سپس با استفاده از تحلیل آماری واریانس دو طرفه (Two-way ANOVA) برای تعیین معنی‌داری فاکتورهای اصلی (کاربری اراضی و عمق خاک) و اثر متقابل آن‌ها مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. این روش امکان تفکیک واریانس ناشی از هر عامل و اثر تداخلی آن‌ها را فراهم می‌کند، که در مقایسه با تحلیل یک‌طرفه، درک واقع‌بینانه‌تری از وابستگی هم‌زمان متغیرها به دو منبع تغییرات ارائه می‌دهد. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون LSD (آزمون حداقل اختلاف معنی‌دار) در سطح احتمال ۵ درصد استفاده شد. همبستگی ویژگی‌های خاک نیز با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون انجام شد.

## ۴-یافته‌ها (نتایج)

### ۴-۱ توصیف آماری

توصیف آماری ویژگی‌های ارزیابی شده در خاک به تفکیک کاربری‌های زراعی و باغی در جدول ۱ ارائه شده است. مقادیر سیلت، رس، وزن مخصوص ظاهری، شوری، نسبت جذب سدیم و پتاسیم در کاربری زراعی بیشتر از کاربری باغی بود. در هر دو کاربری بالاترین ضریب تغییرات (CV) به‌ترتیب متعلق به نیتروژن کل (۷۵/۳۹ ٪ باغی)، کربن آلی (۷۵ ٪ باغی)، فسفر قابل‌جذب (۶۱/۸۹ ٪ باغی)، شوری (۹۵/۱ ٪ زراعی)، نسبت جذب سدیم (۸۷/۲۸ ٪ زراعی) و شن (۸۰/۸۱ ٪ زراعی) بود که بیانگر ناهمگنی بالای این ویژگی‌ها در خاک منطقه است. بیشترین درصد انحراف معیار

[1] Electric Conductivity
[2] Sodium Adsorption Ratio (SAR)
[3] Microbial Biomass Carbon



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]
[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

مربوط به شوری (۹۵/۱ در زراعی و ۸۴/۹۸ در باغی) و کم‌ترین در صد در واکنش خاک (۳/۵۵ در زراعی و ۴/۵۸ در باغی) مشـــاهده شـــد. از بین ذرات اولیه خاک معدنی، جزء ســـیلت در هر دو کاربری غالب بود و به‌ترتیب ۴۷/۷۷ ٪ (زراعی) و ۴۷ ٪ (باغی) از ترکیب ذرات معدنی را به خود اختصـــاص داد. از میان ویژگی‌های فیزیکی، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در کاربری باغی بالاترین ضریب تغییرات (۶۹/۵۷ ٪) را نسبت به کاربری زراعی (۳۲/۱۲ ٪) دا شت. میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها بین ۰/۱۱ و ۶/۸ میلی‌متر متغیر بود که آماره حداقل و حداکثر منحصـــراً در کاربری باغی ثبت شد. در بین متغیرهای شیمیایی بیشترین ضریب تغییرات در کاربری زراعی مربوط به شوری (۹۵/۱ ٪) و کمترین مقدار مربوط به واکنش خاک و آهک بود. در کاربری باغی ضـــریب تغییرات بالای ۷۰ ٪ به‌ترتیب در نیتروژن کل، کربن آلی و تنفس میکروبی خاک مشاهده شد.

**جدول ۱: توصیف آماری ویژگی‌های خاک در دو کاربری زراعی و باغی**

| ویژگی‌های خاک | کاربری زراعی | | | | | کاربری باغی | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Maximum | Minimum | Mean | Std.Deviation | CV (%) | Maximum | Minimum | Mean | Std.Deviation | CV (%) |
| Sand (%) | ۶۵ | ۱ | ۱۸/۴۵ | ۱۴/۹۱ | ۸۰/۸۱ | ۶۷ | ۱ | ۲۵/۴۱ | ۱۷/۰۸۹ | ۶۷/۲۵ |
| Silt (%) | ۷۸ | ۲۱ | ۴۷/۷۷ | ۱۰/۷۲ | ۲۲/۴۴ | ۶۸ | ۱۵ | ۴۷/۰۰ | ۱۲/۵۸ | ۲۶/۷۶ |
| Clay (%) | ۶۵ | ۱۲ | ۳۳/۷۷ | ۱۲/۹۸ | ۳۸/۴۴ | ۵۲ | ۵ | ۲۸/۵۹ | ۱۲/۶۱ | ۴۴/۱۱ |
| BD (g/cm3) | ۱/۸۲ | ۱/۱۹ | ۱/۴۰ | ۰/۱۱۴ | ۸/۱۴ | ۱/۴۶ | ۱/۰۸ | ۱/۲۷ | ۰/۱۱۱ | ۸/۷۴ |
| MWD (mm) | ۲/۳۷ | ۰/۷۱ | ۱/۳۷ | ۰/۴۴ | ۳۲/۱۲ | ۶/۸ | ۰/۱۱ | ۱/۳۸ | ۰/۹۶ | ۶۹/۵۷ |
| pH | ۸/۷ | ۶/۶۲ | ۷/۸۱ | ۰/۲۷۷ | ۳/۵۵ | ۸/۶۵ | ۶/۵۰ | ۷/۸۶ | ۰/۳۶ | ۴/۵۸ |
| EC (dS/m) | ۲۹/۱ | ۰/۳۸ | ۵/۷۲ | ۵/۴۴ | ۹۵/۱ | ۷/۸۷ | ۰/۲۹ | ۲/۵۳ | ۲/۱۵ | ۸۴/۹۸ |
| SAR (%) | ۸۸/۴ | ۱/۲ | ۱۲/۵۸ | ۱۰/۹۸ | ۸۷/۲۸ | ۱۰/۳ | ۱/۵۰ | ۴/۲۶ | ۲/۳۹ | ۵۶/۱۰ |
| TN (%) | ۰/۶۰ | ۰/۰۱ | ۰/۰۷۹ | ۰/۰۵۳ | ۶۷/۰۸ | ۰/۵۰ | ۰/۰۲ | ۰/۱۲۶ | ۰/۰۹۵ | ۷۵/۳۹ |
| P (ppm) | ۴۴/۰۰ | ۴/۶۰ | ۲۰/۷۶ | ۱۰/۰۲ | ۴۸/۲۷ | ۵۷/۱ | ۲/۳۰ | ۲۲/۵۷ | ۱۳/۹۷ | ۶۱/۸۹ |
| K (ppm) | ۸۶۷ | ۱۲۱ | ۴۰۸/۵۶ | ۱۱۲/۹۲ | ۲۷/۶۳ | ۴۲۱ | ۱۰۷ | ۲۸۵/۶۳ | ۸۴/۶۱ | ۲۹/۶۲ |
| O.C (%) | ۱/۷۹ | ۰/۰۴ | ۰/۸۸ | ۰/۳۶ | ۴۰/۹۱ | ۴/۶ | ۰/۰۸ | ۱/۰۸ | ۰/۸۱ | ۷۵/۰۰ |
| T.N.V (%) | ۱۸/۵ | ۷/۲۰ | ۱۳/۰۸ | ۲/۱۰ | ۱۶/۰۶ | ۲۵/۳ | ۷/۸ | ۱۲/۷۲ | ۳/۳۵ | ۲۶/۳۳ |
| CEC (cmol/kg) | ۵۰/۸ | ۷/۲ | ۲۸/۱۳ | ۸/۵۹ | ۳۰/۵۴ | ۳۶/۹ | ۶/۴ | ۱۳/۷۷ | ۵/۲۵ | ۳۸/۱۳ |
| MB (mg CO2 g-1 day) | ۰/۲۱۲ | ۰/۰۷۶ | ۰/۱۳۷ | ۰/۰۳۶ | ۲۶/۲۸ | ۰/۷۱ | ۰/۰۶۷ | ۰/۲۲۸ | ۰/۱۶۸ | ۷۳/۶۸ |
| MBC (mg g-1) | ۲۲۰ | ۵۵ | ۱۳۷/۹ | ۴۲/۸۸ | ۳۱/۰۹ | ۲۳۰ | ۴۹ | ۱۵۵/۴۷ | ۶۳/۷۲ | ۴۰/۹۹ |

Sand: شن، Silt: سیلت، Clay: رس، BD: وزن مخ صوص ظاهری، pH: واکنش خاک، EC: هدایت الکتریکی، SAR: نسبت جذب سدیم، TN: نیتروژن کل، P: فســفر، K: پتاســیم، OC: کربن آلی، TNV: آهک، MB: تنفس میکروبی خاک، MBC: کربن زیســت توده میکروبی، MWD: میانگین وزنی قطر خاکدانه، CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

همچنین در جدول ۲ نتایج تجزیه واریانس (میانگین مربعات) و در جدول ۳ نتایج مقایسه میانگین‌های ویژگی‌های ارزیابی شده خاک در کاربری‌های زراعی و باغی به تفکیک عمق ارائه شده است.

**جدول ۲: نتایج تجزیه واریانس (میانگین مربعات) مولفه‌های اندازه‌گیری شده خاک**

| منابع تغییرات | نوع کاربری | عمق | نوع کاربری × عمق | خطا |
|---|---|---|---|---|
| Sand (%) | ۱۱۵۵/۵۹۹ ** | ۱۲۶/۶۲۵ ns | ۸۸۷/۶۶۲ ns | ۲۳۹/۳۴ |
| Silt (%) | ۵/۵۸۳ ns | ۱۰/۳۶۲ ns | ۱۰۵/۱۸۴ ns | ۱۲۶/۹۲ |
| Clay (%) | ۱۰۰۰/۵۴۲ ** | ۱۶۹/۶ ns | ۳۸۱/۷۲۲ ns | ۱۶۶/۱۹۲ |
| BD (g/cm3) | ۰/۵۱۰ ** | ۰/۰۱۲ ns | ۰/۰۲۹ ns | ۰/۰۱۳ |
| MWD (mm) | ۰/۹۶۳ ns | ۱/۹۶۶ ** | ۰/۵۵۰ ns | ۰/۳۶۸ |
| pH | ۰/۰۲۸ ns | ۰/۵۵۱ ** | ۰/۷۵۲ ** | ۰/۰۸۶ |
| EC (dS/m) | ۲۷۸/۸۶۷ ** | ۱۸/۸۰۶ ns | ۰/۵۶۷ ns | ۲۳/۰۲ |
| SAR (%) | ۱۹۳۴/۳۱ ** | ۷۶/۰۸۲ ns | ۴۳/۴۲۱ ns | ۸۹/۴۱ |
| TN (%) | ۰/۰۹۰ ** | ۰/۰۰۸ ns | ۰/۰۰۳ ns | ۰/۰۰۴ |
| P (ppm) | ۷۸۴/۶۶۱ ** | ۸۱۳/۲۹۸ ** | ۷۷۳/۶۳۰ ** | ۱۱۶/۳۳۶ |
| K (ppm) | ۲۹۹۸۸۵/۴ ** | ۱۹۶۵۲/۹۰۷ ns | ۱۸۹/۱۵۷ ns | ۱۱۲۳۰/۷۰۵ |
| O.C (%) | ۳/۷۹۴ ** | ۲/۰۲۹ ** | ۱/۴۰۲ ** | ۰/۲۴۶ |
| T.N.V (%) | ۱۲/۱۶۱ ns | ۸/۶۶۹ ns | ۵/۵۶۳ ns | ۶/۱۹ |
| CEC (cmol/kg) | ۵۲۰۵/۵۴۹ ** | ۱۹/۵۰۴ ns | ۰/۵۹۷ ns | ۶۲/۴۴۶ |
| MB (mg CO2 g-1 day) | ۰/۲۳۱ ** | ۰/۰۰۰۰۴۵ ns | ۰/۰۰۰۰۰۱ ns | ۰/۰۰۸ |
| MBC (mg g-1) | ۸۸۰۴/۲۴۳ ** | ۵۵/۸۷۶ ns | ۲۵/۲۲۸ ns | ۲۴۵۷/۲۹۸ |

Sand: شن، Silt: سیلت، Clay: رس، BD: وزن مخ صوص ظاهری، pH: واکنش خاک، EC: هدایت الکتریکی، SAR: ن سبت جذب سدیم، TN: نیتروژن کل، P: فسفر، K: پتاسیم، OC: کربن آلی، TNV: آهک، MB: تنفس میکروبی خاک، MBC: کربن زیست توده میکروبی، MWD: میانگین وزنی قطر خاکدانه، CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی، ** و ns معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ و مقادیر غیرمعنی‌دار

**جدول ۳: نتایج مقایسه‌های میانگین ویژگی‌های ارزیابی شده خاک در کاربری زراعی و باغی به تفکیک عمق**

| نوع کاربری | عمق (cm) | Sand (%) | Silt (%) | Clay (%) | BD (g/cm3) | MWD (mm) | pH |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| زراعی | ۰-۳۰ | ۱۷/۰۶$^{b}$ | ۴۹/۰۶$^{a}$ | ۳۳/۸۹$^{a}$ | ۱/۳۹$^{a}$ | ۱/۳۷$^{b}$ | ۷/۸۰$^{b}$ |
| | ۳۰-۶۰ | ۱۹/۸۵$^{b}$ | ۴۶/۴۹$^{a}$ | ۳۳/۶۶$^{a}$ | ۱/۳۹$^{a}$ | ۱/۳۷$^{b}$ | ۷/۸۴$^{b}$ |
| باغی | ۰-۳۰ | ۲۹/۲۴$^{a}$ | ۴۶/۶۵$^{a}$ | ۲۴/۱۲$^{b}$ | ۱/۲۹$^{b}$ | ۱/۷۱$^{a}$ | ۷/۶۷$^{c}$ |
| | ۳۰-۶۰ | ۲۰/۶۵$^{a}$ | ۴۸/۰۰$^{a}$ | ۳۱/۳۵$^{b}$ | ۱/۲۳$^{b}$ | ۱/۴۲$^{b}$ | ۸/۰۳$^{a}$ |
| | ۶۰-۱۲۰ | ۲۶/۳۵$^{a}$ | ۴۶/۳۵$^{a}$ | ۲۷/۲۹$^{b}$ | ۱/۲۶$^{b}$ | ۱/۰۲$^{c}$ | ۷/۸۷$^{b}$ |

| نوع کاربری | عمق (cm) | EC (dS/m) | SAR (%) | TN (%) | P (ppm) | K (ppm) | O.C (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| زراعی | ۰-۳۰ | ۶/۳۸$^{a}$ | ۱۴/۳۹$^{a}$ | ۰/۰۸۱$^{b}$ | ۱۹/۹۰$^{b}$ | ۴۰۰/۵۸$^{a}$ | ۰/۸۶۴$^{c}$ |
| | ۳۰-۶۰ | ۵/۰۷$^{a}$ | ۱۰/۷۸$^{a}$ | ۰/۰۷۶$^{b}$ | ۲۱/۶۲$^{b}$ | ۴۱۶/۵۴$^{a}$ | ۰/۸۹۶$^{c}$ |
| باغی | ۰-۳۰ | ۳/۰۵$^{b}$ | ۴/۷۳$^{b}$ | ۰/۱۴۹$^{a}$ | ۳۰/۵۵$^{a}$ | ۲۹۸/۶۵$^{b}$ | ۱/۴۶$^{a}$ |
| | ۳۰-۶۰ | ۲/۰۲$^{b}$ | ۳/۶۴$^{b}$ | ۰/۱۲۴$^{a}$ | ۲۱/۶۵$^{b}$ | ۳۰۹/۳۵$^{b}$ | ۱/۰۴$^{b}$ |



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ۶۰-۱۲۰ | ۲/۵۱$^{b}$ | ۴/۴۲$^{b}$ | ۰/۱۰۷$^{a}$ | ۱۵/۵۱$^{c}$ | ۲۴۸/۸۸$^{b}$ | ۰/۷۳۶$^{d}$ |
| نوع کاربری | عمق (cm) | T.N.V (%) | CEC (cmol/kg) | MB (mg CO2 g-1 day) | MBC (mg g-1) | | |
| زراعی | ۰-۳۰ | ۱۳/۰۴$^{a}$ | ۲۸/۰۳$^{a}$ | ۰/۱۳۷$^{b}$ | ۱۳۹/۳۴$^{b}$ | | |
| | ۳۰-۶۰ | ۱۳/۱۲$^{a}$ | ۲۸/۲۳$^{a}$ | ۰/۱۳۶$^{b}$ | ۱۳۶/۴۸$^{b}$ | | |
| باغی | ۰-۳۰ | ۱۱/۹۳$^{a}$ | ۱۴/۱۱$^{b}$ | ۰/۲۲۹$^{a}$ | ۱۵۶/۲۹$^{a}$ | | |
| | ۳۰-۶۰ | ۱۲/۹۰$^{a}$ | ۱۴/۶۱$^{b}$ | ۰/۲۲۷$^{a}$ | ۱۵۵/۳۵$^{a}$ | | |
| | ۶۰-۱۲۰ | ۱۳/۳۴$^{a}$ | ۱۲/۵۸$^{b}$ | ۰/۲۲۷$^{a}$ | ۱۵۴/۷۶$^{a}$ | | |

Sand: شن، Silt: سیلت، Clay: رس، BD: وزن مخ صوص ظاهری، pH: واکنش خاک، EC: هدایت الکتریکی، SAR: ن سبت جذب سدیم، TN: نیتروژن کل، P: فسفر، K: پتاسیم، OC: کربن آلی، TNV: آهک، MB: تنفس میکروبی خاک، MBC: کربن زیست توده میکروبی، MWD: میانگین وزنی قطر خاکدانه، CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی. حروف متفاوت در هر ستون نشان دهنده وجود تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ می‌باشد.

### ۴-۲ تغییرپذیری ویژگی‌های فیزیکی خاک

اثر متقابل عمق خاک و کاربری بر مقدار شن، سیلت و رس خاک معنی‌دار نبود ($P>0.05$). به‌طور مشخص، میانگین درصد شن در کاربری باغی (۲۷/۴ ٪) به‌طور قابل ملاحظه‌ای بالاتر از کاربری زراعی (۱۸/۵ ٪) بود و مقدار رس در کاربری زراعی (۳۳/۷ ٪) به‌طور معنی‌داری بیشتر از کاربری باغی (۱۸/۳۲ ٪) مشاهده شد. از سوی دیگر، در هر دو کاربری، جزء سیلت غالب بود (میانگین کل ≈ ۴۷–۴۸ ٪) که بیانگر بافت غالب لومی (silt loam) در منطقه مطالعاتی است. بافت خاک یکی از ویژگی‌های نسبتاً پایدار و مستقل خاک به‌شمار می‌رود و در کوتاه‌مدت تحت تأثیر کاربری اراضی قرار نمی‌گیرد. (Woloszczyk et al., 2020).

نتایج تجزیه واریانس نشان داد (جدول ۲) که اثر اصلی نوع کاربری بر متغیر وزن مخصوص ظاهری خاک معنی‌دار بود ($P < 0.05$)، هر چند اثر عامل عمق و همچنین اثر متقابل کاربری × عمق در سطح ۵ ٪ معنی‌دار نبود ($P > 0.05$). با وجود عدم معنی‌داری آماری، مقایسه میانگین‌ها روند مشخصی را آشکار ساخت (جدول ۳). وزن مخصوص ظاهری در کاربری زراعی در لایه‌های ۰–۳۰ و ۳۰–۶۰ سانتی‌متری ۱/۳۹ گرم بر سانتی‌متر مکعب بود که به‌طور عددی بالاتر از مقادیر محاسبه‌شده در کاربری باغی (۱/۲۹ تا ۱/۲۶ گرم بر سانتی‌متر مکعب) مشاهده شد که حاکی از تراکم اراضی و فشردن خاک در نتیجه خاک‌ورزی‌های مکرر و تردد ماشین‌آلات در کاربری زراعی و کاهش تخلخل دارد (۹/۳۵ ٪ بالاتر از کاربری باغی). یافته حا ضر با نتایج مطالعات Khakipour (۲۰۲۴) و Servati (۲۰۱۸) که عملیات خاک‌ورزی مداوم را عامل اصلی تخریب ساختار و افزایش تراکم خاک معرفی کردند، همخوانی دارد.

اثر ا صلی عامل عمق در میانگین وزنی قطر خاکدانه (MWD) به‌عنوان شاخصی از پایداری ساختمان خاک در محدوده پژوهش، معنی‌دار بود. اثر معنی‌دار عمق بر MWD ن شان‌دهنده کاهش طبیعی پایداری ساختمان با افزایش عمق خاک به‌دلیل کاهش ماده آلی و فعالیت زیستی در لایه‌های زیرین ا ست (Sadeghi Mianrodi et al., 2022). نتایج نشان داد میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری در کاربری باغی به ترتیب ۱/۷۱ و ۱/۴۲ میلی‌متر بود که ۱۲/۴۶ ٪ بی شتر از کاربری زراعی ا ست (جدول ۳). بر ا ساس نتایج این مطالعه میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها به خوبی تاثیر عمق را نشان می‌دهد. همچنین کاهش ماده آلی و فعالیت میکروبی، نابودی تدریجی پوشش گیاهی، افزایش



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]
[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

مقدار سیلت و فرسایش‌پذیری خاک از دلایل کاهش مقدار میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها هستند (Ayoubi et al., 2012).

**۴-۳ تغییرپذیری ویژگی‌های شیمیایی خاک**

نتایج تجزیه واریانس نشان داد (جدول ۲) که اثر اصلی عمق و اثر متقابل نوع کاربری × عمق بر pH خاک در سطح ۵ ٪ معنی‌دار بود در حالی که اثر اصلی نوع کاربری معنی‌دار نبود. مقایسه میانگین‌ها حاکی از آن است (جدول ۳) که در کاربری زراعی، pH با افزایش عمق از ۷/۸ (عمق ۰–۳۰ سانتی‌متر) به ۷/۸۴ (عمق ۳۰–۶۰ سانتی‌متر) تغییر چندانی نداشت (برابر ۰/۵ ٪). در کاربری باغی، بالاترین pH برابر با ۸/۰۳ در عمق ۳۰–۶۰ سانتی‌متر مشاهده شد و در لایه سطحی و عمق ۶۰–۱۲۰ سانتی‌متر به‌ترتیب ۷/۶۷ و ۷/۸۷ بود. این الگوی متفاوت pH در دو کاربری و در عمق‌های مختلف، علت اصلی معنی‌داری اثر متقابل کاربری × عمق است. بنابراین، معنی‌داری اثر متقابل کاربری × عمق در pH ناشی از الگوی کاملاً متضاد تغییر pH با عمق در دو کاربری است که در زراعی با عمق افزایش و در باغی در عمق متوسط قلیایی می‌شود. نتایج حاضر با یافته‌های Khakipour (۲۰۲۴) مبنی بر تأثیر قابل توجه نوع کاربری و شیوه‌های مدیریت کشاورزی بر واکنش خاک همخوانی دارد. کاربری زراعی مصرف طولانی‌مدت کودهای آمونیومی و اوره موجب تولید یون $H^+$ در اثر نیتریفیکاسیون و کاهش pH در عمق (شستشوی کاتیون‌های بازی و جایگزینی با $H^+$) و در کاربری باغی مصرف زیاد ماده آلی (کود دامی، برگ‌ریزه درختان) موجب تولید اسیدهای آلی ضعیف در سطح و آزاد شدن $CO_2$ شده و در نتیجه در لایه سطحی pH کمی پایین‌تر می‌ماند. همچنین در عمق ۳۰–۶۰ سانتی‌متر به‌دلیل فعالیت کمتر ریشه و تجمع احتمالی کربنات‌ها یا شستشوی کمتر نمک‌ها، pH افزایش می‌یابد (Shi et al., 2019).

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان داد که اثر اصلی نوع کاربری بر هدایت الکتریکی خاک در سطح ۵ ٪ معنی‌دار بود ($P < 0.05$). در حالی که اثر عمق و اثر متقابل کاربری × عمق معنی‌دار نبود. مقایسه میانگین‌ها بیانگر آن است که هدایت الکتریکی در کاربری زراعی در لایه‌های ۰–۳۰ و ۳۰–۶۰ سانتی‌متر به‌ترتیب ۶/۳۸ و ۵/۰۷ $dS\ m^{-1}$ بود که به‌طور متوسط بیش از دو برابر مقادیر کاربری باغی در همان عمق‌ها (۳/۰۵ و ۲/۰۲ $dS\ m^{-1}$) قرار داشت و به ترتیب ۵۲/۱۹ و ۶۰/۱۵ ٪ بالاتر از عمق مشابه در کاربری باغی بود (جدول ۳). بر اساس بررسی‌های میدانی افزایش شوری در کاربری زراعی عمدتاً ناشی از استفاده طولانی‌مدت از آب آبیاری با کیفیت پایین و مصرف بالای کودهای شیمیایی است که منجر به تجمع نمک در پروفیل خاک شده است. این یافته با نتایج Hamidi Nehrani و همکاران (۲۰۲۰[a]) که شوری بالاتر خاک‌های زراعی را به کیفیت آب آبیاری و مصرف کودهای شیمیایی نسبت دادند، همخوانی دارد.

نتایج تجزیه واریانس نشان داد (جدول ۲) اثر اصلی نوع کاربری بر نسبت جذب سدیم (SAR) در سطح ۵ ٪ معنی‌دار بود ($P< 0.05$)، در حالی که اثر عمق و اثر متقابل کاربری × عمق معنی‌دار نبود. مقایسه میانگین‌ها نشان داد (جدول ۳) که SAR در کاربری زراعی در لایه‌های ۰–۳۰ و ۳۰–۶۰ سانتی‌متر به‌ترتیب ۱۴/۳۹ و ۱۰/۷۸ بود که بیش از سه برابر مقادیر کاربری باغی در همان عمق‌ها (۴/۷۳ و ۳/۶۴) قرار داشت (به‌طور متوسط ۶۶/۲۳-۶۷/۱۲ ٪ بالاتر از عمق مشابه) این روند هم‌راستا با هدایت الکتریکی است و حاکی از خطر جدی سدیمی شدن خاک‌های زراعی دارد. افزایش همزمان EC و SAR در اراضی زراعی، شرایط را برای تبدیل خاک به نوع شور_سدیمی[1] فراهم کرده که منجر به

[1] sodic-saline



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

پراکندگی رس، کاهش شدید نفوذپذیری و تخریب ساختار خاک می‌شود (Rengasamy and Olsson, 1991). یافته‌های حاضر با گزارش‌های متعدد دیگری نیز مطابقت دارد که نشان دادند استفاده طولانی‌مدت از آب‌های آبیاری با نسبت سدیم بالا و مصرف بی‌رویه کودهای شیمیایی، مهم‌ترین عامل افزایش SAR در خاک‌های زراعی مناطق خشک و نیمه‌خشک ایران است (Hamidi Nehrani et al., 2020[a]; Khakipour, 2024).

بر اساس نتایج تجزیه واریانس ارائه شده در جدول ۲، شاخص نیتروژن کل دارای اختلاف معنی‌دار از نظر نوع کاربری بود ولی اثر اصلی عمق و اثر متقابل نوع کاربری و عمق، معنی‌دار نبود. به‌طور کلی مقدار میانگین نیتروژن کل در کاربری باغی ۴۲/۵ ٪ بالاتر از کاربری زراعی در عمق اول و دوم بود. حداکثر نیتروژن کل ۰/۱۴۹ ٪ در عمق اول کاربری باغی و حداقل این متغیر در عمق دوم کاربری زراعی به میزان ۰/۰۷۶ ٪ بود که نوسان مشاهده شده با یافته‌های ساداتی و همکاران (Sadati et al., 2023) مطابقت دارد. مقایسه میانگین‌ها حاکی از تفاوت آشکار بین دو کاربری است (جدول ۳). در کاربری زراعی میانگین نیتروژن کل در دو عمق ≈ ۰,۰۷۹ ٪ و در کاربری باغی میانگین نیتروژن کل در سه عمق ≈ ۰.۱۲۷ ٪ (۳۷/۸ ٪ بیشتر از کاربری زراعی). به عبارت دیگر، نیتروژن کل در کاربری باغی بیش‌از ۱,۵ برابر متوسط کاربری زراعی بود. بالاترین مقدار (۰/۱۴۹ ٪) در لایه سطحی ۰–۳۰ سانتی‌متر باغی و پایین‌ترین مقدار (۰/۰۷۶ ٪) در لایه ۳۰–۶۰ سانتی‌متر زراعی بود. این اختلاف شدید عمدتاً به دو عامل برمی‌گردد؛ الف) ورودی بالای ماده آلی در باغ‌ها (کود دامی، برگ‌ریز درختان، بقایای هرس) و چرخه فعال نیتروژن آلی و ب) حذف سالانه نیتروژن از خاک زراعی از طریق برداشت محصول و شستشوی نیترات بدون جبران کافی ماده آلی (Tully & McAskill, 2020).

نتایج تجزیه واریانس نشان داد (جدول ۲) که اثر اصلی نوع کاربری و عمق و همچنین اثر متقابل کاربری × عمق بر فسفر قابل‌جذب خاک معنی‌دار بود ($P < 0.05$)؛ به‌عبارتی عوامل اصلی مورد بررسی توانستند تفاوت قابل اطمینانی در میزان فسفر قابل‌جذب ایجاد کنند. نتایج معرف افزایش بیش از ۲۰ درصدی این ویژگی در کاربری باغی نسبت به زراعی بود. مقایسه میانگین‌ها نیز تأیید می‌کند میزان فسفر قابل‌جذب کاربری زراعی ۱۹/۹۰ تا ۲۱/۶۲ ppm و کاربری باغی ۳۰/۵۵ تا ۲۱/۶۵ ppm در لایه‌های ۰–۳۰ و ۳۰–۶۰ سانتی‌متر و ۱۵/۵۱ ppm در عمق ۶۰–۱۲۰ سانتی‌متر بود (جدول ۳). به‌طورکلی در عمق اول کاربری باغی مقدار فسفر ۳۴/۸۶ ٪ بالاتر از کاربری زراعی در عمق مشابه بود (بیش از ۱/۵ برابر). هرچند مقادیر عددی فسفر در کاربری زراعی (مشخصاً عمق دوم)، برابر کاربری باغی بود اما این تفاوت از نظر آماری معنی‌دار نشد. از طرف دیگر میزان فسفر قابل‌جذب در سه عمق مورد نظر دارای تفاوت معنی‌دار بود. تفاوت بارز در شکل پروفیل عمقی فسفر (تقریباً ثابت در زراعی در مقابل کاهش مشخص و قابل‌توجه با عمق در باغی) مبنای معنی‌داری تعامل کاربری × عمق برای این ویژگی است.

در هر دو کاربری (به‌ویژه باغی) سال‌ها کود فسفره (سوپرفسفات تریپل یا دی‌آمونیوم فسفات) مصرف شده و فسفر اضافی به صورت ترکیبات کم‌محلول (فسفات کلسیم، فسفات آهن و آلومینیوم) تثبیت شده است. در کاربری باغی، هرچند ورودی ماده آلی بالاست، اما تجزیه ماده آلی معمولاً فسفر معدنی آزاد نمی‌کند بلکه بیشتر فسفر آلی را به چرخه برمی‌گرداند که به‌آهستگی معدنی می‌شود (Negassa & Leinweber, 2009). بنابراین، فسفر قابل‌جذب مشابه نیتروژن کل و کربن آلی به نوع کاربری و ورودی ماده آلی واکنش نشان می‌دهند.



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

نتایج تجزیه واریانس نشان داد (جدول ۲) که اثر اصلی نوع کاربری بر پتاسیم قابل جذب در سطح احتمال ۵ ٪ کاملاً معنی‌دار بود ($P < 0.05$) در حالی که اثر عمق و اثر متقابل کاربری × عمق معنی‌دار نبود. مقایسه میانگین‌ها حاکی از آن است که کاربری زراعی ۴۰۰/۵۸ ppm (۰–۳۰ سانتی‌متر) و ۴۱۶/۵۴ ppm (۳۰–۶۰ سانتی‌متر) و در کاربری باغی به‌ترتیب ۲۹۸/۶۵، ۳۰۹/۳۵ و ۲۴۸/۸۸ ppm در سه عمق بود که به‌طور متوسط پتاسیم قابل‌جذب در کاربری زراعی حدود ۲۵/۵ ٪ بالاتر از کاربری باغی بود و بیشترین تفاوت در لایه سطحی مشاهده شد (جدول ۳).

این اختلاف معنی‌دار به دلایل زیر قابل توجیه است؛ الف) مصرف سالانه و مکرر کودهای پتاسیمی (ورودی بالای سولفات پتاسیم)؛ در اکثر سایت‌های زراعی منطقه معمولاً سالانه ۱۰۰–۲۰۰ کیلوگرم $K_2O$ در هر هکتار به صورت سولفات پتاسیم مصرف می‌شود در حالی که در کاربری باغی مصرف کود پتاسیمی بسیار محدود است (Pesini et al., 2024). برداشت سالانه محصول در زراعی در مقابل برداشت چند ساله در باغی؛ در کاربری زراعی هر سال ۸–۱۵ کیلوگرم K در هکتار همراه دانه یا محصول برداشت می‌شود اما ورودی کود بیش از این مقدار است لذا مازاد پتاسیم در خاک انباشته می شود. در باغ‌های میوه، بخش عمده پتاسیم جذب شده توسط درخت در برگ و میوه باقی می‌ماند و با برگ‌ریزان یا هرس به خاک برمی‌گردد. تثبیت کمتر پتاسیم در خاک‌های زراعی به‌دلیل خاکورزی مکرر؛ خاکورزی مداوم باعث شکستن کانی‌های ورمیکولایت و ایلایت و آزاد سازی پتاسیم غیرقابل‌تبادل می شود و در عین حال مانع تثبیت مجدد پتاسیم قابل‌تبادل به فرم غیرقابل‌تبادل می‌گردد (Jafari et al., 2024).

ب) افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) در کاربری زراعی؛ همان‌طور که در جدول ۳ مشاهده می‌شود CEC در زراعی تقریباً دو برابر باغی است (۲۸ در مقابل ۱۴ $cmol\ kg^{-1}$). این ظرفیت بالاتر باعث نگهداری بیشتر کاتیون‌های $K^+$ در فاز قابل‌تبادل می‌شود. پتاسیم قابل‌جذب برخلاف نیتروژن و کربن آلی در کاربری زراعی به‌طور معنی‌داری بالاتر از کاربری باغی بود که این امر منطبق با الگوی مصرف بالای کودهای پتاسیمی، برداشت کمتر نسبت به ورودی و CEC بالاتر در اراضی تحت کشت مداوم است. این یافته با نتایج و مطالعات بلندمدت در مناطق نیمه‌خشک ایران همخوانی دارد و نشان می‌دهد که در خاک‌های آهکی، ذخیره پتاسیم قابل‌تبادل بیشتر به مدیریت کودی بستگی دارد تا به نوع کاربری (Khakipour 2024 & Jafari et al., 2024).

اثر اصلی نوع کاربری و عمق و همچنین اثر متقابل کاربری × عمق بر مولفه کربن آلی در خاک‌های مورد مطالعه در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار بود. مقایسه میانگین‌ها تفاوت بسیار واضحی را آشکار ساخت (جدول ۳) به‌طور میانگین کربن آلی در کاربری باغی ۲۹/۶ ٪ بالاتر از کاربری زراعی بود (۱/۲۵ ٪ در مقابل ۰/۸۸ ٪). همچنین در کاربری باغی، شیب عمودی بسیار قوی مشاهده شد به‌طوری که کربن آلی از لایه سطحی (۱/۴۶ ٪) تا عمق ۶۰–۱۲۰ سانتی‌متر (۰/۷۳۶ ٪) بیش از ۴۹ ٪ کاهش یافت که نشان‌دهنده تمرکز شدید ماده آلی در نزدیکی سطح (نیم‌رخ فوقانی) است. به نظر می‌رسد علت این موضوع ناشی از استقرار پوشش گیاهی چندساله، انباشت لاشبرگ درختان در سطح خاک و تجمع ریشه‌ها در خاک، عدم انجام عملیات شخم و عدم اکسید شدن ماده آلی و نیز حفظ ساختار خاکدانه‌های خاک بوده است (Masoumi Tabar Zanjani et al., 2025). لذا این الگوی کاهشی تند و معنی‌دار OC با عمق در باغی (در مقابل توزیع نسبتاً یکنواخت و پایین در زراعی) نشان‌دهنده تعامل قوی کاربری × عمق است. چنین رویه‌ای توسط Sadati و همکاران



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

(۲۰۲۳) و Lei و همکاران (۲۰۲۴) نیز گزارش شده است. ایشان تأیید می‌کنند سیستم‌های چندساله مانند باغ‌ها نسبت به زراعی پایداری بلندمدت کربن آلی خاک را در پروفیل سطحی (۰–۳۰ سانتی‌متر) افزایش می‌دهند.

یافته‌های حاضر هم‌سو با نتایج Masoumi Tabar Zanjani و همکاران (۲۰۲۵) در منطقه مورد مطالعه است که افزایش ۲۸–۳۸ ٪ کربن آلی را در باغ پسته گزارش کردند. به‌طور مشابه، Sadati و همکاران (۲۰۲۳) در یک آزمایش بلندمدت نشان دادند که سیستم‌های چندساله پس از ۱۱ سال موجب انباشت ۵/۳۵ تا ۱۰/۹۵ $Mg\ C\ ha^{-1}$ در لایه ۰–۳۰ سانتی‌متر می‌شوند. همچنین Lei و همکاران (۲۰۲۴) تأیید کرد که کاربری‌های دائمی به‌طور متوسط ۲۰–۴۵ ٪ ذخیره کربن آلی خاک را نسبت به کشت سالانه افزایش می‌دهند و پایداری بلندمدت آن عمدتاً ناشی از ورودی پایدار ماده آلی است. در مجموع، نتایج این پژوهش مؤید آن است که باغ‌های چندساله در اقلیم‌های خشک و نیمه‌خشک، یکی از راهبردهای مدیریت اراضی برای ارتقای ذخیره کربن آلی خاک و بهبود سلامت خاک به‌شمار می‌رود.

نتایج تجزیه واریانس نشان داد (جدول ۲)که اثر اصلی نوع کاربری، اثر عمق و همچنین اثر متقابل کاربری × عمق بر درصد آهک کل خاک در هیچ سطحی، تفاوت آماری معنی‌داری نداشت ($P > 0.05$). مقایسه میانگین‌ها نیز این عدم تفاوت را به وضوح تأیید می‌کند (جدول ۳). به‌طور کلی، مقدار آهک کل در تمام لایه‌ها و در هر دو کاربری در بازه ۱۳/۱۱-۳۴/۹۳ ٪ قرار داشت و هیچ روند منظمی با کاربری یا عمق مشاهده نشد. عدم پاسخ‌دهی محتوای آهک کل به تغییر کاربری در این پژوهش منطقی و قابل توجیه به‌نظر می‌رسد زیرا آهک کل (عمدتاً کربنات کلسیم و منیزیم) یک ویژگی نسبتاً پایدار و وابسته به ماده مادری خاک و تاریخچه زمین‌شناختی منطقه است و در مقیاس زمانی چند دهه به‌ندرت تغییر می‌کند (Rasmussen et al., 2018, Rowley et al., 2018). لذا نتایج حاضر تأیید می‌کند که محتوای آهک کل خاک در بازه‌های زمانی مدیریتی کوتاه تا متوسط (چند دهه) عمدتاً ثابت می‌ماند و به‌عنوان یک ویژگی تشخیصی ماده مادری عمل می‌کند (Rowley et al., 2018).

نتایج تجزیه واریانس نشان داد (جدول ۲) که اثر اصلی نوع کاربری بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در سطح ۵ ٪ معنی‌دار بود در حالی که اثر عمق و اثر متقابل کاربری × عمق فاقد معنی‌داری آماری بودند. به عبارت دیگر، ظرفیت تبادل کاتیونی در کاربری زراعی در هر دو لایه ۰–۶۰ سانتی‌متر به‌طور متوسط ۲۸/۱۳ $cmol_{(+)}\ kg^{-1}$ بود که دو برابر مقدار مشاهده‌شده در کاربری باغی به میزان ۱۴/۳۶ $cmol_{(+)}\ kg^{-1}$ قرار داشت (۴۸/۹۵ ٪ بیشتر از کاربری باغی). به‌نظر می‌رسد این اختلاف عمدتاً مرتبط با جزء رس باشد (درصد رس به‌طور معنی‌دار بالاتر در کاربری زراعی). همان‌طور که در جدول ۳ مشاهده می‌شود، میانگین رس در زراعی ۳۳/۷۸ ٪ و در باغی ۲۷/۷۴ ٪ در عمق مشابه بود (تفاوت ۶/۰۴ ٪). کانی‌های رسی ۲:۱ (مانند ایلایت و اسمکتایت) که در خاک‌های آهکی ایران غالب هستند، دارای CEC بسیار بالایی ( $cmol_{(+)}\ kg^{-1}$ ۸۰–۱۵۰) هستند و مهم‌ترین تأمین‌کننده ظرفیت تبادل کاتیونی به‌شمار می‌روند (Rasmussen et al., 2018).

از طرفی ماده آلی بالاتر در کاربری باغی نتوانست کاهش شدید CEC ناشی از رس کمتر را جبران کند. هرچند کربن آلی در باغی ۲۹/۶ ٪ بیشتر بود اما سهم ماده آلی در CEC خاک‌های آهکی معمولاً تنها ۱–۳ $cmol_{(+)}\ kg^{-1}$ به ازای هر درصد کربن آلی است (Moradian Paik & Jafari, 2022). بنابراین افزایش ۰/۱۴-۰/۶ ٪ کربن آلی در کاربری باغی به‌هیچ‌وجه نمی‌تواند افت حدود ۱۴ $cmol_{(+)}\ kg^{-1}$ ناشی از کاهش رس را جبران نماید. این الگو در مطالعات متعدد دیگر در مناطق نیمه‌خشک ایران گزارش شده است (Moradian Paik & Jafari, 2022; Raiesi & Kabiri, 2016;) که نشان



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

دادند در خاک‌های آهکی رس‌دار، درصد رس عامل غالب کنترل‌کننده CEC است و نه ماده آلی. ظرفیت تبادل کاتیونی بالاتر در کاربری زراعی، علی‌رغم کربن آلی پایین‌تر، نشان‌دهنده کنترل توسط رس بر این ویژگی در خاک‌های آهکی است. این یافته تأکید می‌کند که در خاک‌های نیمه‌خشک با کربنات بالا، مدیریت بلندمدت کاربری (مانند خاکورزی مداوم یا حذف رسوبات سطحی) می‌تواند به‌طور ناخواسته محتوای رس و در نتیجه CEC را تغییر دهد. در کاربری باغی بیشترین مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی $cmol_{(+)}\ kg^{-1}$ ۱۴/۶۱ بدست آمد که معادل نصف کاربری زراعی بود. بر اساس منابع شاخص ظرفیت تبادل کاتیونی تو سط نوع و مقدار رس و مواد آلی خاک کنترل می شود که این رویه توسط Moradian Paik & Jafari (۲۰۲۲) نیز گزارش و تایید شده است.

**۴-۴ تغییرپذیری ویژگی‌های زیستی خاک**

بررسی روند تغییرات تنفس میکروبی خاک نشان داد (جدول ۳) بیشترین میزان تنفس میکروبی خاک در کاربری باغی در عمق اول و دوم به میزان ۰/۲۲۹ mg CO2 g-1 day-۰/۲۲۷ مشاهده گردید که تفاوت معنی‌داری با عمق مشابه در کاربری زراعی نشان داد (۰/۶ برابر بیشتر). در این راستا Masoumi Tabar Zanjani و همکاران (۲۰۲۵) طی مطالعه‌ای به منظور بررسی اثر نوع کاربری روی برخی مشخصه‌های زیستی خاک نظیر تنفس میکروبی خاک گزارش کردند نوع کاربری اراضی سبب تحت فشار قرار گرفتن عملکرد متغیرهای زیستی شده و در نتیجه کاهش کیفیت زیستی خاک را به‌همراه داشت. همچنین بررسی آماری نشان داد متغیر کربن زیست‌توده میکروبی خاک در کاربری باغی به‌طور کلی در عمق‌های اول و دوم بیش از ۴۰ درصد بالاتر از کاربری زراعی بود. کربن زیست‌توده میکروبی در کوتاه مدت به تغییرات محیطی پاسخ داده و به دلیل نقش در چرخه عناصر غذایی، حاصلخیزی و باروری خاک در ارزیابی‌های کیفیت خاک کارآمد می‌باشد (Tellen & Yerima, 2018).

مقایسه میانگین‌ها نشان داد کربن زیست‌توده میکروبی در کاربری باغی به‌طور متوسط ۱۱/۴۹ ٪ بالاتر و تنفس پایه میکروبی ۴۰/۳۵ ٪ بالاتر از کاربری زراعی در عمق اول و دوم بود (جدول ۳). این افزایش همزمان MBC و فعالیت میکروبی نشان‌دهنده بهبود کیفیت و قابلیت دسترس‌پذیری کربن آلی در سیستم باغی است. این موضوع به عوامل مختلفی بستگی دارد از جمله؛ ورودی مداوم و با کیفیت بالای کربن آلی (لاش‌برگ، ریشه، کود دامی) در باغ‌ها باعث افزایش جمعیت و تنوع میکروبی (باکتری‌های ریزوسفری، قارچ‌های میکوریزی) شده است (Congreves et al., 2022). عدم خاک‌ورزی و حفظ ساختار خاکدانه در کاربری باغی موجب حفاظت فیزیکی زیست‌توده میکروبی درون میکروپورها و کاهش استرس مکانیکی و نوسانات رطوبتی شده است (Rabbi et al., 2021).

یافته‌های حاضر همسو با مطالعات پیشین است که نشان می‌دهند سیستم‌های چندساله باغی نسبت به سیستم‌های زراعی به‌طور متوسط ۱۰–۳۰ ٪ افزایش MBC و ۵۰–۱۰۰ ٪ افزایش فعالیت میکروبی ایجاد می‌کند (Mbuthia et al., 2015). بنابراین، افزایش همزمان زیست‌توده و فعالیت میکروبی در کاربری باغی نه تنها نشان‌دهنده بهبود سلامت زیستی خاک، بلکه بیانگر پتانسیل بالاتر این سیستم در تسریع چرخه عناصر غذایی، افزایش پایداری کربن آلی و کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای است. در پژوهش حاضر، افزایش همزمان ۱۱/۴۹ ٪ در کربن زیست‌توده میکروبی و ۲۹/۶ ٪ در کربن آلی خاک در کاربری باغی نسبت به زراعی، با افزایش ۴۰/۳۵ ٪ در تنفس پایه میکروبی همراه بود (جدول ۳). این الگو نشان‌دهنده افزایش ظرفیت میکروبی در معدنی‌سازی ماده آلی، آزادسازی نیتروژن و فسفر آلی و تسریع چرخه داخلی



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]
[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

عناصر غذایی در سیستم باغی است (Kuzyakov & Xu, 2013; Liang et al., 2019). بنابراین، حتی تغییرات نسبتاً کوچک در زیست‌توده و فعالیت میکروبی مشاهده شده در این پژوهش می‌تواند توضیح‌دهنده اختلاف واضح نیتروژن کل (بیش از ۱٫۵ برابر) و پایداری بالاتر کربن آلی در کاربری باغی باشد و تأثیرات قابل توجهی بر بهره‌وری بلندمدت خاک و کاهش نیاز به کودهای شیمیایی داشته باشد. سهم فعالیت‌های میکروبی خاک به‌عنوان موتور اصلی چرخه‌های بیوژئوشیمیایی عناصر غذایی، در اکثر مطالعات نقش انکارناپذیری ایفا می‌کنند. از این‌رو حتی تغییرات کوچک در کربن زیست‌توده میکروبی و تنفس میکروبی خاک می‌تواند تأثیرات بزرگ و بلندمدتی بر دسترسی‌پذیری نیتروژن، فسفر و سایر عناصر غذایی داشته باشد (Yang et al., 2010; Fierer, 2017).

**۴-۵همبستگی صفات مورد بررسی**

به‌منظور ایجاد یک دید کلی در جدول ۴ نتایج همبستگی صفات فیزیکی، شیمیایی و زیستی مورد بررسی نمایش داده شده است. بر اساس ماتریس همبستگی پیرسون (جدول ۴) قوی‌ترین همبستگی مشاهده شده بین EC و SAR بود ( r = 0.79**). این رابطه بسیار قوی تأیید می‌کند که منشأ اصلی شوری و سدیمی شدن در اراضی زراعی، استفاده طولانی‌مدت از آب آبیاری با کیفیت پایین (حاوی سدیم بالا) است (Schubert & Qadir, 2024). CEC با درصد رس همبستگی مثبت و قوی داشت (r = 0.58**) و با درصد شن همبستگی منفی قوی (r = -0.50**)، همچنین CEC با O.C همبستگی مثبت معنی‌دار داشت (r = 0.17*). این نتایج تأیید می‌کند که در خاک‌های آهکی نیمه‌خشک، رس همچنان عامل غالب کنترل‌کننده CEC است و ماده آلی نقش مکمل دارد (Rasmussen et al., 2018; Moradian Paik & Jafari, 2022). لازم به توضیح می‌باشد رس‌ها و مـواد آلـی خاک به علت دارا بودن سطح ویژه زیاد و باردار بودن نقش مهمـی در ظرفیت تبادل کاتیونی دارند و با افزایش مقدار رس و مواد آلی خـاک مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی آن افزایش مـی‌یابد (Hezarjaribi et al., 2013).

O.C با K (r = 0.19**)، T.N (r = 0.58**)، P (r = 0.82**)، MWD (r = 0.36**) و CEC (r = 0.17*) همبستگی مثبت و معنی‌دار داشت. این روابط نشان‌دهنده نقش چندجانبه O.C در بهبود ساختار خاک، افزایش پایداری خاکدانه، نگهداری کاتیون‌های غذایی و افزایش ظرفیت نگهداری عناصر غذایی است (Wiesmeier et al., 2019). این موضوع نشان می‌دهد که این عناصر می‌تواند تا حدودی به وسیله ماده آلی کنترل شود.

رابطه معکوس O.C با pH توسط سایر محقیقن بیان شده است (Bigdeli et al., 2025) که به علت تولید انواع اسیدهای آلی و نیز تاثیر واکنش خاک بر فعالیت باکتری‌ها می‌باشد. ارتباط منفی O.C با B.D نیز به دلیل تاثیر ماده آلی بر خاکدانه‌سازی می‌باشد (r = -0.03). همبستگی منفی بین O.C و T.N.V خاک نیز به نظر می‌رسد به شرایط توپوگرافی منطقه و زهکشی که در بررسی میدانی قابل مشاهده بود، ارتباط دارد. همچنین همبستگی منفی و هر چند ضعیف (r pH = -0.08 ns) و T.N.V (r = -0.09 ns) نیز مشاهده شد که به تولید اسیدهای آلی و کاهش جزئی pH در حضور ماده آلی بالاتر مربوط می‌شود (Rousk et al., 2010).

در رابطه با ویژگی‌های زیستی خاک، MBC با T.N همبستگی مثبت و معنی‌دار بود (r = 0.19**) هر چند در رابطه با MB چنین رابطه‌ای مشاهده نشد (r = 0.08). MBC با T.N.V همبستگی مثبت داشت (r = 0.24**) که در خاک‌های



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

آهکی به دلیل تثبیت شیمیایی کربن میکروبی توسط کلسیم گزارش شده است (Rowley et al., 2018; Ramezani et al., 2024).

SAR با درصد سیلت همبستگی مثبت (r = 0.16*) نشان داد. ذرات سیلت به دلیل سطح ویژه بالاتر نسبت به شن، سدیم بیشتری جذب می‌کنند که معرف اهمیت بخش ریز خاک است. همبستگی P با شن بسیار ضعیف (r = 0.03) بود که نشان‌دهنده تثبیت کمتر فسفر در خاک‌های با بافت‌های شنی است. در مجموع ماتریس همبستگی تأیید کرد که الف) شوری و سدیمی شدن عمدتاً توسط عوامل مدیریتی خارجی (آب و کود) کنترل می‌شوند ب) ظرفیت نگهداری کاتیون‌ها و عناصر غذایی عمدتاً توسط بافت و کربن آلی تعیین می‌شود ج) فعالیت و زیست‌توده میکروبی مهم‌ترین عامل بیولوژیکی کنترل‌کننده چرخه نیتروژن و پایداری کربن آلی در این خاک‌هاست.

[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

جدول ۴: ضرایب همبستگی پیرسون بین ویژگی‌های خاک

| variable | Sand | Silt | Clay | BD | pH | EC | SAR | TN | P | K | O.C | T.N.V | MB | MBC | MWD | CEC |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sand | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Silt | -0.57** | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Clay | -0.71** | -0.17* | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| BD | 0.05 | 0.08 | -0.13 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| pH | -0.26** | 0.06 | 0.26** | -0.12 | 1 | | | | | | | | | | | |
| EC | 0.04 | 0.13 | -0.17* | 0.15* | -0.19** | 1 | | | | | | | | | | |
| SAR | -0.03 | 0.16* | -0.10 | 0.18* | -0.21** | 0.79** | 1 | | | | | | | | | |
| TN | 0.08 | 0.13 | -0.21** | -0.08 | 0.07 | -0.07 | -0.12 | 1 | | | | | | | | |
| P | 0.03 | 0.17* | -0.18* | 0.07 | -0.07 | 0.10 | 0.04 | 0.47** | 1 | | | | | | | |
| K | -0.16* | -0.09 | 0.28** | 0.17* | -0.08 | 0.12 | 0.13 | 0.03 | 0.29** | 1 | | | | | | |
| O.C | -0.05 | 0.13 | -0.10 | -0.03 | -0.08 | -0.04 | -0.09 | 0.58** | 0.82** | 0.19** | 1 | | | | | |
| T.N.V | -0.15* | 0.38** | -0.15* | 0.07 | 0.06 | 0.07 | 0.12 | -0.05 | -0.07 | -0.21** | -0.09 | 1 | | | | |
| MB | -0.03 | -0.06 | 0.09 | -0.39** | 0.04 | -0.13 | -0.13 | 0.08 | 0.06 | -0.06 | 0.12 | -0.06 | 1 | | | |
| MBC | -0.07 | 0.28** | -0.15* | -0.06 | 0.004 | -0.05 | -0.07 | 0.19** | 0.25** | 0.03 | 0.25** | 0.24** | 0.11 | 1 | | |
| MWD | -0.007 | 0.14 | -0.11 | 0.005 | -0.05 | 0.02 | 0.003 | 0.19** | 0.39** | 0.17* | 0.36** | -0.008 | 0.004 | 0.12 | 1 | |
| CEC | -0. 5** | 0.02 | 0.58** | 0.24** | 0.04 | 0.08 | 0.12 | -0.08 | 0.17* | 0.49** | 0.17* | 0.07 | -0.26** | 0.008 | 0.05 | 1 |

Sand, Silt, Clay, BD: Bulk Density, pH: Potential of Hydrogen, EC: Electrical Conductivity, SAR: Sodium Adsorption Ratio, TN: Total Nitrogen, P: Phosphorous, K: Potassium, OC: Organic Carbon, TNV: Total Neutralizing Value, MB: Microbial Biomass, MBC: Microbial Biomass Carbon, MWD: Mean Weight Diameter, CEC: Cation Exchange Capacity

**Correlation is significant at the 0.01 level

*Correlation is significant at the 0.05 level



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

## ۵- بحث و نتیجه‌گیری

این تحقیق تأثیر تبدیل کاربری زراعی به باغی را بر کاهش خطر شوری و سدیمی بودن در خاکرخ های حاشیه دریاچه ارومیه تحت تنش خشک شدن دریاچه با در نظرگرفتن همزمان ویژگی‌های خاک بررسی کرده است که نوآوری تحقیق فوق به‌شمار می‌رود. نتایج این مطالعه به وضوح نشان داد که نوع کاربری اراضی در مقایسه با عمق خاک، نقش تعیین‌کننده‌تری در تغییر کیفیت خاک ایفا می‌کند. از نظر فیزیکی، کمتر بودن وزن مخصوص ظاهری و بیشتر شدن پایداری خاکدانه‌ها در خاک‌های کاربری باغی منجر به بهبود ساختمان، افزایش نفوذپذیری و کاهش تراکم و فرسایش است. از نظر شیمیایی و بیولوژیک، افزایش چشمگیر کربن آلی و نیتروژن کل در کاربری باغی حاکی از ذخیره‌سازی بیشتر ماده آلی و تقویت چرخه عناصر غذایی ضروری گیاه است. همچنین، افزایش تنفس پایه و زیست‌توده میکروبی نشان‌دهنده پویایی جمعیت میکروبی و توانایی بالاتر خاک در تجزیه بقایای گیاهی و تأمین مواد مغذی به‌ویژه فسفر و نیتروژن است. تغییرات فوق تحت تاثیر کاربری اراضی، پایداری اکوسیستم خاک را در برابر تنش‌های محیطی افزایش می‌دهد. مهم‌ترین دستاورد کاربردی در منطقه مطالعاتی، کاهش معنی‌دار شوری و نسبت جذب سدیم در کاربری باغی است که کاهش تنش شوری و سمیت سدیم، حفظ ساختمان خاک را به همراه دارد. در مجموع، تغییر کاربری از زراعی به باغی در صورت وجود آب، کیفیت خاک را ارتقاء می‌بخشد. بنابراین توسعه باغات مناسب و کم‌آبر بر اساس ارزیابی تناسب اراضی بسیار تاثیرگذار خواهد بود. این نتایج با یافته‌های پژوهش‌های پیشین همخوانی دارد. Hamidi Nehrani و همکاران (۲۰۲۰[a]) شوری و سدیمی شدن بالاتر را در اراضی زراعی به کیفیت پایین آب آبیاری و مصرف بالای کودهای شیمیایی نسبت دادند و Khakipour (۲۰۲۴) نیز کاهش کربن آلی و فعالیت زیستی را در اثر تغییر کاربری از سیستم‌های طبیعی به زراعی گزارش کرد. معنی‌داری اثر تعاملی کاربری × عمق برای pH، کربن آلی و فسفر نشان‌دهنده وابستگی الگوهای عمقی به مدیریت متفاوت دو سیستم است. در کاربری باغی، پوشش گیاهی مداوم، ورودی بالای ماده آلی و عدم خاک‌ورزی باعث تمرکز ماده آلی و عناصر غذایی در لایه سطحی و کاهش شوری می‌شود، در حالی که در کاربری زراعی، خاک‌ورزی مکرر، برداشت سالانه و آبیاری نامناسب منجر به توزیع یکنواخت‌تر و پایین‌تر این ویژگی‌ها می‌گردد که توسط Ayoubi و همکاران (۲۰۱۲) و Lei و همکاران (۲۰۲۴) نیز تایید شده است. در مجموع، تبدیل اراضی زراعی به باغ‌های چندساله کم آب‌بر، مقاوم به شوری و خشکی (مانند پسته و بادام) به‌عنوان راهبردی مؤثر برای احیای کربن آلی، بهبود ساختار و سلامت زیستی خاک و کاهش خطر شور-سدیمی شدن در حاشیه دریاچه ارومیه توصیه می شود که یافته‌های Sadati et al., 2023; Hamidi Nehrani et al., 2020; Khakipour, 2024 نیز موید همین مطلب است. در نهایت، این یافته‌ها می‌تواند مبنای سیاست‌گذاری برای اولویت‌دهی به توسعه باغ‌های مقاوم در برنامه‌های احیای دریاچه ارومیه باشد. امید است، نتایج این پژوهش گامی مؤثر در جهت توسعه پایدار کشاورزی، کاهش تخریب خاک و افزایش تاب‌آوری اکوسیستم شورزیست حاشیه دریاچه ارومیه باشد. پیشنهاد می‌شود تحقیقات آتی نیز بر ارزیابی شاخص‌های جامع کیفیت خاک، مدیریت کربن آلی در مقیاس منطقه متمرکز شود تا بتوان توصیه‌های دقیق‌تری برای مدیریت خاک‌های حاشیه دریاچه ارومیه ارائه نمود.

## منابع

1. Akhyani, A., Matinfar, H. R., & Asadi Rahmani, H. (2022). Determination the Effects of Land Use Change and Soil Type on Some Quality Properties of Soil Along a North -



[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

South Transect (Case Study Miami County of Semnan Province). *Environmental Sciences, 20(2): 223-244*. doi: 10.52547/envs.2021.36314. (In Persian).
2. Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). *Methods in applied Soil Microbiology and Biochemistry*, Netherlands: Elsevier Science. Paperback ISBN: 9780125138406.
3. Ayoubi, S., Mokhtari Karchegani, P., Mosaddeghi, M. R., and Honarjoo, N. (2012). Soil aggregation and organic carbon as affected by topography and land use change in western Iran. *Soil and Tillage Research, 121: 18-26.* ISSN 0167-1987, https://doi.org/10.1016/j.still.2012.01.011.(https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198712000220)
4. Bameri, A. (2022). Evaluation of Soil Health in the Unstable Ecosystem of Gorgan City. *Environment and Water Engineering, 8(1): 251-261*. https://www.jewe.ir/article_132358.html?lang=en. (In Persian).
5. Bashour, I., & Sayegh, A. A. (2007). Methods of Analysis for Soils of Arid and Semi-Arid Regions. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*, Rome. P. 49-53.
6. Bigdeli, S., Ghafari, H., Norouzi Masir, M., and Moezzi, A. (2025). Assessment and modeling of soil quality using multivariate analysis approach (Case study of rainfed agricultural land in Dezpart city). *Agricultural Engineering, 48(1)*. doi: 10.22055/agen.2025.48357.1753. (In Persian).
7. Bower, C. A. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Journal of soil science. Proc. 73: 251-261*.
8. Bremner, J. M. (1996). Nitrogen-total. Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods. 1(5): 1085-121.
9. Congreves, K. A., Bradley, R. L., & Whalen, J. K. (2022). Soil microbial biomass and activity in perennial systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 164, 108495. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108495.
10. Feizizadeh, B., Lakes, T., Omarzadeh, D., Sharifi, A., Blaschke, T., & Karimzadeh, S. (2022). Scenario-based analysis of the impacts of lake drying on food production in the Lake Urmia Basin of Northern Iran. *Scientific reports, 12(1): p.6237*. https://www.nature.com/articles/s41598-022-10159-2.
11. Feng, W., Sánchez-Rodríguez, A. R., Bilyera, N., Wang, J., Wang, X., Han, Y., Ma, B., Zhang, H., Li, F. Y., Zhou, J., Li, Y. (2024). Mechanisms of biochar-based organic fertilizers enhancing maize yield on a Chinese Chernozem: Root traits, soil quality and soil microorganisms. *Environmental Technology and Innovation, Volume 36, 103756*, ISSN 2352-1864, https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103756.(https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186424002323).
12. Fierer, N. (2017). Embracing the unknown: disentangling the microbial black box. Nat. Rev. *Microbiol. 15, 595–605*.
13. Gee, G. W., & Bauder, J. W. (1986). Particle-size analysis. P 383-411, In: A. Klute (eds.), Methods of soil analysis. Part 1. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. *Soil Science Society of America and American Society of Agronomy*, Madison.
14. Grossman, R. B., & Reinsch, T. G. (2002). 2.1 Bulk density and linear extensibility. In: Dick A.W. (Ed.), Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods. *Soil Science Society of America Book Series*, Madison, pp. 201–228.
15. Hamidi Nehrani, S., Askari, M. S., Saadat, S., Delavar, M. A., & Taheri, M. (2020). Evaluation of soil quality under conventional agricultural management methods in Zanjan province. *Journal of Soil Management and Sustainable Production, 9(4): 1-24*. doi: 10.22069/ejsms.16032.1856. (In Persian).

[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

16. Hamidi Nehrani, S., Askari, M. S., Saadat, S., Delavar, M. A., Taheri, M., & Holden, N. M. (2020). Quantification of soil quality under semi-arid agriculture in the northwest of Iran. *Ecological Indicators, 108: 105770*. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105770.
17. 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*. doi: 10.22067/jsw.v0i0.28092. (In Persian).
18. Jafari, S., Hashemi, S., & Mahdavi, S. (2024). The Effect of Land Use Change of Rangeland to Agriculture and Forest Park Land Use on Different Potassium Forms and Clay Mineralogy. Applied Soil Research, 11(4), 1-17. doi: 10.30466/asr.2024.121434.
19. Kemper, A., & Rosenau, R. C. (1986). Aggregate stability and size distribution, p. 425-431. In: Klute, A. (ed). Methods of Soil Analysis. Part 1, 2 nd. Agron.Monog. 9. *Soil Science Society of America and American Society of Agronomy*, Madison, WI.
20. Khakipour, N. (2024). Variability of some soil quality indicators under different land uses in a part of Lahijan region, Gilan province. *Agricultural Engineering, 47(1): 19-34*. doi: 10.22055/agen.2024.45535.1700. (In Persian).
21. Kumar, A., Bhattacharya, T., Shaikh, W. A., & Roy, A. (2024). Sustainable soil management under drought stress through biochar application: Immobilizing arsenic, ameliorating soil quality, and augmenting plant growth. *Environmental Research, Oct 15; 259:119531*. doi: 10.1016/j.envres.2024.119531. Epub 2024 Jul 1. PMID: 38960358.
22. Kuzyakov, Y., Xu, X. (2013). Competition between roots and microorganisms for nitrogen. *New Phytol. 199, 917–928*. https://doi.org/10.1111/nph.12235.
23. Lavkulich, L. M. (1981). Methods Manual, Pedology Laboratory. Department of Soil Science, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada. pp: 360.
24. Lei, Y., Lihong, W., Juncong, C., Huiling, Z., Jie, Z., Huadong, Z., Yadong, Y., & Zhaohai, Z. (2024). Improving soil quality and wheat yield through diversified crop rotations in the North China Plain. Soil and Tillage Research, Volume 244, 106231, ISSN 0167-1987, https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106231.(https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198724002320).
25. Liang, C., Amelung, W., Lehmann, J., & Kästner, M. (2019). Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter. *Global Change Biology*, 25(11), 3578–3590. https://doi.org/10.1111/gcb.14781.
26. Maleki, S., Pilehvar, B., & Mahmoodi, M. A. (2024). Assessment of soil quality in different types of forests in north Zagros (Case study: Armardeh Baneh forests). *Journal of Natural Environment, 77(1): 133-146*. doi: 10.22059/jne.2023.366981.2609. (In Persian).
27. Masoumi Tabar Zanjani, A., Amanifar, S., Askari, M. S., & Hassani, A. (2025). The effect of land use change on some biological characteristics of soil in the rangelands of Sohrein region, Zanjan province. *Iranian Journal of Soil and Water Research, 55(11): 2125-2143*. doi: 10.22059/ijswr.2024.378382.669739. (In Persian).
28. Matinfar, H., Jalali, M., & Mohammadi, S. (2018). Soil Quality (Principles and Concepts, Indexes and Indicators). Volume 1. First Edition. *Tehran Academic Jahad Organization Publications*. 360 pages. pp. 295–300. (In Persian).
29. Mbuthia, L. W., Acosta-Martínez, V., DeBruyn, J., Schaeffer, S., Tyler, H., McKenna, A., Kelley, A., & Hayes, J. (2015). Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: Implications for soil quality. Soil Biology and Biochemistry, 89, 24–34. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.06.016.
30. McLean, E. O. (1982). Soil pH and Lime requirement, P 199-224. In: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney (Eds.), Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and

[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]
[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

Micromorphological Properties. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. *Soil Science Society of America and American Society of Agronomy*, Madison, WI.
31. Moradian Paik, N., & Jafari, S. (2022). The Effect of Land Use Change on Soil Quality Factors (Case Study: Khuzestan Province). *Journal of Water and Soil Science, 26 (4): 299-318*. doi: 10.47176/jwss.26.4.12327 .(In Persian).
32. Navidi, M., & Davatgar, N. (2019). Soil Quality from the Perspective of Pedology. Technical Publication 564. Ministry of Agricultural Jahad, Agricultural Research, Education and Extension Organization, *Soil and Water Research Institute*. 40 pages. (In Persian).
33. Nazari, H., Mohammadkhani, N., & Servati, M. (2023). Performance of soil quality indicators in estimation and distribution of rapeseed yield. *Environmental Monitoring and Assessment, 195(12): p.1529*. https://doi.org/10.1007/s10661-023-12164-y.
34. Negassa, W., & Leinweber, P. (2009). Soil organic phosphorus dynamics. *Adv. Agron. 103, 83–143*.
35. Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S., & Dean, C. A. (1954). Estimation of available phosphorous in soils by extraction with sodium bicarbonate. *U. S. Department of Agriculture Circular*. No. 939.
36. Pesini, G., Flores, J. P. M., Alves, L. A., Filippi, D., Martins, A. P., de Campos Carmona, F., Tiecher, T. (2024). Potassium Rates and Application Methods: Effects on Soil K Availability and Crop Response in Planosols and Ferralsols. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *55*(11), 1675–1689. https://doi.org/10.1080/00103624.2024.2323081.
37. Rabbi, S. M. F., Daniel, H., Lockwood, P. V., Macdonald, C., Blair, G., Daniel, K., & Young, I. M. (2021). Soil structure protects microbial biomass from pore size exclusion and predation. Nature Communications, 12, 4592. https://doi.org/10.1038/s41467-021-24791-0.
38. Rahimi, A., & Breuste, J. (2021). Why is Lake Urmia drying up? Prognostic modeling with land-use data and artificial neural network. *Frontiers in Environmental Science, 9*, p.603916. https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.603916.
39. Raiesi, F., & Kabiri, V. (2016). Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment. Ecological Indicators. 71, 198–207. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.061.
40. Ramezani, A., Farhangi, M. B., Ghorbanzadeh, N., & Khalili Rad, M. (2024). Effect of lime and wood ash on pH amendment and soil biological characteristics of two acid soils. Journal of Soil Management and Sustainable Production, 14(2): 1-24. doi: 10.22069/ejsms.2024.20561.2074. (In Persian).
41. Rasmussen, C., Heckman, K., Wieder, W. R., Berhe, A. A., Berhe, A. A., Crow, S. E., Druhan, J. L., Heckman, K., Keiluweit, M., Lawrence, C. R., Marín-Spiotta, E., Plante, A. F., Pries, C. E. H., Wagai, R., & Wagai, R. (2018). Beyond clay: towards an improved set of variables for predicting soil organic matter content. *Biogeochemistry*, 137(3), 297–306. https://doi.org/10.1007/s10533-018-0424-3.
42. Rengasamy, P., & Olsson, K. A. (1991). Sodicity and soil structure. *Australian Journal of Soil Research, 29(6), 935–952*. https://doi.org/10.1071/SR9910935.
43. Rousk, J., Bååth, E., Brookes, P. C., Lauber, C. L., Lozupone, C., Caporaso, J. G., Knight, R., Fierer, N. (2010). Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. ISME J. Oct;4(10):1340-51. doi: 10.1038/ismej.2010.58. Epub 2010 May 6. PMID: 20445636.

[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]

[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]

44. Rowley, M. C., Grand, S., & Verrecchia, É. P. (2018). Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. Biogeochemistry, 137(1), 27–49. https://doi.org/10.1007/s10533-017-0410-1.
45. Sadati, M., Beheshti Ale Agha, A., & Hamedi, F. (2023). The Effect of Land Abandonment on Biological, Physical and Chemical Properties of Soils. *Water and Soil, 37(3): 397-413*. doi: 10.22067/jsw.2022.77543.1179. (In Persian).
46. Sadeghi Mianrodi, M., Moezi, A., Gholami, A., Babaei-nejad, T., & Panahpur, E. (2022). Effects of land-use change on soil physical characteristics and nutrients in northern Khuzestan. *Agricultural Engineering, 44(4): 381-397*. doi: 10.22055/agen.2022.39468.1622. (In Persian).
47. Schubert, S., & Qadir, M. (2024). Soil salinity and salt resistance of crop plants. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-73250-8.
48. Servati, M. (2018). Selection of the most Suitable Crop Rotation in Aras River Margin, Based on Assessing Soil Qualitative Indicators. *Water* and Soil Science, 28(4): 155-165. https://water-soil.tabrizu.ac.ir/article_8565.html. (In Persian).
49. Shi, R. Y., Liu, Z. D., Li, Y., Jiang, T., Xu, M., Li, J. Y., & Xu, R. K. (2019). Mechanisms for increasing soil resistance to acidification by long-term manure application. Soil and Tillage Research, 185, 77–84. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.09.004.
50. Tellen, V. A., & Yerima, B. P. (2018). Effects of land use change on soil physicochemical properties in selected areas in the North West region of Cameroon. *Environmental Systems Research, 7(1): 1-29*. https://doi.org/10.1186/s40068-018-0106-0.
51. Tully, K. L., & McAskill, C. (2020). Promoting soil health in organically managed systems: a review. *Organic Agriculture, 10(3), 339–358*. https://doi.org/10.1007/s13165-019-00275-1.
52. Vance, E. D., Brookes, P. C., & Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology and Biochemistry, 19: 703–707*.
53. Walker, D. J., & Bernal, M. P. (2008). The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil. *Bioresource Technology, 99: 396-403*.
54. Walkley, A., & Black, L. A. (1934). Examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of chromic acid titration method. *Journal of Soil Science. 37: 29-38*.
55. Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., von der Gablentz, A., Garcia-Rojas, L., Wollschläger, U., & Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. Geoderma, 333, 149–162. https://doi.org/10.1016/j.geoderma. 2018.07.026.
56. Woloszczyk, P., Fiencke, C., Elsner, D. C., Cordsen, E., & Pfeiffer, E. M. (2020). Spatial and temporal patterns in soil organic carbon, microbial biomass and activity under different land-use types in a long-term soil-monitoring network. *Pedobiologia, 80, 150642*. https://doi.org/10.1016/j.pedobi. 150642.
57. Yang, K., Zhu, J., Zhang, M., Yan, Q., & Sun, O. J. (2010). Soil microbial biomass carbon and nitrogen in forest ecosystems of Northeast China: a comparison between natural secondary forest and larch plantation. *Journal of Plant Ecology, 3(3): 175-182*. https://doi.org/10.1093/jpe/rtq022.
58. Yoder, R. E. (1936). A direct method of aggregate analysis and a study of the physical nature of erosion losses. *Journal of the American Society of Agronomy, 28: 337–351*. https://doi.org/10.2134/agronj1936.00021962002800050001x.

[ Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20 ]
[ DOI: 10.61882/jeer.16.2.6 ]