



The Effect of Land Abandonment on Biological, Physical and Chemical Properties of Soils

M.S. Sadati¹, A. Beheshti Ale Agha^{2*}, F. Hamedi³

Received: 05-07-2022

Revised: 30-09-2022

Accepted: 30-11-2022

Available Online: 30-11-2022

How to cite this article:

Sadati, M.S., Beheshti Ale Agha, A., & Hamedi, F. (2023). The effect of land abandonment on biological, physical and chemical properties of soils. *Journal of Water and Soil*, 37(3), 397-413. (In Persian with English abstract).
<https://doi.org/10.22067/jsw.2022.77543.1179>

Introduction

Changing land use may have a major influence on physical, chemical, and biological soil properties with a consequence for soil functioning and productivity. Abandonment of agricultural lands is actually a kind of restoration of these lands to their original natural conditions, which is often done through human intervention. Soil restoration after land abandonment is a complex phenomenon. The pastures of our country are typically cultivated in rainfed methods, and the use of agricultural inputs such as animal manure, poisons, and chemical fertilizers is not very common. Therefore the continuous cultivation of a product and the lack of use of agricultural inputs causes a gradual decrease in fertility and increase erosion. Hence, after years of cultivation, the production potential decreases, and the land is abandoned.

Materials and Methods

This study was conducted to determine the effects of land abandonment on some physical, chemical, and biological soil properties in the 0-20 and 20-40 cm depth at three different sites including Lal Abad, Qaleh Kohneh and Chalab-e Pain, using 2×2 factorial layout arranged in a completely randomized design (CRD) with three replications. The physical, chemical, and biological characteristics of the soil were measured by conventional laboratory methods. Electrical conductivity of saturated paste extract (ECe) with electrical conductivity meter device in saturated paste extract, pH of saturated paste with pH meter device, and bulk density by cylinder method were determined in the samples. The amount of dispersible clay (DC) was determined by the method of Gee and Bauder and the Mean Weight Diameter (MWD) was determined by the method of the wet sieve. The amount of absorbable phosphorus by extraction method and total soil nitrogen by Keldahl method were measured in the samples. The amount of soil organic carbon (OC) in the samples was determined by the method of Walkley and Black. Mineralization of organic carbon (soil respiration) (Cmin) and metabolic quotient (qCO₂) were obtained by validated and conventional methods.

Results and Discussion

The results showed that the abandonment of agricultural lands significantly increased the MWD and reduced the amount of dispersible clay. Bulk density also decreased due to the abandonment of agricultural land in all areas except the Qaleh Kohneh area. The results of the analysis of the chemical characteristics of the soil indicated a decrease in soil pH in all areas and depths, except in the Qaleh Kohneh area. The biological results also showed that the abandonment of agricultural lands caused the change in biological characteristics. Abandonment of agricultural lands in all three regions led to an increase in microbial biomass carbon and soil microbial respiration. High microbial respiration in abandoned lands is probably related to more organic carbon in these soils. Loss of soil organic matter due to cultivation and improper soil management is often the main reason for reducing soil respiration in agricultural lands compared to abandoned lands.

1 and 2- Master's Degree in Soil Biology and Associate Professor, Department of Soil Science, Razi University, Kermanshah, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: beheshtiali97@gmail.com)

3- Soil and Water Research Department, Kermanshah Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Kermanshah, Iran

DOI: [10.22067/jsw.2022.77543.1179](https://doi.org/10.22067/jsw.2022.77543.1179)

Conclusion

Changing land use from agriculture to abandonment improved the physical, chemical, and biological indicators of soil quality, especially the surface layer of the soil, which ultimately led to the improvement of soil quality in all the studied areas. It can be concluded that the release of agricultural lands has increased soil health by increasing the carbon input into the soil, improving the soil aggregates, and improving the microbial activity of the soil.

Keywords: Intensive agriculture, Land use change, Soil erosion, Soil health

مقاله پژوهشی

جلد ۳۷، شماره ۳، مرداد-شهریور ۱۴۰۲، ص. ۴۱۳-۳۹۷

اثر رهاسازی اراضی کشاورزی بر برخی خصوصیات بیولوژیکی، فیزیکی و شیمیایی خاک

مهرانگیز السادات ساداتی^۱ - علی بهشتی آل آقا^{۲*} - فردین حامدی^۳

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۴/۱۴

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۰۷/۰۸

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۹/۰۹

چکیده

تغییر کاربری اراضی، تأثیر زیادی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک می‌گذارد. در این پژوهش تأثیر رهاسازی اراضی کشاورزی که به مدت حداقل ۱۰ سال رهاسده‌اند بر شاخص‌های EC، pH، وزن مخصوص ظاهری، پایداری خاکدانه‌ها، میزان فسفر، نیتروژن و کربن آلی خاک، معدنی شدن کربن آلی، کسر متابولیسم و کربن زیست‌توده میکروبی در دو عمق صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری در ۳ منطقه به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تکرار مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که رهاسازی اراضی کشاورزی پایداری خاکدانه‌ها را به‌طور معنی‌دار افزایش و میزان رس قابل انتشار را کاهش داد. جرم مخصوص ظاهری نیز در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی در کلیه مناطق به‌جز در منطقه قلعه کهنه کاهش یافت. نتایج تجزیه و تحلیل ویژگی‌های شیمیایی خاک حاکی از کاهش pH خاک در کلیه مناطق و اعماق به‌جز در منطقه قلعه کهنه بود. نتایج بیولوژیکی نیز نشان داد که رهاسازی اراضی کشاورزی سبب تغییر ویژگی‌های بیولوژیکی شد. رهاسازی اراضی کشاورزی در هر سه منطقه منجر به افزایش کربن زیست‌توده میکروبی و تنفس میکروبی خاک شد. بالا بودن تنفس میکروبی در اراضی رهاسده به احتمال زیاد به کربن آلی بیشتر در این خاک‌ها مرتبط است. هدر رفت ماده آلی خاک بر اثر کشت و کار و مدیریت نامناسب خاک اغلب عامل اصلی کاهش تنفس خاک در اراضی کشاورزی نسبت به اراضی رها شده است. به‌طور خلاصه، تغییر کاربری اراضی از کشاورزی به رهاسده باعث بهبود شاخص‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی کیفیت خاک، به‌ویژه لایه سطحی خاک گردید که نهایتاً بهبود کیفیت خاک را در تمامی مناطق مورد مطالعه در پی داشته است. از این‌رو، می‌توان چنین نتیجه گرفت که رهاسازی اراضی کشاورزی با افزایش ورود کربن به خاک، بهبود خاکدانه‌ها و بهبود فعالیت میکروبی خاک باعث افزایش سلامت خاک گردیده است.

واژه‌های کلیدی: به‌هم‌خوردگی خاک، تغییر کاربری، سلامت خاک، کشاورزی فشرده

مقدمه

زیادی از اراضی رهاسده که دلایل بوم‌شناختی و اقتصادی-اجتماعی متفاوتی داشته است، در آینده هم اراضی زیادی ممکن است رها شوند که دلیل عمده آن مهاجرت روستاییان خواهد بود (Cuesta et al., 2012).

رهاسازی اراضی کشاورزی در واقع نوعی ترمیم و بازیابی این اراضی به سمت شرایط طبیعی اولیه است که اغلب از طریق مداخله

رهاسازی اراضی کشاورزی از پیامدهای اصلی تغییرات کاربری اراضی در کشورهای واقع در مناطق خشک و نیمه‌خشک است. با توجه به عواقب منفی کشاورزی فشرده در این مناطق، پیش‌بینی می‌شود که در آینده رهاسازی اراضی کشاورزی روند سریع‌تری در این نواحی داشته باشد (Lesschen et al., 2008). در طول چند دهه گذشته مساحت

۱ و ۲- دانش آموخته کارشناسی ارشد بیولوژی خاک و دانشیار، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران
(^{*} نویسنده مسئول: Email: beheshtiali97@gmail.com)

۳- عضو هیات علمی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی کرمانشاه، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، کرمانشاه، ایران

بررسی‌هایی که در نواحی مرکزی کره جنوبی توسط لی و همکاران (Lee et al., 2002) انجام شده است نشان داده است که میزان ماده آلی خاک با افزایش زمان رهاسازی، افزایش پیدا می‌کند. دو و همکاران (Du et al., 2007) به این نتیجه رسیده‌اند که میزان ماده آلی در مرحله نخستین رهاسازی کاهش پیدا می‌کند اما پس از این مرحله افزایش می‌یابد. در هنگام تبدیل اراضی کشاورزی به اراضی رهاسازده، میزان ماده آلی خاک افزایش می‌یابد (Van Der Wal et al., 2006).

در تحقیقی که توسط ژانگ و همکاران (Zhang et al., 2012) در مقایسه زمین‌هایی که هم اکنون تحت کشت هستند با زمین‌هایی که به مدت ۶ سال رهاسازده بودند، انجام شد مشخص گردید میزان کربن آلی به اندازه ۵/۱ درصد افزایش یافته بود. همچنین آن‌ها دریافتند که با افزایش عمق خاک تا ۱ متری میزان کربن آلی خاک در هر دو نوع خاک کشت‌شده و رهاسازده، سیر کاهشی داشته است. هنگامی که زمین‌های تحت کشت، رها شدند ذخیره کربن آلی خاک در عمق ۲۰ سانتی‌متری خاک به میزان ۲۲/۶ درصد افزایش یافت. بر طبق نظر این محققین دلیل افزایش کربن در اراضی رهاسازده تجمعات ریشه و لاش برگ گیاهان در اراضی رهاسازده بود.

pH خاک در انواع مختلف اراضی رهاسازده، رفتارهای مختلفی از خود بروز می‌دهد. در تحقیق انجام شده توسط ژانگ و همکاران (Zhang et al., 2010) مشخص شده است بین pH خاک و زمان رهاسازی، رابطه ویژه‌ای وجود ندارد. با توجه به بررسی‌های نانز و همکاران (Nunes et al., 2012) در اراضی رهاسازده مشخص شده است که در تمام مراحل رهاسازی pH خاک حالت اسیدی داشته است که این مطلب نشان می‌دهد که pH بستگی زیادی به پوشش گیاهی ندارد بلکه وابسته به مواد مادری است که در این مناطق مواد مادری سرچشمه گرفته از صخره‌های اسیدی بوده است. در تحقیق انجام شده توسط کامالا و سونادا (Kamla and Sunada, 2014) مشخص شده است که در اراضی کشاورزی که به مدت ۵۲ سال رهاسازده بودند نسبت به اراضی کشاورزی که به مدت ۲ سال رهاسازده‌اند pH خاک از ۵/۴۴ به ۶/۱۶ رسیده است.

جرم مخصوص ظاهری در اراضی که به مدت ۱۵ سال رهاسازده‌اند نسبت به اراضی که به مدت ۲ سال رهاسازده‌اند کاهش چشمگیرتری داشته و از ۱/۵۷ به ۱/۳۲ گرم بر سانتی‌متر مکعب رسیده است (Kamla and Sunada, 2014). مارتنز فرناندز و همکاران (Martinez-Fernandez et al., 1995) بیان کردند که رهاسازی اراضی کشاورزی در طول یک دوره ۱۰ ساله اثرات مثبتی بر روی خصوصیات خاک گذاشته و خصوصیات خاک به حالت قبل از کشت و کار نزدیک می‌شود. رهاسازی این مناطق باعث بهبود پارامترهایی همچون خاکدانه سازی و پایداری ساختمان خاک می‌شود (Kosmas et al., 2000). در بررسی‌های انجام شده توسط وانگ و همکاران (Wang et al., 2011) مشخص شده است که با گذشت زمان از رهاسازی اراضی کشاورزی

بشر صورت می‌پذیرد. ترمیم خاک پس از رهاسازی اراضی، پدیده‌ای پیچیده است. یک زمین کشاورزی رهاسازده، حداقل دو مرحله انتقال یا تغییر روبه را طی می‌نماید، ابتدا زمانی که پوشش گیاهی طبیعی آن برای ایجاد مزارع حذف می‌شود و سپس هنگامی که کشت محصولات کشاورزی متوقف می‌گردند. به هر حال رهاسازی اراضی کشاورزی که در واقع نوعی تغییر کاربری اراضی شناخته می‌شود، بخشی از یک مسئله بزرگ‌تر جهانی به نام اصلاح محیط‌زیست آسیب دیده زمین می‌باشد (Gelt et al., 2011).

استقرار مجدد پوشش گیاهی پس از رهاسازی کشاورزی در واقع یک توالی ثانویه است که ابتدا با استقرار گیاهان یک‌ساله شروع و سپس علف‌های کوتاه و سپس بلند و بوته‌ها و یا درختچه‌ها ادامه می‌یابد (Lesschen et al., 2008). بنت (Bonet, 2004) مشاهده کرد که در اولین مرحله پس از رهاسازی اراضی کشاورزی، گیاهان یک‌ساله و چندساله با طول عمر کوتاه استقرار و غنای گونه‌ای بیشتری دارند. در انتها گونه‌های چوبی پس از گذشت ۲۰ سال از رهاسازی، استقرار می‌یابند. بازگشت شرایط طبیعی که با استقرار مجدد پوشش گیاهی و در نتیجه ایجاد بوته‌زارها یا جنگل‌ها همراه است، به شرایط اقلیم و نوع خاک اکوسیستم بستگی دارد (Benayas et al., 2007).

در نتیجه رهاسازی اراضی کشاورزی، مصرف کودهای شیمیایی، سموم و از همه مهم‌تر، به هم خوردگی خاک ناشی از عملیات خاک‌ورزی متوقف می‌شود که نتیجه توقف به هم خوردگی، در مرحله اول تشکیل و بازیافت خاکدانه‌های درشت و افزایش پایداری خاکدانه‌ها و در پی آن افزایش حفاظت فیزیکی ماده آلی خاک در برابر تجزیه میکروبی می‌باشد (Dunjo et al., 2003; Bonet, 2004; Zhang et al., 2007; Lesschen et al., 2008).

استقرار تدریجی پوشش گیاهی و بازیابی شرایط طبیعی در میکرو اقلیم، موجب افت دما و افزایش رطوبت در سطح خاک و به دنبال آن، افزایش فعالیت میکروبی و تجزیه ماده آلی می‌شود (Benayas et al., 2007). رهاسازی اراضی کشاورزی در نتیجه تشکیل خاکدانه‌های درشت منجر به افزایش نفوذپذیری خاک شده، بنابراین رواناب سطحی کاهش و ظرفیت نگهداری آب افزایش و فرسایش‌پذیری خاک کاهش می‌یابد (Dunjo et al., 2003; Bonet, 2004).

نتایج بسیاری از مطالعات حاکی از آن است که رهاسازی اراضی کشاورزی منجر به افزایش تنوع زیستی گیاهان و موجودات خاکزی می‌گردد. مهم‌تر اینکه ترکیب جامعه میکروبی خاک تغییر می‌یابد که تغییر فرآیندهای میکروبی اکوسیستم را در پی دارد. به طوری که در نتیجه تغییر کیفیت مواد آلی و pH خاک، احتمالاً به دلیل توقف عملیات خاک‌ورزی زیست‌توده قارچی و بخصوص قارچ‌های میکوریزا و کرم‌های خاکی افزایش و زیست‌توده باکتریایی کاهش می‌یابد (Laiolo et al., 2004; Inoue, 2005; Kardol et al., 2005; Baur et al., 2006).

منطقه لعل آباد در استان کرمانشاه، شهرستان ماهیدشت واقع شده است (شکل ۲) و نمونه برداری از آن در ۲ نوع کاربری اراضی رهاسده و اراضی تحت کشت انجام شد. این منطقه به طور متوسط دارای ۱۶۳۷ متر ارتفاع از سطح دریا است و مختصات جغرافیایی آن " ۳۷ ' ۱۳ ° شمالی و " ۵۲ ' ۴۶ ° ۴۶ شرقی است. اقلیم این منطقه طبق روش دومارتن اصلاح شده نیمه خشک می باشد. اراضی زراعی این منطقه حداقل به مدت ۱۵۰ سال تحت کشت بوده و محصولاتی چون گندم، جو، نخود و عدس از آن برداشت شده است. خاک ورزی در این اراضی به وسیله گاواهن برگردان دار، کولتیواتور و دیسک معمولی انجام می گیرد و عمق شخم ۲۰ سانتی متر است. اراضی رهاسده آن قدمتی ۵۰ ساله دارند و عمده پوشش گیاهی طبیعی آن را گیاهان علفی یکساله و چندساله (گلرنگ وحشی، گراس ها مانند جو وحشی، خردل وحشی، کنگر صحرایی، شقایق، شکر تیغال و جوموشک) تشکیل می دهد. همچنین این اراضی دارای بافت لوم رسی سیلتی و ماده مادری سنگ های اسیدی می باشد.

منطقه قلعه کهنه در استان کرمانشاه، شهرستان کرمانشاه واقع شده است (شکل ۳) و نمونه برداری از آن در ۲ نوع کاربری اراضی رهاسده و اراضی تحت کشت انجام شد. این منطقه به طور متوسط دارای ۱۳۲۴ متر ارتفاع از سطح دریا است که مختصات جغرافیایی آن " ۳۸ ' ۲۱ ° شمالی و " ۴۴ ' ۳ ° ۴۷ شرقی است. اقلیم این منطقه طبق روش دومارتن اصلاح شده نیمه خشک می باشد.

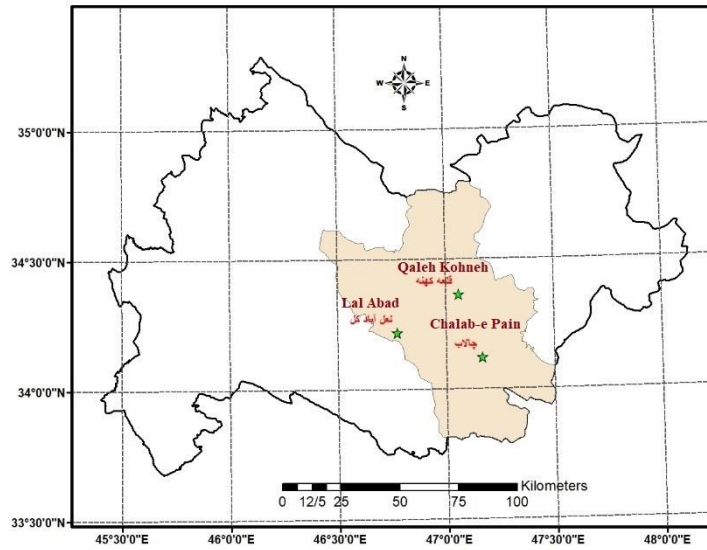
کربن زیست توده میکروبی افزایش پیدا کرد و این به خاطر استقرار مجدد پوشش گیاهی در اراضی رهاسده است. بررسی های جیانگ و همکاران (Jiang et al., 2009) نشان داد که در اراضی رهاسده واقع در مناطق نیمه خشک چین در عمق ۲۰ سانتی متری خاک، کربن زیست توده میکروبی و نسبت کربن زیست توده میکروبی به کربن آلی خاک با افزایش زمان رهاسازی افزایش و با افزایش عمق کاهش پیدا کردند.

در بسیاری از مراتع کشور ما کشاورزی اغلب به صورت دیم صورت می گیرد که استفاده از نهاده های کشاورزی مانند کود دامی، سموم و کودهای شیمیایی خیلی معمول نمی باشد و بنابراین کشت پیوسته یک محصول و عدم استفاده از نهاده های کشاورزی، سبب کاهش تدریجی حاصلخیزی و باروری خاک می شود. لذا پس از سال ها کشت، پتانسیل تولید کاهش و زمین رها می گردد. این رهاسازی حتماً موجب تغییر ویژگی های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک می شود. هدف این مطالعه بررسی اثر رهاسازی (حداقل ۱۰ سال) اراضی کشاورزی بر ویژگی های pH، EC، وزن مخصوص ظاهری، پایداری خاکدانه ها، میزان فسفر، نیتروژن و کربن آلی خاک، معدنی شدن کربن آلی، کسر متابولیکی و کربن زیست توده میکروبی در استان کرمانشاه بود.

مواد و روش ها

مناطق مورد مطالعه

به منظور بررسی تأثیر رهاسازی اراضی کشاورزی بر برخی شاخص های کیفیت خاک، ۳ منطقه در استان کرمانشاه انتخاب (شکل ۱) و از زوج اراضی کشاورزی و رهاسده که حداقل به مدت ۱۰ سال کشت نشده اند نمونه برداری شد. مناطق مورد نظر توسط روش های پارامتریک استوری (Storie, 1976) و ریشه دوم (Khidir, 1986) برای تعیین تناسب اراضی مورد بررسی قرار گرفتند. این مناطق که به لحاظ ویژگی های ظاهری خاک، اقلیم، شیب و پستی و بلندی یکسان بودند در ۲ عمق صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری و در ۳ تکرار نمونه های مرکب خاک تهیه گردید. همچنین به منظور تعیین جرم مخصوص ظاهری، از عمق های مورد مطالعه، نمونه های دست نخورده خاک نیز تهیه شدند. نمونه های جمع آوری شده پس انتقال به آزمایشگاه هوا خشک و سپس هر یک از نمونه های هوا خشک شده به دو بخش تقسیم شدند. بخشی از الک ۲ میلی متری و بخش دیگر از الک ۴ میلی متری عبور داده شد و هر کدام در ظروفی جداگانه نگهداری گردیدند. قبل از شروع تجزیه خاک و اندازه گیری ها، رطوبت اولیه خاک هوا خشک جهت تصحیح پارامترها اندازه گیری گردید. ذرات درشت قابل مشاهده، بقایای گیاهی و سنگریزه موجود در نمونه ها به طور کامل و به صورت دستی جدا شدند. با توجه به عدم تغییر ویژگی بافت خاک در طی ۱۰ سال گذشته، از این ویژگی برای بررسی و تأیید یکسان بودن جفت اراضی کشاورزی و رهاسده در هر منطقه استفاده شد.



شکل ۱- مختصات جغرافیایی مناطق مورد مطالعه
Figure 1- Geographical coordinates of the study areas



شکل ۲- منطقه مورد مطالعه در لعل آباد
Figure 2- The studied area in Lal Abad

کشت می‌شد. خاک‌ورزی در این اراضی به‌وسیله گاواهن برگردان دار، کولتیواتور و دیسک معمولی انجام می‌گیرد و عمق شخم ۲۰ سانتیمتر

اراضی زراعی این منطقه حداقل به مدت ۱۱۰ سال تحت کشت بوده و محصولاتی چون گندم، ذرت، سیب‌زمینی، هویج و پیاز در آن

صحرايي، شقایق، شکر تیغال و جوموشک) تشکیل می‌دهد. همچنین این اراضی دارای بافت لوم رسی و ماده مادری سنگ‌های اسیدی می‌باشد.

شاخص‌های مورد بررسی در خاک

ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک با روش‌های آزمایشگاهی مرسوم اندازه‌گیری شد. هدایت الکتریکی عصاره گل اشباع (ECe) با دستگاه رسانایی سنج الکتریکی در عصاره گل اشباع (Christenen and Johnston, 1997)، pH گل اشباع با دستگاه pH متر (Christenen and Johnston, 1997)، وزن مخصوص ظاهری به روش سیلندر (Estefan et al., 2013) در نمونه‌ها تعیین شدند. میزان رس قابل انتشار (DC) به روش گی و بائودر (Gee and Bauder, 1986) و پایداری خاکدانه‌ها (MWD) به روش الک تر (Yoder, 1936) تعیین شدند. میزان فسفر قابل جذب به روش عصاره گیری (Estefan et al., 2013) و نیتروژن کل خاک به روش کج‌لدال (Estefan et al., 2013) در نمونه‌ها اندازه‌گیری شدند.

است و اراضی رهاسده آن قدمتی ۱۸ ساله دارند و عمده پوشش گیاهی آن علف‌های یک‌ساله و چند ساله (گلرنگ وحشی، گراس‌ها مانند جو وحشی، خردل وحشی، کنگر صحرايي، شقایق، شکر تیغال و جوموشک) است. همچنین این اراضی دارای بافت لوم رسی سیلتی و ماده مادری رسوبات آهکی می‌باشد.

منطقه چالاب پایین در استان کرمانشاه، شهرستان فیروزآباد واقع شده است (شکل ۴) و نمونه‌برداری از آن در ۲ نوع کاربری اراضی رهاسده و اراضی تحت کشت انجام شد. این منطقه به‌طور متوسط دارای ۱۵۶۹ متر ارتفاع از سطح دریا است که مختصات جغرافیایی آن ۳۶' ۷" شمالی و ۳۱' ۸" ۴۷ شرقی است. اقلیم این منطقه طبق روش دومارتن اصلاح شده نیمه‌خشک می‌باشد. اراضی زراعی این منطقه حداقل به مدت ۷۰ سال تحت کشت محصولاتی چون گندم، جو و نخود بوده‌اند. خاک‌ورزی در این اراضی به‌وسیله گاواهن برگردان دار، کولتیواتور و دیسک معمولی انجام می‌گیرد و عمق شخم ۲۰ سانتی متر است اراضی رهاسده آن در حدود ۲۰ سال است که رها گردیده است و عمده پوشش گیاهی آن را گیاهان یک‌ساله و به‌ندرت چندساله (گلرنگ وحشی، گراس‌ها مانند جو وحشی، خردل وحشی، کنگر



شکل ۳- منطقه مورد مطالعه در قلعه کهنه
Figure 3- The studied area in Qaleh Kohneh



شکل ۴- منطقه مورد مطالعه در چالاب پایین
Figure 4- The studied area in Chalab-e Pain

میزان کربن آلی خاک (OC) در نمونه‌ها به روش واکلی و بلک (Walkley and Black, 1934) تعیین شد. معدنی شدن کربن آلی (تنفس خاک) (C_{min}) و کسر متابولیکی (qCO_2) با روش‌های تأیید شده و مرسوم به دست آمدند (Nannipieri and Alef, 1995). کربن زیست‌توده میکروبی با روش گاز دهی و طی ۱۰ روز خواباندن (Nannipieri and Alef, 1995) تعیین گردید و ضریب بازیافت یا راندمان تجزیه کربن میکروبی معادل $0/45$ در نظر گرفته شد.

نتایج و بحث

تأثیر تغییر کاربری اراضی و عمق بر ویژگی‌های شیمیایی خاک مناطق مورد مطالعه

pH خاک

نتایج نشان داد که در منطقه لعل آباد تأثیر عمق بر واکنش خاک معنی‌دار نبود؛ اما اثر نوع کاربری و اثر متقابل آن با عمق بر pH در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار شد (جدول ۱). در اراضی رها شده نسبت به اراضی کشاورزی میزان pH در عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری $3/68$ درصد کاهش یافت به گونه‌ای که میزان آن از $7/33$ به $7/06$ رسید اما در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری تفاوتی در میزان این شاخص مشاهده نشد (جدول ۲). در منطقه قلعه کهنه نوع کاربری، عمق و اثر متقابل

میزان کربن آلی خاک (OC) در نمونه‌ها به روش واکلی و بلک (Walkley and Black, 1934) تعیین شد. معدنی شدن کربن آلی (تنفس خاک) (C_{min}) و کسر متابولیکی (qCO_2) با روش‌های تأیید شده و مرسوم به دست آمدند (Nannipieri and Alef, 1995). کربن زیست‌توده میکروبی با روش گاز دهی و طی ۱۰ روز خواباندن (Nannipieri and Alef, 1995) تعیین گردید و ضریب بازیافت یا راندمان تجزیه کربن میکروبی معادل $0/45$ در نظر گرفته شد.

تجزیه و تحلیل آماری

پس از اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی و اجزای مواد آلی در تمامی ۳۶ نمونه مرکب خاک، داده‌ها به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با جامعه آماری مشتمل بر ۱۲ نمونه مرکب خاک (۳ تکرار \times ۲ عمق \times ۲ کاربری) برای هر منطقه به‌طور جداگانه مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. نوع کاربری (رها شده و کشاورزی) و عمق (صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری) به‌عنوان متغیرهای مستقل در نظر گرفته شدند. تجزیه و تحلیل کلیه داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SAS 9.4 برای هر منطقه به‌طور جداگانه انجام شد. برای مقایسه میانگین از روش حداقل اختلاف معنی‌دار فیشر

اضافه می‌کنند و این احتمال وجود دارد که این کاهش pH به دلیل پوشش گیاهی و یا نشست گرفته از مواد مادری اسیدی باشد. اما در قلعه کهنه احتمالاً به دلیل آن که pH وابستگی زیادی به نوع پوشش گیاهی نداشته است و فقط نشست گرفته از مواد مادری آهکی است به همین خاطر در اثر رهاسازی تغییر نکرده است (Anderson, 1988; Wang *et al.*, 2011; Gruba and Socha, 2016). ژانگ و همکاران (Zhang *et al.*, 2010) نیز مشاهده کردند که بین زمان رهاسازی و میزان pH رابطه خاصی وجود ندارد درحالی که پژوهشگران دیگری همچون واندروال و همکاران (Van Der Wal *et al.*, 2006) جیانگ و همکاران (Jiang *et al.*, 2009) و وانگ و همکاران (Wang *et al.*, 2011) به این نتیجه رسیدند که به دلیل استقرار مجدد پوشش گیاهی pH کاهش می‌یابد.

آن با نوع کاربری بر واکنش خاک معنی‌دار نشد. در این منطقه رهاسازی اراضی کشاورزی تأثیری بر میزان pH نداشت (جدول‌های ۱ و ۲). نتایج نشان داد که نوع کاربری و عمق در سطح احتمال ۵ درصد اثر معنی‌داری بر واکنش خاک در منطقه چالاب پایین داشتند اما اثر متقابل آن‌ها بر pH معنی‌دار نشد (جدول ۱). در این منطقه تغییر کاربری اراضی کشاورزی سبب کاهش ۰/۸۵ درصدی pH خاک گردید (جدول ۲). بررسی‌ها نشان داد که در لعل آباد و چالاب پایین میزان pH در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی روند کاهشی داشته است که ممکن است به دلیل استقرار مجدد پوشش گیاهی درختان بلوط در حاشیه اراضی رهاسازی لعل آباد و افزایش در میزان مواد آلی خاک که به احتمال زیاد حاوی بنیان‌های اسیدی فراوانی بوده است، باشد؛ همچنین گیاهان علفی یکساله در منطقه چالاب پایین نیز ماده آلی فراوانی به خاک

جدول ۱- نتایج تجزیه واریانس داده‌ها بر ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک
Table 1- The analysis of variance of data on chemical and physical properties of soil

نام منطقه Name of location	Sources of variance	df	میانگین مربعات Mean square							
			pH	P	OC	TN	C/N	BD	DC	MWD
لعل آباد Lal Abad	نوع کاربری Land use type	1	16**	0.27 ^{ns}	66.9**	48.3**	125**	33.8**	75**	72.4**
	عمق Depth	1	1 ^{ns}	110**	80.0**	71.1**	40.1**	1.80 ^{ns}	0.85 ^{ns}	7.78*
	نوع کاربری × عمق Depth × Land use type	1	16**	53.7**	36.9**	31.3**	10.2**	16.2**	27**	33.3**
	خطای آزمایشی error	24	0.8	0.95	0.96	0.95	0.96	0.87	0.93	0.93
	CV%	-	0.8	11.5	9.76	9.04	1.41	1.59	9.38	9.69
قلعه کهنه Qaleh Kohneh	نوع کاربری Land use type	1	0.01 ^{ns}	22.3**	207**	18.6**	71.9**	36.3**	127**	97.9**
	عمق Depth	1	0.01 ^{ns}	37.8**	72.8**	4.33 ^{ns}	1.00 ^{ns}	0.51 ^{ns}	22.9**	3.10 ^{ns}
	نوع کاربری × عمق Depth × Land use type	1	1.19 ^{ns}	28.2**	5.03*	0.04 ^{ns}	1.12 ^{ns}	110**	124**	72.0**
	خطای آزمایشی error	24	0.13	0.92	0.97	0.74	0.90	0.95	0.97	0.96
	CV%	-	3.27	11.8	3.14	7.20	2.10	1.78	6.75	6.78
چالاب پایین Chalab-e Pain	نوع کاربری Land use type	1	5.33*	3.57 ^{ns}	748**	286**	41.4**	116**	90.2**	363**
	عمق Depth	1	5.33*	53.1**	21.1**	13.8**	0.48 ^{ns}	0.06 ^{ns}	0.01 ^{ns}	33.0**
	نوع کاربری × عمق Depth × Land use type	1	0.0001 ^{ns}	21.3**	0.49 ^{ns}	0.03 ^{ns}	0.25 ^{ns}	24.6**	370**	85.2**
	خطای آزمایشی error	24	0.57	0.91	0.99	0.97	0.84	0.95	0.98	0.98
	CV%	-	0.70	9.51	4.06	5.58	2.83	2.30	6.47	5.60

** و * به ترتیب در سطح یک و پنج درصد معنی‌دار و ns اختلاف معنی‌دار نیست.
**and * significant at 1% and 5% and ns, not significant respectively

فسفر قابل دسترس خاک

نوع کاربری اراضی اثر معنی‌داری بر فسفر قابل دسترس خاک در منطقه لعل آباد نداشت. در حالی که عمق و اثر متقابل آن با نوع کاربری در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار بود (جدول ۱). با رهاسازی اراضی کشاورزی میزان فسفر قابل دسترس خاک در عمق صفر تا ۲۰ سانتی متری ۲۸/۷ درصد کاهش یافت اما در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری ۱۳۴ درصد افزایش وجود داشته است. همچنین اثر عمق معنی‌دار بوده است یعنی با افزایش عمق میزان این شاخص کاهش پیدا کرد (جدول ۲). اثر کاربری، عمق و اثر متقابل آن‌ها در منطقه قلعه کهنه در سطح احتمال ۱ درصد بر فسفر قابل دسترس معنی‌دار بود (جدول ۱). در اراضی رهاشده نسبت به اراضی کشاورزی میزان فسفر قابل دسترس در عمق صفر تا ۲۰ سانتی متری ۷۸/۶ درصد افزایش داشته است در حالی که در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. همچنین، با معنی‌دار شدن اثر عمق و با افزایش آن فسفر قابل دسترس کاهش یافت (جدول ۲). اثر نوع کاربری اراضی بر فسفر قابل دسترس در منطقه چالاب پایین معنی‌دار نبود؛ اما عمق و اثر متقابل آن با نوع کاربری در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار شد (جدول ۱). در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی در این منطقه میزان فسفر قابل دسترس در عمق صفر تا ۲۰ سانتی متری در حدود ۲۵/۹ درصد کاهش یافته است اما در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری تفاوت چشمگیری مشاهده نشد (جدول ۲).

با توجه به نتایج به دست آمده مشخص شد که در لعل آباد و چالاب پایین نوع کاربری بر روی فسفر قابل دسترس تأثیری نداشت اما با این حال، در این مناطق در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی میزان فسفر در سطح خاک کاهش یافت. این‌طور به نظر می‌رسد که در گذشته در این اراضی کشاورزی مصرف کودهای شیمیایی فسفر بالا بوده است و هنگامی که این اراضی رها شده‌اند میزان فسفر روند نزولی یافته تا به حالت تعادل خود نزدیک شود؛ اما در منطقه قلعه کهنه میزان فسفر در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی افزایش یافته است که به احتمال زیاد به دلیل ایجاد و توسعه مجدد پوشش گیاهی در این اراضی بوده است. وانگ و همکاران (Wang et al., 2011)، لی و شائو (Li and Shao, 2006) و کامالا و سونادا (Kamla and Sunada, 2014) مشاهده کردند که در اثر استقرار مجدد پوشش گیاهی میزان فسفر قابل دسترس در اراضی رهاشده افزایش می‌یابد که با نتایج به دست آمده در منطقه قلعه کهنه همخوانی دارد. ژانگ و همکاران (Zhang et al., 2010) بیان داشتند که فسفر کل و فسفر قابل دسترس با افزایش زمان رهاسازی تغییر چشمگیری نخواهد داشت و دلیل آن را در فرآیندهای بیوشیمیایی سخت در طول توالی ثانویه فسفر در اراضی رهاشده دانسته‌اند. در حالی که دو و همکاران (Du et al., 2007) مشاهده کردند که فسفر قابل دسترس در سرتاسر دوره رهاسازی کاهش پیدا خواهد

کرد که فقط با نتایج قلعه کهنه مغایرت دارد. در لعل آباد و چالاب پایین در اثر رهاسازی فسفر در سطح خاک کاهش می‌یابد.

کربن آلی خاک

در منطقه لعل آباد اثر کاربری، عمق و اثر متقابل آن‌ها بر کربن آلی در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار بود (جدول ۱). در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی این منطقه میزان کربن آلی در عمق صفر تا ۲۰ سانتی متری ۹۴/۶ درصد افزایش داشته است در حالی که در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری تفاوت چشمگیری در میزان کربن آلی مشاهده نشد. همچنین با افزایش عمق میزان کربن آلی کاهش یافته (جدول ۲). در منطقه قلعه کهنه، نوع کاربری و عمق اثر معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد بر روی کربن آلی خاک داشته‌اند. همچنین اثر متقابل آن‌ها نیز در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار بود (جدول ۱). رهاسازی اراضی کشاورزی به ترتیب سبب افزایش ۲۲/۸ و ۳۹/۲ درصدی میزان کربن آلی خاک به ترتیب در عمق‌های صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری گردید و با افزایش عمق میزان این شاخص کاهش یافت (جدول ۲). نوع کاربری و عمق اثر معنی‌داری بر روی کربن آلی خاک در منطقه چالاب پایین داشته‌اند (جدول ۱)؛ اما اثر متقابل آن‌ها بر روی این شاخص معنی‌دار نشد (جدول ۱). با این حال تغییر کاربری اراضی به ترتیب سبب افزایش ۹۰/۸ و ۹۸/۷ درصدی کربن آلی خاک به ترتیب در عمق‌های صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری گردید و با افزایش عمق این ویژگی کاهش یافت (جدول ۲).

نتایج حاکی از آن است که در هر سه منطقه مذکور در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی میزان کربن آلی خاک افزایش یافته است که به احتمال زیاد، به علت استقرار مجدد پوشش گیاهی اعم از یک‌ساله و چندساله و درختچه‌ها، تجمع لاش برگ گیاهان در سطح خاک و تجمع ریشه آن‌ها در خاک، عدم انجام عملیات شخم و سایر فعالیت‌های خاک‌ورزی و حفظ خاکدانه‌های خاک بوده است. تشکیل و وجود خاکدانه‌های پایدار باعث حفاظت فیزیکی ماده آلی و کربن آلی شده و در نتیجه مانع از هدر رفت کربن آلی خاک شده است. همچنین این روند افزایشی ممکن است به حالت آغازین زمین نیز بستگی داشته باشد یعنی بلافاصله بعد از توقف عملیات کشت و کار مقادیر زیادی ماده آلی به خاک برگردانده شده است که در نتیجه میزان کربن آلی خاک افزایش یافته است (Li and Shao, 2006; Du et al., 2007; Zhang et al., 2010; Zahng et al., 2012).

نیترژن کل خاک

اثر نوع کاربری، عمق و اثر متقابل آن‌ها در سطح احتمال ۱ درصد بر نیترژن کل در منطقه لعل آباد معنی‌دار شد (جدول ۱). با رهاسازی

اراضی کشاورزی میزان نیتروژن کل در عمق صفر تا ۲۰ سانتی متری ۷۳/۵ درصد افزایش یافته است اما در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری تفاوت چشمگیری نداشت (جدول ۲). عمق و اثر متقابل آن با نوع کاربری بر نیتروژن کل در منطقه قلعه کهنه معنی دار نبود (جدول ۱) اما اثر نوع کاربری بر نیتروژن کل در سطح احتمال ۱ درصد معنی دار گردید (جدول ۱). با این حال، با رهاسازی اراضی کشاورزی میزان نیتروژن کل در عمق صفر تا ۲۰ سانتی متری ۱۷/۹ درصد و در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری ۲۱/۹ درصد افزایش داشته است (جدول ۲). داده‌های جدول ۱ نشان می‌دهند که اثر نوع کاربری و عمق در منطقه چالاب پایین در سطح احتمال ۱ درصد بر نیتروژن کل معنی دار شده است اما اثر متقابل آن‌ها معنی دار نبود. با این وجود، با رهاسازی اراضی کشاورزی نیتروژن کل به ترتیب به میزان ۷۰/۴ و ۸۰/۷ درصد افزایش در عمق‌های صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری داشت. با افزایش عمق میزان این شاخص کاهش یافته است (جدول ۲).

در این پژوهش مشخص شده است که در مناطق مذکور با رهاسازی اراضی کشاورزی میزان نیتروژن کل افزایش یافته است. با توجه به این نکته که مقدار قابل توجهی از نیتروژن موجود در خاک در بخش آلی واقع شده است بنابراین به تبع آن در مناطق مورد بررسی با افزایش میزان ماده آلی خاک میزان نیتروژن کل نیز افزایش یافته است. در اراضی کشاورزی بهره‌برداری بی‌رویه از خاک، کشت و کار فشرده و فرسایش خاک می‌تواند باعث افزایش معدنی شدن ماده آلی و هدر رفت نیتروژن، کاهش باروری خاک و همچنین آلودگی آب‌های سطحی شود. همچنین، نیتروژن نیتراتی متحرک است بنابراین در اثر آبیاری می‌تواند از خاک شسته شود (Batjes, 1996). به عقیده جیا و همکاران (Guo-

نسبت کربن به نیتروژن

اثر نوع کاربری و عمق و اثر متقابل آن‌ها در سطح احتمال ۱ درصد بر نسبت کربن به نیتروژن در منطقه لعل آباد معنی دار شد (جدول ۱). نسبت کربن به نیتروژن در اراضی رهاسازی نسبت به اراضی کشاورزی افزایش داشته است به گونه‌ای که در اراضی رهاسازی نسبت کربن به نیتروژن به ترتیب در عمق‌های صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری به ترتیب ۱۲/۱ و ۷/۳ درصد بیشتر از اراضی کشاورزی بوده است (جدول ۲). همچنین اثر عمق معنی دار بوده و با افزایش عمق میزان این شاخص کاهش یافت (جدول ۲). داده‌های جدول ۱ نشان می‌دهند که تنها اثر نوع کاربری در منطقه قلعه کهنه بر نسبت کربن به نیتروژن معنی دار بوده است. در اراضی رهاسازی نسبت به اراضی کشاورزی نسبت کربن به نیتروژن در حدود ۱۰/۹ درصد بیشتر بود (جدول ۲). در چالاب پایین تنها اثر نوع کاربری بر نسبت کربن به نیتروژن در سطح احتمال ۱ درصد معنی دار شده است (جدول ۱). نسبت کربن به نیتروژن خاک در اراضی رهاسازی نسبت به اراضی کشاورزی ۱۱/۱ درصد بیشتر بود. میانگین نسبت کربن به نیتروژن خاک در هر دو نوع کاربری تحت تأثیر عمق قرار نگرفت و در هر دو عمق تقریباً یکسان بود.

جدول ۲- مقایسه میانگین ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک در هر ۳ منطقه مورد بررسی

Table 2- Comparison of the average chemical and physical properties of soil in all 3 areas

نام منطقه	نوع کاربری	Depth	pH	P	OC	TN	C/N	BD	DC	MWD
Name of location	Land use type	cm	-	(mg/kg)	(g/kg)	(g/kg)	-	(Mg/m ³)	(%)	(mm)
لعل آباد	منطقه رهاسازی	0-20	7.06 b	13.3 b	35.7 a	3.21 a	11.1 a	1.53 c	5.94 d	1.83 a
	Abandoned area	20-40	7.23 a	10.8 b	17.4 b	1.69 b	10.3 b	1.61 b	9.24 c	1.23 b
Lal Abad	منطقه زراعی	0-20	7.33 a	18.7 a	18.4 b	1.85 b	9.90 c	1.68 a	13.4 a	0.84 c
	Agricultural area	20-40	7.23 a	4.31 c	14.7 b	1.54 b	9.60 c	1.64 ab	11.1 b	1.04 bc
قلعه کهنه	منطقه رهاسازی	0-20	7.36 a	24.5 a	35.0 a	3.23 a	10.8 a	1.44 d	7.95 c	1.85 a
	Abandoned area	20-40	7.20 a	12.2 b	31.6 b	3.01 ab	10.9 a	1.63 b	11.0 b	1.32 b
Qaleh Kohneh	منطقه زراعی	0-20	7.20 a	13.7 b	28.5 c	2.74 bc	9.86 b	1.71 a	18.6 a	0.89 c
	Agricultural area	20-40	7.33 a	12.8 b	22.7 d	2.47 c	9.73 b	1.55 c	11.0 b	1.24 b
چالاب پایین	منطقه رهاسازی	0-20	7.00 b	14.9 b	37.9 a	3.51 a	10.8 a	1.42 d	6.15 d	1.79 a
	Abandoned area	20-40	7.06 ab	12.7 bc	34.5 b	3.18 b	10.8 a	1.53 c	15.6 b	1.60 b
Chalab-e Pain	منطقه زراعی	0-20	7.06 ab	20.1 a	19.9 c	2.06 c	9.63 b	1.75 a	20.4 a	0.60 d
	Agricultural area	20-40	7.13 a	10.5 c	17.4 d	1.76 d	9.83 b	1.65 b	10.8 c	1.19 c

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه از نظر آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال درصد ندارند.

In each column, means with similar letters don't have significantly different in probability level of 5%, from the view point of Duncan's multiple range tests.

شخم و خاک‌ورزی، کشت و کار فشرده، تردد مکرر ماشین‌آلات کشاورزی طی مرحله کاشت، داشت و برداشت موجب فشردگی ذرات خاک، خرد شدن خاکدانه‌ها، پر شدن خلل و فرج به‌وسیله ذرات خرد شده و کاهش تخلخل، تهویه و نفوذپذیری خاک شده و در نهایت موجب افزایش میزان جرم مخصوص ظاهری شده است و در اثر رهاسازی این اراضی و استقرار مجدد پوشش گیاهی و افزایش ماده آلی میزان این شاخص کاهش یافته است. توسعه پوشش گیاهی منجر به اضافه شدن مقدار زیادی از ریشه گیاهان به تحت الارض خاک شده که باعث افزایش ماده آلی، نفوذپذیری و تخلخل خاک می‌شود و در ادامه نیز باعث کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک شده است (Jiang et al., 2009; Wang et al., 2011; Nunes et al., 2012; Kamala et al., 2014).

رس قابل انتشار در آب

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها (جدول ۱) نشان داد که در هر سه منطقه اثر نوع کاربری و اثر متقابل آن با عمق در سطح احتمال ۱ درصد بر میزان رس قابل انتشار معنی‌دار شده است و اثر عمق معنی‌دار نبوده و تنها اثر عمق در منطقه قلعه کهنه معنی‌دار شد (جدول ۱). در منطقه قلعه کهنه با رهاسازی اراضی کشاورزی میزان رس قابل انتشار به ترتیب در عمق‌های صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری ۵۵/۷ و ۱۶/۷ درصد کاهش یافته است. همچنین در منطقه قلعه کهنه میزان رس قابل انتشار در عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری ۵۷/۲ درصد کاهش داشت ولی در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری تفاوت چشمگیری مشاهده نشد (جدول ۲). در منطقه چالاب پایین میزان رس قابل انتشار در عمق اول ۶۹/۸ درصد کاهش ولی در عمق دوم ۴۴ درصد افزایش داشت (جدول ۲). با توجه به نتایج به دست آمده مشخص شده است که در هر سه منطقه مورد مطالعه، در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی درصد رس قابل انتشار در آب، در سطح خاک کاهش یافته است که این کاهش ممکن است به دلیل توسعه و استقرار مجدد پوشش گیاهی در این اراضی و افزایش میزان ماده آلی باشد زیرا عوامل ذکر شده موجب فولکوله شدن و تجمع ذرات رس شده و از پخشیدگی این ذرات جلوگیری می‌کند. همچنین، عدم شخم و تردد ماشین‌آلات کشاورزی نیز ممکن است باعث کاهش درصد رس قابل انتشار شده باشد. در منطقه چالاب پایین در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری افزایش در میزان این شاخص مشاهده شد که به احتمال زیاد در اثر آبیاری در این اراضی، کلوئیدهای رس از لایه سطحی خاک شسته شده و در لایه زیرین تجمع پیدا کرده است.

بررسی نسبت کربن به نیتروژن در هر سه منطقه مشخص کرد که رهاسازی اراضی کشاورزی بر روی این نسبت تأثیر گذاشته و باعث افزایش میزان آن گردیده است. بقایای تازه دارای نسبت کربن به نیتروژن بالایی است. در اراضی رهاسازده مورد بررسی به دلیل استقرار مجدد پوشش گیاهی و وارد شدن بقایای تازه به خاک، نسبت کربن به نیتروژن افزایش یافته است. علاوه بر این، در اراضی رهاسازده به دلیل عدم شخم و خاک‌ورزی میزان جمعیت قارچی که دارای نسبت کربن به نیتروژن بالاتری نسبت به باکتری‌ها هستند افزایش می‌یابد که می‌تواند دلیل دیگری برای افزایش نسبت کربن به نیتروژن در اراضی رهاسازده باشد (Sabiené et al., 2010) به عبارت دیگر، در اثر تبدیل اراضی کشاورزی به اراضی رهاسازده نسبت کربن به نیتروژن ماده آلی افزایش پیدا می‌کند و این افزایش را به افزایش در زیست‌توده قارچی نسبت داده‌اند که با خصوصیات غیرزنده و معدنی خاک فعل‌وانفعالات آهسته‌ای دارد و باعث افزایش در مقدار ماده آلی خاک می‌گردد (Van Der Wal et al., 2006). از طرف دیگر، در اراضی کشاورزی هر سه منطقه مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه و جمع‌آوری بقایای کاه و کلش از سطح اراضی به‌منظور مصرف دام منجر به پایین آمدن نسبت کربن به نیتروژن گردیده است چرا که نسبت کربن به نیتروژن کاه و کلش نزدیک به ۲۰ است و در صورتی که به زمین بازگردد باعث افزایش این نسبت خواهد شد.

تأثیر تغییر کاربری اراضی و عمق بر ویژگی‌های فیزیکی

خاک مناطق مورد مطالعه

جرم مخصوص ظاهری خاک

در هر سه منطقه اثر عمق بر روی جرم مخصوص ظاهری معنی‌دار نبود؛ اما تأثیر نوع کاربری و اثر متقابل آن با عمق در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار شدند (جدول ۱). در منطقه لعل آباد در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی میزان جرم مخصوص ظاهری در عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری ۸/۹۲ درصد کاهش یافت در حالی که در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری تفاوت چشمگیری در میزان این شاخص مشاهده نشد (جدول ۲). در منطقه کهنه قلعه، در عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری میزان جرم مخصوص ظاهری ۱۵/۶ درصد کاهش داشت ولی در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری ۵/۱۶ درصد افزایش مشاهده شد (جدول ۲). در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی در منطقه چالاب پایین، جرم مخصوص ظاهری در هر دو عمق به ترتیب ۱۸/۸ و ۷/۲۷ درصد کاهش یافت (جدول ۲).

نتایج به دست آمده بیانگر این موضوع است که در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی جرم مخصوص ظاهری در هر سه منطقه کاهش یافته است. به بیان دیگر، می‌توان گفت که در اراضی کشاورزی انجام عملیات

میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها

اثرات نوع کاربری و اثر متقابل آن‌ها در هر سه منطقه بر میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار شد ولی اثر عمق در مناطق مختلف متفاوت بود (جدول ۱). در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی در هر دو منطقه لعل آباد و قلعه کهنه، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری افزایش یافت اما در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری تفاوت چشمگیری مشاهده نشده است (جدول ۲). در منطقه چالاب پایین میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در هر دو عمق افزایش داشت (جدول ۲).

چنانچه نتایج نشان می‌دهد در هر سه منطقه در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها افزایش یافت که نشان دهنده تشکیل و بازسازی خاکدانه‌ها بود. به احتمال زیاد، استقرار مجدد پوشش گیاهی و توسعه ریشه آن‌ها و مواد ترشحات حاصل از ریشه موجب تحریک جامعه میکروبی شده و با توسعه جمعیت ریزجانداران، ترشحات مواد موکوپولی ساکاریدی و صمغ میکروبی نیز افزایش یافته که همگی سبب تشکیل خاکدانه‌هایی بزرگ‌تر با درجه پایداری بیشتر گردیده است. همچنین، مواد آلی حاصل از بقایای این پوشش گیاهی و نیز توسعه شبکه قارچی یکی دیگر از عوامل مهم تشکیل و رشد خاکدانه‌های درشت بود. از طرف دیگر، با توجه به این‌که در اراضی رهاشده عملیات خاک‌ورزی صورت نمی‌پذیرد و همچنین عدم تردد ماشین‌آلات کشاورزی، به هم خوردگی و شکستگی خاکدانه‌ها وجود نداشت. همچنین، به دلیل بهتر شدن وضعیت سطحی خاک در اراضی رهاشده میزان این شاخص در سطح بیشتر از عمق خاک بود. مارتینز-فرناندرز و همکاران (Martinez-Fernandez et al., 1995) نیز نتیجه گرفتند که رهاسازی اراضی کشاورزی در طول یک دوره ۱۰ ساله اثرات مثبتی بر روی خصوصیات خاک گذاشته و خصوصیات خاک به حالت قبل از کشت و کار نزدیک شده است. رهاسازی این مناطق باعث بهبود پارامترهایی همچون خاکدانه سازی و پایداری ساختمان خاک می‌شود؛ به عبارت دیگر، رهاسازی اراضی کشاورزی موجب می‌گردد که این اراضی به حالت علفزاری خود نزدیک شوند و به دلیل افزایش میزان ماده آلی در این اراضی میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها نیز افزایش پیدا می‌کند، زیرا ماده آلی موجب پیوند بین ذرات خاک می‌گردد (Li and Shao, 2006).

تأثیر تغییر کاربری اراضی و عمق بر ویژگی‌های بیولوژیکی خاک مناطق مورد مطالعه

تنفس میکروبی

اثرات نوع کاربری و عمق در منطقه لعل آباد در سطح احتمال ۱ درصد بر روی تنفس میکروبی معنی‌دار بود اما اثر متقابل آن‌ها معنی‌دار نشد (جدول ۳). با این وجود، در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی میزان

تنفس میکروبی در عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری ۴۲/۵ درصد افزایش و در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری ۵۶ درصد افزایش داشته است. به‌طور کلی می‌توان به این نتیجه رسید که تغییر کاربری اراضی از کشاورزی به رهاشده موجب افزایش تنفس میکروبی خاک شده است. همچنین، این نسبت به‌طور معنی‌دار با افزایش عمق کاهش یافت (جدول ۴). اثرات نوع کاربری و عمق در منطقه قلعه کهنه در سطح احتمال ۱ درصد و اثر متقابل آن‌ها در سطح احتمال ۵ درصد بر روی تنفس میکروبی معنی‌دار شد (جدول ۳). با رهاسازی اراضی کشاورزی میزان تنفس میکروبی در عمق‌های اول و دوم به ترتیب ۱۹ و ۳۲/۹ درصد افزایش یافت. همچنین، اثر عمق معنی‌دار بود و با افزایش عمق از میزان این شاخص کاسته شد (جدول ۴). در منطقه چالاب پایین در سطح احتمال ۱ درصد اثر نوع کاربری و عمق و در سطح احتمال ۵ درصد اثر متقابل آن‌ها بر روی تنفس میکروبی معنی‌دار بود (جدول ۳). در اثر تغییر کاربری اراضی از کشاورزی به رهاشده میزان تنفس میکروبی خاک در هر دو عمق به ترتیب ۴۰/۲ و ۴۱/۹ درصد افزایش یافت. در این منطقه نیز با افزایش عمق از میزان تنفس میکروبی کاسته شد (جدول ۴).

با بررسی نتایج به دست آمده مشخص شد که در هر سه منطقه در اثر رهاسازی اراضی کشاورزی میزان تنفس میکروبی یا به عبارتی معدنی شدن کربن افزایش یافت. بالا بودن تنفس میکروبی در اراضی رهاشده به احتمال زیاد به کربن آلی بیشتر در این خاک‌ها مرتبط است. هدر رفت ماده آلی خاک بر اثر کشت و کار و مدیریت نامناسب خاک اغلب عامل اصلی کاهش تنفس خاک در اراضی کشاورزی نسبت به اراضی رهاشده است. همچنین، اراضی رهاشده دارای جمعیت‌های میکروبی یا وزن زیست‌توده میکروبی بالاتری نسبت به اراضی کشاورزی هستند که مقدار ماده آلی بیشتری را در زمان مشخص تجزیه نموده و تنفس بالاتری را عرضه می‌کنند. از سوی دیگر، نتایج این تحقیق نشان داد که به احتمال زیاد، کشت و کار طولانی‌مدت در اراضی کشاورزی سبب تغییر شدیدی در بسیاری از ویژگی‌های شیمیایی خاک گردید که از آن جمله می‌توان به افزایش غلظت فلز سنگین کادمیم اشاره نمود. غلظت بالای این فلزات، احتمالاً بر فعالیت ریزجانداران خاک اثر بازدارنده داشته و میزان فعالیت تنفسی آن‌ها را محدود می‌سازد. همچنین در اراضی کشاورزی، لایه سطحی خاک همواره در معرض آسفنگی و مخلوط شدن بر اثر شخم قرار دارد که این عمل علاوه بر فشرده کردن خاک موجب شکسته شدن خاکدانه‌های درشت و از بین رفتن خلل و فرج درشت خاک و متعاقب آن کاهش تهویه خاک می‌شود. یکی از مهم‌ترین پیامدهای کاهش تهویه در اراضی کشاورزی، کاهش فراهمی اکسیژن و ایجاد ریز مکان‌های بی‌هوایی برای ریزجانداران خاک و در نتیجه کاهش فعالیت‌های زیستی آن‌ها، مانند تنفس هوازی می‌باشد. کاهش غلظت نیترژن بر اثر کشت هم می‌تواند دلیل کاهش تنفس میکروبی باشد. افزایش رس قابل انتشار بر

و با افزایش عمق کربن زیست‌توده میکروبی کاهش پیدا کرد (جدول ۴).

با توجه به نتایج به دست آمده می‌توان نتیجه گرفت که رها سازی اراضی کشاورزی در هر سه منطقه منجر به افزایش کربن زیست‌توده میکروبی خاک شده است. نظر به این که در حدود ۱ تا ۵ درصد از کل کربن آلی موجود در خاک مربوط به بخش میکروبی خاک است بنابراین می‌توان گفت که با افزایش کربن آلی میزان کربن زیست‌توده میکروبی نیز افزایش یافته است. بزرگی مقدار کربن آلی خاک باعث رشد قابل توجه در جامعه میکروبی می‌شود و بنابراین منجر به بزرگی زیست‌توده میکروبی خواهد شد (Guo-Mei *et al.*, 2010).

اثر کشت هم می‌تواند دلیل دیگری برای کاهش تنفس میکروبی باشد زیرا تهویه کاهش می‌یابد. جیانگ و همکاران (Jiang *et al.*, 2009) نیز نتیجه گرفتند که در اراضی رها شده نسبت به اراضی کشاورزی به علت وجود پوشش گیاهی گسترده میزان تنفس بیشتری وجود دارد که همواره با افزایش عمق از میزان آن کاسته می‌شود.

کربن زیست‌توده میکروبی

اثر نوع کاربری و عمق و اثر متقابل آن‌ها بر کربن زیست‌توده میکروبی در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار گردید و تنها اثر متقابل کاربری و عمق در منطقه قلعه کهنه معنی‌دار نبود (جدول ۳). در اثر رها سازی اراضی کشاورزی میزان کربن زیست‌توده میکروبی افزایش یافت

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس داده‌ها بر ویژگی‌های بیولوژیکی خاک
Table 3- The analysis of variance of data on biological properties of soil

نام منطقه Name of location	Sources of variance	df	میانگین مربعات Mean square		
			Cmin	MBC	qCO ₂
لعل آباد Lal Abad	نوع کاربری Land use type	1	261**	101**	14.1**
	عمق Depth	1	208**	122**	29**
	نوع کاربری × عمق Depth × Land use type	1	1.04 ^{ns}	49.8**	2.63 ^{ns}
	خطای آزمایشی error	24	0.98	0.97	0.85
	CV%	-	4.14	13.3	17.2
قلعه کهنه Qaleh Kohneh	نوع کاربری Land use type	1	137**	129**	42**
	عمق Depth	1	503**	23.4**	2.90 ^{ns}
	نوع کاربری × عمق Depth × Land use type	1	5.78*	1.32 ^{ns}	1.09 ^{ns}
	خطای آزمایشی error	24	0.99	0.95	0.85
	CV%	-	2.47	10.4	17
چالاب پایین Chalab-e Pain	نوع کاربری Land use type	1	968**	1218**	40**
	عمق Depth	1	306**	114**	4.34 ^{ns}
	نوع کاربری × عمق Depth × Land use type	1	6.08*	22.1**	0.01 ^{ns}
	خطای آزمایشی error	24	0.99	0.99	0.85
	CV%	-	1.89	5.20	13

** و * به ترتیب در سطح یک و پنج درصد معنی‌دار و ns اختلاف معنی‌دار نیست.
**and * significant at 1% and 5% and ns, not significant respectively.

جدول ۴- مقایسه میانگین ویژگی‌های بیولوژیکی خاک در هر ۳ منطقه مورد بررسی
Table 4- Comparison of the average biological properties of soil in all 3 areas

نام منطقه Name of location	نوع کاربری Land use type	Depth cm	Cmin (mg/kg)	MBC (mg/kg)	qCO ₂ µgC/gMBC.day
لعل آباد Lal Abad	منطقه رهاشده Abandoned area	0-20	1063 a	0.8 a	69.9 c
	منطقه زراعی Agricultural area	20-40	778 b	0.26 bc	174 ab
قلعه کهنه Qaleh Kohneh	منطقه رهاشده Abandoned area	0-20	746 b	0.29 b	150 b
	منطقه زراعی Agricultural area	20-40	499 c	0.17 c	206 a
چالاب پایین Chalab-e Pain	منطقه رهاشده Abandoned area	0-20	1243 a	0.74 a	82.8 b
	منطقه زراعی Agricultural area	20-40	893 c	0.56 b	91.0 b
	منطقه رهاشده Abandoned area	0-20	1044 b	0.37 c	150 a
	منطقه زراعی Agricultural area	20-40	672 d	0.26 d	185 a
	منطقه رهاشده Abandoned area	0-20	1250 a	0.97 a	85.8 b
	منطقه زراعی Agricultural area	20-40	1036 b	0.72 b	104 b
	منطقه رهاشده Abandoned area	0-20	891 c	0.31 c	144 a
	منطقه زراعی Agricultural area	20-40	730 d	0.21 d	165 a

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه از نظر آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال درصد ندارند.

In each column, means with similar letters don't have significantly different in probability level of 5%, from the view point of Duncan's multiple range tests.

یافت و در منطقه چالاب پایین، با تغییر کاربری اراضی از کشاورزی به رهاشده میزان ضریب متابولیسی در کل ۳۸/۵ درصد کاهش یافت (جدول ۴).

نتایج بررسی تغییرات ضریب متابولیسی نشان داد که در همه مناطق مورد بررسی به‌طور معنی‌دار میزان ضریب متابولیسی در اراضی کشاورزی بیشتر از اراضی رهاشده بود. این افزایش با توجه به سایر نتایج به دست آمده در این تحقیق قابل پیش‌بینی بود، چرا که اراضی کشاورزی نسبت به رهاشده در اکثر مناطق دارای ویژگی‌های کیفی پایین‌تری هستند که نشان از وجود شرایط تنش برای ریز جانداران خاک است. همچنین مصرف سموم و کودهای شیمیایی در خاک‌های تحت کشت احتمالاً سبب افزایش غلظت آلاینده‌ها و فلزات سنگین نظیر کادمیم شده که این نیز تنش را تشدید می‌کند. علاوه بر این، در اراضی کشاورزی با تغییر مقدار و کیفیت بقایای آلی وارد شده به خاک، تغییر و کاهش جمعیت و فعالیت میکروبی و نیز آشفستگی شرایط پایدار خاک بر اثر عملیات خاک‌ورزی و تردد ماشین‌آلات خاک‌ورزی سبب افزایش این ویژگی گردیده است. مقادیر بالاتر ضریب متابولیسی در خاک‌های کشت شده در مقایسه با خاک‌های رهاشده نشان می‌دهد که زیست‌توده میکروبی در خاک‌های کشت شده به ازای هر واحد کربن آلی خود مقدار بیشتری از آن را تنفس و یا معدنی نموده و به گاز کربنیک تبدیل می‌کند و مقدار کمتری از آن صرف رشد و تکثیر و تشکیل زیست‌توده میکروبی می‌نماید. به بیان دیگر، قسمت اعظم کربن سوبسترا برای تأمین انرژی مورد نیاز سلول دچار متابولیسم شده و کمتر به زیست‌توده میکروبی تبدیل می‌گردد. این تغییرات در درصد کربن معدنی شده نیز دیده می‌شود و این دو پارامتر یکدیگر را تأیید می‌کنند. از سوی دیگر، تجزیه بیشتر کربن آلی خاک‌های کشت شده احتمالاً به

استقرار مجدد پوشش گیاهی موجب افزایش کربن آلی خاک می‌شود. همچنین، پوشش گیاهی ایجاد شده در سطح اراضی رها شده باعث تنظیم رژیم حرارتی سطح خاک می‌گردد و در نتیجه از طریق کاهش استرس دمایی، خشکی خاک و به هم خوردگی‌های سطح خاک باعث رشد و فعالیت بیشتر میکروبی می‌گردد (Jiang et al., 2009). از طرف دیگر، اراضی کشاورزی رهاشده نسبت به اراضی قابل کشت دارای بیشترین نسبت قارچ هستند. جامعه قارچی نقش بزرگی در تجزیه ماده آلی تازه در خاک دارند. در اراضی کشاورزی رهاشده نسبت به اراضی قابل کشت پوشش گیاهی بیشتری وجود دارد. بنابراین، در آنجا یک مشارکت بین افزایش لاشبرگ به خاک و متعاقب آن توسعه جامعه قارچی وجود دارد. از آنجا که قارچ‌ها نسبت به باکتری‌ها دارای زیست‌توده بیشتری هستند، در نتیجه باعث افزایش کربن زیست‌توده میکروبی در اراضی رهاشده، شده‌اند (Zhao et al., 2014). وانگ و همکاران (Wang et al., 2011) نیز نتیجه گرفتند که استقرار مجدد پوشش گیاهی موجب بالا رفتن میزان کربن زیست‌توده میکروبی می‌شود که با نتایج این مطالعه مطابقت دارد.

ضریب متابولیسی

بر اساس جدول ۳ مشخص شد که اثر متقابل نوع کاربری و عمق بر ضریب متابولیسی در هر سه منطقه معنی‌دار نبود و اثر عمق و کاربری در مناطق مختلف متفاوت بود. در منطقه لعل آباد، در اثر تغییر کاربری اراضی از کشاورزی به رهاشده میزان ضریب متابولیسی در حدود ۳۱/۵ درصد کاهش یافت. با معنی‌دار شدن اثر عمق میزان این شاخص با افزایش عمق افزایش یافت (جدول ۴). در منطقه قلعه کهنه، با رهاسازی اراضی کشاورزی میزان ضریب متابولیسی در حدود ۴۸/۲ درصد کاهش

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج به دست آمده از ویژگی‌های شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی در کل می‌توان چنین نتیجه گرفت که در اکثر موارد، رها سازی اراضی کشاورزی موجب بهبود این خصوصیات می‌گردد اما میزان و شدت آن‌ها در مناطق مورد بررسی تفاوت‌هایی داشت که ممکن است به دلیل تفاوت در نوع پوشش گیاهی منطقه، ویژگی‌های اولیه خاک، مدت‌زمان رها سازی اراضی کشاورزی و نهایتاً ماهیت پارامتر اندازه‌گیری شده، باشد.

دلیل نسبت کربن به نیتروژن پایین‌تر آن‌ها می‌باشد که فرآیند تجزیه آن‌ها را تسریع می‌کند. مصرف کودهای شیمیایی نیتروژن دار در خاک‌های زراعی به کاهش نسبت کربن به نیتروژن خاک‌های زراعی کمک نموده و این فرآیند معدنی شدن مواد آلی آن‌ها را تسریع می‌کند (Černý *et al.*, 2003). جیانگ و همکاران (Jiang *et al.*, 2009) نیز نشان دادند که در اثر فعالیت‌های کشاورزی طولانی مدت میزان ضریب متابولیکی در اراضی کشاورزی بیشتر از اراضی بکر است.

منابع

- Anderson, D.W. (1988). The effect of parent material and soil development on nutrient cycling in temperate ecosystems. *Biogeochemistry*, 5, 71-97. <https://doi.org/10.1007/BF02180318>
- Batjes N.H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47, 151-163. https://doi.org/10.1111/ejss.12114_1
- Baur, B., Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileyko, A.A., Baur, A., & Erhardt, A. (2006). Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biological Conservation*, 132(2), 261-273. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.018>
- Rey Benayas, J.M., Martins, A., Nicolau, J.M., & Schulz, J.J. (2007). Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CABI Reviews*, 14-pp. <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20072057>
- Bonet, A. (2004). Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments*, 56(2), 213-233. [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(03\)00048-X](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00048-X)
- Černý, J., Balík, J., Pavlíková, D., Zitková, M., & Sýkora, K. (2003). The influence of organic and mineral nitrogen fertilizers on microbial biomass nitrogen and extractable organic nitrogen in long-term experiments with maize. *Plant Soil Environ*, 49(12), 560-564.
- Christensen, B.T., & Johnston, A.E. (1997). Soil organic matter and soil quality—lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. In *Developments in Soil Science*, 25, 399-430. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(97\)80045-1](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(97)80045-1)
- Cuesta, B., Benayas, J.R., Gallardo, A., Villar-Salvador, P., & González-Espinosa, M. (2012). Soil chemical properties in abandoned Mediterranean cropland after succession and oak reforestation. *Acta Oecologica*, 38, 58-65. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.09.004>
- Du, F., Zongsuo, L., Xuexuan, X., Lun, S., & Xingchang, Z. (2007). Community biomass of abandoned farmland and its effects on soil nutrition in the Loess hilly region of Northern Shaanxi, China. *Acta Ecologica Sinica*, 27(5), 1673-1683. (In Chinese with English abstract). [https://doi.org/10.1016/S1872-2032\(07\)60038-9](https://doi.org/10.1016/S1872-2032(07)60038-9)
- Dunjó, G., Pardini, G., & Gispert, M. (2003). Land use change effects on abandoned terraced soils in a Mediterranean catchment, NE Spain. *Catena*, 52(1), 23-37. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(02\)00148-0](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00148-0)
- Estefan, G. (2013). Methods of soil, plant, and water analysis: a manual for the West Asia and North Africa region. p. 243. <https://hdl.handle.net/20.500.11766/7512>
- Gee, G.W., & Bauder, J.W. (1986). Particle- size analysis. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, 5, 383-411.
- Gelt, J. (1993). Abandoned farmland often is troubled land in need of restoration. <https://wrrc.arizona.edu/publications/arroyo-newsletter/abandoned-farmland-often-troubled-land-need-restoration>
- Gruba, P., & Socha, J. (2016). Effect of parent material on soil acidity and carbon content in soils under silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in Poland. *Catena*, 140, 90-95. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.020>
- Guo-Mei, J.I.A., Zhang, P.D., Gang, W.A.N.G., Jing, C.A.O., Jing-Cheng, H.A.N., & Huang, Y.P. (2010). Relationship between microbial community and soil properties during natural succession of abandoned agricultural land. *Pedosphere*, 20(3), 352-360. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(10\)60024-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(10)60024-0)
- Inoue, T. (2005). Causes of butterfly decline in Japan. *Japanese Journal of Applied Entomology and Zoology*, 8, 43-64.
- Jiang, J.P., Xiong, Y.C., Jiang, H.M., De-You, Y.E., Ya-Jie, S.O.N.G., & Feng-Min, L.I. (2009). Soil microbial activity during secondary vegetation succession in semiarid abandoned lands of Loess Plateau. *Pedosphere*, 19(6), 735-747. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(09\)60169-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(09)60169-7)

18. Kamala, H., & Sunada, S. (2014). Microbial biomass carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics along a chronosequence of abandoned tropical agroecosystems. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 3(9), 956-970. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20143350342>
19. Kardol, P., Bezemer, T.M., van der Wal, A., & Van der Putten, W.H. (2005). Successional trajectories of soil nematode and plant communities in a chronosequence of ex-arable lands. *Biological Conservation*, 126(3), 317-327. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.005>
20. Khiddir, S.M. (1986). *A statistical approach in the use of parametric systems applied to the FAO framework for land evaluation* (Doctoral dissertation, Ghent University). <https://biblio.ugent.be/publication/8540966>
21. Kosmas, C., Gerontidis, S., & Marathianou, M. (2000). The effect of land use change on soils and vegetation over various lithological formations on Lesvos (Greece). *Catena*, 40(1), 51-68. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00064-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00064-8)
22. Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E., & Rolando, A. (2004). Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology*, 41(2), 294-304. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00893.x>
23. Lee, C.S., You, Y.H., & Robinson, G.R. (2002). Secondary succession and natural habitat restoration in abandoned rice fields of central Korea. *Restoration Ecology*, 10(2), 306-314. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.00003.x>
24. Lesschen, J.P., Cammeraat, L.H., Kooijman, A.M., & van Wesemael, B. (2008). Development of spatial heterogeneity in vegetation and soil properties after land abandonment in a semi-arid ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 72(11), 2082-2092. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.06.006>
25. Li, Y.Y., & Shao, M.A. (2006). Change of soil physical properties under long-term natural vegetation restoration in the Loess Plateau of China. *Journal of Arid Environments*, 64(1), 77-96. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.04.005>
26. Martinez-Fernandez, J., Lopez-Bermudez, F., Martinez-Fernandez, J., & Romero-Diaz, A. (1995). Land use and soil-vegetation relationships in a Mediterranean ecosystem: El Ardal, Murcia, Spain. *Catena*, 25(1-4), 153-167. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(95\)00007-F](https://doi.org/10.1016/0341-8162(95)00007-F)
27. Nannipieri P., & Alef, K. (1995). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Netherlands: Elsevier Science.
28. Nunes, A., Figueiredo, A., & Almeida, A. (2012). The effects of farmland abandonment and plant succession on soil properties and erosion processes: a study case in centre of Portugal. *Revista de Geografia e Ordenamento do Território*, 2, 165-190. <http://dx.doi.org/10.17127/got/2012.2.008>
29. Sabienè, N., Kušlienė, G., & Zaleckas, E. (2010). The influence of land use on soil organic carbon and nitrogen content and redox potential. *Žemdirbystė= Agriculture*, 97(3), 15-24.
30. Storie, R.E. (1976). Storie index soil rating (revised). Special publication division of agricultural science. *University of California, Berkeley*, 3032, 1-4. <http://anrcatalog.ucanr.edu/pdf/3203.pdf>
31. van der Wal, A., van Veen, J.A., Smant, W., Boschker, H.T., Bloem, J., Kardol, P., & de Boer, W. (2006). Fungal biomass development in a chronosequence of land abandonment. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(1), 51-60. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.04.017>
32. Walkley A., & Black I.A. (1974). An examination of the digestion method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science*, 63, 251-263.
33. Wang, B., Liu, G.B., Xue, S., & Zhu, B. (2011). Changes in soil physico-chemical and microbiological properties during natural succession on abandoned farmland in the Loess Plateau. *Environmental Earth Sciences*, 62, 915-925. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0577-4>
34. Yoder, R.E. (1936). A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. <http://doi.org/10.2134/agronj1936.00021962002800050001x>
35. Zhang, J., Song, C., & Wenyan, Y. (2007). Tillage effects on soil carbon fractions in the Sanjiang Plain, Northeast China. *Soil and tillage Research*, 93(1), 102-108. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.03.014>
36. Zhang, K., Dang, H., Tan, S., Wang, Z., & Zhang, Q. (2010). Vegetation community and soil characteristics of abandoned agricultural land and pine plantation in the Qinling Mountains, China. *Forest Ecology and Management*, 259(10), 2036-2047. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.014>
37. Zhang, L., Zhongkui, X., Rui Feng, Z., & YaJun, W.A.N.G. (2012). The impact of land use change on soil organic carbon and labile organic carbon stocks in the Longzhong region of Loess Plateau. *Journal of Arid Land*, 4(3), 241-250. <https://doi.org/10.3724/SP.J.1227.2012.00241>
38. Zhao, F.Z., Han, X.H., Yang, G.H., Feng, Y.Z., & Ren, G.X. (2014). Soil structure and carbon distribution in subsoil affected by vegetation restoration. *Plant, Soil and Environment*, 60(1), 21-26.