ارزیابی اثر تغییر کاربری اراضی از مرتع به گندم دیم بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک با استفاده از شاخص کیفیت خاک

زهرا کرمی[۱] و زاهد شریفی[۲*]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۰/۱۸ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۲/۰۵)

چکیده

فعالیت‌های کشاورزی به ویژه گندم دیم یکی از عوامل اصلی تخریب مراتع طبیعی در غرب ایران است. این پژوهش با هدف بررسی اثر درازمدت تغییر کاربری مرتع به گندم دیم (۴۰ سال) بر برخی ویژگی‌های خاک در ایستگاه تحقیقات کشاورزی سارال واقع در استان کردستان انجام شد. نمونه‌های خاک از عمق صفر تا ۲۵ سانتی‌متری به صورت تصادفی جمع‌آوری شدند. برخی از ویژگی‌های خاک شامل بافت خاک، جرم مخصوص ظاهری، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها، ظرفیت تبادل کاتیونی، هدایت الکتریکی، pH، کربنات کلسیم معادل، کربن آلی و نیتروژن کل و همچنین میزان قابل دسترس عناصر منیزیم، کلسیم، پتاسیم، فسفر، نیترات و آمونیوم اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که تغییر کاربری از مرتع بکر به زمین کشاورزی سبب کاهش معنی‌دار کیفیت خاک در مورد تمامی شاخص‌های مورد بررسی، به غیر از جرم مخصوص ظاهری، کربنات کلسیم معادل، فسفر، منیزیم، آمونیوم و نیترات شد. تعیین شاخص کیفیت خاک (SQI) با استفاده از تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) نشان داد که کربن آلی، نیتروژن کل، رس و سیلت در حدود ۹۰ درصد واریانس کل را به خود اختصاص داده‌اند، که به عنوان مجموعه حداقل داده‌ها در محاسبه SQI انتخاب شدند. نتایج شاخص SQI نشان داد که میزان این شاخص در مرتع بکر (۱/۵۸) به طور چشم‌گیری بیشتر از زمین زراعی (۰/۷۲) است، که نشان دهنده تخریب کیفیت خاک در نتیجه عملیات کشت و کار است.

واژه‌های کلیدی: تغییر کاربری زمین، شاخص کیفیت خاک، مجموعه حداقل داده‌ها، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

کرمی ز.، شریفی ز.۱۳۹۹. ارزیابی اثر تغییر کاربری اراضی از مرتع به گندم دیم بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک با استفاده از شاخص کیفیت خاک. تحقیقات کاربردی خاک. جلد ۸. شماره ۲. صفحه: ۲۰۱-۲۱۳.

۱-دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه کردستان

۲-استادیارگروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه کردستان (مکاتبه کننده)

* پست الکترونیک: Z.Sharifi@uok.ac.ir

مقدمه

اکوسیستم‌های مرتعی حدود ۴۰ درصد از مساحت خشکی‌های جهان را شامل می‌شوند. ایران در حدود ۹۰ میلیون هکتار مرتع دارد که ۵۶ درصد از مساحت کل زمین‌ها را شامل می‌شود، مراتع ایران در سه کلاس خوب (۱۵/۵ درصد)، نسبتاً خوب (۶۶/۷ درصد)، و فقیر (۱۷/۸ درصد) دسته‌بندی می‌شوند (Azadi *et al*., 2009). مراتع نقش مهمی را در حفاظت آب و خاک، حفظ ذخایر ژنتیکی گیاهی و جانوری، تأمین غذا و زیستگاه موجودات و ذخیره کربن و جلوگیری از گرمایش زمین دارند (White *et al*., 2000; Suttie *et al*., 2005). متأسفانه با رشد جمعیت، بیشتر مراتع با کیفیت خوب برای تولید غذا به اراضی زراعی تبدیل شده‌اند و یا این که مورد چرای شدید دام قرار گرفته‌اند، که در نهایت منجر به کاهش کیفیت خاک مراتع و اختلال در انجام وظایف یاد شده توسط مراتع می‌گردد (Emadi *et al*., 2009; Ayoubi *et al*., 2014). پژوهش‌ها نشان می‌دهند که جنگل‌زدایی، چرای زیاد و تغییر کاربری مراتع و جنگل‌ها منجر به کاهش کیفیت فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک می‌شود (Nael *et al*., 2004; Sharifi et al., 2017; Sharifi et al., 2018). در این راستا شاخص کیفیت خاک[1] ابزاری مهم، برای ارزیابی کیفیت خاک می‌باشد زیرا کیفیت خاک را به طور مستقیم نمی‌توان اندازه‌گیری کرد، بلکه با اندازه‌گیری چند معیار برآورد می‌شود که نوع معیارهای مورد استفاده به اهداف پژوهش بستگی دارد. ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی که به تغییر کاربری، مدیریت اراضی و تغییر زمان و مکان حساس هستند، معیارهایی از کیفیت می‌باشند. (Filip, 2002; Qiu *et al*., 2019). در صورتی‌که اطلاعات کافی از وضعیت کیفی خاک در دسترس باشد می‌توان در زمان کوتاه‌تری از روند تخریبی خاک‌ها آگاه[2] شد و مناطق دارای مشکل را مشخص کرد (Beinat & Nijkamp, 1998). لیزاگا و همکاران (Lizaga *et al*., 2019) در مطالعه‌ای بر روی تغییر کاربری اراضی در کوهستان‌های دارای آب و هوای مدیترانه‌ای، گزارش کردند که افزایش میزان شاخص‌های pH و کربنات کلسیم و کاهش میزان نیتروژن و کربن آلی کل در اراضی تحت کشت بیانگر آن است که این اراضی حاصلخیزی کمتری دارند. دللگن و همکاران (Delelegn *et al*., 2017) در پژوهشی بر روی کاربری‌های مختلف در شمال اتیوپی، بیان داشتند که خاک‌های زراعی میزان کربن و نیتروژن کمتری دارند، این پژوهشگران علت این امر را کاهش خاکدانه‌های درشت عنوان کردند. حفظ یا ارتقاء کیفیت خاک یکی از شاخص‌های عمومی برای ارزیابی پایداری مدیریت‌های حاکم بر اکوسیستم خاک است. علی‌رغم این که معیارهای کیفیت خاک در حال توسعه است، اما مجموعه حداقل داده‌ها[2] روشی مناسب در شناخت ویژگی‌های حساس خاک به مدیریت و یا تنش‌های محیطی می‌باشد (Nosrati & Majdi, 2018). استان کردستان در غرب ایران یکی از مناطقی است که مراتع آن به طور قابل توجهی مورد تعرض اراضی کشاورزی قرار گرفته است، به گونه‌ای که جنیدی و همکاران (Joneydi *et al*., 2012)، طی پژوهش خود عنوان داشتند رایج‌ترین تبدیل کاربری‌ها در استان کردستان، تبدیل مراتع به دیم‌زار است. در این پژوهش اثرات تغییر کاربری زمین از مرتع بکر به زراعت دیم (گندم) در مدت ۴۰ سال بر برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک با بهره‌گیری از حداقل ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک در ایستگاه تحقیقاتی سارال واقع در استان کردستان مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

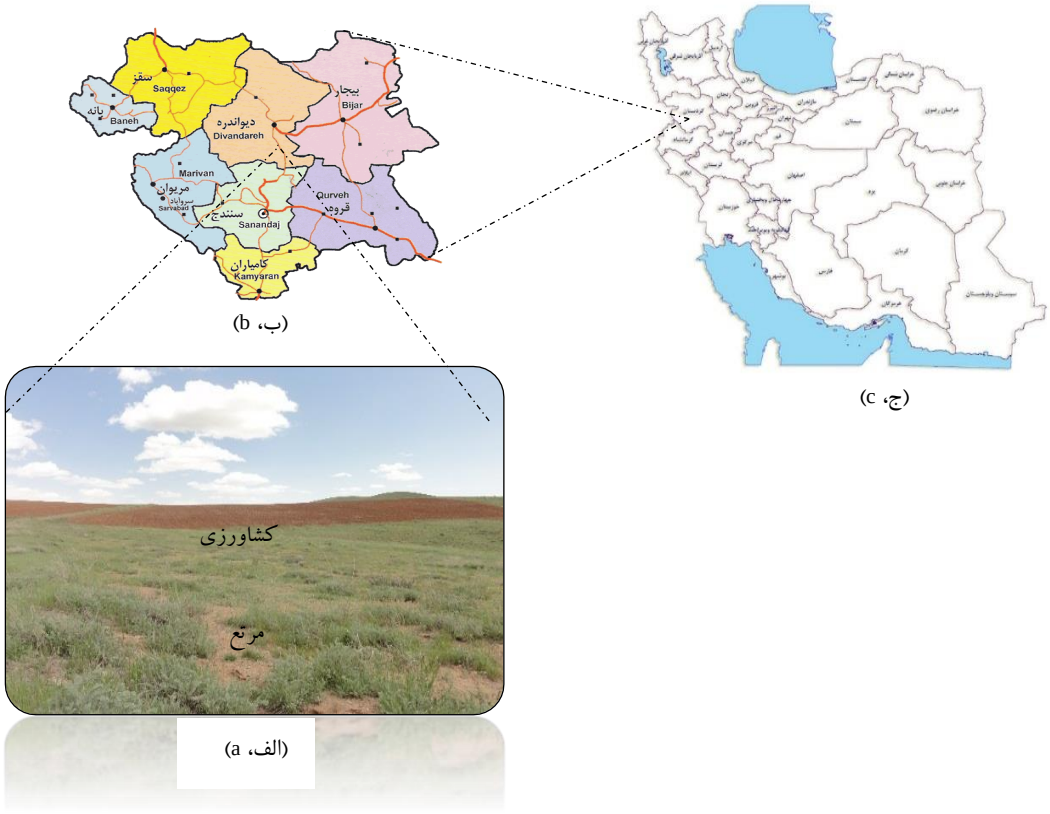
منطقه مورد پژوهش

این پژوهش در ایستگاه تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی سارال واقع در فاصله ۵۵ کیلومتری جاده ارتباطی سنندج – دیوان‌دره در استان کردستان انجام شد. این ایستگاه به مساحت ۱۲۵هکتار در سال ۱۳۵۶تأسیس شده و در بین مدارهای ″۳۵°۳۹′۷۱ تا ″۳۵°۴۰′۴۲ عرض شمالی و نصف النهارهای ″۴۷°۶′۲۲ تا ″۴۷°۷′۵۹ شرقی واقع شده که ارتفاع آن نیز از سطح دریا بین ۲۰۰۰ تا ۲۱۴۵ متر متغیر است. واحدهای فیزیوگرافی اراضی این ایستگاه تیپ فلات و تراس‌های فوقانی بوده که دارای پستی و بلندی متوسط تا زیاد با خاک نیمه عمیق با بافت سنگین با رژیم رطوبتی زریک و رژیم حرارتی مزیک می‌باشد. این ایستگاه با متوسط بارندگی و درجه حرارت

1. Soil Quality Index Minimum Data Set

2. Soil Quality Index Minimum Data Set

سالیانه به ترتیب ۳۳۶ میلی‌متر و ۱۰ درجه سانتی‌گراد از نظر آب و هوایی دارای زمستان‌های سرد و تابستان‌های معتدل بوده و جزء مناطق استپی سرد محسوب می‌شود (شکل ۱). تیپ گیاهی منطقه As-Thy، As-Fes، As-Gun و As-Br به ترتیب با فراوانی نسبی ۱۲، ۹، ۸ و ۵ درصد می‌باشد (Yazdanparast, 1387). گونه‌های گیاهی غالب منطقه عبارتند از انواع گون (*Astragalus gosypinus, Astragalus nervestipulius, Astragalus bukanensis*)، کنگر علوفه‌ای (*Gundelia tournefortii*)، چمن جو (*Psathyrustachys fragilis*)، جوشیر صمغی (*Prangus ferulacea*)، علف پشمکی (*Bromus tomentellus*)، علف بره (*Festuca ovina*) و انگیون یا کمای ساورزی (*Ferula haussknechtii*).



شکل ۱- نمایی از منطقه مورد بررسی (الف)، و محل آن در استان کردستان (ب)، و ایران (ج).

Figure 1. Overview of the study area (a) and its location in the Kurdistan province (b) and Iran (c).

نمونه‌برداری

در این پژوهش، نمونه‌های خاک از هر دو کاربری مرتع و زراعی که بخشی از این مرتع است و ۴۰ سال پیش به کشاورزی دیم تبدیل شده است، برداشته شد. نمونه‌برداری بدین‌صورت انجام گرفت که یک راستای نمونه‌برداری عمود بر شیب منطقه مورد پژوهش به گونه‌ای انتخاب گردید که تفاوت‌های فیزیوگرافی، توپوگرافی (شیب، جهت و ارتفاع) و مواد مادری در منطقه بین دیم‌زار و مرتع شاهد وجود نداشته باشد. برای رفع اثر حاشیه‌ای، نمونه‌برداری با فاصله ۵۰ متر از مرز بین دو منطقه انجام شد. در هر کاربری چهار نمونه مرکب برداشته شد. هر نمونه مرکب از پنج نمونه ساده به این صورت تهیه شد که در هر محل نمونه‌برداری در ابتدا یک مربع به ضلع دو متر رسم شد و سپس از هر رأس مربع و مرکز آن یک نمونه در مساحت ۰/۲۵ متر مربع و به عمق ۲۵ سانتی‌متر برداشته شد. سپس این زیر نمونه‌ها با هم مخلوط شدند تا یک نمونه مرکب در هر محل نمونه‌برداری به دست آید،

و بلافاصله نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه پس از برداشتن پس‌مانده‌های درشت گیاهی، خرده سنگ‌ها و نرم کردن کلوخه‌ها، نمونه‌ها از الک دو میلی‌متر عبور داده شدند و تا انجام آزمایش‌ها در ظروف پلاستیکی تمیز نگهداری شدند. برای جرم مخصوص ظاهری نمونه‌های دست‌نخورده با استفاده از استوانه‌های فلزی با قطر و ارتفاع پنج سانتی‌متر به تعداد چهار عدد در هر کاربری برداشته شد.

تجزیه‌های خاک

بافت خاک به روش هیدرومتری (Bouyoucos, 1962) و جرم مخصوص ظاهری بر روی نمونه‌های دست نخورده با استفاده از روش استاندارد سیلندر اندازه‌گیری شد. کربنات کلسیم معادل خاک به روش تیتراسیون برگشتی (Loeppert & Sparks, 1996)، میزان pH و شوری هر دو در سوسپانسیون یک به دو (خاک به آب) به ترتیب به کمک دستگاه pHمتر و ECمتر سنجش شد. میزان پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل دسترس با استات آمونیوم یک نرمال عصاره‌گیری شد، و سپس در عصاره به دست آمده پتاسیم به روش نشر اتمی به کمک دستگاه فلیم‌فتومتر و کلسیم و منیزیم به روش کمپلکسومتری (Botha & Webb, 1952) اندازه‌گیری شد. فسفر قابل جذب خاک با روش اولسن، نیتروژن کل به روش کجلدال (Bremner, 1960) و نیتروژن قابل دسترس (آمونیوم و نیترات) به روش Bremner & Keeney (1996) اندازه‌گیری شدند. میزان کربن آلی کل به روش Walkley & Black (1934)، و پایداری خاکدانه‌ها به روش الک خشک اندازه‌گیری و کمیت آن به‌عنوان میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها[1] (MWD) محاسبه گردید. ظرفیت تبادل کاتیونی با استفاده از استات سدیم یک مولار (pH=8) اندازه‌گیری شد (Rowell, 1994).

محاسبه شاخص کیفیت خاک

پس از اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی، شاخص کیفیت خاک به روش مجموعه حداقل داده‌ها (MDS) طی چند مرحله به شرح زیر تعیین شد. در تجزیه آماری برای انتخاب مؤثرترین ویژگی‌های خاک و تعیین شاخص کیفیت خاک از روش تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA)[2] استفاده شد. مؤلفه‌هایی که ارزش ویژه[3] آن‌ها بزرگتر از یک است به عنوان مؤلفه‌های اصلی انتخاب شدند. در هر مؤلفه صرف نظر از علامت مثبت یا منفی متغیری که بیشترین مقدار را دارد (علامت منفی به‌دلیل رابطه عکس بین ویژگی مورد نظر با سایر ویژگی‌های درون هر مؤلفه می‌باشد) یا در محدوده ۱۰ درصد بیشترین وزن موجود در آن مؤلفه باشند، به عنوان مجموع حداقل داده‌ها انتخاب گردیدند (Andrews et al., 2002). در مرحله بعد وزن‌دهی هر یک از متغیرهایی که انتخاب شدند بر اساس میزان توجیه واریانس هر یک از مؤلفه‌ها انجام گردید، بدین صورت که مقدار توجیه واریانس هر یک از مؤلفه‌ها بر واریانس کل توجیهی تمامی مؤلفه‌های با ارزش ویژه بیشتر از یک تقسیم گردید (Qi *et al.*, 2009). سپس برای نمره‌دهی متغیرها، مقادیر هر یک از ویژگی‌های برگزیده شده به مقادیر بدون واحد تبدیل شدند تا بتوان آن‌ها را با همدیگر جمع کرد. برای انجام این کار از توابع امتیاز دهی استاندارد[4] در سه گروه جداگانه به صورت بیشتر بهتر، کمتر بهتر و محدوده مطلوب (برای مثال گروه اول شامل آن دسته از مشخصاتی است که مقادیر بالای آن‌ها اثر مطلوبی بر خاک به جای می‌گذارد، مانند ماده آلی)، استفاده شد و در آن متغیرهای اندازه‌گیری شده بین مقادیر عددی صفر تا یک نمره گرفتند. در نهایت برآورد شاخص کیفیت خاک در هر کاربری از رابطه زیر محاسبه شد (Doran & Parkin, 1994):

$$SQI = \sum_{i=1}^{n} Wi \times Ni$$

در این معادله Wi وزن تعلق یافته به هر ویژگی خاک، Ni مقدار نمره تعلق یافته به هر ویژگی و n تعداد ویژگی‌های مورد نظر است. سپس با تجزیه واریانس و مقایسات میانگین، اختلاف آماری بین شاخص کیفیت در هر کاربری تعیین شد.

آنالیزهای آماری

داده‌های به‌دست آمده با بهره‌گیری از نرم افزار SAS9 مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفتند. همچنین برای مقایسه میانگین‌های میزان شاخص‌های مورد بررسی در کاربری‌های تحت پژوهش از آزمون t مستقل[5] استفاده

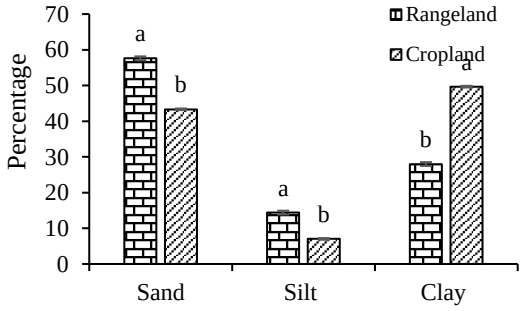
1. Mean Weight Diameter
2. Principle Component Analysis
3. Eigen Value
4. Function Standard Scoring
5. Independent-Samples T Test

شد. انجام محاسبات آماری برای به دست آوردن مجموعه حداقل داده‌ها نیز توسط نرم افزار SPSS16 صورت گرفت.

نتایج و بحث

بافت خاک و جرم مخصوص ظاهری

همان گونه که در شکل ۲ نشان داده شده است کشت و کار سبب کاهش چشم‌گیر شن (۲۴/۸ درصد) و سیلت (۵۱/۳۱ درصد) نسبت به مرتع دست نخورده شده است، در حالی که میزان رس (۷۷/۴۵ درصد) افزایش یافته است، به گونه‌ای که بافت خاک از لوم رسی شنی در مرتع بکر به رسی در زمین زراعی تغییر یافته است. در هماهنگی با این یافته‌ها گوان و همکاران (Guan *et al.*, 2018) در پژوهشی که با هدف ارزیابی اثرات تغییر کاربری مرتع به زمین زراعی در فلات تبت انجام دادند، چنین گزارش کردند که میزان شن در زمین‌های زراعی در مقایسه با مرتع کاهش چشم‌گیری یافته بود. در پژوهشی دیگر که باقری و همکاران (Bagheri *et al.*, 2016) به منظور بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بر برخی از ویژگی‌های فیزیکی خاک در شهرستان بافت استان کرمان انجام دادند، بیشترین میزان رس را در کاربری‌های دیم‌زار و دیم‌زار رها شده و کمترین آن را در کاربری مرتع تحت چرای متعادل گزارش کردند. بیرو و همکاران (Biro *et al.*, 2013) میزان بالای رس و پایین شن در اراضی زراعی را به فرآیند شخم‌زدن و بی حفاظ بودن اراضی زراعی نسبت دادند و بیان داشتند که بخش شن و سیلت می‌تواند توسط روان‌آب از زمین‌های کشاورزی شسته شوند. نتایج ارائه شده در جدول ۱ نشان می‌دهد که میزان جرم مخصوص ظاهری در کاربری زراعی (۱/۱۴ گرم بر سانتی‌متر مکعب) بیشتر از مرتع (۱/۰۲ گرم بر سانتی‌متر مکعب) می‌باشد، هر چند این میزان افزایش به لحاظ آماری معنی‌دار نبود ($P<۰/۰۵$). در توجیه این نتایج وان لیوون و همکاران (Van Leeuwen *et al.* 2017) در مطالعه‌ای که بر روی کاربری‌های مختلف زمین (مرتع، جنگل و زمین زراعی) انجام دادند، بیشترین جرم مخصوص ظاهری را در مزارع گزارش کردند. ایوبی و همکاران (Ayoubi *et al.*, 2018) طی پژوهشی بر روی کاربری‌های مرتع، زراعت دیم و آبی در مناطق نیمه خشک ایران، میزان جرم مخصوص ظاهری در مزارع تحت کشت و کار را بالاتر از مراتع گزارش کردند. میزان کمتر جرم مخصوص ظاهری در مراتع را می‌توان به وجود میزان بالای ماده‌آلی به شکل بقایای برگ و ریشه در مقایسه با کاربری زراعی دانست. همچنین تردد ادوات کشاورزی و گسیخته شدن خاکدانه‌ها در اثر عملیات زراعی و ماده آلی کمتر در این کاربری، می‌توانند از جمله دلایل بالاتر بودن جرم مخصوص ظاهری در زمین‌های تحت کشت باشد.



شکل ۲- درصد اجزاء تشکیل دهنده بافت خاک در کاربری مرتع و زراعی

Figure 2. Percentage of soil texture components in rangeland and cropland

میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها

همان‌طور که در جدول ۱ نشان داده شده است میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها از ۱/۴۷ میلی‌متر در مرتع بکر به یک میلی‌متر در زمین زراعی کاهش یافته است که از نظر آماری معنی‌دار می‌باشد ($P<۰/۰۵$). پژوهش‌ها نشان می‌دهند که خاک‌ورزی رایج طولانی مدت اثر مخربی بر پایداری خاکدانه‌ها به‌ویژه خاکدانه‌های درشت دارد. این اثر به‌طور مستقیم توسط اختلال مکانیکی ناشی از فعالیت‌های شخم و به طور غیرمستقیم از طریق تلفات ماده آلی و سایر ویژگی‌های مرتبط اعمال می‌شود (Chrenková *et al.*, 2014). در هماهنگی با این یافته‌ها دللگن و همکاران (Delelegn *et al.*, 2017) با بررسی پایداری خاکدانه‌ها در کاربری‌های مختلف در شمال اتیوپی چنین گزارش کردند که پایداری خاکدانه‌ها در خاک‌های زراعی به طور 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. 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).

واکنش خاک (pH)، هدایت الکتریکی (EC) و کربنات کلسیم معادل

نتایج این پژوهش نشان داد که میزان pH در کاربری زراعی (۷/۷۶) نسبت به کاربری مرتع بکر (۷/۶۶) افزایش معنی‌داری یافته بود (P<۰/۰۵) (جدول ۱). همسو با این یافته‌ها لیزاگا و همکاران (Lizaga *et al*., 2019) چنین گزارش کردند که زمین‌های کشاورزی نسبت به زمین‌های بکر pH بالاتری دارند. تریودی و همکاران (Trivedi *et al*., 2016) نیز در پژوهش خود با مقایسه pH خاک‌های تحت کشت و زرع با زمین‌های بکر در اقلیم‌های مختلف (گرمسیری، قاره‌ای و معتدل) بیان داشتند که خاک‌های تحت کشاورزی نسبت به خاک‌های بکر دارای pH بالاتری می‌باشند. شاید یکی از دلایل بالا بودن pH در دیم‌زار تحت کشت و کار در مقایسه با مرتع بکر در این پژوهش کمبود مواد آلی در این کاربری باشد، زیرا پژوهش‌ها نشان می‌دهند که تجزیه مواد آلی توسط ریزجاندران خاک سبب رهاسازی اسیدهای آلی و کاهش pH خاک می‌شود، که در دیم‌زارها به دلیل فقر مواد آلی تولید و اثر این اسیدهای آلی در کاهش pH خاک چشم‌گیر نیست (Mehmandoost *et al*., 2018). نتایج سایر پژوهش‌ها علت افزایش pH در کاربری‌های زراعی را بالا آمدن مواد آهکی از لایه‌های زیرین خاک به لایه‌های سطحی در اثر عملیات خاک‌ورزی (Ajmi *et al*., 2010)، کاهش مواد آلی خاک و همچنین فعالیت‌های مدیریتی از جمله کوددهی (Geissen *et al*., 2009) گزارش کرده‌اند. در رابطه با هدایت الکتریکی خاک، مقایسه میانگین‌ها نشان داد که میزان این پارامتر در کاربری زراعی (۰/۱۴۲ دسی زیمنس بر متر)، نسبت به مرتع بکر (۰/۱۵۹ دسی زیمنس بر متر) به‌طور معنی‌داری کاهش یافته بود (P<۰/۰۵) (جدول ۱). در راستای این یافته‌ها، رئیسی (Raiesi, 2017) هدایت الکتریکی را در زمین‌های کشاورزی نسبت به مراتع کمتر گزارش کرد. پژوهش‌ها نشان می‌دهند که وجود لاشبرگ و تجزیه آن در خاک‌های مرتعی و رهاسازی عناصر بی‌جنبش شده در این بقایا می‌تواند سبب افزایش هدایت الکتریکی خاک در این کاربری شود، در حالی که در کاربری زراعی کاهش درون‌داد مواد آلی به دلیل خروج پس ماندهای گیاهی از مزرعه و کاهش کاتیون‌ها و آنیون‌های خاک در اثر شستشوی توسط فرسایش خاک و جذب عناصر توسط گیاهان زراعی می‌تواند از دلایل کم بودن هدایت الکتریکی خاک در این کاربری باشد (Malakpour *et al*., 2011). همان‌گونه که در جدول ۱ نشان داده شده است، مقایسه میانگین‌ها بیانگر آن است که میزان کربنات کلسیم معادل در کاربری زراعی (۱۳/۱۲ درصد)، نسبت به مرتع بکر (۸/۲۵ درصد) افزایش یافته است. در هماهنگی با این یافته‌ها سلیک (Celik, 2005) میزان کربنات کلسیم معادل در کاربری‌های کشاورزی را بیشتر از جنگل و مرتع بکر گزارش کردند. همچنین لیزاگا و همکاران (Lizaga *et al*., 2019)، بیشترین میزان کربنات کلسیم معادل را در زمین کشاورزی در مقایسه با جنگل بومی، جنگل مصنوعی کاج و بیشه‌زار، گزارش کردند. در پژوهش مشابه دیگری در همین راستا ریاحی و همکاران (Riahi *et al*., 2015) بیشترین میزان کربنات کلسیم معادل را در کاربری زراعی نسبت به دیگر کاربری‌ها (مرتع و جنگل) مشاهده کردند، این پژوهندگان علت این امر را بالا آمدن مواد آهکی از لایه‌های زیرین خاک به لایه‌های سطحی در اثر زیر و رو شدن خاک در اثر عملیات خاک‌ورزی در زمین‌های زراعی عنوان کردند.

کربن آلی خاک، نیتروژن کل و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)

میزان کربن آلی خاک در مرتع بکر و زمین زراعی به ترتیب ۱/۷۷ و ۰/۸ درصد به دست آمد، همچنین میزان ازت آلی خاک در این کاربری‌ها به ترتیب ۰/۳۰ و ۰/۱۶ درصد به دست آمد، که حاکی از کاهش ۵۵ و ۴۶ درصدی به ترتیب در کربن و ازت آلی خاک در کاربری زراعی نسبت به مرتع بکر است که در هر دو حالت از نظر آماری معنی‌دار می‌باشد (P<۰/۰۵) (جدول ۱). در هماهنگی با یافته‌های این پژوهش کاهش کربن و ازت آلی در اثر به زیرکشت بردن زمین‌های بکر به وسیله بسیاری از پژوهشگران گزارش شده است (Zhao *et al*., 2015; Singh *et al*., 2016; Geraei *et al*., 2016; Liu *et al*., 2017; Van Leeuwen *et al*., 2017). به عنوان نمونه گوان و همکاران (Guan *et al*., 2018) کاهش ۲۷ و ۳۱ درصدی به ترتیب در کربن و نیتروژن کل خاک در تبدیل

مراتع به اراضی کشاورزی را گزارش کردند. لیزاگا و همکاران (Lizaga *et al*., 2019) نیز کمترین میزان نیتروژن و کربن آلی خاک را در اراضی کشاورزی مشاهده کردند. پژوهشگران علت کاهش کربن و نیتروژن در اثر عملیات کشت و کار در اراضی زراعی را به شکسته شدن خاکدانه‌ها و در معرض حمله میکروبی قرار گرفتن مواد آلی ربط داده‌اند. اسیس و همکاران نیز (Assis *et al*., 2010) میزان کمتر کربن و نیتروژن آلی کل در خاک‌های زراعی را به سوء مدیریت خاک از جمله استفاده نکردن از کودهای آلی، خروج بقایای محصولات از مزرعه، عدم جایگزینی عناصر مغذی و خاک‌ورزی ارتباط داده‌اند. در مقابل در مراتع بکر مقدار قابل توجهی مواد آلی از طریق بازگشت ریشه‌ها و لاشبرگ‌ها به خاک، منجر به افزایش کربن و نیتروژن آلی در این کاربری می‌شود (Guan *et al*., 2018).

در این پژوهش میزان CEC در زمین زراعی (۴۹/۵۸ سانتی مول بار برکیلوگرم) نسبت به مرتع بکر (۳۳/۸۲ سانتی مول بار برکیلوگرم) افزایش معنی‌داری را نشان داد (جدول ۱). این نتیجه می‌تواند به‌دلیل افزایش مقدار رس در کاربری زراعی نسبت به کاربری مرتع بکر باشد. پژوهش‌ها نشان می‌دهند که میزان رس نقش مهمی در افزایش میزان CEC خاک دارد (Emadi *et al*., 2009; 2010; Khaledian *et al*., 2013).

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در کاربری بکر (مرتع) و زراعی ± خطای استاندارد

Table 1. Some physical and chemical properties of soil in rangeland and cropland ± the standard errors

Land use	BD	EC	pH	CCE	MWD	CEC	TN	TOC
	g cm^{-3}	dS m^{-1}	-	%	mm	$Cmol_c$ kg^{-1}	%	%
Rangeland	1.02^{a}±0.05	0.159^{a}±0	7.66^{b}±0.02	8.25^{a}±1.33	1.47^{a}±0.09	33.82^{b}±1.02	0.30^{a}±0	1.77^{a}±0.03
Cropland	1.14^{a}±0.01	0.142^{b}±0	7.76^{a}±0.01	13.12^{a}±3.07	1.00^{b}±0.03	49.58^{a}±5.34	0.16^{b}±0	0.80^{b}±0.02

BD, bulk density; EC, electrical conductivity; CCE, Calcium carbonate equivalent; MWD, mean weight diameter; CEC, cation exchange capacity; TN, total nitrogen; TOC, total organic carbon.
In each column different superscript letters indicate significant differences at P<0.05 level.

عناصر قابل دسترس

همان‌گونه که در جدول ۲ نشان داده شده است در مقایسه با مرتع بکر میزان فسفر، منیزیم و پتاسیم به ترتیب ۳۱/۱۱، ۱۹/۰۵ و ۱۴/۰۵ درصد در زمین زراعی کاهش یافته است. در هماهنگی با یافته‌های این پژوهش سایر پژوهندگان نیز گزارش کرده‌اند که میزان پتاسیم در دسترس در کاربری زراعی کمتر از مرتع می‌باشد (Ayoubi *et al*., 2014; Singh *et al*., 2016). همچنین پیچند (Pichand, 2017) بیشترین میزان پتاسیم را در کاربری‌های باغ و مرتع در مقایسه با دو کاربری کشاورزی و آیش گزارش کرد، این پژوهشگر علت این امر را کاهش مواد آلی و میزان بالاتر فرسایش خاک در زمین‌های زراعی نسبت به زمین‌های بکر عنوان کرد. ژائو و همکاران (Zhao *et al*., 2015) در بررسی بر روی کاربری‌های مرتع، زراعی و باغ نیز چنین گزارش کردند که تغییر کاربری تأثیر معنی‌داری بر فسفر خاک ندارد. درصد پایین فسفر در مکان‌هایی که زراعت در آن غالب است، می‌تواند به دلیل برداشتن و حذف بقایای گیاهی و بخش‌های خوراکی محصولات باشد (Matano *et al*., 2015). پیچند (Pichand, 2017) در پژوهشی بر روی چهار کاربری مختلف (مرتع چرا شده، باغ، کشاورزی و آیش) چنین گزارش کرد که تفاوت مقدار منیزیم برای هیچ یک از کاربری‌ها معنی‌دار نشده بود. همچنین آداگنال و ابیگاز (Adugna1 & Abegaz, 2016) که اثرات تغییر کاربری بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک اراضی جنگلی، چراگاه و کشت شده در اتیوپی را مورد بررسی قرار دادند، چنین گزارش کردند که زمین کشت شده کمترین میزان منیزیم را دارد. در پژوهش دیگری در راستای یافته‌های این پژوهش سینگ و همکاران (Singh *et al*., 2016) گزارش کردند میزان کلسیم در دسترس در کاربری زراعی بیشتر است. نتایج سایر پژوهش‌ها نشان می‌دهد که افزایش کلسیم تبادلی در زمین زراعی در اثر تغییر کاربری، ممکن است به دلیل استفاده از کودهای شیمیایی دارای ناخالصی کلسیم در منطقه باشد. از طرفی

کم بودن کلسیم تبادلی در خاک مراتع می‌تواند به‌دلیل بالا بودن درصد شن و شستشوی این عناصر در این اراضی باشد (Rasouli-Sadaghiani *et al*., 2015). همچنین میزان نیترات و آمونیوم خاک به ترتیب حدود ۲۸/۵ و ۱۲ درصد در کاربری زراعی در مقایسه با مرتع بکر افزایش پیدا کرده است. علت آن را می‌توان مصرف کودهای حاوی آمونیوم و نیترات در زمین زراعی دانست. لیو و همکاران (Liu *et al*., 2017) در پژوهشی بر روی کاربری‌های مرتع، زمین زراعی، باغ و زمین رها شده بالاترین میزان غلظت نیترات و آمونیوم را در اراضی کشاورزی گزارش کردند. در پژوهش دیگری در این راستا لیو و همکاران (Liu *et al*., 2020) میزان نیتروژن قابل دسترس در اراضی کشاورزی را بیشتر از اراضی بکر گزارش کردند. رسولی صدقیانی و همکاران (Rasouli-Sadaghsiani *et al*., 2015) نیز به طور متوسط افزایش ۸۰ درصدی در شکل‌های معدنی نیتروژن در تغییر کاربری اراضی جنگلی به باغ و زمین‌های کشاورزی را گزارش کردند. این پژوهشگران علت این امر را چنین بیان کردند که در اراضی زراعی به‌دلیل کشت و کار، استفاده از ادوات کشاورزی سنگین و تراکم خاک، حذف پوشش گیاهی و آماده کردن محیط برای ریزجانداران، بخش بیشتری از نیتروژن کل به نیتروژن معدنی تبدیل می‌شود.

جدول ۲- مقایسه میانگین برخی عناصر قابل دسترس خاک در کاربری بکر (مرتع) و زراعی ± خطای استاندارد

Table 2. Comparison of the mean of some available soil nutrients in rangeland and cropland ± the standard errors

Land use	K	P	Ca	Mg	NH_4	NO_3
	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}
Rangeland	157.03^{a}±8.20	10.03^{a}±1.8	2800^{b}±58.87	126^{a}±11.48	7.29^{a}±0.8	6.81^{a}±1.60
Cropland	134.96^{b}±2.05	6.91^{a}±0.8	3680^{a}±28.28	102^{a}±11.48	8.16^{a}±0.8	8.75^{a}±2.16

In each column different superscript letters indicate significant differences at $P < 0.05$ level.

برآورد شاخص کیفیت خاک (SQI)

در این پژوهش متغیرهایی که تغییرات آن‌ها در دو کاربری مورد بررسی از لحاظ آماری معنی‌دار می‌باشند برای مجموعه حداقل داده‌ها انتخاب شدند (Chandel *et al*., 2018). با توجه به نتایج تحلیل PCA، دو مؤلفه اول دارای ارزش ویژه بیشتر از یک بودند که به عنوان مؤلفه‌های اصلی انتخاب شدند. مؤلفه اول ۸۰/۳، مؤلفه دوم ۹/۱۹ و در مجموع ۸۹/۵ درصد از کل تغییرات را به خود اختصاص دادند (جدول ۳). لازم به ذکر است در این روش، هر مؤلفه مستقل از مؤلفه‌های دیگر است. اگر درون یک مؤلفه تنها یک متغیر بیشترین ضریب تأثیر[1] را داشته باشد، تنها همان ویژگی به عنوان متغیر مربوط به آن مؤلفه انتخاب خواهد شد، اما چنانچه یک مؤلفه دارای متغیرهای متعدد باشد ابتدا همبستگی آن‌ها بررسی می‌شود و اگر با هم همبستگی داشتند (بیشتر از ۰/۶) متغیری انتخاب می‌شود که مقدار بیشتری دارد، و اگر همبستگی کمتر از ۰/۶ باشد همه متغیرها در مجموعه حفظ می‌شوند (Andrews *et al*., 2002). در مؤلفه اول، ویژگی رس دارای بیشترین ضریب تأثیر بود و بر اساس ۱۰ درصد ضریب تأثیر این متغیر، ویژگی‌های شن، کربن آلی، نیتروژن کل و کلسیم نیز انتخاب شدند. در مؤلفه دوم نیز سیلت بیشترین مقدار ضریب تأثیر را به خود اختصاص داد. با توجه به آنچه گفته شد کلسیم به دلیل همبستگی با رس و شن به دلیل همبستگی با نیتروژن (بیشتر از ۰/۶) با وجود وزن بالا به‌عنوان مجموعه حداقل داده‌ها انتخاب نشدند (Jolliffe, 1987). در مجموع چهار ویژگی (که در جدول زیر به صورت پررنگ نشان داده شده‌اند)، به‌عنوان مجموعه حداقل ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک (MDS) در کاربری‌های مورد پژوهش معرفی شدند.

1 Loading factor

جدول ۳- نتایج حاصل از تجزیه به مؤلفه‌های اصلی شاخص‌های کیفیت خاک در کاربری بکر (مرتع) و زراعی

Table3. Results of principal components analysis of soil quality indicators in rangeland and cropland

Variable	Factors	
	1	2
Sand	0.973	-0.189
Silt	0.801	0.554
Clay	-0.995	-0.084
EC	0.799	-0.420
pH	-0.874	0.226
MWD	0.840	0.445
CEC	-0.806	0.232
NT	0.979	0.124
TOC	0.982	0.156
Ca	-0.991	-0.020
K	0.771	-0.377
Eigenvalue	8.83	1.01
Variance (%)	80.30	9.19
Cumulative (%)	80.30	89.50

EC, electrical conductivity; MWD, mean weight diameter; CEC, cation exchange capacity; TN, total nitrogen; TOC, total organic carbon.

در مرحله نمره‌دهی با توجه به اینکه ویژگی‌های مورد بررسی دارای واحدهای گوناگونی می‌باشند، به‌منظور اینکه بتوان آن‌ها را در قالب یک شاخص کلی درآورد ویژگی‌ها را باید بدون واحد کرد، به این ترتیب که محدوده‌ای از مقادیر ویژگی مورد نظر که از نظر کیفیت خاک مطلوب‌ترین مقدار می‌باشد مقدار عضویت یک و محدوده‌ای که کمترین کیفیت را دارد مقدار صفر می‌گیرد. به این ترتیب تابعی به‌دست می‌آید که با استفاده از آن مقادیر ویژگی مورد نظر بین صفر (کمترین مطلوبیت برای کیفیت خاک) و یک (بیشترین مطلوبیت برای کیفیت خاک) نمره‌دهی می‌شود. با استفاده از این روش ویژگی‌های مورد بررسی برای هر نمونه خاک نمره‌دهی شدند. با استفاده از معادلات خطی ریاضی به هر یک از ویژگی‌ها نمره بین صفر تا یک تعلق گرفت (Azarneshan *et al*., 2018; Moradi, 2018). در نهایت با ضرب وزن هر ویژگی در نمره هر یک از شاخص‌ها، شاخص کیفیت خاک با استفاده از معادله زیر در هر کاربری محاسبه شد (در این معادله S نمره هر متغیر می‌باشد):

$$SQI = 0.89S_{Clay} + 0.89S_{TOC} + 0.89S_{NT} + 0.1S_{Silt}$$

مقدار بالای کیفیت خاک نشان‌دهنده کیفیت مناسب خاک می‌باشد، نتایج این مطالعه بیانگر این است که شاخص کیفیت خاک در کاربری مرتع (۱/۵۸) به طور قابل توجهی بیشتر از زمین زراعی (۰/۷۲) می‌باشد، که نشانگر تخریب خاک در کاربری تحت کشت و کار است.

رسولی صدقیانی و شیخلو (Rasouli-Sadaghiani & Sheikhlou, 2015) نیز اثر کاربری‌های زراعی، باغ سیب و جنگل بلوط (با سابقه بیش از ۳۰ سال) بر خواص شیمیایی خاک را در استان آذربایجان غربی مورد بررسی قرار دادند. نتایج این پژوهشگران نشان داد که شاخص کیفیت خاک در اراضی جنگلی بالاتر از زمین زراعی و باغ می‌باشد و شاخص‌های مواد آلی، pH و فسفر در دسترس به عنوان حداقل داده‌ها بالاترین تأثیر را در ارزیابی کیفیت خاک‌های مورد مطالعه داشتند. نتایج سایر پژوهش‌ها نیز نشان می‌دهد که کیفیت خاک در علفزارهای طبیعی و بومی بالاتر است (Zhang *et al*., 2011).

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این پژوهش نشان داد که تغییر کاربری اراضی از مرتع بکر به زراعت دیم (گندم) در مدت ۴۰ سال شاخص‌های کیفی خاک را به گونه چشم‌گیری کاهش داده است. بر اساس روش تجزیه عامل‌ها، دو فاکتور اول حدود ۹۰ درصد واریانس کل را توجیه نمودند. تخمین-های اشتراکی نشان داد که کربن آلی، نیتروژن کل، رس و سیلت مناسب‌ترین شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی کیفیت خاک در پی تغییر کاربری اراضی در منطقه مورد مطالعه بودند. با توجه به نتایج این پژوهش می‌توان تخریب خاکدانه‌ها و آزادسازی مواد آلی محافظت شده، افزایش تهویه خاک در اثر عملیات خاک‌ورزی و همچنین

کاهش درون‌داد ماده آلی را از عوامل اصلی کاهش کیفیت خاک در زمین‌های کشاورزی منطقه مورد بررسی دانست. بنابراین ادامه کشت و کار در منطقه مورد بررسی سبب کاهش کیفیت خاک می‌شود. مدیریت حاکم بر این خاک-ها بایستی به نحوی تغییر کند، که ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک را نه تنها کاهش ندهد بلکه آن را بهبود بخشد.

Reference

Adugna A. and Abegaz A. 2016. Effects of land use changes on the dynamics of selected soil properties in northeast Wellega, Ethiopia. *Soil*, 2(1): 63-70.

Ajmi M., Khormali F., and Ayobi Sh. 2010. Application of neural network for prediction of earthen dam peak breach outflow, and breach time. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 39 (1): 15-30. (In Persian)

Andrews S.S., Karlen D.L. and Mitchell J.P. 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 90(1): 25-45.

Assis C.P., de Oliveira T.S., da Nóbrega Dantas J. d. A. and de Sá Mendonça E. 2010. Organic matter and phosphorus fractions in irrigated agroecosystems in a semi-arid region of Northeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138(1-2): 74-82.

Ayoubi S., Emami N., Ghaffari N., Honarjoo N. and Sahrawat K.L. 2014. Pasture degradation effects on soil quality indicators at different hillslope positions in a semiarid region of western Iran. *Environmental Earth Sciences*, 71(1): 375-381.

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.

Azadi H., van den Berg J., Shahvali M. and Hosseininia G. 2009. Sustainable rangeland management using fuzzy logic: A case study in Southwest Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 131(3-4): 193-200.

Azarneshan S., Khormali F., Sarmadian F., Kiani F., and Eftekhari K. 2018. Soil Quality Evaluation of Semi-arid and Arid Lands in Qazvin Plain, Iran. *Journal of Water and Soil*, 32(2): 359-374. (In Persian)

Bagheri R., mohamadi S., and Saljoghi M. 2016. Land use change effects on some soil physical properties (Case study: Baft city of Kerman province). *Iranian Journal of Range and Desert Research*, 2(2): 231-243. (In Persian)

Mehmandoost F., Owliaie H.R., Adhami E., and Naghiha R. 2018. Effect of Land Use Change on some Physicochemical and Biological Properties of the Soils of Servak Plain, Yasouj Region. *Journal of Water and Soil*, 3(3): 587-599. (In Persian)

Beinat E., and Nijkamp P. 1998. Multicriteria Analysis for Land-Use Management. Kluwer Academic Publishing, Boston.

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.

Botha C.R. and Webb M.M. 1952. The versenate method for the determination of calcium and magnesium in mineralized waters containing large concentrations of interfering ions. *Institute of Water Engineers Journal*, 6.

Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils1. *Agronomy Journal*, 54(5): 464.

Bremner J.M. 1960. Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. *The Journal of Agricultural Science*, 55(1): 11-33.

Bremner J.M. and Keeney D.R. 1996. Determination and isotope-ratio analysis for different forms of nitrogen in soils. Exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite by extraction-distillation methods. *Proceedings of the Soil Science Society of America*, 30: 577-624.

Celik 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(2): 270-277.

Chandel S., Hadda M.S. and Mahal A.K. 2018. Soil Quality Assessment Through Minimum Data Set Under Different Land Uses of Submontane Punjab. *Communications in Soil Science and*

Plant Analysis, 49(6): 658-674.
Chrenková K., Mataix-Solera J., Dlapa P. and Arcenegui V. 2014. Long-term changes in soil aggregation comparing forest and agricultural land use in different Mediterranean soil types. *Geoderma*, 235-236(1): 290-299.
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.
Demelash M. and Stahr K. 2010. Assessment of integrated soil and water conservation measures on key soil properties in South Gonder, North-Western Highlands of Ethiopia. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 1(7):164-176.
Doran J.W. and Parkin T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. *Defining soil quality for a sustainable environment. Proc. symposium, Minneapolis, MN, 1992*, 3–21.
Emadi M., Baghernejad M. and Memarian H.R. 2009. Effect of land-use change on soil fertility characteristics within water-stable aggregates of two cultivated soils in northern Iran. *Land Use Policy*, 26(2): 452-457.
Filip Z. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88 (2): 169-174.
Geissen V., Sánchez-Hernández R., Kampichler C., Ramos-Reyes R., Sepulveda-Lozada A., Ochoa-Goana S., de Jong B.H.J., Huerta-Lwanga E. and Hernández-Daumas S. 2009. Effects of land-use change on some properties of tropical soils - An example from Southeast Mexico. *Geoderma*, 151(3-4): 87-97.
Geraei D.S., Hojati S., Landi A. and Cano A.F. 2016. Total and labile forms of soil organic carbon as affected by land use change in southwestern Iran. *Geoderma Regional*, 7(1): 29-37.
Guan Z.H., Li X.G., Wang L., Mou X.M. and Kuzyakov Y. 2018. Conversion of Tibetan grasslands to croplands decreases accumulation of microbially synthesized compounds in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 123: 10-20.
Joneydi H., Nikoo S., Gholinejad B., Karami P., and Chapi K. 2012. Effect of converting rangeland to dryland farming on soil organic carbon, case study: Kurdistan province. *Rangeland*, 6(1). (In Persian)
Jolliffe I. T. 1987. Rotation of principal components: some comments. *Journal of Climatology*, 7(5): 507-510.
Khaledian Y., Kiani F. and Ebrahimi S. 2012. The effect of land use change on soil and water quality in northern Iran. *Journal of Mountain Science*, 9(6): 798-816.
Van Leeuwen J.P., Djukic I., Bloem J., Lehtinen T., Hemerik L., de Ruiter P.C. and Lair G.J. 2017. Effects of land use on soil microbial biomass, activity and community structure at different soil depths in the Danube floodplain. *European Journal of Soil Biology*, 79: 14-20.
Liu D., Huang Y., An S., Sun H., Bhople P. and Chen Z. 2018. Soil physicochemical and microbial characteristics of contrasting land-use types along soil depth gradients. *Catena*, 162: 345-353.
Liu H., Wang X., Liang C., Ai Z., Wu Y., Xu H., Xue S. and Liu G. 2020. Glomalin-related soil protein affects soil aggregation and recovery of soil nutrient following natural revegetation on the Loess Plateau. *Geoderma*, 357: 113921.
Lizaga I., Quijano L., Gaspar L., Ramos M.C. and Navas A. 2019. Linking land use changes to variation in soil properties in a Mediterranean mountain agroecosystem. *Catena*, 172: 516-527.
Loeppert R. H., Inskeep W. P., and Sparks D. L. 1996. Methods of Soil Analysis. Part 3–Chemical Methods. Soil Science Society of America, Inc. and American Society of Agronomy, Inc, 677.
Malakpour B., Ahmadi T., and Kazemi-Mazandarani S. 2011. The effects of land use exchange on physical and chemical properties in Kohneh Lashak Kojour, Nowshahr. *Journal of Science and techniques in Natural Resources,* 6(3): 115-126. (In Persian)
Matano A.-S., Kanangire C.K., Anyona D.N., Abuom P.O., Gelder F.B., Dida G.O., Owuor P.O. and Ofulla A.V.O. 2015. Effects of Land Use Change on Land Degradation Reflected by Soil Properties along Mara River, Kenya and Tanzania. *Open Journal of Soil Science*, 05(01): 20-38.
Moradi S. 2018. Assessment of deforestation effect on soil quality using soil quality indices. *M.Sc Thesis in Soil Appearance and Soil Taxonomy,* Faculty of Agriculture, Kurdistan University. 87 P. (In Persian)
Nael M., Khademi H. and Hajabbasi M.A. 2004. Response of soil quality indicators and their spatial variability to land degradation in central Iran. *Applied Soil Ecology*, 27(3): 221-232.

Nosrati K, and Majdi M. 2018. Soil Quality Assessment in Western Part of Tehran using Minimum Data set Method. *Journal Water and Soil Science,* 21(4): 177-188. (In Persian)

Pichand M. 2017.Study of the effect of pasture conversion to other agricultural land uses on some physical and chemical properties of soil (Case study: Imameh Watershed). Iranian Journal of Natural Ecosystems, 8(1): 99-122. (In Persian)

Qi Y., Darilek J.L., Huang B., Zhao Y., Sun W. and Gu Z. 2009. Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma*, 149(3-4): 325-334.

Qiu X., Peng D., Wang H., Wang Z. and Cheng S. 2019. Minimum data set for evaluation of stand density effects on soil quality in Larix principis-rupprechtii plantations in North China. *Ecological Indicators*, 103: 236-247.

Raiesi F. 2017. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. *Ecological Indicators*, 75: 307-320.

Rasouli-Sadaghiani M.H., Karimi S., Khodaverdiloo H., Barin M., and Banedg-Shafiei A. 2015. Effect of land-use change on Carbon and Nitrogen dynamics and selected soil fertility properties in forest ecosystems of Perdanan region of Piranshahr, West Azerbaijan. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research,* 23(3): 478-489. (In Persian)

Rasouli-Sadaghiani MH, and Sheikhlou F. 2016. Effects of Agronomic, Orchard and Forest Land Uses on Soil Quality Index (SQI) inWest Azerbaijan Province. *Journal of Waterand soil*, 26(2): 141-153. (In Persian)

Riahi MR., Vahabzadeh G., and Raei R. 2015. The Role of Land Use Change on Some Soil Physicochemical Properties (Case Study:Watershed Basin of Keyasar Galooga). *Journal Water and soil knowledge*, 26(1): 159-171. (In Persian)

Rowell D.L. 1994. SoilScience: methods and applications.,(Longman Scientific and Technical: Harlow, UK). *Soil science: Methods and applications. Longman Scientific and Technical, Harlow, UK.*

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.

Sala O.E., Vivanco L. and Flombaum P. 2013. *Grassland Ecosystems*. World Resources Institute Washington, DC.

Sharifi Z., Azadi, N. and Certini, G. 2017. Fire and tillage as degrading factors of soil structure in Northern Zagrosoak forest, west Iran. *Land Degradation and Develoment*, 28: 1068–1077.

Sharifi Z., Azadi, N., Rahimi, Sh. and Certini, G. 2018. The response of glomalin-related soil proteins to fire or tillage. *Geoderma*, 329: 65–72.

Singh A.K., Rai A. and Singh N. 2016. Effect of long term land use systems on fractions of glomalin and soil organic carbon in the Indo-Gangetic plain. *Geoderma*, 277: 41-50.

Sun W., Zhu H. and Guo S. 2015. Soil organic carbon as a function of land use and topography on the Loess Plateau of China. *Ecological Engineering*, 83(1): 249-257.

Trivedi P., Delgado-Baquerizo M., Anderson I.C. and Singh B.K. 2016. Response of soil properties and microbial communities to agriculture: Implications for primary productivity and soil health indicators. *Frontiers in Plant Science,* 7, 990.

Walkley A. and Black I.A. 1934. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science,* 37(1): 29-38

Yazdanparast P., Zahedi Gh., Hassani J. and Javadi S. A. 1387. Investigating the relationship between vegetation factors and habitat characteristics (edaphic and physiographic), case study of Saral Research Station of Kurdistan Province. *M.Sc.Thesis in Islamic Azad University, Science and Research Branch,* 105 p. (In Persian)

Zhao X., Wu P., Gao X. and Persaud N. I. R. M. A. L. A. 2015. Soil quality indicators in relation to land use and topography in a small catchment on the Loess Plateau of China. *Land Degradation and Development*, 26 (1): 54-61.

Zhang C., Liu G., Xue S. and Song Z. 2011. Rhizosphere soil microbial activity under different vegetation types on the Loess Plateau, China. *Geoderma*, 161(3-4): 115-125.

Assessment Effect of Land Use Change from Rangeland to Rainfed Wheat on Soil Physical and Chemical Properties Using Soil Quality Index

Zahra Karami[1] and Zahed Sharifi[*2]

(Received: January 2020 Accepted: February 2020)

Abstract

Agricultural activities, especially rainfed wheat, is one of the main reason of the destruction of natural rangeland in the west of Iran. This study aimed to investigate the effect of changing natural rangeland to rainfed wheat for 40 years on some soil properties at the Saral Agricultural Research Station in Kurdistan province. Soil samples were collected from 0–25 cm depth randomly. Some soil properties such as soil texture, bulk density, mean weight diameter, cation exchange capacity, electrical conductivity, pH, calcium carbonate equivalent, total nitrogen, total organic carbon and available amount of Mg, Ca, K, P, NO_3 and NH_4 were measured. The results showed that land use change from rangeland to rainfed wheat significantly reduces soil quality with regard to all investigated properties except bulk density, calcium carbonate equivalent, P, K, NO_3 and NH_4. Determination of soil quality index (SQI) using Principal Component Analysis (PCA) showed that total organic carbon, total nitrogen, clay and silt almost justify more than 90% of the variance, which were selected as the minimum data set in the SQI calculation. The results of SQI showed that the index was significantly higher in rangeland (1.58) than in cropland (0.72), indicating degradation of soil quality by cultivating operations.

Keywords: Land use change, Physical and chemical properties of soil, Soil quality index, Minimum data set

Karami Z., Sharifi Z. 2020. Assessment Effect of Land Use Change from Rangeland to Rainfed Wheat on Soil Physical and Chemical Properties Using Soil Quality Index. *Applied Soil Research*, 8(2): 201-213.

1. MSc Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Kurdistan
2. Assistant Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Kurdistan
* Corresponding Author Email: Z.Sharifi@uok.ac.ir