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

The effect of land use change on some physical, chemical and biological characteristics of soil

Nahid Hydari[1], Seyed Bahman Mousavi[2], Ali Beheshti Ale Agha✉[3], Fatemeh Rakhsh[4], Ismaeil Karimi[5]

1. Department of Soil Science, University of Maragheh, Maragheh, Iran, Email: amin72heidary@gmail.com
2. Department of Soil Science, University of Maragheh, Maragheh, Iran, Email: seyedbahmanmousavi@gmail.com
3. Corresponding Author, Department of Soil Science, Razi University, Kermanshah, Iran, Email: beheshtiali97@gmail.com
4. Department of Soil Sciences, University of Zanjan, Zanjan, Iran, Email: rakhsh.fatemeh@alumni.znu.ac.ir
5. Department of Soil Science, University of Maragheh, Maragheh, Iran, Email: sm_ka80@yahoo.com

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: June. 22, 2022

Revised: Aug. 24, 2022

Accepted: Aug. 29, 2022

Published online: Sep. 23, 2022

Keywords:
Aggregate Stability,
Forest,
Pasture,
Soil Carbon,
Soil Respiration,
Specific Bulk Density.

ABSTRACT

Nowadays, vast areas of forests have been changed to farmlands, and the change in land use is one of the important factors reducing soil quality. The purpose of this research is to investigate the effect of land use change from forest and pasture to agriculture on some soil characteristics in Sarab Badia area (Kermanshah province). Sampling was done in 2018 from points with the same slope in the form of a nesting site. For this purpose, four areas near each other that have the same landscape and include 3 uses of forest, pasture, and agriculture and also two depths of 0-20 and 20-40 cm were considered. Composite samples were prepared from each depth. After transferring the samples to the laboratory, the important characteristics of the soil were measured based on standard methods. The results showed that among the physical characteristics of the soil, MWD was affected more than the other physical characteristics due to the change in land use, so that by changing the land use from forest to agriculture in the subsoil layer (20-40 cm), MWD decreased by 51.04%. Among the soil chemical properties, organic carbon and total nitrogen with 52.95% decrease in top layer of the soil (0-20 cm), had the most variability due to the change of land use from forest to pasture. The metabolic coefficient was sensitive to the change in land use from forest to agriculture, as its value decreased by 92.92% in the sub layer (20-40 cm). Characteristics such as; MWD, organic carbon, total nitrogen, and metabolic coefficient are highly sensitive to changes of management conditions at the field level, so these characteristics can be used to monitor soil quality.

Cite this article: Hydari, N., Mousavi, S. B., Beheshti Ale Agha, A., Rakhsh, F., & Karimi, I. (2022) The effect of land use change on some soil quality indexes. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 53 (7), 1625-1643

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: http//doi.org/10.22059/ijswr.2022.344871.669298

مجله تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۳، شماره ۷ شاپا: ۷۸۳۳-۲۴۲۳
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

تأثیر تغییر کاربری اراضی بر برخی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک

ناهید حیدری[۱]، سید بهمن موسوی[۲]، علی بهشتی آل آقا[۳]، فاطمه رخش[۴]، اسماعیل کریمی[۵]

۱. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه مراغه، مراغه، ایران، ایمیل: amin72heidary@gmail.com

۲. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه مراغه، مراغه، ایران، ایمیل: seyedbahmanmousavi@gmail.com

۳. نویسنده مسئول، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران، ایمیل: beheshtiali97@gmail.com

۴. گروه علوم خاک، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران، ایمیل: rakhsh.fatemeh@alumni.znu.ac.ir

۵. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه مراغه، مراغه، ایران، ایمیل: sm_ka80@yahoo.com

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۴/۱

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۶/۲

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۶/۷

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۷/۱

واژه‌های کلیدی:
پایداری خاکدانه،
تنفس خاک،
جرم مخصوص ظاهری،
جنگل،
کربن آلی،
مرتع.

چکیده

امروزه مناطق گسترده‌ای از جنگل‌ها به اراضی کشاورزی تغییر کاربری داده است و تغییر کاربری اراضی از عوامل مهم کاهش‌دهنده کیفیت خاک می‌باشد. هدف از انجام این پژوهش بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی از جنگل و مرتع به کشاورزی بر برخی از ویژگی‌های خاک در منطقه سراب بادیه (استان کرمانشاه) است. نمونه‌برداری در سال ۱۳۹۸ و از نقاط هم شیب و همسان در قالب طرح آشیانه‌ای صورت گرفت. برای این منظور ۴ منطقه در نزدیکی هم که دارای چشم‌انداز یکسان و شامل ۳ کاربری جنگل، مرتع و کشاورزی بودند و همچنین ۲ عمق ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی‌متری در نظر گرفته شدند. از هر عمق در کاربری‌های مختلف نمونه‌های مرکب تهیه شد. پس از انتقال نمونه ها به آزمایشگاه، ویژگی‌های مهم خاک بر اساس روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شدند. نتایج نشان داد که بر اثر تغییر کاربری اراضی در بین ویژگی‌های فیزیکی خاک میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها بیش از سایر ویژگی‌های فیزیکی خاک تحت تأثیر قرار گرفت؛ به‌نحوی‌که با تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی در لایه زیرین خاک (۲۰-۴۰ سانتی متری) به میزان ۵۱/۰۴ درصد کاهش یافت. در بین ویژگی‌های شیمیایی خاک کربن آلی و نیتروژن کل با ۵۲/۹۵ درصد کاهش در لایه سطحی خاک (۰-۲۰ سانتی‌متری)، بیشترین تغییرپذیری را در اثر تغییر کاربری از جنگل به مرتع داشتند. ضریب متابولیکی به تغییر کاربری اراضی حساس بود؛ به‌نحوی‌که مقدار آن با تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی به میزان ۹۲/۹۲ درصد در لایه زیرین خاک (۴۰-۲۰ سانتی‌متری) کاهش یافت. این ویژگی‌ها (میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها، کربن آلی، نیتروژن کل و ضریب متابولیکی) به تغییر شرایط مدیریتی در سطح مزرعه حساسیت بالایی دارند بنابراین می‌توان از این ویژگی‌ها برای پایش کیفیت خاک استفاده نمود.

استناد: حیدری، ناهید؛ موسوی، سیدبهمن؛ بهشتی آل آقا، علی؛ رخش، فاطمه؛ کریمی، اسماعیل (۱۴۰۱). تأثیر تغییر کاربری اراضی بر برخی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک. *مجله تحقیقات آب و خاک ایران*، ۵۳ (۷)، ۱۶۴۳- ۱۶۲۵.

DOI: http//doi.org/10.22059/ijswr.2022.344871.669298

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

© نویسندگان.

مقدمه

تغییر کاربری جنگل‌ها و مراتع به اراضی کشاورزی امروزه به یکی از نگرانی‌های قابل توجه در سطح دنیا تبدیل شده است (Wali, 1999). تغییر کاربری اراضی نمونه‌ای مهم از تأثیرگذاری انسان بر محیط‌زیست است که باعث پدید آمدن تغییرات ساختاری در ابعاد اجتماعی، اقتصادی و اقلیمی می‌شود. یکی از مشکلات جدی کشاورزی ایران در حال حاضر پس از مشکل کم‌آبی، تغییر کاربری اراضی کشاورزی است (Ghadimi *et al*., 2018). مطالعات اخیر نشان می‌دهد که عامل اصلی تغییرات آب‌وهوایی، تغییر کاربری و از بین رفتن پوشش گیاهی اراضی است (Zhang & Wallace, 2015).

استفاده پایدار از منابع طبیعی و ایجاد تعادل بین میزان تولید محصول و بهبود منابع طبیعی در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است. در این میان خاک جزء بسیار مهم پایداری زیست‌بوم‌هاست که برای نیل به توسعه پایدار و استفاده بهینه از منابع طبیعی، مطالعه آن الزامی است، اما پیچیدگی‌های موجود در خاک به‌طورجدی اطلاعات ما را درباره چگونگی کارکردهای آن محدود کرده است (Karlen *et al*., 2008). رشد سریع جمعیت انسانی و افزایش تقاضای غذایی، منجر به تبدیل اراضی طبیعی و علفزارها به زمین‌های زراعی شده است (Tesfahunegn, 2016). این امر علاوه بر افزایش میزان فرسایش (Biro *et al*., 2013). باعث از دست رفتن مواد مغذی و هدر رفت مواد آلی گردیده است (Saha & Kukal, 2015). پوشش گیاهی عامل کلیدی برای جلوگیری از تخریب خاک است که در کنترل فرسایش خاک نقش اساسی دارد (Kropfl *et al*., 2013).

الگوی کلی تغییر کاربری به‌طور وسیع می‌تواند در ۲ گروه اصلی جای گیرد؛ گروه اول شامل افزایش اراضی کشاورزی در پی تخریب اکوسیستم‌های طبیعی به‌ویژه جنگل، به دلیل رشد جمعیت و افزایش نیاز جهانی به غذا و گروه دوم بهبود و احیاء اکوسیستم‌هایی که تحت تأثیر کشت و کار مستمر در معرض خطر قرار دارند (Izquierdo & Ricardo, 2009). نتایج نشان داد که طی ۴۰ سال کشت پس از جنگل تراشی حدود ۳۸/۴ مگا گرم کربن آلی در هکتار از دست رفته است (Galán *et al*., 2009). تغییر کاربری اراضی تأثیر فراوانی بر ویژگی‌های بیولوژیکی خاک دارد (Koch & Moghimian, 2015).

تغییرات کربن آلی خاک شاخص قابل اعتمادی از تخریب اراضی است (Solomon *et al*., 2002). به همین دلیل، برای تعیین تأثیر تغییر کاربری بر تخریب اراضی، باید کربن آلی خاک در جهات و کاربری‌های گوناگون اندازه‌گیری شود. تغییر کاربری اراضی بیشترین سهم را در دی اکسید کربن اتمسفر و افزایش اثرات گلخانه‌ای دارد. تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی موجب تخلیه کربن آلی خاک می‌شود (Adiyah *et al*., 2022). خاک‌ورزی باعث تغییر شرایط فیزیکی خاک (تهویه، رطوبت، دما و جرم مخصوص ظاهری) و افزایش تجزیه کربن آلی خاک و بقایای گیاهی می‌شود. کشاورزی و تخریب زمین بر روی کیفیت و کمیت کربن آلی در خاک و خاکدانه‌ها تأثیر زیادی می‌گذارد (Shan *et al*., 2010). الگوهای کاربری اراضی علاوه بر تأثیر بر کربن آلی خاک بر کمیت و کیفیت عناصر غذایی خاک و تنفس میکربی خاک نیز تأثیر دارند (Chen *et al*., 2010).

تأثیر تغییر کاربری اراضی از جنگل به کشاورزی و کشت مداوم ذرت موجب کاهش مقدار و کیفیت کربن آلی خاک در شمال شرق چین شد (shan *et al*., 2010). در حقیقت کشاورزی (افزایش اکسیداسیون ماده آلی خاک به دلیل شخم) بر مقادیر ماده آلی و کربن آلی و ازت کل خاک تأثیر معنی‌دار داشته و موجب کاهش مقدار آن‌ها می‌شود (Abera *et al*., 2011). محققان با بررسی اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر مقدار کربن آلی و دانه‌بندی خاک در فلات‌های لسی چین به این نتیجه رسیدند که میزان کربن آلی خاک و مقدار پایداری خاکدانه‌ها در اراضی جنگلی و مراتع نسبت به اراضی کشاورزی بیشتر است (Liu *et al*., 2013). کاهش مقدار مواد آلی در خاک مرتعی می‌تواند ناشی از برداشت گیاهان توسط دام‌ها و در نتیجه کاهش میزان لاش برگ اضافه شونده به خاک و در اراضی زراعی به دلیل تسریع تجزیه مواد آلی متعاقب انجام عملیات شخم و نیز تشدید فرسایش باشد (Ahmadi *et al*., 2003).

تغییر کاربری از جنگل به زمین زراعی باعث کاهش معنی‌دار کربن آلی و تخلخل کل و افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک گردید (Khormali *et al*., 2009) به‌مرورزمان این کاهش تخلخل موجب کاهش نفوذپذیری آب در خاک می‌شود (Rebecca *et al*., 2020). محققان در مقایسه تغییر کاربری از مرتع به جنگل دست کاشت، چمنزار مصنوعی و زراعت رها شده بر میزان ماده آلی و کربن ناپایدار خاک، بیان داشتند که تغییر کاربری مرتع باعث افزایش معنی‌دار میزان کربن آلی و ناپایداری خاک در این کاربری‌ها در مقایسه با مرتع می‌گردد (Song *et al*., 2012). تغییر کاربری اراضی مانند تبدیل مرتع به مزارع به‌طور قابل‌توجهی به افزایش دی اکسید کربن کمک می‌کند (Dong *et al*., 2011; Ipcc, 2007).

تبدیل جنگل به زمین کشاورزی در منطقه لردگان موجب کاهش ۲۳، ۵۵، ۱۱ و ۴۰ درصدی در مواد آلی، میانگین وزنی قطر

خاکدانه‌ها، تخلخل خام و هدایت هیدرولیکی خاک شد. همچنین در اثر تبدیل مرتع به زمین کشاورزی میزان مواد آلی خاک، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها و تخلخل خاک به ترتیب ۲۲، ۴۰ و ۹ درصد کاهش یافتند (Zolfaghari & Hajabassi, 2008). کربن آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی و میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در منطقه جنگلی و مرتعی آق سو گلستان به‌طور معنی‌داری بیشتر از منطقه زراعی بود بیشترین مقدار میانگین وزنی قطر خاکدانه در کاربری جنگل طبیعی بلوط و کمترین مقدار آن در کاربری کشاورزی مشاهده شد (Mahmoudabadi *et al*., 2010).

به نظر می‌رسد زیست‌توده میکروبی، تنفس خاک و فعالیت‌های آنزیمی بیشتر از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک به تغییرات کاربری اراضی حساس هستند (Acosta Martinez *et al*., 2007). تغییرات کاربری اراضی بر ساختار، جمعیت و تنوع جامعه قارچی خاک اثر می‌گذارد. احتمالاً نوع گونه گیاهی و درصد اختلاط پوشش‌ها در کاربری‌های مختلف جنگل، مرتع و زمین زراعی، نقش کلیدی در این تغییرات دارد (Fracetto *et al*., 2013). محققان گزارش کردند با گذشت ۱۰ سال از تبدیل مراتع چرا شده به اراضی تحت کشت اکالیپتوس میزان نسبت میکروبی خاک کاهش یافت. در مقابل ضریب فعالیت متابولیکی (qCO_2) تحت شرایط تنش افزایش یافت، زیرا ریزجانداران خاک برای حفظ توده زنده خود به انرژی بیشتری نیازمند بوده و میزان تنفسی آن‌ها افزایش یافته است (Sicardi *et al*., 2014).

محققان بیان کردند کشت در مراتع موجب تضعیف خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک می‌شود (Saggar *et al*., 2001) و ممکن است منجر به کاهش دائمی بهره‌وری اراضی و تخریب اکوسیستم شود (Vagen *et al*., 2006). همچنین تبدیل مراتع به اراضی زراعی و بهره‌مندی از روش سنتی آماده‌سازی زمین منجر به کاهش ۵۹ درصدی در متوسط جهانی کربن آلی خاک شده است (Guo & Gifford, 2002). تغییر کاربری با تأثیر بر ویژگی‌های فیزیکی خاک می‌تواند اثرات منفی یا مثبت بر کیفیت خاک داشته باشد. اگرچه برخی از ویژگی‌های فیزیکی خاک ثابت هستند ولی بسیاری از ویژگی‌ها پویا بوده و با اعمال مدیریت‌های مختلف تغییر می‌کنند. به‌طور مثال برخی از مدیریت‌ها موجب کاهش پایداری خاکدانه‌ها و افزایش جرم مخصوص ظاهری آن شده و باعث کاهش کیفیت خاک می‌شوند (Asghari *et al*., 2015).

تغییر جنگل‌های طبیعی به اراضی کشاورزی بر pH خاک (Hunke *et al*., 2014)، ظرفیت تبادل کاتیونی و هدایت الکتریکی خاک (Alemayehu *et al*., 2016) تأثیر می‌گذارد و موجب تغییر در ویژگی‌های شیمیایی می‌شوند. مثلاً بر طبق یک گزارش، تغییر کاربری اراضی جنگلی به کشاورزی در پره‌سر استان گیلان، احتمالاً به خاطر مصرف کود اوره توسط کشاورزان منطقه، منجر به افزایش معنی‌دار pH خاک از ۵/۱۴ به ۶/۷۳ گردید است (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011b).

جنگل‌های زاگرس با گستردگی ۵ تا ۶ میلیون هکتار مساحت، ۴۰ درصد جنگل‌های ایران را تشکیل می‌دهند (Ebrahimi Rostaghi *et al*., 2010) که حدود ۷۰ درصد تیپ گونه‌های جنگلی زاگرس را بلوط‌ها شامل می‌شوند. متأسفانه این اکوسیستم‌ها، به دلایل مختلفی از جمله، تبدیل اراضی، بهره‌برداری‌های بی‌رویه، چرای دام، آتش‌سوزی، برداشت چوب و غیره در معرض خطر تخریب قرار گرفته و روزبه‌روز از تعداد و کیفیت گونه‌های گیاهی و جانوری آن کاسته می‌شود. تمام این عوامل موجب تغییر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک شده و موجب کاهش کیفیت خاک و فرسایش آن شده است. شهر هرسین دارای منطقه کوهستانی با جنگل‌های بلوط می‌باشد که این جنگل‌ها از لحاظ جلوگیری از فرسایش و از بین رفتن ماده غذایی خاک حائز اهمیت هستند. مطالعات انجام گرفته درگذشته این منطقه به‌صورت جامع نبوده بلکه برگرفته از داده‌های آماری و اطلاعات جغرافیایی بوده است. تغییر کاربری در این جنگل‌ها در مدت ۳۰ سال یا بیشتر تخمین زده شده که ما هر سه نوع تغییر کاربری را در این مکان مشاهده کرده‌ایم ابتدا از جنگل به مرتع و سپس از جنگل به کشاورزی تغییر یافته بود. این تحقیق به‌منظور بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی از جنگل به مرتع و سپس به کشاورزی در منطقه سراب بادیه شهرستان هرسین استان کرمانشاه انجام شد.

مواد و روش‌ها

مشخصات منطقه

به‌منظور مطالعه اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل به کشاورزی منطقه سراب بادیه واقع در ۱۲ کیلومتری شمال شهرستان هرسین، استان کرمانشاه انتخاب گردید. منطقه بر اساس روش دومارتن دارای آب‌وهوای گرم و معتدل است. در این پروژه اثرات تغییر کاربری اراضی جنگلی به کشاورزی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک خاک، در ۳ نوع کاربری جنگل، مرتع (در اینجا مرتع به‌عنوان زمین دست‌نخورده آورده شده است که اراضی جنگلی و کشاورزی نسبت به آن سنجیده می‌شود) و کشاورزی به‌صورت نمونه‌برداری از نقاط

هم‌شیب و همسان در قالب طرح سطری – ستونی (آشیانه‌ای) در سال ۱۳۹۸ مورد مطالعه قرار گرفت.

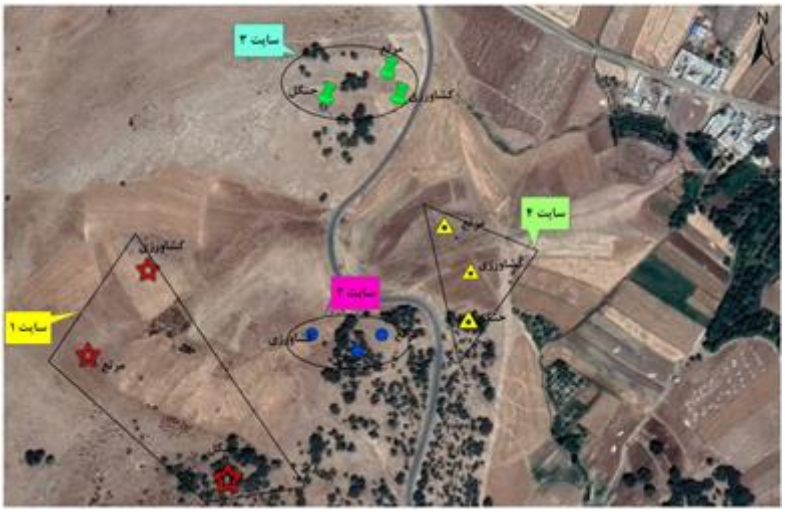
نمونه‌برداری

برای بررسی تغییر برخی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک خاک، از هر کاربری، ۳ تکرار از ۲ عمق صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری نمونه‌های مرکب تهیه شدند. در هر بلوک ۳ تغییر کاربری در نظر گرفته شد و برای هر کاربری نمونه خاک از ۵ ناحیه برای عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری برداشته و با هم مخلوط کرده و از عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری هم ۵ نمونه دیگر برداشته با هم مخلوط کرده و نمونه مرکب تهیه شد (شکل ۱). در این پژوهش سلسله‌مراتب تخریب اراضی از جنگل به مرتع و از مرتع به زمین کشاورزی در یک منطقه ۵۰ هکتاری در کنار هم مشاهده شد. در این منطقه چشم‌انداز، ارتفاع و شیب یکسان (شیب جنوبی) وجود داشت. بقیه پژوهش‌های انجام شده در مناطقی با چشم‌انداز و شیب یکسان نبوده و در مناطق دیگری به‌جز منطقه سراب بادیه با پوشش گیاهی متفاوتی انجام شده بود. این ویژگی پژوهش حاضر را با بقیه پژوهش‌های انجام شده در حوزه تغییر کاربری اراضی متفاوت می‌گرداند. بسته به موقعیت زمین و توپوگرافی فاصله تقریبی نقاط نمونه‌برداری حدود ۵۰ تا ۱۰۰ متر بود.

نمونه‌برداری خاک جهت ارزیابی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک صورت گرفت و نمونه‌ها در آزمایشگاه هوا خشک شدند. برای مطالعات بیولوژیک نمونه‌های خاک بر طبق روش‌های استاندارد و با لوازم استریل نمونه‌برداری و سپس در ظروف مخصوص با حفظ زنجیره سرمایی به محیط مناسب منتقل شدند نمونه‌ها تا انجام آزمایش در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد و در یخچال نگهداری شدند.

ویژگی‌های مورد بررسی در نمونه‌های خاک

آزمایش‌های فیزیکی خاک شامل توزیع اندازه ذرات (شن، سیلت و رس) به روش هیدرومتر، جرم مخصوص ظاهری (BD) به روش کلوخه (پارافین)، میزان رس قابل انتشار در آب (DC) و تعیین پایداری خاکدانه‌ها (MWD) بود (Estefan *et al*., 2013). نیتروژن کل (TN) به روش کلدال، کربن آلی (OC) به روش اکسیداسیون با دی کرومات پتاسیم و سپس تیتر کردن با فرو آمونیوم سولفات، pH خاک در گل اشباع به‌وسیله pH متر، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره گِل اشباع به‌وسیله EC متر تعیین شدند (Estefan *et al*., 2013). تنفس خاک (Cmin) به روش تیتراسیون سود باقیمانده با اسید کلریدریک، کربن زیست‌توده میکروبی (MBC) از اختلاف میزان تنفس خاک تدخین شده با کلروفرم و میزان تنفس در خاک تدخین نشده با کلروفرم طی ۱۰ روز انکوباسیون و ضریب متابولیکی (qCO_2) با افزودن سوبسترای قندی به خاک از منبع گلوکز تعیین گردید (Estefan *et al*., 2013).



شکل ۱- نمایش مکان نمونه‌گیری از مناطق مطالعاتی (سایت‌ها)

روش آماری

برای بررسی تأثیر تغییر کاربری ۴ منطقه مطالعاتی نزدیک به هم در نظر گرفته شد که هر منطقه شامل ۳ کاربری (جنگل، مرتع و کشاورزی) و ۲ فاکتور عمق (صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتیمتری) بود. تعداد نمونه‌ها شامل، ۴ منطقه مطالعاتی × ۳ کاربری (جنگل، مرتع و کشاورزی) × ۲ فاکتور عمق × ۳ تکرار که در مجموع شامل ۷۲ نمونه خاک جامعه آماری این مطالعه را در برگرفته است. تجزیه واریانس مطابق طرح آماری آشیانه‌ای و مقایسه میانگین داده‌ها به کمک آزمون دانکن (سطح ۵ و ۱ درصد) و با استفاده از نرم‌افزار SAS 9.4 انجام

گرفت و برای ترسیم نمودارها از نرم‌افزار Excel استفاده شد و بر اساس نتایج به دست آمده از تجزیه‌وتحلیل داده‌ها توصیه‌های لازم برای مدیریت منطقه و مناطق مشابه انجام گرفت.

نتایج

تغییرات ویژگی‌های فیزیکی خاک در منطقه‌های مختلف مورد مطالعه

نتایج مربوط به تجزیه واریانس ویژگی‌های فیزیکی خاک در جدول ۱ ارائه شده است. در بین ویژگی‌های فیزیکی خاک، تأثیر منطقه‌های مطالعاتی بر ویژگی میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD) در سطح ۱ درصد و میزان رس در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار بود. با توجه به جدول ۲ بیشترین مقدار MWD در منطقه ۱ مشاهده شد.

جدول ۱- نتایج تجزیه واریانس ویژگی‌های فیزیکی خاک

منابع تغییرات	میانگین مربعات					
	Sand	Silt	Clay	DC	MWD	BD
منطقه مطالعاتی	۲/۲۰^{ns}	۳/۱۹^{ns}	۹/۰*	۳/۲۵^{ns}	۰/۱۷**	۰/۰۰۶^{ns}
کاربری / عمق	۱/۶۴^{ns}	۳/۰^{ns}	۱/۹۸^{ns}	۳۴/۸۹**	۱/۶۹**	۰/۰۷۸**
منطقه/کاربری/عمق	۴/۱۲۴	۰/۹۵	۱/۵۸	۰/۸۸	۰/۰۲۷	۰/۰۰۱۲
درصد ضریب تغییرات	۵/۶۹	۲/۹۲	۴/۰۷	۴/۴۹	۵/۹۵	۲/۶۳
R^2	۰/۲۸	۰/۷۵	۰/۶۹	۰/۹۶	۰/۹۸	۰/۹۸

ns، * و ** به ترتیب به مفهوم معنی‌دار نبودن و معنی‌دار بودن در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد.

تأثیر تغییر کاربری اراضی و عمق بر ویژگی‌های فیزیکی خاک

تغییر کاربری اراضی تأثیر چشمگیری بر تغییرات مقدار اندازه ذرات خاک نداشت (جدول ۱). نتایج حاصل همچنین نشان داد که مقدار رس در اراضی کشاورزی منطقه مورد مطالعه از دو کاربری دیگر بیشتر است که البته با مقدار رس در دو کاربری دیگر تفاوت معنی‌داری ندارد (شکل ۲). با توجه به جدول ۳ که تغییرات نسبی ویژگی‌های فیزیکی خاک را در عمق‌های مطالعاتی نشان می‌دهد، تغییرات درصد شن، سیلت و رس از لایه سطحی (عمق ۲۰-۰) نسبت به لایه عمقی (۴۰-۲۰) در هر سه کاربری بسیار ناچیز است که نشان‌دهنده پایداری بافت خاک در مقایسه با سایر ویژگی‌های خاک است.

اثر تغییر کاربری بر مقدار رس قابل انتشار در آب در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار شد (جدول ۱). با توجه به شکل ۳ مقدار رس قابل انتشار در آب در جنگل در مقایسه با مرتع و کشاورزی به‌طور معنی‌داری کمتر است. جنگل و کشاورزی به ترتیب با ۱۶/۸۱ و ۲۵/۰۲ درصد کمترین و بیشترین مقدار رس قابل انتشار در آب را دارند.

با توجه به تغییرات نسبی رس قابل انتشار در آب در کاربری‌ها و عمق‌های مختلف مشاهده می‌شود که با تغییر از کاربری جنگل به مرتع و کشاورزی در هر دو عمق افزایش رس قابل انتشار در آب وجود دارد (جدول ۳) که البته این افزایش از کاربری جنگل به کشاورزی به ترتیب در لایه سطحی و عمقی با ۴۹/۱۹ و ۴۸/۵۰ درصد افزایش، بیشتر است. مقدار رس قابل انتشار در آب از کاربری مرتع به کشاورزی نیز در هر دو عمق با افزایش همراه بود.

بین مقادیر میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD) در کاربری‌های مختلف تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد وجود دارد (جدول ۱). مقدار MWD در کاربری جنگل به‌طور چشمگیری از کاربری مرتع و کشاورزی بیشتر است. با توجه به شکل ۴ کاربری جنگل و کشاورزی به ترتیب با ۳/۶۸ و ۱/۸۶ میلی‌متر، بیشترین و کمترین مقدار میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها را دارند که تفاوت بین مقدار آن‌ها معنی‌دار است.

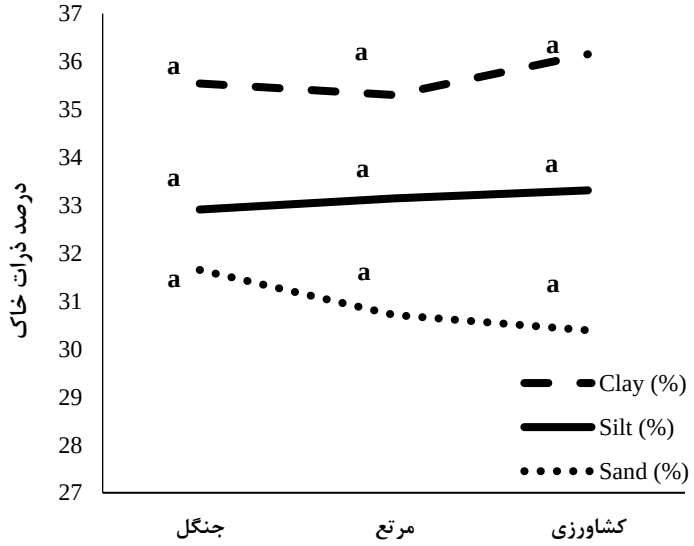
جدول ۲- مقایسه میانگین ویژگی‌های فیزیکی خاک در منطقه‌های مطالعاتی مختلف

منطقه مطالعاتی	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	DC (%)	MWD (mm)	BD (g.cm^{-3})
۱	۳۵/۱۲^{a}	۳۲/۳۳^{a}	۳۵/۵۵^{a}	۲۰/۰۰^{a}	۲/۹۰^{a}	۱/۳۴^{a}
۲	۳۵/۹۷^{a}	۳۳/۸۵^{a}	۳۰/۱۸^{b}	۲۰/۷۷^{a}	۲/۸۶^{a}	۱/۳۶^{a}
۳	۳۶/۳۷^{a}	۳۳/۸۳^{a}	۲۹/۸^{b}	۲۱/۰۳^{a}	۲/۸۲^{a}	۱/۳۷^{a}
۴	۳۵/۱۲^{a}	۳۳/۶۷^{a}	۳۱/۱۳^{ab}	۲۱/۷۸^{a}	۲/۵۳^{b}	۱/۳۰^{a}

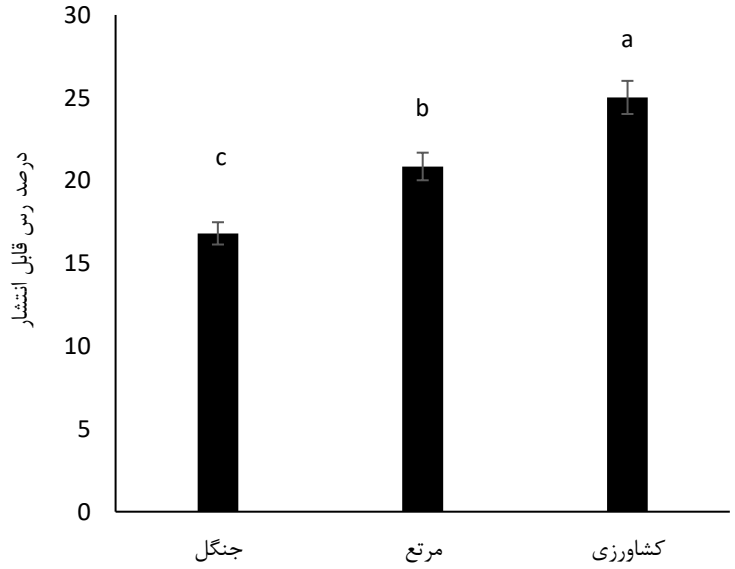
در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه، اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد ندارند.

جدول ۳- خلاصه تغییرات نسبی (٪) ویژگی‌های فیزیکی خاک، بر اثر تغییر کاربری در دو عمق مختلف

ویژگی	کاربری جنگل نسبت به مرتع		کاربری جنگل نسبت به کشاورزی		کاربری مرتع نسبت به کشاورزی	
	صفر تا ۲۰	۲۰ تا ۴۰	صفر تا ۲۰	۲۰ تا ۴۰	صفر تا ۲۰	۲۰ تا ۴۰
	(cm)					
Sand (%)	+۲/۹۸	+۰/۴۳	+۰/۲۸	−۱/۶۷	−۲/۶۲	−۲/۰۹
Silt (%)	+۰/۹۲	+۱/۰۶	+۴/۲۲	+۴/۹۲	+۳/۲۷	+۳/۸۲
Clay (%)	−۴/۴۱	−۱/۵۶	−۴/۷۴	−۳/۲۷	−۰/۳۴	−۱/۷۴
DC (%)	+۲۰/۰۳	+۲۸/۰۸	+۴۹/۱۹	+۴۸/۵۰	+۲۴/۲۹	+۱۵/۹۴
MWD (mm)	−۲۱/۰۲	−۲۷/۲۹	−۴۸/۰۴	−۵۱/۰۴	−۳۴/۲۱	−۳۲/۶۶
BD ($g.cm^{-3}$)	+۱۳/۸۲	+۱۲/۲۱	+۳۵/۳۱	+۳۱/۵۸	+۱۸/۸۸	+۱۷/۲۶



شکل ۲- مقایسه میانگین درصد ذرات خاک در کاربری‌های مختلف
در هر نمودار خطی میانگین‌های دارای حروف مشابه، اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد ندارند.

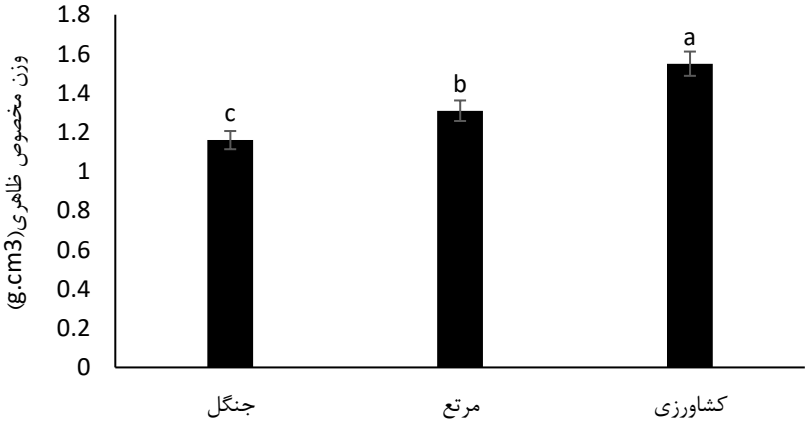


شکل ۳- مقایسه میانگین رس قابل انتشار در آب در کاربری‌های مختلف
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

شکل ٤- مقایسه میانگین، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در کاربری‌های مختلف
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

با توجه به تغییرات نسبی MWD در کاربری‌ها و عمق‌های مختلف مشاهده می‌شود که با تغییر از کاربری جنگل به مرتع و کشاورزی در هر دو عمق کاهش MWD وجود داشت (جدول ۳) که البته این کاهش از کاربری جنگل به کشاورزی به ترتیب در لایه سطحی و عمقی با ۴۸/۰۴ و ۵۱/۰۴ درصد افزایش، بیشترین است. با تغییر کاربری از جنگل به مرتع و کشاورزی کاهش مقدار MWD در لایه عمقی در مقایسه با لایه سطحی بیشتر است (جدول ۳).

با توجه به جدول ۱ مقدار جرم مخصوص ظاهری در کاربری‌های مختلف با هم تفاوت چشمگیری دارند به‌نحوی‌که تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد در بین مقادیر این ویژگی مشاهده شد (شکل ۵). در بین کاربری‌های بررسی شده به ترتیب بیشترین و کمترین مقدار جرم مخصوص ظاهری مربوط به کاربری کشاورزی و جنگل با مقدارهای ۱/۵۵ و ۱/۱۶ گرم بر سانتی‌متر مکعب است. با تغییر کاربری از جنگل به مرتع مقدار این ویژگی از ۱/۱۶ به ۱/۳۱ افزایش معنی‌داری داشته است. با توجه به تغییرات نسبی جرم مخصوص ظاهری در کاربری‌ها و عمق‌های مختلف مشاهده می‌شود که با تغییر از کاربری جنگل به مرتع و کشاورزی در هر دو عمق، افزایش جرم مخصوص ظاهری وجود دارد (جدول ۳) که البته افزایش آن از کاربری جنگل به کشاورزی با ۳۵/۳۱ درصد افزایش، بیشترین است. مقدار جرم مخصوص ظاهری از کاربری مرتع به کشاورزی نیز در هر دو عمق با افزایش همراه است. افزایش جرم مخصوص ظاهری بر اثر تغییر کاربری در عمق صفر تا ۲۰ در مقایسه با ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری بیشتر است (جدول ۳).



شکل ۵- مقایسه میانگین جرم مخصوص ظاهری خاک در کاربری‌های مختلف
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

تغییرات ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک در منطقه‌های مختلف مورد مطالعه

با توجه به نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴)، تفاوت معنی‌داری بین مقدار ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک در منطقه‌های مطالعاتی مشاهده نشد.

جدول ٤- نتایج تجزیه واریانس ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک

منابع تغییرات	میانگین مربعات						
	pH	EC	OC	TN	Cmin	MBC	qCO_2
منطقه مطالعاتی	۰/۰۱۲۳ ns	۰/۰۰۱۴ ns	۱۳۲/۷۹ ns	۱/۳۲۸ ns	۸۷۹۲/۷۱ ns	۱۱۶۸۳/۴۴ ns	۰/۰۰۱۰ ns
کاربری / عمق	۰/۰۰۴ ns	۰/۰۰۲۰*	۱۴۵/۵۰**	۱/۴۵**	۱۴۱۷۱۶/۰۰**	۱۴۲۶۰۷/۷۰۸**	۰/۰۰۱۶*
منطقه/کاربری/عمق	۰/۰۰۱۳	۰/۰۰۱۷	۶/۴۴	۰/۰۶۴۴	۴۱۱۴/۲۹	۳۷۴۴/۱۷	۰/۰۰۱۳
درصد ضریب تغییرات	۰/۴۷	۲۲/۷۵	۱۰/۹۰	۱۰/۹۰	۹/۱۵	۹/۸۴	۱۵/۶۰
R^2	۰/۸۲	۰/۵۰	۰/۹۵	۰/۹۵	۰/۹۶	۰/۹۶	۰/۹۴

ns، * و ** به ترتیب به مفهوم معنی‌دار نبودن و معنی‌دار بودن در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد.

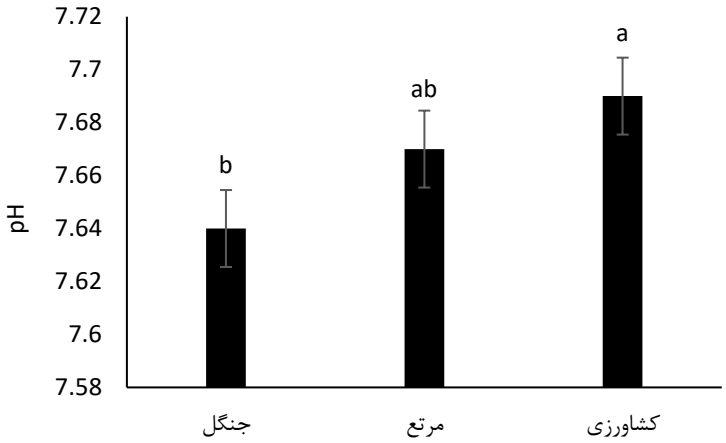
تأثیر تغییر کاربری اراضی و عمق بر ویژگی‌های شیمیایی خاک

بین مقادیر pH در منطقه مطالعاتی مختلف تفاوت معنی‌داری وجود نداشت (جدول ۴). مقدار pH در کاربری جنگل از مرتع و کشاورزی کمتر است، ولی این کاهش چشمگیر نیست. با توجه به شکل ۶ کاربری جنگل و کشاورزی به ترتیب با ۷/۶۴ و ۷/۶۹، کمترین و بیشترین مقدار pH را دارند. با توجه به تغییرات نسبی pH در کاربری‌ها مختلف مشاهده می‌شود که با تغییر از کاربری جنگل به مرتع و کشاورزی در هر دو عمق افزایش pH وجود داشت (جدول ۶) که البته این افزایش به مقدار بسیار ناچیزی است. با تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی و مرتع به کشاورزی میزان pH در لایه سطحی در مقایسه با لایه عمقی، بیشتر افزایش یافته است (جدول ۶).

جدول ٥- مقایسه میانگین ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک در منطقه‌های مطالعاتی مختلف

منطقه مطالعاتی	pH	EC ($dS.m^{-1}$)	OC ($g.kg^{-1}$)	TN ($g.kg^{-1}$)	Cmin ($mg.kg^{-1}$)	MBC ($mg.kg^{-1}$)	qCO_2 ($\mu gC.g^{-1}MBC^{-1}day^{-1}$)
۱	۷/۶۵ a	۰/۱۹a	۱۹/۴۴a	۱/۹۴a	۷۳۸/۸ a	۶۰۲/۲a	۰/۷۹a
۲	۷/۶۳ a	۰/۲۰a	۲۱/۷۴a	۲/۱۷a	۶۵۶/۰ a	۵۸۹/۳a	۰/۶۹a
۳	۷/۶۷ a	۰/۱۶a	۲۱/۸۳a	۲/۱۸a	۶۸۲/۳ a	۶۰۹/۵a	۰/۷۴a
۴	۷/۶۸ a	۰/۱۷a	۳۰/۱۵a	۳/۰۱a	۷۲۵/۳ a	۶۸۷/۰a	۰/۷۵a

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه، اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد ندارند.



شکل ٦- مقایسه میانگین pH خاک در کاربری‌های مختلف

حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

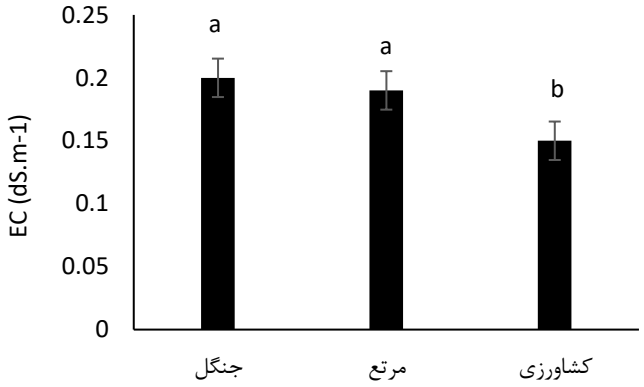
اثر تغییر کاربری بر مقدار EC در کاربری‌های مختلف معنی‌دار شد. با توجه به شکل ۷، EC با مقدار ۰/۲۰ و ۰/۱۵ به ترتیب بیشترین و کمترین مقدار را در کاربری جنگل و کشاورزی دارد که با هم تفاوت معنی‌داری دارند. اگرچه این اختلاف نمی‌تواند باعث کاهش کیفیت خاک شود؛ اما بین مقدار EC در جنگل و مرتع تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد هرچند که مقدار این ویژگی در مرتع در مقایسه با جنگل

کمتر است. با توجه به تغییرات نسبی EC در کاربری‌ها و عمق‌های مختلف مشاهده می‌شود که با تغییر از کاربری جنگل و مرتع به کشاورزی در هر دو عمق کاهش EC وجود دارد (جدول ۶) که البته این کاهش از کاربری جنگل و مرتع به کشاورزی در لایه‌های سطحی (۲۰-۰ سانتی‌متری) در مقایسه با لایه عمقی (۴۰-۲۰ سانتی‌متری) شدت بیشتری داشت.

اثر نوع کاربری بر مقدار کربن آلی خاک در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار است (جدول ۴). بیشترین مقدار کربن آلی خاک در جنگل (۳۲/۲۱ گرم بر کیلوگرم) و کمترین مقدار آن در کاربری کشاورزی (۱۶/۲۱ گرم بر کیلوگرم) است که با هم تفاوت چشمگیری دارند (شکل ۸). تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی و مرتع در لایه سطحی (۲۰-۰ سانتی‌متری) به ترتیب باعث کاهش ۵۲/۹۵ و ۳۴/۹۲ درصد و در عمق (۴۰-۲۰ سانتی‌متری) به ترتیب ۴۵/۹۲ و ۳۱/۵۱ درصد کاهش داشته است (جدول ۶).

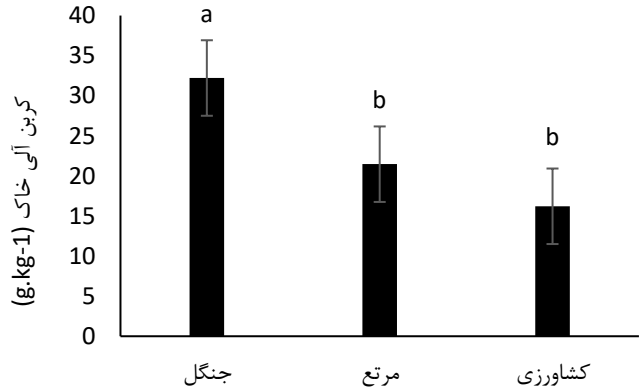
جدول ٦- خلاصه تغییرات نسبی (٪) ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک، بر اثر تغییر کاربری در دو عمق مختلف

ویژگی	کاربری جنگل نسبت به مرتع		کاربری جنگل نسبت به کشاورزی		کاربری مرتع نسبت به کشاورزی	
	صفر تا ۲۰	۲۰ تا ۴۰	صفر تا ۲۰	۲۰ تا ۴۰	صفر تا ۲۰	۲۰ تا ۴۰
	(cm)					
pH	+۰/۵۲	+۰/۱۹	+۰/۷۵	+۰/۳۹	+۰/۲۳	+۰/۱۹
EC ($dS.m^{-1}$)	-۱۵/۸۵	+۱۱/۳۲	-۳۴/۳۹	-۱۲/۱۶	-۲۲/۰۳	-۲۱/۰۹
OC ($g.kg^{-1}$)	-۳۴/۹۲	-۳۱/۵۷	-۵۲/۹۵	-۴۵/۹۲	-۲۷/۷۱	-۲۰/۹۸
TN ($g.kg^{-1}$)	-۳۴/۹۲	-۳۱/۵۷	-۵۲/۹۵	-۴۵/۹۲	-۲۷/۷۱	-۲۰/۹۸
Cmin ($mg.kg^{-1}$)	-۱۹/۴۲	-۲۳/۱۰	-۵۲/۲۹	-۵۸/۴۳	-۴۰/۷۹	-۴۵/۹۶
MBC ($mg.kg^{-1}$)	-۱۴/۵۶	-۱۶/۸۰	-۵۷/۴۴	-۶۵/۵۰	-۵۰/۱۸	-۵۸/۵۴
qCO_2 ($\mu gC.g^{-1}MBC^{-1}day^{-1}$)	-۱۱/۳۶	-۱/۰۷	-۳۸/۵۸	-۹۲/۹۲	-۵۶/۳۴	-۹۰/۸۸



شکل ۷- مقایسه میانگین EC خاک در کاربری‌های مختلف

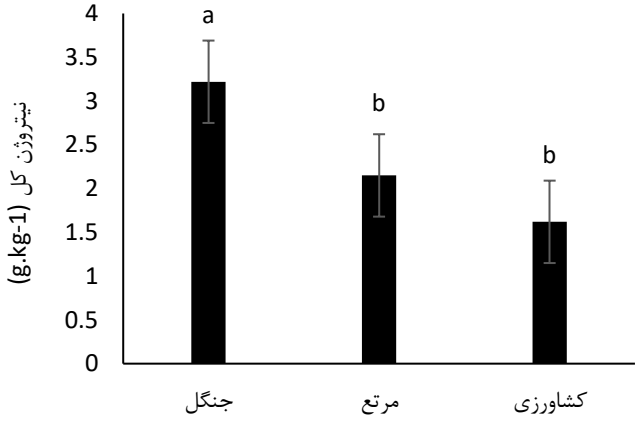
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.



شکل ۸ - مقایسه میانگین کربن آلی خاک در کاربری‌های مختلف

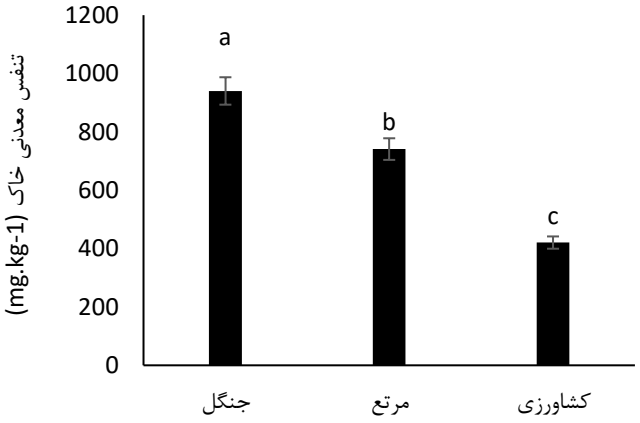
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

نتایج آنالیز واریانس (جدول ۴) بیانگر آن است که مقدار نیتروژن کل در کاربری‌های مختلف دارای تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد است به‌طوری‌که بیشترین مقدار آن با ۳/۲۲ در کاربری جنگل و کمترین مقدار آن با ۱/۶۲ گرم بر کیلوگرم در زمین‌های کشاورزی مشاهده شد که با هم تفاوت چشمگیری دارند (شکل ۹).



شکل ۹ - مقایسه میانگین نیتروژن کل خاک در کاربری‌های مختلف
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

با توجه به نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴) و مقایسه میانگین (جدول ۵)، تفاوت معنی‌داری بین مقدار ویژگی‌های بیولوژیک خاک در منطقه‌های مطالعاتی مشاهده نشد. ولی با تغییر کاربری اراضی از جنگل و مرتع به کشاورزی و از مرتع به کشاورزی میزان تنفس معدنی خاک به‌صورت معنی‌داری کاهش یافت (شکل ۱۰).



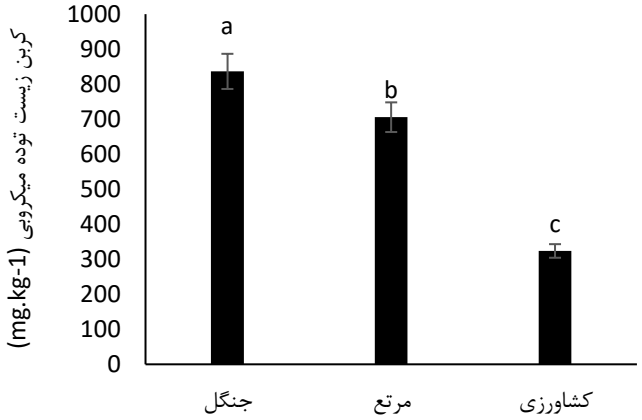
شکل ۱۰- مقایسه میانگین تنفس معدنی خاک در کاربری‌های مختلف
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

تأثیر تغییر کاربری اراضی و عمق بر ویژگی‌های بیولوژیکی خاک

با تغییر کاربری از جنگل به مرتع و کشاورزی و مرتع به کشاورزی در هر دو عمق میزان تنفس معدنی کاهش یافت که این کاهش در لایه‌های عمقی در مقایسه با لایه‌های سطحی شدت بیشتری داشت. بیشترین کاهش با تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متری خاک با ۵۸/۲۳ درصد کاهش بود (جدول ۶).

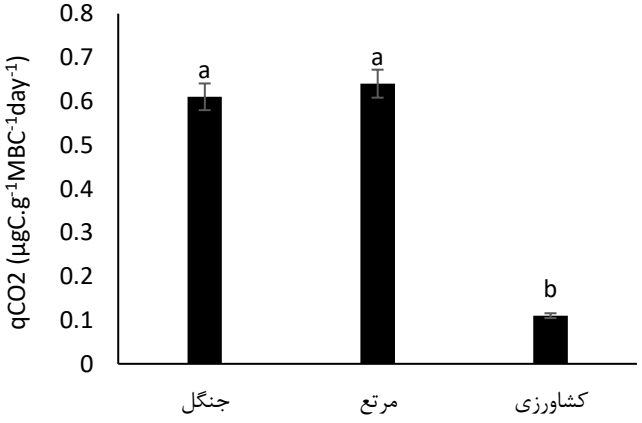
با توجه به نتایج تجزیه واریانس در جدول ۴ مقدار این ویژگی در کاربری‌های مختلف با هم تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد داشت. بیشترین مقدار کربن زیست‌توده میکروبی در جنگل (۸۳۶/۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و کمترین مقدار آن در کاربری کشاورزی (۳۲۳/۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) مشاهده شد که با هم تفاوت چشمگیری داشتند (شکل ۱۱). با تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی و مرتع در لایه سطحی میزان کربن زیست‌توده میکروبی به ترتیب به میزان ۱۴/۵۶ و ۵۷/۴۴ درصد به ترتیب کاهش یافته است البته با تغییر

کاربری از مرتع به کشاورزی نیز ۵۰/۱۸ درصد کربن زیست‌توده میکروبی در لایه سطحی کاهش داشته است. میزان کاهش کربن زیست‌توده میکروبی با تغییر کاربری در لایه‌های عمقی خاک در مقایسه با لایه سطحی بیشتر بود (جدول ۶).



شکل ۱۱- مقایسه میانگین کربن زیست‌توده میکروبی خاک در کاربری‌های مختلف
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

با توجه به جدول ۴ مقدار کسر متابولیکی در کاربری‌های جنگل و مرتع نسبت به کشاورزی با هم تفاوت چشمگیری دارند. به‌نحوی‌که تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد در بین مقادیر این ویژگی مشاهده شد. در بین کاربری‌های بررسی شده به ترتیب کمترین و بیشترین مقدار کسر متابولیکی مربوط به کاربری کشاورزی و مرتع با مقدارهای ۰/۱۱ و ۰/۶۴ است (شکل ۱۲). با توجه به جدول ۶ در اثر تغییر کاربری از جنگل و مرتع به کشاورزی در هر دو لایه سطحی و زیرین خاک مقدار کسر متابولیکی با کاهش همراه بوده است. به‌نحوی‌که بیشترین افزایش در لایه زیرین (۴۰-۲۰ سانتی‌متری) با تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی مشاهده شد. با تغییر کاربری از جنگل و مرتع به کشاورزی میزان افزایش کسر متابولیکی در لایه زیرین بیش از لایه‌های سطحی بود (جدول ۶) که همسو با تغییرات کربن زیست‌توده میکروبی است.



شکل ۱۲- مقایسه میانگین کسر متابولیکی خاک در کاربری‌های مختلف
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

بحث

تغییرات ویژگی‌های فیزیکی خاک

با توجه به جدول ۲ کمترین مقدار MWD در منطقه ۴ بود که احتمالاً ناشی از مقدار کمتر پوشش گیاهی، ریشه گیاهان و مواد هیومیکی در خاکدانه‌های این منطقه باشد (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011a). به ترتیب کمترین و بیشترین مقدار رس در منطقه‌های ۱ و ۴ مشاهده شد که با هم تفاوت چشمگیری نداشتند. از جمله دلایل متفاوت بودن درصد رس می‌توان به تفاوت در عوامل مدیریتی از جمله شدت فعالیت‌های کشاورزی و نوع عملیات خاک‌ورزی در زمین‌های کشاورزی اشاره نمود (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011a; Hajj

Abbasi *et al*., 2007).

مقدار رس در اراضی کشاورزی منطقه مورد مطالعه از دو کاربری دیگر بیشتر است که البته با مقدار رس در دو کاربری دیگر تفاوت معنی‌داری ندارد. در اراضی کشاورزی با کاهش مقدار ماده آلی خاک و همچنین شکسته شدن خاکدانه‌ها بر اثر عملیات خاک‌ورزی، خاکدانه‌های درشت به خاکدانه‌های ریزتر و یا ذرات اولیه تبدیل می‌شوند (Hajj Abbasi *et al*., 2007). محققان مشاهده کردند که بین درصد ذرات خاک در کاربری بکر و زراعی تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. تغییرات بافت خاک در لایه سطحی (عمق ۲۰-۰) نسبت به لایه عمقی (۴۰-۲۰) در هر سه کاربری بسیار ناچیز است که نشان دهنده پایداری بافت خاک در مقایسه با سایر ویژگی‌های خاک است (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011a).

عوامل زیادی در میزان رس قابل انتشار در آب مؤثر است که از جمله این عوامل می‌توان به مقدار ماده آلی در خاک و نحوه مدیریت اشاره نمود (Dexter & Czyz, 2000). از دلایل اصلی کمتر بودن مقدار رس قابل انتشار در آب، در منطقه جنگلی در مقایسه با مرتع و کشاورزی می‌توان به مقدار بالای ماده آلی در این کاربری در مقایسه با سایر کاربری‌ها اشاره نمود زیرا در پژوهش‌هایی همبستگی بالا و منفی بین مقدار ماده آلی و رس قابل انتشار در آب به دست آمده است (Karimi *et al*., 2013). ماده آلی به دلیل وجود مواد چسبنده، باعث خاکدانه سازی و تشکیل خاکدانه‌های درشت می‌گردد و از پراکنش رس‌ها و فرسایش خاک جلوگیری می‌کند (Hajj Abbasi *et al*., 2007; Karimi *et al*., 2013). در زمین‌های کشاورزی با انجام عملیات خاک‌ورزی به شیوه سنتی، با افزایش تخریب ساختمان امکان شکستن و فروپاشی خاکدانه‌ها افزایش یافته و میزان رس قابل انتشار در آب افزایش می‌یابد (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011a). افزایش مقدار ماده آلی در خاک باعث کاهش پراکنش رس‌ها می‌شود که شیوه مدیریت و تناوب زراعی تأثیر بالایی در مقدار این ویژگی دارد (Dexter & Czyz, 2000). پژوهشگران به نتایج مشابه با این پژوهش مبنی بر افزایش رس قابل انتشار در زمین‌های کشاورزی در مقایسه با جنگل و مرتع دست یافتند (Schjonning *et al*., 2007; Karimi *et al*., 2013). با تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی و مرتع به کشاورزی میزان رس قابل انتشار در آب در لایه عمقی در مقایسه با لایه سطحی، کمی افزایش یافته است. برخی دلیل افزایش رس قابل انتشار در لایه سطحی را تخریب بیشتر خاکدانه‌ها در اثر عملیات زراعی دانستند (Dexter & Czyz, 2000) شاید دلیل افزایش رس قابل انتشار را آبشویی بیشتر رس از لایه سطحی به دلیل قرارگیری در معرض آب آبیاری و باران باشد (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011a).

با توجه به اینکه در جنگل مقدار مواد آلی در مقایسه با مرتع و کشاورزی زیاد است که باعث خاکدانه سازی و افزایش میزان خاکدانه‌های درشت در مقایسه با خاکدانه‌های ریز می‌شود؛ بنابراین میزان MWD در جنگل در مقایسه با کشاورزی و مرتع بیشتر است. از دلایل مهم کاهش مقدار MWD با تغییر کاربری از جنگل به کشاورزی می‌توان به تردد ماشین‌آلات و عملیات کشاورزی در مزرعه اشاره نمود زیرا با فشار ادوات کشاورزی در سطح خاک، خاکدانه‌های درشت تخریب شده و به ذرات ریزتری تبدیل می‌شوند. نتایج پژوهشگران نشان داد که در خاک‌های جنگل با پوشش گیاهی زیاد، به‌طور قابل‌توجهی خاکدانه‌های درشت‌تر و پایدارتری در مقایسه با خاک‌های کشاورزی دارد (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011a; Bronick & Lal, 2005). در مراتع با چرای مفرط دام، پوشش گیاهی و ریشه‌های قوی گیاهان مرتعی که به‌عنوان مناطق تجمع و تشکیل خاکدانه‌های درشت عمل می‌کند از بین می‌روند؛ بنابراین با ادامه این روند مقدار MWD در مراتع در مقایسه با جنگل کاهش می‌یابد (Beare *et al*., 1994). مقدار MWD از کاربری مرتع به کشاورزی نیز در هر دو عمق با کاهش همراه بود. دو عامل مهم در تشکیل و پایداری خاکدانه‌ها، وجود مواد چسبنده ذرات خاک به یکدیگر، مانند مواد آلی و زمان کافی برای تأثیرگذاری مواد آلی است. عملیات خاک‌ورزی و تردد ماشین‌آلات منجر به شکستن و خرد کردن خاکدانه‌های درشت‌تر می‌شود که با ادامه این روند ماده آلی در معرض تجزیه بیشتر میکروبی و واکنش‌های اکسیدی قرار می‌گیرد و از بین می‌رود (Hajj Abbasi *et al*., 2007). عملیات شخم متناوب و به هم خوردن خاک، زمان کافی برای تأثیرگذاری عوامل خاکدانه سازی را کاهش می‌دهد. درنهایت خاکدانه‌های ریزتری تشکیل می‌شود که با فرسایش بیشتری همراه هستند.

با بررسی پایداری خاکدانه‌ها در کاربری‌های مختلف در شمال اتیوپی چنین گزارش شده است که پایداری خاکدانه‌ها در خاک‌های زراعی به‌طور معنی‌داری کمتر از کاربری‌های مرتع و جنگل است. یکی از دلایل پایداری بیشتر خاکدانه‌ها در کاربری مرتع می‌تواند به دلیل ماده آلی بیشتر در این کاربری باشد (Delelegn *et al*., 2017). در همین راستا ارتباط چشمگیری بین کربن آلی خاک و میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در نواحی نیمه‌خشک مرکزی ایران گزارش شده است که حاکی از اهمیت کربن آلی خاک در پایداری خاکدانه در مناطق نیمه‌خشک می‌باشد (Safaei *et al*., 2019).

کاهش ماده آلی و فعالیت میکروبی، کاهش و از بین رفتن پوشش گیاهی منطقه و شبکه گسترده ریشه‌های گیاهان و هیف‌های

قارچی، افزایش مقدار سیلت و افزایش فرسایش‌پذیری خاک از دلایل مهم در کاهش MWD در خاک است (Chelik, 2005; Khormali *et al.*, 2009). با تغییر کاربری از جنگل به مرتع و کشاورزی کاهش مقدار MWD در لایه عمقی در مقایسه با لایه سطحی بیشتر است (جدول ۳) از دلایل اصلی آن می‌توان به کم بودن مقدار ماده آلی در لایه عمقی اشاره نمود. با افزایش عمق خاک به دلیل کاهش ماده آلی، مقدار MWD کاهش می‌یابد (Grandy & Robertson, 2006).

جرم مخصوص ظاهری خاک در منطقه جنگلی کمتر از دو کاربری مورد مطالعه دیگر بود. پوشش گیاهی بالا در جنگل‌ها باعث افزایش مقدار ماده آلی در خاک می‌گردد. همسو با این افزایش تعداد خاکدانه‌های پایدار در خاک و خلل و فرج نیز افزایش می‌یابد که درنهایت باعث کاهش تراکم و جرم مخصوص ظاهری خاک می‌شود. در زمین‌های کشاورزی در کشور ما اغلب عملیات خاک‌ورزی بر اساس روش‌های سنتی صورت می‌گیرد که با تردد زیاد ماشین‌آلات در زمین همراه است که باعث تخریب خاکدانه‌های پایدار در خاک و کاهش نفوذپذیری و درنهایت افزایش جرم مخصوص ظاهری در خاک می‌گردد (Biro et al., 2013; Ayoubi et al., 2018). از دلایل دیگر افزایش جرم مخصوص ظاهری در خاک‌های کشاورزی در مقایسه با مرتع و جنگل می‌توان به کاهش پوشش‌های گیاهی برگشت‌پذیر به خاک که منجر به کاهش ماده آلی خاک می‌گردد، اشاره نمود (Beheshti Ale Agha *et al.*, 2012). با تغییر کاربری از جنگل به مرتع مقدار این ویژگی افزایش معنی‌داری داشته است. دلیل اصلی افزایش جرم مخصوص ظاهری در کاربری مرتع در مقایسه با جنگل، حرکت و لگدکوبی دام‌ها است که باعث افزایش تراکم و جرم مخصوص ظاهری در خاک می‌شود (Chelik, 2005). از دلایل اصلی افزایش جرم مخصوص ظاهری در لایه سطحی در مقایسه با لایه عمقی می‌توان به تأثیر بیشتر عوامل افزایش دهنده جرم مخصوص ظاهری در سطح خاک از جمله تردد بیشتر ادوات کشاورزی و رفت‌وآمد بیشتر دام‌ها اشاره نمود. در حقیقت عملیات زراعی، خاکدانه‌های درشت را شکسته و ماده آلی خاک تجزیه شده و به‌صورت دی اکسید کربن از بین می‌رود (Ajami, 2007). از طرفی پراکندگی خاکدانه‌ها منجر به ایجاد سله در سطح خاک گشته و این امر موجب کاهش نفوذپذیری و افزایش رواناب می‌شود (Karimi *et al.* 2008) که درنهایت موجب بالا رفتن پتانسیل فرسایش خاک می‌گردد.

تغییرات ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک

تفاوت معنی‌داری بین مقدار ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک در منطقه‌های مطالعاتی مشاهده نشد. از دلایل احتمالی عدم تفاوت می‌توان به دو مورد اشاره نمود؛ ۱- با توجه به اینکه منطقه‌های مطالعاتی در نزدیکی همدیگر قرار داشتند بنابراین فاکتورهای خاک سازی از جمله مواد مادری و موجودات زنده (شامل پوشش گیاهی) در این منطقه‌ها یکسان است. ۲- زمین‌های نزدیک به هم تقریباً شرایط مدیریتی یکسانی دارند.

مقادیر pH در کاربری‌های مختلف تفاوت معنی‌داری وجود نداشت ولی مقدار pH در کاربری جنگل از مرتع و کشاورزی کمتر و در عمق سطحی بیشتر است. از دلایل اصلی افزایش بیشتر pH در لایه سطحی در مقایسه با لایه عمقی را می‌توان به تأثیرپذیری بیشتر لایه‌های سطحی به عوامل مدیریتی از جمله کود دهی دانست (Wang *et al.*, 2019 & 2020). نتایج مختلف نشان می‌دهد که اسیدیته خاک در اثر مدیریت‌های مختلف اراضی تغییر می‌کند (NRCS, 1996).

دلایل افزایش مقدار EC در زمین‌های کشاورزی در مقایسه با جنگل و مرتع انجام عملیات خاک‌ورزی به‌ویژه خاک‌ورزی سنتی در زمین‌های کشاورزی است. لایه‌های سطحی خاک در زمین‌های کشاورزی همواره در معرض تخریب به‌وسیله ادوات کشاورزی قرار دارد که منجر به تخریب ساختمان خاک و کاهش خلل و فرج برای انتقال املاح محلول می‌گردد بنابراین حرکت املاح از لایه‌های سطحی به عمق خاک نیز کاهش می‌یابد و املاح حاصل از آبیاری و کوددهی در سطح خاک تجمع می‌یابد (Beheshti Ale Agha *et al.*, 2012).

بیشتر بودن کربن آلی در خاک جنگل در مقایسه با مرتع و کشاورزی به دلیل ورود ماده آلی بیشتر به خاک از طریق بقایای گیاهی و هدر رفت کمتر کربن آلی در خاک جنگلی به دلیل تجزیه کمتر و قرار نگرفتن در معرض اکسیداسیون است (Beheshti Ale Agha *et al.*, 2012; Karimi *et al.*, 2013; Gholami *et al.*, 2016). مقدار کمتر کربن آلی در مرتع در مقایسه با جنگل به دلیل چرای دام و در نتیجه مصرف پوشش گیاهی و برگشت‌پذیری کمتر بقایای گیاهی به خاک است (Martínez-Mena *et al.*, 2008). مقدار کربن آلی در مرتع در مقایسه با کاربری کشاورزی بیشتر است که البته تفاوت آن‌ها معنی‌دار نیست. تفاوت کم بین مقدار کربن آلی در مرتع و کشاورزی نشانگر آن است که در زمین‌های کشاورزی امکان افزودن ماده آلی به خاک از طریق کودهای دامی وجود دارد بنابراین تفاوت بین مقدار کربن در این دو کاربری کاهش می‌یابد.

در زمین‌های کشاورزی برداشت ماده آلی به‌صورت محصول (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011a)، سوزاندن بقایای گیاهی (Whalen & Chang, 2002)، تخریب خاکدانه‌ها بر اثر عملیات خاک‌ورزی و در معرض حمله میکروبی قرار گرفتن ماده آلی محبوس شده درون آن‌ها (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011a)، افزایش تهویه خاک بر اثر شخم و به دنبال آن افزایش سرعت تجزیه بقایای آلی توسط ریز جانداران خاک (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011a)، افزایش فرسایش خاک سطحی بر اثر شخم و به دنبال آن اثر کشت و کار (Whalen & Chang, 2002) و مصرف نامتعادل کودهای شیمیایی مخصوصاً کودهای نیتروژنه و برهم خوردن تعادل خاک و نسبت C/N (Manna *et al*., 2007) همگی موجب کاهش میزان ماده آلی در خاک می‌شوند. بررسی تغییرات کربن آلی در اثر تغییر کاربری اراضی نشان می‌دهد که کاهش مقدار ماده آلی در اثر تغییر کاربری از جنگل به مرتع و کشاورزی در لایه سطحی شدت بیشتری در مقایسه با لایه عمقی دارد (جدول ۶) که دلیل اصلی آن شدت عملیات کشاورزی سطحی است.

تغییر کاربری اراضی در مناطق شمالی ایران نیز با کاهش میزان ماده آلی و مواد مغذی خاک همراه بود و به تخریب ساختمان خاک و تغییر توزیع و پایداری خاکدانه‌ها منجر شده است (عمادی و همکاران، ۲۰۰۸). کاهش مواد آلی در اثر کشت و کار، ناشی از به هم خوردن خاک سطحی و شکسته شدن خاکدانه‌ها و در نتیجه افزایش تجزیه ماده آلی می‌باشد. در نتیجه این امر و کاهش ماده آلی، فرسایش خاک افزایش می‌یابد (Aguilar *et al*., 1988). خرد شدن خاکدانه‌های درشت در اثر عملیات شخم و افزایش دمای خاک به دلیل نبودن پوشش گیاهی سایه‌انداز دلیل دیگر تجزیه مواد آلی خاک در اراضی زراعی می‌باشد (Niknahad and Maramaei, 2011).

مقدار بیشتر نیتروژن کل در خاک‌های جنگلی به دلیل مقدار ماده آلی است که از نیتروژن غنی بوده و به‌مرورزمان به خاک افزوده می‌شوند. در جنگل‌ها به دلیل وجود درختان چندساله و غنی بودن تنه این درختان و ترشحات ریشه آن‌ها از مهم‌ترین منابع مهم نیتروژن خاک هستند که نقش مهمی را در چرخه نیتروژن ایفا می‌کنند (Singh *et al*., 2007). قسمت بیشتر نیتروژن کل خاک در مواد آلی نگهداری می‌شود. تغییرات نیتروژن کل شبیه و همسو با تغییرات کربن آلی در طول زمان است و هرگونه تغییر در میزان ماده آلی خاک بر اثر تغییر کاربری زمین باعث تغییر مقدار نیتروژن کل نیز می‌شود (Song *et al*., 2012). مقدار کاهش نیتروژن کل در اثر تغییر کاربری از جنگل به مرتع و کشاورزی در عمق‌های مختلف همانند کاهش کربن آلی است که نشان دهنده رابطه مستقیم این دو عنصر با یکدیگر است (جدول ۶). نیتروژن کل اغلب از منابع آلی تأمین می‌شود، هرگونه تغییر در میزان ماده آلی و نیز فعالیت ریز جانداران خاک بر مقدار و نیز قابلیت دسترسی آن تأثیرگذار است (Gol, 2009).

خاک‌های جنگل و مرتع جمعیت میکروبی و همچنین وزن زیست‌توده میکروبی بیشتری در مقایسه با خاک‌های کشاورزی دارند بنابراین مقدار ماده آلی بیشتری را در زمان معینی تجزیه می‌کنند و درنهایت تنفس بیشتری دارند (Su *et al*., 2004). در درازمدت، خاک در زمین‌های کشاورزی به‌ویژه در لایه سطحی همواره در معرض آشفتگی و مخلوط شدن بر اثر شخم قرار دارد که باعث فشردگی خاک و شکسته شدن خاکدانه‌های درشت و از بین رفتن خلل و فرج تهویه‌ای خاک و در پی آن کاهش تهویه خاک می‌شود. با کاهش تهویه و فراهمی اکسیژن در خاک، فعالیت زیستی ریز جانداران کاهش یافته و میزان تنفس معدنی نیز کاهش می‌یابد (Su *et al*., 2004). کاهش غلظت نیتروژن کل در زمین‌های کشاورزی در مقایسه با جنگل و مرتع و غالب بودن جمعیت باکتری‌ها در مقایسه با قارچ‌ها در خاک‌های کشاورزی نیز موجب کاهش تنفس در خاک می‌گردد (Paz-Ferreiro *et al*., 2012). راندمان جذب سوبسترا در باکتری‌ها در مقایسه با قارچ‌ها، خیلی بیشتر است؛ بنابراین باکتری‌های خاک به ازای هر واحد کربن اضافه شده به خاک در شرایط مساوی با قارچ‌ها دی‌اکسیدکربن بیشتری را تولید می‌کنند و حجم بیشتر کربن سوبسترا را به دی‌اکسیدکربن تبدیل و مقدار ناچیزی از کربن را به توده زنده میکروبی تبدیل می‌کنند.

نتایج پژوهش‌های فراوان نشان داده است که رابطه مثبت و معنی‌دار بین مقدار کربن آلی و نیتروژن کل با مقدار کربن زیست‌توده میکروبی وجود دارد (Beheshti Ale Agha *et al*., 2011a) بنابراین مقدار کربن زیست‌توده میکروبی توسط مقدار ماده آلی خاک کنترل می‌شود. از دلایل دیگر متفاوت بودن مقدار کربن زیست‌توده میکروبی در کاربری‌های مختلف می‌توان به حساسیت این پارامتر به تغییرات فصل (از نظر رطوبت) مدیریت عملیات کشاورزی اشاره نمود. تغییر کاربری اراضی باعث تغییر شرایط مختلف خاک می‌گردد و منجر به تغییر کمیت و کیفیت سوبسترا در خاک می‌شود و در پی آن فعالیت و جمعیت میکروبی خاک تغییر می‌کند. میزان برگشت پوشش گیاهی و بقایای آلی به خاک در زمین‌های کشاورزی به دلیل برداشت محصول کمتر است (Song *et al*., 2012). در درازمدت این امر باعث کاهش منابع تغذیه‌ای ریز جانداران و کاهش جمعیت آن‌ها می‌شود. همچنین انجام عملیات خاک‌ورزی و تردد ماشین‌آلات به‌ویژه به روش سنتی سبب به‌هم‌خوردگی خاک و نامساعد شدن شرایط زیستی ریز جانداران شده که با ادامه این روند جمعیت ریز جانداران خاک و کربن

زیست‌توده میکروبی به‌شدت کاهش می‌یابد. میزان کاهش کربن زیست‌توده میکروبی با تغییر کاربری در لایه‌های عمقی خاک در مقایسه با لایه سطحی بیشتر است (Abdul Rahman *et al.*, 2021)، زیرا در زمین‌های کشاورزی به دلیل کمبود مواد آلی در مقایسه با جنگل و مرتع به‌محض افزوده شدن ماده آلی به خاک، ریز جانداران خاک برای تأمین انرژی خود از لایه عمقی به سمت لایه‌های سطحی خاک هجوم آورده بنابراین جمعیت آن‌ها در لایه‌های زیرین خاک کاهش می‌یابد و در پی آن میزان کربن زیست‌توده میکروبی در لایه‌های زیرین خاک کاهش می‌یابد (Sun *et al.*, 2011; Min *et al.*, 2021).

زمین‌های کشاورزی در مقایسه با جنگل و مرتع مقدار کمتری ماده آلی و نیتروژن کل دارند که نشان دهنده شرایط تنش برای ریز جانداران خاک در این کاربری است. با توجه به اینکه در زمین‌های کشاورزی برای افزایش عملکرد از کودهای شیمیایی و سموم استفاده می‌شود که همراه با آن‌ها مقدار زیادی آلاینده و فلزات سنگین به خاک افزوده می‌شود که در بلندمدت باعث تشدید شرایط تنش در خاک می‌گردد. همچنین در زمین‌های کشاورزی با انجام عملیات خاک‌ورزی به‌ویژه به روش سنتی باعث برهم زدن شرایط پایدار خاک می‌گردد. مقدار پایین کسر متابولیکی در زمین‌های کشاورزی بیانگر آن است که به ازای هر واحد کربن آلی که به خاک افزوده گردیده، ریز جانداران مقدار بیشتری از آن را تنفس و یا معدنی نموده‌اند بنابراین حجم بیشتر کربن به دی اکسید کربن تبدیل شده و مقدار کمتری از آن صرف رشد، تکثیر و تشکیل زیست‌توده میکروبی می‌شود. این نتایج همسو با تغییرات کربن زیست‌توده میکروبی بود و مقدار این دو پارامتر، تغییرات یکدیگر را در اثر تغییر کاربری تأیید می‌کنند. افزایش کسر متابولیکی در خاک افزایش نسبت میکروب‌های فعال به غیرفعال توده زنده میکروبی را نشان می‌دهد. تجزیه بیشتر کربن آلی در خاک‌های کشت شده ناشی از نسبت C/N پایین آن‌ها در مقایسه با جنگل و مرتع است که باعث تسریع در فرآیند تجزیه می‌شود (Golchin & Asgari, 2008). همچنین مصرف کودهای شیمیایی نیتروژن‌دار در زمین‌های کشاورزی منجر به کاهش نسبت C/N در این خاک‌ها می‌گردد که در پی آن فرآیند معدنی شدن مواد آلی با سرعت بیشتری انجام می‌شود. تغییرات کسر متابولیکی را در سه کاربری اراضی جنگل، مرتع و کشاورزی بررسی کردند و مشاهده نمودند که کسر متابولیکی در خاک‌های کشاورزی کمترین مقدار را در مقایسه با دو کاربری دیگر دارد. دلیل بیشتر بودن مقدار کسر متابولیکی در کاربری مرتع در مقایسه با جنگل احتمالاً ناشی از افزایش سوبسترای قابل دسترس توسط گیاهان چند ساله از طریق افزایش ترشحات ریشه و تولید تعداد زیادی ریشه‌های نازک باشد (Moscatelli *et al.*, 2007).

نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه نشان داد به دلیل نزدیکی منطقه‌های مطالعاتی به یکدیگر، ویژگی‌های خاک در منطقه‌های مختلف با هم تفاوت چشمگیری نداشتند ولی تأثیر کاربری اراضی بر ویژگی‌های خاک قابل توجه بود. میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها، رس قابل انتشار در آب، کربن آلی، نیتروژن کل، ضریب متابولیکی و وزن توده زنده میکروبی بیشترین تغییرپذیری را به تنوع کاربری اراضی نشان دادند. برای صرفه‌جویی در زمان و هزینه می‌توان از ویژگی‌هایی که بیشترین تغییرپذیری را داشتند برای بررسی شدت تغییر کاربری در اراضی مختلف استفاده کرد.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

REFERENCES

Abdul Rahman, N. S. N., Abdul Hamid, N. W. and Nadarajah, K. (2021). Effects of abiotic stress on soil microbiome. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(16), 9036.

Abera, Y. and Belachew, T. (2011). Effects of landuse on soil organic carbon and Nitrogen in soils of bale, southeastern Ethiopia. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14: 229-235

Acosta-Martínez, V., Cruz, L., Sotomayor-Ramírez, D. and Pérez-Alegría, L. (2007). Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. *Applied Soil Ecology*, 35 (1), 35-45.

Adiyah, F., Michéli, E., Csorba, A., Weldmichael, T. G., Gyuricza, C., Ocansey, C. M. and Fuchs, M. (2022). Effects of landuse change and topography on the quantity and distribution of soil organic carbon stocks on Acrisol catenas in tropical small-scale shade cocoa systems of the Ashanti region of Ghana. *CATENA*, 216, 106366.

Aguilar, R., Kelly, E. F. and Heil, R. D. (1988) Effect of cultivation on soil in northern great plains rangeland. *Journal of Soil Science Society of America*, 52: 1081-1085.

Ahmadi, A., Haajabbasi, M. and Jalalian, A. (2003). Effect of landuse change on runoff production, soil loss and quality in Dorahan of Chahar Mahal Bakhtyari. *Journal of Science and Technology of Agriculture*

and Natural Resources, 6 (4): 103-116. (In Farsi)

Ajami, M. (2007). Soil quality attributes micropedology and clay mineralogy as affected by land use change and geomorphic position on some loess-derived soils in eastern Golestan Province, Agh-Su wastershed. M.Sc. Thesis. Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources. 191p. (In Farsi)

Alemayehu, A. and Assefa, A. (2016). Effects of land use changes on the dynamics of selected soil properties in northeast Wellega, Ethiopia. *Soil Journal*, 2: 63-70.

Anderson, R. L., Brye, K. R. and Wood, L. S. (2020). Landuse and soil property effects on infiltration into Alfisols in the Lower Mississippi River Valley, USA. *Geoderma regional*, 22, e00297.

Asghari1, Sh., Hashemian Soofian, S., Goli Kalanpa, E. and Mohebodini, M. (2015). Impacts of land use change on soil quality indicators in eastern Ardabil province. *Journal of Water and Soil Conservation*, 22(3), 1-19. (In Farsi)

Ayoubi, S., Mokhtari, J., Mosaddeghi, M. R. and Zeraatpisheh, M. (2018). Erodibility of calcareous soils as influenced by land use and intrinsic soil properties in a semiarid region of central Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (4): 192.

Beare, M. H., Hendrix, P. F. and Coleman, D.C. (1994). Water stable aggregates and organic matter fractions in conventional tillage and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58:777– 786.

Beheshti Ale Agha, A., Raiesi, F. and Golchin, A. (2011a). The effects of soil disturbance due to land use change of forest lands to cultivated lands on biological soil quality indices of forest ecosystems of Northern Iran. *Journal of Agroecology*, 3(4), 439-453. (In Farsi)

Beheshti Ale Agha, A., Raiesi, F. and Golchin, A. (2011b). The Effects of Land Use Conversion from Pasturelands to Croplands on Soil Microbiological and Biochemical Indicators. *Water and Soil*, 25(3): 1-25. (In Farsi)

Beheshti Ale Agha, A., Raiesi, F. and Golchin, A. (2012). Soil properties, C fractions and their dynamics in land use conversion from native forests to croplands in northern Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 148, 121-133.

Biro, K., Pradhan, B., Buchroithner, M. and Makeschin, F. (2013). Land use/land cover change analysis and its impact on soil properties in the northern part of Gadarif region, Sudan. *Land Degradation and Development*, *24*(1), 90-102.

Bronick, C. J. and Lal, R. (2005). Manuring and rotation effects on soil organic carbon concentration for different aggregate size fractions on two soils in northeastern Ohio, United States America. *Soil and Tillage Research*, 81:239-252.

Chelik, I. (2005). Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil and Tillage Research*, 83: 270-277.

Chen, D. D., Zhang, S. H., Dong, S. K., Wang, X. T. and Du, G. Z. (2010). Effect of land use on soil nutrients and microbial biomass of an alpine region on the northeast Tibean plateau, china. *Land Degradation and Development*, 21, 446-452.

Delelegn, Y. T., Purahong, W., Blazevic, A., Yitaferu, B., Wubet, T., Göransson, H. and Godbold, D. L. (2017). Changes in land use alter soil quality and aggregate stability in the highlands of northern Ethiopia. *Scientific Reports*, 7(1): 13602

Dexter, A. R. and Czyz, E. A. (2000). Effects of soil management on the dispersibility of clay in a sandy soil. Intl. *Agrophysics*, 14: 269-272.

Dong, H., Guan, X., Wang, D., Li, C., Yang, X. and Dou, X. (2011). A novel application of H_2O_2 Fe (II) process for arsenate removal from synthetic acid mine drainage (AMD) water. *Chemosphere*, *85*(7), 1115-1121.

Ebrahimi Rostaghi, M. (2010). The role of coriander in the management of forests outside the north, National Conference on Green Pearl Coriander, Shiraz. (In Farsi)

Estefan, G., Sommer, R. and Ryan, J. (2013). *Methods of soil, plant, and water analysis. A manual for the West Asia and North Africa region*. International Center for Agricultural Research in the Dry Areas.

Fracetto, G. G., Peres, L. E., Mehdy, M. C. and Lambais, M. R. (2013). Tomato ethylene mutants exhibit differences in arbuscular mycorrhiza development and levels of plant defense-related transcripts. *Symbiosis*, *60*(3), 155-167.

Galán, J. M., Izquierdo, L. R., Izquierdo, S. S., Santos, J. I., Del Olmo, R., López-Paredes, A. and Edmonds, B. (2009). Errors and artefacts in agent-based modelling. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 12(1), 1.

Ghadimi, S., Papzan, A. and Amini, A. (2018). The Investigation of Agricultural Land Use Change Trend and their Effects on Sustainable Development Components (Zayandehrood Basin of Isfahan Province).

Agricultural Extension and Education Research, 11(3), 41-58. (In Farsi)
Gholami, L., Davari, M., Nabiollahi, K. and Joneidi Jafari, H. (2016). Effect of land use changes on some soil physical and chemical properties (case study: Baneh). *Journal of Water and Soil Resources Conservation*, 5(3), 13-27. (In Farsi)
Gol, C. (2009). The effects of land use change on soil properties and organic carbon at Dagdami river catchment in Turkey. *Journal of Environmental Biology*, 30: 825-830.
Golchin, A. and Asgari, H. (2008). Land use effects on soil quality indicators in north-eastern Iran. *Soil Research*, 46, 27–36.
Grandy, A. S. and Robertson, G. P. (2006). Aggregation and organic matter protection following tillage of a previously uncultivated. *Soil Science Society of America Journal*, 70: 1398–1406.
Guo, L. B. and Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a metal analysis. *Global Change Biology*, 8: 345-360.
Hajj Abbasi, M. A, Basaltpour, A. and Milli, A. R. (2007). Effect of conversion of rangelands to agricultural lands on some physical and chemical properties of soils south and southwest of Isfahan. *Agricultural Science and Technology and Natural Resources*, 42 (2), 534-525. (In Farsi)
Hunke, P., Roller, R., Zeilhofer, P., Schröder, B. and Mueller, E. N. (2015). Soil changes under different land-uses in the Cerrado of Mato Grosso, Brazil. *Geoderma Regional*, 4: 31-43.
Karimi, H., Soufi, M., Haghnia, G. and Khorasani, R. (2008). Investigation of aggregate stability and soil erosion potential in some loamy and sandy clay loam soils: case study in Lamerd watershed (south of Fars province). *Journal of Agricuture Science and Natural Resources*, 14 (6), 11-19 (In Farsi).
Karimi, R., Salehi, M. H. and Raisi, F. (2013). The role of land use change in degraded rangelands on some soil quality characteristics in Safashahr region of Fars province. Journal of Agricultural Science and Technology and Natural Resources, *Soil and Water Sciences*, 69: 139-131. (In Farsi)
Karlen, D. L., Andrews, S. S., Wienhold, B. J. and Zobeck, T. M. (2008). Soil quality assessment: past, present and future.
Khormali, F., Ajami, M., Ayoubi, S., Srinivasarao, Ch. and Wani, S.P. (2009). Role of deforestation and hillslope position on soil quality attributes of loess- derived soils in Golestan province, Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134: 178-189.
Koch, Y. and Moghimian, N. (2015). Effect of forest degradation and land use change on soil carbon and nitrogen ecophysiological indices. Iranian Forest Journal, Iranian Forestry Association, 7 (2), 256-243. (In Farsi)
Kropfl, A. I., Cecchi, G. A., Villasuso, N. M. and Distel, R. A. (2013). Degradation and recovery processes in semi-arid patchy rangelands of northern Patagonia, Argentina. *Land Degradation and Development*, 24(4), 393-39921-
Li, J. and Richter, D. D. (2012). Effects of two-century land use changes on soil iron crystallinity and accumulation in Southeastern Piedmont region, USA. *Geoderma*, 173, 184-191.
Mahmoudabadi, S., Khormali, F., Ghorbani Nasrabadi, R. and Pahlavani, M. H. (2011). Effect of vegetation cover and the type of land use on the soil quality indicators in loess derived soils in Agh-Su area (Golestan province). *Journal of Water and Soil Conservation*, 17: 125-139. (In Farsi)
Manna, M. C., Swaru, A., Wanjari, R. H., Mishra, B. and Shahi, D. K. (2007). Long-term fertilization, manure and liming effects on soil organic matter and crop yields. *Soil and Tillage Research*, 94: 397-409.
Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Boix-Fayos, C. and Albaladejo, J. (2008). Effect of water erosion cultivation on the soil and carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. Soil and Tillage Research, 99: 119–129.
Min, K., Slessarev, E., Kan, M., McFarlane, K., Oerter, E., Pett-Ridge, J. and Berhe, A. A. (2021). Active microbial biomass decreases, but microbial growth potential remains similar across soil depth profiles under deeply-vs. Shallow-rooted plants. *Soil Biology and Biochemistry*, 162, 108401.
Moscatelli, M. C., Tizio, A. D., Marinari, S. and Grego, S. (2007). Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems. *Soil and Tillage Research*, 97: 51–59.
Natural Resources Conservation Service (NRCS), USDA. (1996). Soil Quality Information Sheet. Soil Quality Indicators.
Niknahad, G. H. and Maramaei, M. (2011). Effects of land use changes on soil properties (case study: the Kechik catchment). *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 2: 81-96. (In Farsi)
Paz-Ferreiro, J., Gascó, G., Gutiérrez, B. and Méndez, A. (2012). Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge and biochar to soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48: 511–517.

Safaei, M., Bashari, H., Mosaddeghi, M. R. and Jafari, R. (2019). Assessing the impacts of land use and land cover changes on soil functions using landscape function analysis and soil quality indicators in semi-arid natural ecosystems. *Catena*, 177: 260-271.

Saggar, S., Yeates, G. W. and Sheperd, T. G. (2001). Cultivation effects on soil biological properties, microfauna and organic matter dynamics in Eutric Gleysol and Gleyic Luvisol soils in New Zealand. *Soil and Tillage Research*, 58: 55-68.

Saha, D. and Kukal, S. S. (2015). Soil structural stability and water retention characteristics under different land uses of degraded lower Himalayas of North-West India. *Land Degradation and Development*, 26(3), 263-271.

Schjonning, P. L., Munkholm, J., Elmholt, S. and Olesen, J. E. (2007). Organic matter and soil tilth in arable farming: Management makes a difference within 5–6 years. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 122: 157–172.

Shan, H., Yan-Ni, S., Wen-Yi, R., Wu-Ren, L. and Wei-Jian, Z. (2010). Long-term effect of no tillage on soil organic carbon fractions in a continuous maize cropping system of northeast China. *Pedosphere*, 20 (3): 285-292.

Shan, L. W. and Liu, W. H. (2010). U.S. *Patent Application*. No. 29/346,240.

Sicardi, M., Garcia-Prechac F. and Frioni L. (2004). Soil microbial indicators sensitive to land use conversion from pastures to commercial Eucalyptus grandis (Hill ex Maiden) plantations in Uruguay. *Applied Soil Ecology*, 27: 125–133

Singh, R. S., Tripathi, N. and Singh, S. K. (2007). Impact of degradation on nitrogen transformation in a forest ecosystem of India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 125: 165-173.

Solomon, D., Fritzsche, F., Lehmann, J., Tekalign, M. and Zech, W. (2002). Soil organic matter dynamics in the sub humid agroecosystems of the Ethiopian highlands. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (3), 969-978.

Song, Y., Song, C., Yang, G., Miao, Y., Wang, J. and Guo, Y. (2012). Changes in labile organic carbon fractions and soil enzyme activities after marshland reclamation and restoration in the Sanjiang Plain in Northeast China. *Environmental Resource Management*, 50, 418–426.

Su, Y. Z., Zhao, H. L., Zhang, T. H. and Zhao, X. Y. (2004). Soil properties following cultivation and non-grazing of a semi-arid sandy grassland in northern China. Soil and Tillage Research, 75: 27–36.

Sun, B., Hallett, P. D., Caul, S., Daniell, T. J. and Hopkins, D. W. (2011). Distribution of soil carbon and microbial biomass in arable soils under different tillage regimes. *Plant and Soil*, 338(1), 17-25.

Tesfahunegn, G. B. (2016). Soil quality indicators response to land use and soil management systems in northern Ethiopia's catchment. *Land Degradation and Development*, *27*(2), 438-448.

Vagen,T. G., Andrianorofanomezana, M. A. A. and Andrianorofanomezana, S. (2006). Deforestation and cultivation effects on characteristics of Oxisols in the highlands of Madagascar. *Geoderma*, 131: 190-200.

Wali, M. K. (1999). Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil*, 213(1-2), 195-220.

Wang, H., Xu, J., Liu, X., Zhang, D., Li, L., Li, W. and Sheng, L. (2019). Effects of long-term application of organic fertilizer on improving organic matter content and retarding acidity in red soil from China. *Soil and Tillage Research*, 195, 104382.

Wang, J., Tu, X., Zhang, H., Cui, J., Ni, K., Chen, J. and Chang, S. X. (2020). Effects of ammonium-based nitrogen addition on soil nitrification and nitrogen gas emissions depend on fertilizer-induced changes in pH in a tea plantation soil. *Science of The Total Environment*, 747, 141340.

Whalen, J. K. and Chang, C. (2002). Macro aggregate characteristics in cultivated soils after 25 annual manure applications. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 1637- 1647.

Zhang, Y. and Wallace, B. (2015). A sensitivity analysis of (and practitioners' guide to) convolutional neural networks for sentence classification. Cornell University Press.

Zolfaghari, A. A. and Hajabassi, M. A. (2008). The effects of land use change on physical properties and water repellency of soils in Lordegan forest and Freidunshar pasture. *Journal of Water and Soil*, 22: 251-262. (In Farsi)