بررسی تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک و فرسایش (مطالعه موردی: حوزه‌ی آبخیز، کفترگار شهرستان بهشهر)

قربان وهاب‌زاده کبریا [1]، محمدرضا ریاحی [1]، سیدحسین روشان [1]*
[1] گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده‌ی منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری

تاریخچه مقاله:
دریافت
١٣٩۴/٠٨/٠۶
اصلاح
١٣٩۵/٠۶/٠١
پذیرش
١٣٩۵/٠٧/٠٢

چکیده

تغییر کاربری اراضی، قطع یکسره‌ی درختان، جنگل‌ها و تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی باعث تخریب یا اخلال در اکوسیستم‌های طبیعی، کاهش ظرفیت تولید فعلی یا آینده‌ی خاک شده و اثرات زیانباری بر خصوصیات فیزیکی ـ شیمیایی خاک دارد. این پژوهش با هدف بررسی نقش تغییر کاربری اراضی بر برخی از خصوصیات فیزیکی ـ شیمیایی خاک و متغیرهای مؤثر آن بر شاخص فرسایش-پذیری در حوزه‌ی آبخیز کفترگار انجام شد. بدین منظور از سه کاربری جنگل، مرتع و زراعت، ۷ نمونه خاک در قالب طرح بلوک به صورت کاملاً تصادفی، از دو لایه‌ی سطحی ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متر در هر کاربری برداشته و مقایسه شد. نتایج نشان داد که میزان ماده آلی در اراضی زراعی و مرتعی در مقایسه با کاربری جنگل، کاهشی برابر با ۳۵/۷۰ و ۲۱/۸۵ درصد در لایه‌ی ۱۰-۰ سانتی‌متر و ۳۶/۲۲ و ۲۲/۶۴ درصد در لایه‌ی ۲۰-۱۰ سانتی‌متر داشته‌است. حداکثر نیتروژن کل در لایه‌ی ۱۰-۰ سانتی‌متر در کاربری جنگل، به میزان ۰/۳۷ درصد و حداقل آن در لایه‌ی ۲۰-۱۰ سانتی‌متر در کاربری زراعی، به میزان ۰/۱۶ درصد مشاهده شد که کاهشی معادل با ۵۶/۷۵ درصد را نشان داد. وزن مخصوص ظاهری، PH و میزان درصد ماسه خاک طی تغییر کاربری جنگل، افزایش و تخلخل خاک، ظرفیت تبادل کاتیونی، میزان درصد سیلت و رس آن کاهش یافته‌است. نتایج نشان داد که فرسایش-پذیری خاک به دلیل کاهش پوشش گیاهی پایا، ماده آلی خاک، تخریب ساختمان آن و پایداری خاکدانه‌ها طی تغییر کاربری جنگل، افزایشی حدود ۱/۵ برابر داشته‌است.

واژگان کلیدی:
تخلخل خاک، ماده آلی، فرسایش‌پذیری، کاربری اراضی.

١- مقدمه

قطع یکسره‌ی درختان و تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی باعث تخریب یا اخلال در اکوسیستم‌های طبیعی و کاهش ظرفیت تولید فعلی یا آینده خاک می‌گردد. این امر می‌تواند به دلیل فرسایش، کاهش حاصلخیزی، تغییر در رطوبت خاک یا تغییر در فلور و فون خاک باشد (Celik, 2005). الگوی کلی تغییرکاربری به طور وسیع می‌تواند در دو گروه اصلی جای گیرد؛ گروه اول شامل افزایش اراضی کشاورزی در پی تخریب اکوسیستم‌های طبیعی و به ویژه جنگل به دلیل رشد جمعیت و افزایش نیاز جهانی به غذا است وگروه دوم، بهبود و بازیافتن اکوسیستم‌هایی است که تحت‌تأثیر اراضی کشاورزی حاشیه‌ای خطرناک قرار دارند (RicardoGrau and Izquierdo, 2009). تغییرات کاربری اراضی اثرات چشمگیری بر خصوصیات خاک دارد (Biro et al, 2013). این تغییرات کاربری از جنگل به

* نویسنده مسئول: SayedHussein.Roshun@gmail.com

اراضی کشاورزی، سبب می‌شود ورودی و مواد آلی باقیمانده کاهش یابد و این امر خود به کاهش باروری خاک (Munoz-Rojaz et al, 2015)، افزایش میزان فرسایش (Biro et al, 2013)، کاهش ماده آلی و مواد مغذی آن (Kukal and Saha, 2015) و افزایش نرخ تشدید شونده در تخریب خاک منجر می‌شود (and Haque, 2013 Barua). تغییر کاربری اراضی در مناطق شمالی ایران، معمولاً با کاهش میزان ماده آلی و مواد مغذی خاک همراه بوده و به تخریب ساختمان خاک و تغییر توزیع و پایداری خاکدانه‌ها منجر شده‌است (Emadi et al, 2008؛ Boroumand et al, 2014؛ رمضانپور و رسولی، ۱۳۹۴). شاخص فرسایش‌پذیری خاک نیز بیان کمی و کیفی حساسیت ذاتی ذرات خاک به جدا شدن و انتقال به وسیله‌ی عوامل فرسایشی است و در واقع، بیانگر تأثیرگذاری بسیاری از خصوصیات خاک و تأثیرات متقابل آنهاست. این شاخص نیز خود از تغییر کاربری تأثیر می‌پذیرد؛ به طوری که با کاهش ماده‌ی آلی خاک، پایداری خاکدانه‌های مرطوب، میانگین وزنی قطر خاکدانه و تخریب ساختمان خاک طی تغییر کاربری جنگل به اراضی کشاورزی، موجب افزایش فرسایش‌پذیری خاک خواهد شد (Boix-Fayos .(et al, 2001

David and Auwal (۲۰۱۵)، به ارزیابی توزیع مواد مغذی خاک تحت‌تأثیر کاربری‌های کشاورزی، باغ و جنگل پرداختند. آنها با نمونه‌برداری از خاک در کاربری‌های مختلف و انجام تجزیه و تحلیل‌های آماری با استفاده از آنالیز ANOVA، به این نتیجه رسیدند که هدایت الکتریکی، کربن آلی خاک، نیتروژن، فسفر، پتاسیم و سولفور به طور زیادی به الگوی کاربری وابسته است؛ به طوری که بیشترین مقدار این عوامل، در خاک‌های تحت کاربری جنگل مشاهده می‌شود و میانگین PH خاک بین ۷/۰۲ تا ۸/۰۸ است که تغییرات زیادی در کاربری‌های مختلف ندارد. بنابراین تغییر کاربری از جنگل و باغ به مزارع، بر توزیع مواد مغذی خاک و در دسترس بودن آنها تأثیر زیادی دارد. Khera and Singh (۲۰۰۸) با بررسی شاخص‌های فرسایش‌پذیری در چهار کاربری مرتع، جنگل، کشاورزی و بایر، میزان این شاخص را در مورد مرتع بیش از جنگل و در کشاورزی و بایر بیش از مرتع و جنگل اعلام کردند. آنها نشان دادند که شاخص فرسایش‌پذیری در کاربری زراعی نسبت به کاربری مرتع و جنگل بیشتر می‌باشد؛ این امر به دلیل کاهش چشمگیر مواد آلی، خرد شدن خاکدانه‌های درشت طی عملیات شخم و شیار و پایداری کمتر خاکدانه‌ها است. سلیمانی و آزموده[1] (۲۰۱۰)، به بررسی نقش تغییر کاربری اراضی بر برخی از خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و فرسایش‌پذیری خاک در سه کاربری جنگل، زراعت دیم (گندم) و باغ پرداختند و نشان دادند که میزان ماده آلی و حداکثر نیتروژن کل در دو لایه‌ی خاکی ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ در اراضی جنگی، بیشتر از دو کاربری دیگر است. وزن مخصوص ظاهری و اسیدیته خاک، طی تغییر کاربری جنگل افزایش یافت. تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی و باغ، تأثیر معنی‌داری بر درصد ذرات رس و سیلت نداشت و تنها در لایه‌ی ۱۰-۰ سانتی‌متر، تفاوت معنی‌داری از لحاظ درصد ذرات شن مشاهده شد. همچنین فرسایش‌پذیری خاک به دلیل کاهش پوشش گیاهی پایا، ماده آلی خاک، تخریب ساختمان و پایداری خاکدانه‌ها طی تغییر کاربری جنگل، افزایشی حدود دو برابر داشته‌است. استان‌های شمالی ایران به ویژه استان مازندران، سالانه درصد بالایی از تغییر کاربری اراضی را شاهد می‌باشد که این عمل موجب از دست‌دادن منابع طبیعی، تشدید روند فرسایش خاک، کاهش حاصلخیزی و کاهش میزان آب نفوذی

[1] Solaimani & Azmodeh

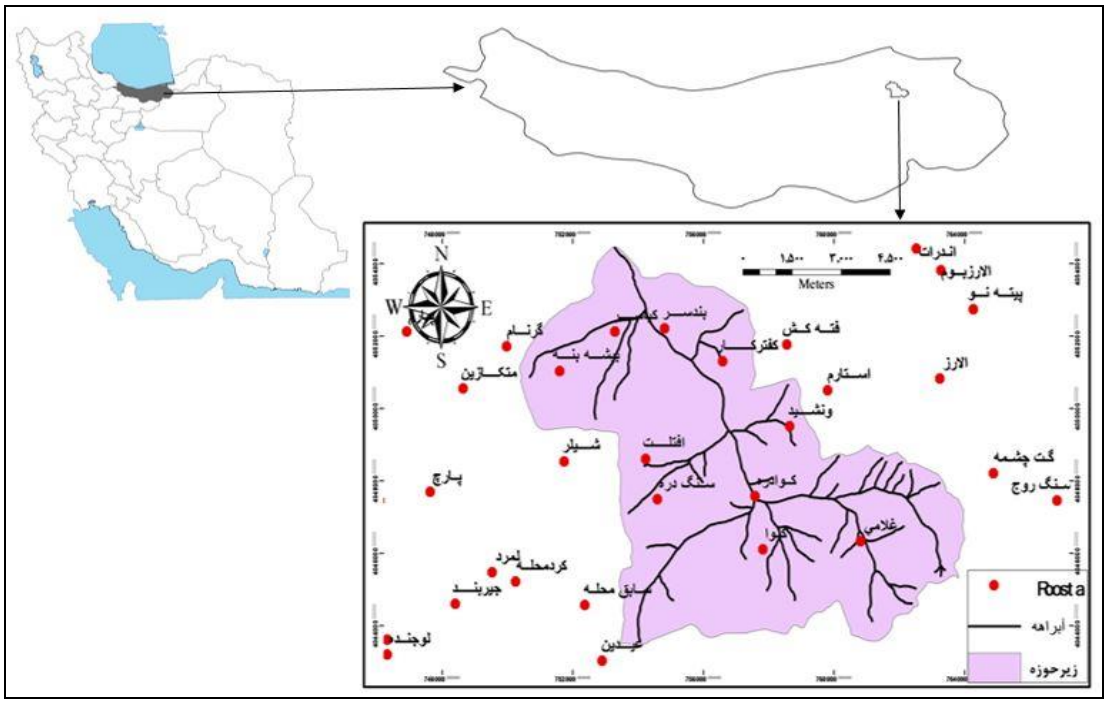
به آبخوان‌ها می‌شود. این پژوهش با هدف بررسی تأثیر تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی و مرتعی، بر شماری از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و در ادامه‌ی آن، شناخت برخی از متغیرهای مؤثر خاک بر شاخص فرسایش-پذیری انجام شد.

۲- مواد و روش

۲-۱- منطقه‌ی مورد مطالعه

منطقه‌ی مورد مطالعه، حوزه‌ی آبخیز کفترگار است که بخشی از حوزه‌ی آبخیز نکارود در استان مازندران به شمار می‌رود. این حوضه در ۳۰ کیلومتری جنوب شهر بهشهر، بین ۳۶ درجه و ۳۰ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۳۵ دقیقه عرض شمالی و ۵۳ درجه و ۴۶ دقیقه تا ۵۳ درجه و ۵۷ دقیقه طول شرقی، واقع شده و دارای ۸۰۳۰ هکتار مساحت است. از نظر ناهمواری دارای حداکثر ارتفاع ۲۲۳۱، حداقل ارتفاع ۱۰۰۰ متر و شیب متوسط حوزه ۸/۷۹ درصد می-باشد. بارندگی، دمای متوسط و درصد رطوبت نسبی سالانه‌ی این حوزه، به ترتیب ۶۰۲ میلی‌متر، ۷۲٪ درصد و ۱۶/۹۶ درجه‌ی سانتی‌گراد است. اقلیم منطقه طبق روش آمبرژه، مرطوب و معتدل است. متوسط تبخیر در منطقه براساس آمار ۳۰ ساله‌ی ۱۳۹۳-۱۳۶۳ ایستگاه تیرتاش، ۸۳۵/۵۸ میلی‌متر است که حداکثر ماهانه‌ی آن ۱۴۰/۲۸ میلی‌متر در تیر ماه و حداقل آن ۱۶/۶ میلی‌متر در دی‌ماه می‌باشد.

شکل ۱: موقعیت جغرافیایی منطقه‌ی مورد مطالعه



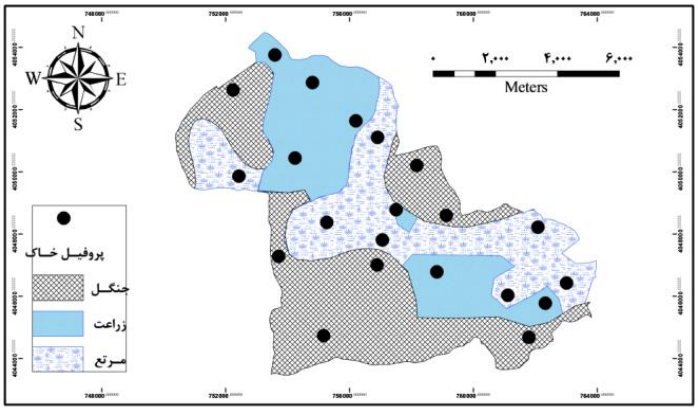
۲-۲- روش

تهیه‌ی نقشه‌ی پوشش گیاهی

برای تهیه‌ی نقشه‌ی پوشش گیاهی منطقه، تصویر سنجنده‌ی LISSIII از ماهواره‌ی IRS مربوط به سال ۲۰۱۲ مورد استفاده قرارگرفت. بر این اساس، ابتدا با توجه به اینکه تصویر ماهواره‌ای در اردیبهشت‌ماه اخذ شده‌است، برای

افزایش دقت، در اردیبهشت ماه ۹۴ با استفاده از یک دستگاه GPS در نقاط مختلف حوزه و با پراکنگی مناسب به برداشت داده‌های پوشش سطح زمین پرداخته شد. سپس در محیط نرم‌افزاری ENVI 4.7 ، با اعمال پردازش تصویری لازم مانند تصحیحات اتمسفری و هندسی بر روی تصویر و با استفاده از ترکیب رنگی مجازی (RGB=234) و طبقه-بندی نظارت شده و الگوریتم، حداکثر احتمال بر روی شاخص پوشش گیاهی NDVI اعمال و تصویر طبقه‌بندی، در قالب یک لایه‌ی اطلاعاتی وارد محیط GIS شد. کلاس‌های کاربری اراضی در سه گروه تحت عنوان اراضی زراعی دیم، اراضی مرتعی و جنگل تعیین گردید (شکل ۲).

شکل ۲: نقشه‌ی کاربری اراضی منطقه‌ی مورد مطالعه و محل نمونه‌برداری خاک



روش نمونه‌برداری و تجزیه‌ی آزمایشگاهی خاک

در هر کاربری ۷ نمونه از خاک در قالب طرح بلوک کاملاً تصادفی از دو عمق ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متر و با استفاده از اوگر (مته خاکشناسی) برداشت و به آزمایشگاه خاک‌شناسی منتقل شد. در هر عمق نیز نمونه‌های خاک در ۷ تکرار، به طور جداگانه برداشت شد. با توجه به اینکه تغییر کاربری عموماً بر لایه‌ی سطحی ۲۰-۰ سانتی‌متر تغییرات عمده‌ای می‌گذارد، بدین منظور این عمق هم در نظر گرفته شد (Garcia- olive et al, 2006). (جدول ۱).

جدول ۱: مجموع نمونه‌های برداشت شده و شاخص‌های آماری آنها

لایه‌های نمونه برداری	تعداد نمونه در هر کاربری			جمع	شاخص‌های آماری		
	جنگل	زراعت	مرتع		میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات
۰-۱۰	۷	۷	۷	۴۲	۱۵/۹۰	۰/۸۹۷	۵/۶۴
۱۰-۲۰	۷	۷	۷				

کفایت داده‌ها نیز با توجه به اصول علم آمار و مقدار ضریب تغییرات بررسی و از سوی دیگر، بحث هزینه و زمان نیز لحاظ گردید؛ بنابراین، نمونه‌های برداشت شده دارای کفایت لازم می‌باشند (مقدم و همکاران، ۱۳۸۹). نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه خاک‌شناسی و پیش از کوبیده شدن، جرم مخصوص ظاهری آن اندازه‌گیری شد. کلوخه‌های در نظر گرفته شده برای اندازه‌گیری جرم مخصوص ظاهری نیز در هوای آزاد خشک شدند و این جرم ظاهری به روش پارافین (Black, 1986) اندازه‌گیری شد. سپس تمامی نمونه‌های خاک به منظور آزمایش خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن، در هوای آزاد خشک و بعد از کوبیده شدن، توسط الک ۲ میلیمتری الک شدند. بافت خاک

به روش هیدرومتری (Bouyoucos, 1962) تعیین گردید. اسیدیته‌ی خاک در گل اشباع و با استفاده از دستگاه pH متر دارای الکترود شیشه‌ای، اندازه‌گیری شد (Mclean, 1988). هدایت الکتریکی با استفاده از دستگاه هدایت سنجش الکتریکی، در عصاره‌ی اشباع تعیین (Page et al, 1987) و نیتروژن کل به روش کجلدرال (Bremner and Mulvaney, 1982) اندازه‌گیری شد. برای تعیین مقدار عامل فرسایش‌پذیری خاک، رابطه و نموگراف ارائه شده (Wischmeier and Smith, 1987) مورد استفاده قرار گرفت:

$$100K = 2/1M^{1.14} \times 10^{-4} \times (12 - \%OM) + 3/25(S-2) + 2/5(P-3)$$ رابطه‌ی (۱)

که در آن M حاصل‌ضرب (درصد رس+۱۰۰) در «درصد سیلت + درصد شن خیلی ریز»، OM درصد ماده آلی، S کلاس ساختمان خاکدانه‌ها، P کلاس نفوذپذیری پروفیل و K مقدار عددی عامل فرسایش‌پذیری خاک در سیستم انگلیسی است. درصد شن ریز نیز با الک اندازه‌گیری شد. شدت نفوذپذیری آب در خاک هم با استفاده از روش استوانه‌ی مضاعف، با ۴ تکرار در هر کاربری و کلاس ساختمان خاک، با استفاده از کتابچه دستی ملی خاک‌ها تعیین شد.

پس از جمع‌آوری و ثبت داده‌ها در محیط نرم‌افزاری Excel، برای آنالیز آماری از نرم‌افزار SPSS20 استفاده شد. در اولین مرحله، نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف - اسمیرنوف انجام گرفت (Geissen et al, 2009). آنالیز واریانس یک طرفه و مقایسه‌ی میانگین‌ها براساس آزمون توکی، در سطح ۵ درصد صورت گرفت. سپس با استفاده از روش همبستگی پیرسون، میزان تأثیر و معنی‌داری هر یک از متغیرهای مورد نظر خاک با میزان فرسایش‌پذیری بررسی شد.

۳- یافته‌ها (نتایج)

بافت خاک

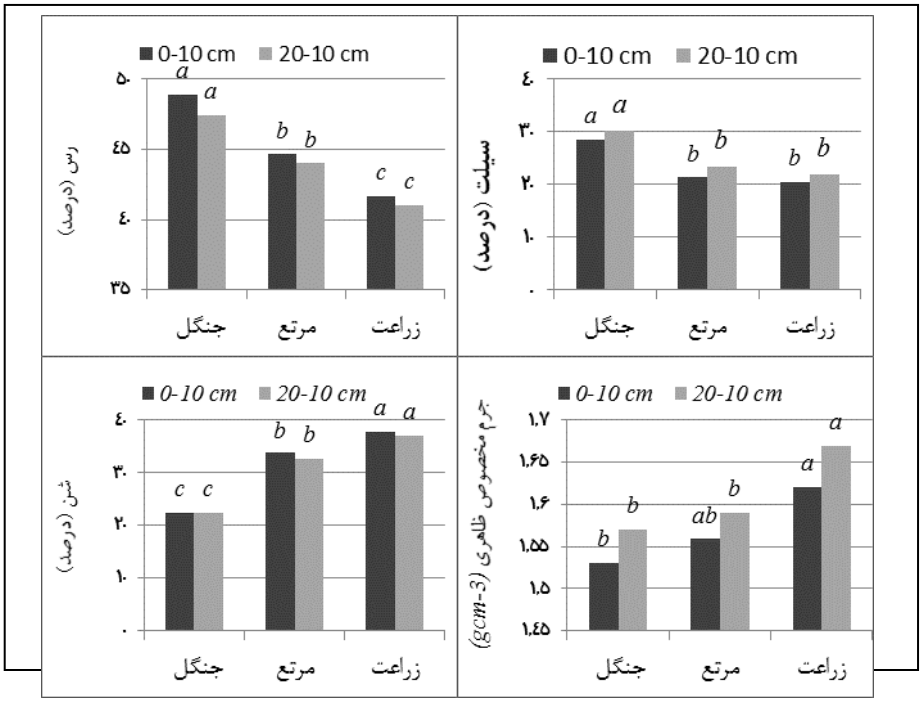
نتایج مربوط به درصد ذرات رس، سیلت و شن اندازه‌گیری شده، در جدول ۲ ارائه شده‌است. مقایسه‌ی میانگین‌ها نشان داد که تغییر کاربری جنگل به اراضی مرتعی و زراعی، بر درصد ذرات رس، سیلت و شن تأثیر مشخص و معنی‌داری دارد. روند کلی تغییرات درصد رس، سیلت و شن طی تغییر کاربری نشان می‌دهد که با این تغییر، درصد رس و سیلت کاهش و میزان شن افزایش می‌یابد (شکل ۳) که این با نتایج Martinez- Mena (۲۰۰۸) و Stroosnijder and Bewket (۲۰۰۳) مطابقت دارد. در توجیه این نتیجه می‌توان بیان کرد که با کاهش ماده‌ی آلی خاک و به موجب آن کاهش پایداری خاکدانه طی تغییر کاربری جنگل، میزان فرسایش افزایش پیدا می‌کند و در طول فرایند انتخابی فرسایش در جداسازی ذرات خاک، ذرات رس و سیلت جدا می‌شوند و به مناطق پایین دست انتقال می‌یابند.

وزن مخصوص ظاهری

نتایج به دست آمده از تجزیه‌ی واریانس بیانگر تفاوت معنی‌دار جرم مخصوص ظاهری ($P<0/05$) بین کاربری جنگل و زراعت در لایه‌ی ۱۰-۰ سانتی‌متر است، ولی بین کاربری‌های جنگل و زراعت با کاربری مرتع در همین

لایه، اختلاف معنی‌دار جرم مخصوص ظاهری وجود ندارد. بین کاربری زراعی با کاربری‌های مرتعی و جنگلی در لایه‌ی ۲۰-۱۰، اختلاف معنی‌دار جرم مخصوص ظاهری هست، اما بین دو کاربری مرتع و جنگل چنین اختلافی مشاهده نمی‌شود (شکل ۳). همچنین با توجه به جدول ۲ مشخص می‌شود که در کاربری‌های مورد مطالعه، با افزایش عمق نیز وزن مخصوص ظاهری افزایش می‌یابد. می‌توان انتظار داشت که عملیات خاک‌ورزی و به هم‌زدن خاک سطحی، موجب کاهش ماده آلی و در پی آن تخریب خاک شود؛ در نتیجه خلل و فرج یا تخلخل خاک، کاهش و وزن مخصوص ظاهری آن افزایش می‌یابد. بنابراین نتایج این پژوهش ـ تبدیل اراضی جنگلی به مرتع و زراعت ـ به فشردگی لایه‌های خاک همراه با افزایش جرم مخصوص ظاهری آن منتهی گردیده‌است. فشار اعمال شده بر زمین توسط دام‌های اهلی در مراتع و ابزارآلات کشاورزی در مزارع، فشردگی خاک و تخلخل آن را به خصوص در خاک‌های مرطوب کاهش می‌دهد. افزایش جرم مخصوص خاک در اثر تغییر کاربری اراضی می‌تواند، محدودیت-هایی در رشد ریشه‌ی گیاهان و حرکت ضعیف هوا و آب در خاک ایجاد کند، ممکن است به عمق کم ریشه‌ی گیاهان و رشد ضعیف آنها منجر شود و بر راندمان محصولات تأثیر بگذارد و پوشش گیاهی موجود برای محافظت خاک از فرسایش را کاهش دهد. فشردگی خاک از طریق کاهش نفوذ آب به درون آن، می‌تواند به افزایش رواناب و فرسایش از اراضی شیب‌دار یا خاک‌های اشباع از آب، در اراضی کم‌شیب‌تر منجرگردد؛ لذا با کاهش درصد ماده آلی، سبک شدن بافت و تخریب ساختمان خاک طی تغییر کاربری جنگل به اراضی کشاورزی و مرتعی، تخلخل خاک کاهش و وزن مخصوص آن افزایش می‌یابد.

شکل ۳: نتایج شاخص‌های فیزیکی کاربری‌های جنگل، مرتع و زراعت است و c,b,a طبقه‌بندی بر اساس آزمون توکی در سطح ۵٪



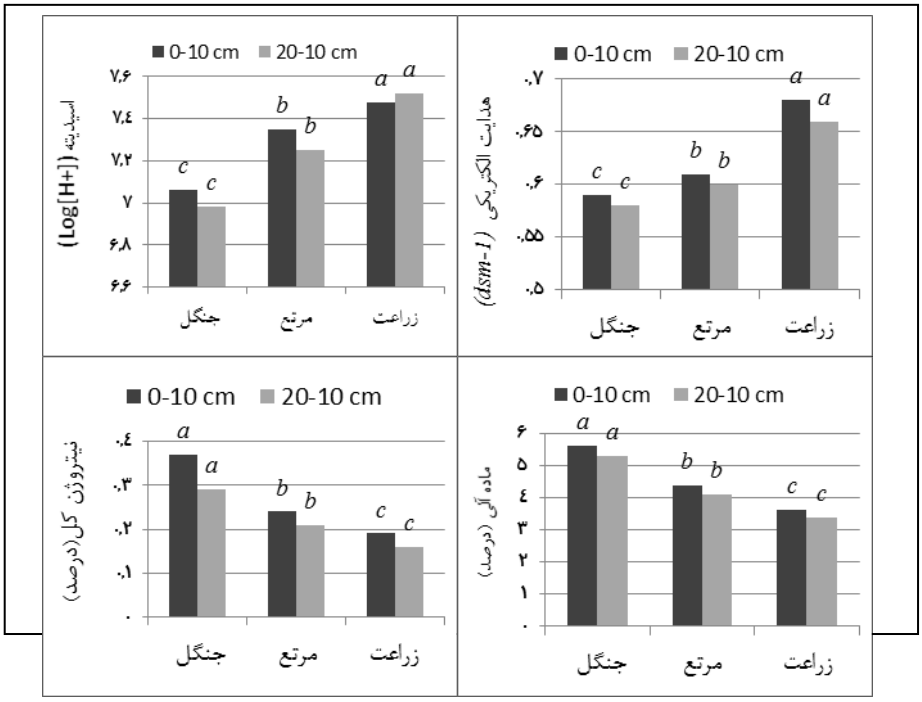
اسیدیته (pH) و هدایت الکتریکی خاک (EC)

با توجه به جدول ۲ میانگین pH خاک در کاربری‌های مورد مطالعه، بین ۷/۰۶ تا ۷/۴۸ در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متر و بین ۶/۹۸ تا ۷/۵۲ در عمق ۲۰-۱۰ سانتی‌متر اندازه‌گیری شده‌است. طبق این نتایج، کمترین مقدار pH خاک در کاربری جنگل مشاهده شد. به طور کلی می‌توان گفت که تغییر کاربری جنگل در منطقه‌ی مورد مطالعه به اراضی کشاورزی و مرتعی، موجب شده pH خاک در تمام لایه‌ها افزایش معنی‌دار داشته باشد (شکل ۴). افزایش pH خاک طی تغییر کاربری جنگل به اراضی کشاورزی، در مطالعات سلیمانی و آزموده (۲۰۱۰) و Stroosnijder and Bewket (۲۰۰۳) تأیید شده‌است. این افزایش احتمالاً به کاهش بقایای آلی خاک و فعالیت‌های مدیریتی از جمله کوددهی وابسته‌است (Geissen et al, 2009). کشت و زرع به دلیل تأثیر فعالیت میکرو ارگانیسم و کربن آلی خاک، موجب افزایش pH خاک خواهد شد (Balesdent et al, 2000). افزایش pH خاک در کاربری مرتعی، ناشی از کاهش مواد آلی در اثر چرای بی‌رویه و برداشت گیاهان توسط دام‌ها و در نتیجه کاهش میزان لاشبرگ اضافه شونده به خاک می‌باشد. میانگین EC خاک زراعی به طور معنی‌داری بیشتر از کاربری‌های دیگر است، اما بین EC خاک جنگلی و خاک مرتعی تفاوت معنی‌داری وجود ندارد (شکل۴).

نیتروژن کل و درصد ماده آلی

تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی و مرتعی، موجب کاهش معنی‌دار درصد نیتروژن و ماده آلی خاک شده است که این مسئله می‌تواند به کاهش حاصلخیزی خاک، کاهش عملکرد و مستعد شدن اراضی برای فرسایش منجر شود. نیتروژن مهمترین عنصر مورد نیاز برای رشد گیاهان است. این عنصر غذایی طی تغییر کاربری جنگل، کاهش معنی‌داری را نشان می‌دهد (شکل ۴). حداکثر نیتروژن کل در لایه‌ی ۱۰-۰ سانتی‌متر در کاربری جنگل، به میزان ۰/۳۷ درصد و حداقل آن، در لایه‌ی ۲۰-۱۰ سانتی‌متر در کاربری زراعی به میزان ۰/۱۶ درصد مشاهده شد که کاهشی معادل با ۵۶/۷۵ درصد را نشان می‌دهد (جدول ۲). نتایج نشان داد که درصد ماده آلی مشاهده شده در اراضی زراعی و مرتعی، در مقایسه با کاربری جنگل کاهشی برابر با ۳۵/۷۰ و ۲۱/۸۵ درصد در لایه‌ی ۱۰-۰ سانتی‌متر و ۳۶/۲۲ و ۲۲/۶۴ درصد در لایه‌ی ۲۰-۱۰ سانتی‌متر داشته‌است. می‌توان بیان کرد که در خاک جنگل به دلیل فقدان کشت و زرع و وجود لاشبرگ فراوان، بین تجزیه‌ی سریع ماده آلی خاک و تجمع سریع لاشبرگ توازن وجود دارد؛ اما در اراضی زراعی و مرتعی این توازن به چشم نمی‌خورد. کاهش میزان ماده آلی، نشانگر کاهش بیوماس میکروبی و لذا بازچرخش ماده آلی خاک نیز می‌باشد (Lal and Juo, 1977). عملیات خاک‌ورزی سبب می‌شود لایه‌های زیرین خاک که درصد آلی کمتری دارد با خاک رویی که حاوی کربن آلی بیشتری است، مخلوط شود. این امر سبب می‌شود کربن آلی خاک سطحی در قیاس با حالت اولیه کاهش یابد و در نتیجه سبب افزایش معدنی شدن نیتروژن و کاهش نیتروژن خاک می‌شود (Yousofifard et al, 2007). کاهش مقدار مواد آلی در خاک مرتعی، می‌تواند ناشی از برداشت گیاهان توسط دام‌ها و در نتیجه کاهش میزان لاشبرگ اضافه شونده به خاک و در اراضی زراعی، به دلیل تسریع تجزیه‌ی مواد آلی متعاقب عملیات شخم و تشدید فرسایش باشد.

شکل ۴: نتایج شاخص‌های شیمیایی کاربری‌های جنگل، مرتع و زراعت است و c,b,a طبقه‌بندی بر اساس آزمون توکی در سطح ۵٪



جدول ۲: نتایج تجزیه و تحلیل آماری آزمایش‌های خاک در کاربری‌های مختلف

متغیر	عمق (cm)	جنگل		مرتع		زراعت		F	Sig
		میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار		
اسیدیته Log [H+]	۱۰-۰	c۷/۰۶	۰/۹۳۹	b۷/۳۵	۰/۷۰۷	a۷/۴۸	۰/۵۶۲	۵۷/۱۱۲	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰	c۶/۹۸	۰/۱۰۶	b۷/۲۵	۰/۰۹۱	a۷/۵۲	۰/۰۵۱	۶۸/۳۴۴	۰/۰۰۰
هدایت الکتریکی (dSM-1)	۱۰-۰	b۰/۵۹	۰/۵۲۹	b۰/۶۱	۰/۳۱۰	a۰/۶۸	۰/۰۰۲	۱۲/۲۶۴	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰	b۰/۵۸	۰/۰۴۱	b۰/۶۰	۰/۰۲۰	a۰/۶۶	۰/۲۶۵	۱۲/۲۵۰	۰/۰۰۰
ماده آلی (درصد)	۱۰-۰	a۵/۶۳	۰/۴۶۳	b۴/۴۰	۰/۶۲۳	c۳/۶۲	۰/۴۵۷	۲۶/۵۸۵	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰	a۵/۳۰	۰/۴۲	b۴/۱۰	۰/۲۸۹	c۳/۳۸	۰/۵۲۰	۳۷/۲۴۲	۰/۰۰۰
ازت کل(درصد)	۱۰-۰	a۰/۳۷	۰/۲۳۸	b۰/۲۴	۰/۳۴۶	c۰/۱۹	۰/۲۵۸	۷۴/۵۰۷	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰	a۰/۲۹	۰/۲۷	b۰/۲۱	۰/۳۴۶	c۰/۱۶	۰/۲۰	۳۸/۷	۰/۰۰۰
وزن مخصوص ظاهری(gcm3)	۱۰-۰	b۱/۵۳	۰/۰۳۶	ab۱/۵۶	۰/۰۵۳	a۱/۶۲	۰/۰۴۴	۷/۱۱۳	۰/۰۰۵
	۲۰-۱۰	b۱/۵۷	۰/۰۴۵	b۱/۵۹	۰/۰۴۱	a۱/۶۷	۰/۰۶۵	۷/۳۲۰	۰/۰۰۵
شن (درصد)	۱۰-۰	c۲۲/۵۰	۱/۳۷۱	b۳۳/۸۰	۱/۵۳	a۳۷/۸۰	۱/۱۴۳	۲۳۹/۰۱۲	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰	c۲۲/۴۰	۱/۳۱۶	b۳۲/۷۰	۱/۲۳	a۳۷/۱۰	۰/۸۳۷	۳۰۲/۸۹۶	۰/۰۰۰
سیلت (درصد)	۱۰-۰	a۲۸/۶۰	۱/۳۸۶	b۲۱/۵۰	۱/۳۹۱	b۲۰/۵۰	۱/۰۱۴	۸۳/۷۵۷	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰	a۳۰/۲۰	۱/۳۴۵	b۲۳/۳۰	۰/۷۸۷	b۲۱/۹	۱/۱۳۶	۱۱۱/۴۵۴	۰/۰۰۰
رس (درصد)	۱۰-۰	a۴۸/۹۰	۲/۵۳۷	b۴۴/۷۰	۱/۲۱۹	c۴۱/۷۰	۲/۰۱۶	۲۲/۹۰۹	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰	a۴۷/۴۰	۲/۴۳۷	b۴۴	۰/۹۹۱	c۴۱	۱/۸۵۸	۲۰/۷۳۹	۰/۰۰۰

فرسایش‌پذیری خاک

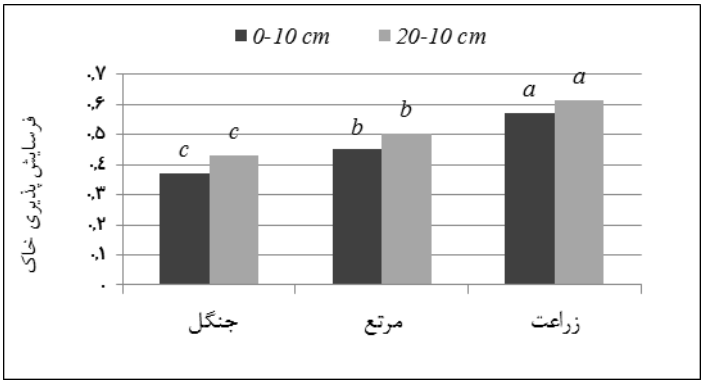
نتایج مربوط به فرسایش‌پذیری خاک اندازه‌گیری شده، به صورت زیر می‌باشد (جدول ۳). Sig نیز میزان معنی-داری را در هر ردیف نشان می‌دهد که کوچک‌تر از ۰/۰۵ ، بیانگر معنی‌داری و بزرگ‌تر از ۰/۰۵ ، بیانگر فقدان معنی‌داری در میزان فرسایش‌پذیری خاک است.

جدول ۳: مقایسه‌ی شاخص فرسایش‌پذیری خاک در دو لایه‌ی ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متر

متغیر	عمق (cm)	جنگل		مرتع		زراعت			
		میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	F	Sig
فرسایش پذیری	۱۰-۰	c۰/۳۷۱	۰/۰۰۶	b۰/۴۵۲	۰/۰۳۹	a۰/۵۷۳	۰/۱۴۵	۸۴۷/۷۳۸	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰	c۰/۴۳۲	۰/۰۰۳	b۰/۵۰۲	۰/۱۱۸	a۰/۶۱۳	۰/۱۲۲	۵۷۹/۲۶۲	۰/۰۰۰

بررسی این نتایج، بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار بین کاربری‌های مورد مطالعه از فرسایش‌پذیری خاک است. حداکثر مقدار فرسایش‌پذیری در لایه‌ی ۲۰-۱۰ سانتی‌متر، در اراضی زراعی به میزان ۰/۶۱۳ و حداقل آن در لایه‌ی ۱۰-۰ سانتی‌متر، در اراضی جنگل به میزان ۰/۳۷۱ مشاهده می‌شود (شکل ۴).

شکل ۵- نتایج شاخص‌فرسایش‌پذیری خاک در کاربری‌های جنگل، مرتع و زراعت و c,b,a طبقه‌بندی بر اساس آزمون توکی در سطح ۵٪



نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که با تغییر کاربری جنگل به کاربری زراعی و مرتعی، شاخص فرسایش‌پذیری در اراضی مرتعی و زراعی در لایه‌ی ۱۰-۰ سانتی‌متر به ترتیب ۱/۲۲ و ۱/۵۴ برابر و در لایه‌ی ۲۰-۱۰ سانتی‌متر ۱/۶۲ و ۱/۴۲ برابر شده‌است که با نتایج Celik (۲۰۰۵) و Boix-Fayos و همکاران (۲۰۰۱) همسو است. با توجه به جدول ۲ مشخص می‌شود که در سه کاربری مورد مطالعه، شاخص فرسایش‌پذیری با افزایش عمق هم افزایش می‌یابد. از بین رفتن پوشش گیاهی پایا، کاهش مواد آلی خاک، تخریب ساختمان خاک و کاهش پایداری خاکدانه‌ها طی تغییر کاربری جنگل به اراضی مرتع و زراعت، موجب افزایش فرسایش‌پذیری خاک شده‌است. به منظور شناخت ارتباط بین متغیرهای کمی اندازه‌گیری شده در لایه‌ی ترکیب شده‌ی ۲۰-۰ سانتی‌متر خاک با میزان فرسایش‌پذیری در

کاربری‌های مورد مطالعه، ماتریس همبستگی تشکیل شد که نتایج حاصل از آن در جدول ۴ ارائه شده‌است. با توجه به ضریب تبیین بالا در جدول ماتریس همبستگی، ارتباط تمامی متغیرهای مورد مطالعه در هیچ یک از سطوح احتمال ۱ تا ۵ درصد معنی‌دار نیست که این امر دال بر فقدان مقدار کافی نمونه در گروه‌های مورد بررسی است. با توجه به نتایج جدول ۴ مشخص می‌شود که ارتباط متغیرهای رس، ماده آلی، تخلخل و نیتروژن کل خاک به صورت منفی است و در مقابل درصد سیلت و شن ریز، با میزان فرسایش‌پذیری ارتباط مثبتی دارد (Duiker et al, 2001؛ Parysow et al, 2003). می‌توان اظهار کرد که ذرات رس همانند سیمان در خاکدانه‌ها عمل می‌کند و به دلیل داشتن خاصیت چسبندگی، موجب افزایش ثبات خاکدانه‌ها و در نتیجه کاهش فرسایش‌پذیری خاک می‌شود (Korkanc et al, 2008). نتایج نشان داد که درصد سیلت، همبستگی مثبتی با فرسایش‌پذیری دارد. بررسی‌های مختلف نشان می‌دهد که ذرات سیلت به این دلیل که فاقد خاصیت چسبندگی هستند و بر اثر مرطوب شدن خاکدانه‌ها به سهولت شکسته می‌شوند و منتقل می‌گردند، تأثیر افزایشی عمده‌ای بر فرسایش‌پذیری دارند. به علاوه، ماده آلی و نیتروژن کل در کاهش فرسایش‌پذیری مؤثرند. ماده آلی موجود در خاک، موجب بهبود ساختمان خاک، پایداری خاکدانه‌ها، افزایش تخلخل و در نتیجه کاهش فرسایش‌پذیری می‌شود. ارتباط منفی ماده آلی با فرسایش‌پذیری، با نتایج بسیاری از محققان از جمله Duiker و همکاران (۲۰۰۱)، Feiznia و همکاران (۲۰۰۵) و Feiznia و همکاران (۲۰۰۵) مطابقت دارد.

جدول ۴: ضریب همبستگی بین فرسایش‌پذیری و متغیرهای کمی مورد نظر خاک در لایه‌ی ۲۰-۰ سانتی‌متر

	جنگل		مرتع		زراعت	
متغیر	همبستگی	Sig	همبستگی	Sig	همبستگی	Sig
رس	-۰/۲۴۷	۰/۵۹۴	-۰/۲۸۸	۰/۵۳۱	-۰/۶۱۰	۰/۱۴۶
سیلت	۰/۶۷۸	۰/۰۹۴	۰/۶۸۵	۰/۰۸۹	۰/۳۶۷	۰/۴۱۸
شن	-۰/۲۰۱	۰/۶۶۵	-۰/۲۶۶	۰/۵۶۴	۰/۰۵۶	۰/۹۰۵
نیتروژن	-۰/۱۷۳	۰/۷۱۱	-۰/۷۲۸	۰/۰۶۵	۰/۴۲۷	۰/۳۳۹
ماده آلی	-۰/۲۷۵	۰/۵۵۱	-۰/۲۳۴	۰/۶۱۳	-۰/۵۹۹	۰/۱۵۶
وزن مخصوص	۰/۲۷۵	۰/۵۵۱	۰/۵۰۷	۰/۲۴۶	-۰/۲۱۱	۰/۶۵۰
اسیدیته	۰/۰۸۰	۰/۸۶۵	۰/۲۱۶	۰/۶۴۱	۰/۵۱۵	۰/۲۳۷
هدایت الکتریکی	-۰/۵۲۱	۰/۲۳۱	۰/۵۶۳	۰/۱۸۸	-۰/۱۶۶	۰/۷۲۲
شن ریز	۰/۴۰۱	۰/۳۷۲	۰/۲۸۱	۰/۵۴۱	-۰/۲۰۰	۰/۶۶۷

۴- بحث و نتیجه‌گیری

در اثر تخریب ذخایر طبیعی، کاهش سطح عرصه‌های جنگلی و تبدیل آنها به کاربری‌های ناپایدار و پوشش‌های دیگر، بسیاری از خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک تحت‌تأثیر قرار می‌گیرد. نتایج این پژوهش گویای وجود تفاوت معنی‌دار آماری در مقادیر شن، سیلت، رس، ماده آلی، نیتروژن کل، وزن مخصوص ظاهری و اسیدیته

خاک و فقدان اختلاف معنی‌دار به دلیل عدم وجود مشکل شوری در منطقه‌ی مورد مطالعه است. براساس نتایج این تحقیق مشخص شد که تغییر کاربری جنگل سبب شده درصد ماده آلی، نیتروژن کل، رس و سیلت، کاهش و درصد ذرات شن، اسیدیته خاک، هدایت الکتریکی و وزن مخصوص ظاهری خاک افزایش یابد که با نتایج Biro و همکاران (۲۰۱۳)، Muñoz - Rojas و همکاران (۲۰۱۵) مطابقت دارد. نتایج نشان می‌دهد که توانایی کاربری‌های مورد مطالعه از لحاظ پتانسیل فرسایش‌پذیری خاک، از نظر آماری کاملاً متفاوت بوده‌است؛ به طوری که با تغییر کاربری جنگل به دلیل کاهش پوشش گیاهی پایا، ماده آلی، تخریب ساختمان خاک و کاهش پایداری خاکدانه‌ها، شاخص فرسایش‌پذیری خاک در اراضی زراعی مرتعی افزایشی حدود ۱/۵ برابر داشته و این بدین معناست که تغییر کاربری از پوشش جنگلی به اراضی کشاورزی، موجب تغییر در ساختمان خاک و کاهش شاخص فرسایش‌پذیری می‌شود که با نتایج Haque and Barua (۲۰۱۳) و Abegaz and Adugna (۲۰۱۶) مطابقت دارد. نتیجه این که برخورد با منابع طبیعی دیر تجدید شونده و استفاده پایدار از آنها که از ارکان اصلی توسعه‌ی پایدار هر جامعه است، باید با موقعیت فیزیکی واستعداد کاری در دراز مدت برای هر منطقه منطبق باشد؛ بدین معنی که استفاده از این اراضی و منابع، باید با کلیه‌ی پدیده‌ها و قوانین طبیعت که برای حفظ و بقای آنهاست، همخوانی داشته باشد. در صورت بی‌توجهی به چنین قوانین و پدیده‌هایی اگر چه ممکن است در کوتاه‌مدت اثرات نامطلوب چندانی بر منابع طبیعی مشاهده نشود، در نهایت در طولانی مدت ضمن افزایش هزینه‌های تولید، منابع طبیعی از جمله خاک بهره‌دهی خود را نیز به شدت از دست خواهد داد. بنابراین با توجه به اهمیت اکولوژیکی جنگل‌های شمال کشور، نتایج این تحقیق بیش از پیش ضرورت توجه بیشتر به مطالعه در زمینه‌ی قابلیت، اصلاح و تغییر کاربری اراضی در این مناطق را نشان می‌دهد.

منابع

1. Adugna, A. & A. Abegaz, 2016. Effects of land use changes on the dynamics of selected soil properties in northeast Wellega, Ethiopia. *Soil*, Vol, 2, 63 -70.
2. Auwal, M. & A. A. David, 2015. Assessment of nutrient distribution as affected by land use pattern in Allahabad Region. *International Journal of Geology, Earth & Environmental Sciences*. Vol. 5(2), 26 - 31.
3. Balesdent, J.; Chenu, C.; & M. BAL bane, 2000. Relationship of Soil Organic Matter Dynamics to Physical Protection and Tillage. *Soil and Till Research*, 53, 215 - 230.
4. Barua, S. K. & S. M. S. Haque, 2013. Soil Characteristics and carbon sequestration potentials of vegetation in degraded hills of Chittagong, Bangladesh, *Land Degradation and Development*, Vol 24(1), 63 - 71.
5. Bewket, W. & I. Stroosnijder, 2003. Effects of Agro- ecological Land Use Succession on Soil Properties in Chemoga Watershed, Blue Nil Basins, Ethiopia, *geoderma*, 111, 85 - 95.
6. Biro, K.; Pradhan, B.; Muchroithner, M; & F. Makeschin, 2013. Land Use / Land Cover Change Analysis and Its Impact on Soil Properties in the Northern Part of Gadarif Region, Sudan, *Land Degradation & Development*,Vol 24(1), 90 -102.
7. Black, C. A. 1986. Methods of soil analysis, Part 1. ASA. Madison, W۱/۹: 545 - 566.
8. Boix-Fayos, C.; Calvo - Cases, A.; Imeson, A. C. & M. D. Soriano - Soto, 2001. Influence of Soil prop reties on the Aggregation of some Mediterranean Soils and the Use of Aggregate Size and Stability as Land Degradation Indicators. *Catena* 44, 47 - 67.

9. Boroumand, M.; Ghajar Sapanlu, M.; & M. A. Bahmanyar, 2014. The Effect of Land use Change on Some of the Physical and Chemical Properties of Soil (Case Study: Semeskande Area of Sari). *Journal of Watershed Management Research*, Vol 5(9), 78-94. (In Persian).
10. Bouyoucos, G. J, 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronmy Jurnal*, 54, 464 - 465.
11. Bremner, J. M.; & C. S. Mulvaney, 1982. Nitrogen - total. P. 595 - 624 In A.L. page et al., (eds.) Methods of Soil Analysis. Part 2, American Society of Agronomy, Madison, WI.
12. Celik, I., 2005. Land - use Effects on Organic Matter and Physical Properties of Soil in a Southern Mediterranean Highland of Turkey, *Soil Tillage Research*, 83, 270 - 277.
13. Chibsa, T.; & A. Ta, 2009. Assessmt of Soil Organic Matter under Four Land Use Systems, In Bale Highlands, Southeast Ethiopia a, Soil Organic Matter Contents in Four Land Use Systems: Forestland, Grassland, Fallow Land and Cu, ltivated Land. World Applied Sciences Journal, 6(9), 1231 - 1246.
14. Duiker, S. W.; D. C. Flangman & R. Lal, 2001. Erodibility and Infiltration of five Major Soils of South - West Spain, *Catena*, 45(2), 103 – 121.
15. Emadi, M.; Baghernejad, M.; & H. R. Memarian, 2008. Effect of land-use change on soil fertility characteristics within water - stable aggregates of two cultivated soils in northern Iran, *Journal of Applied Sciences*, 8(3), 496 - 502.
16. Feiznia, S.; Ghauomian, J.; & M. Khadjeh, 2005. The Study of the Effect of Physical, Chemical, and Climate Factors on Surface Erosion Sediment Yield of Loess Soils (Case Study in Golestan Province). *Pajouhesh and Sazandegi*, 66, 14 - 24. (In Persian).
17. Garcia - oliva, F.; Lancho, J. F. G., & N. M. Montano, 2006. Soil carbon and nitrogen dynamics followed by a forest – to - pasture conversion in western Mexico, *Agroforestly Systems*, 66, 93 - 100.
18. Geissen, V.; Sanchez - Hewnandez, R.; Kampichler, C.; Ramos - Reyes, R.; Sepulveda - Lozada, A.; Ochoa - Goana, S.; De Jong, B. H.; Huerta - Lwanga, E.; & S. Hernandez - Daumas, 2009. Effects of land Use Change on some properties of Tropical Soils - An Example from Southeast Mexico, *Geoderma*, 151, 87 - 97.
19. Izquierdo, A. E. & H. Ricardo Grau, 2009. Agriculture Adjustment, Land - use Transition and Protected Areas in northwestern Argentina, *Jurnal of Environmental Management*, 90, 858-865.
20. Juo, A. S. R.; & R. Lal, 1977. The effects of fallow and continuous cultivation on the chemical and physical properties of an Alfisol in western Nigeria. *Plant and Soil*, 47, 567 - 584.
21. Korkanc, S. Y.; Ozyuvaci, N.; & A. Hizal, 2008. Impacts of Land Use Conversion on Soil Properties and Soil Erodibility, *Journal of Environ Biology*, 29(3), 363 - 370.
22. Martinez - Mena, M.; Lopez, J.; Almagro, M.; Boix - Fayos, V.; & J. Albaladejo, 2008. Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a Semiarid Area of South - East Spain, *Soil and Tillage Research*, 99, 119 - 129.
23. McLean, E. O, 1988. Soil PH and lime requirement. In: page, A.L. (ed.), Methods of Soil Analysis. Part, American Society of Agronomy. Soil Science Society of America, Madison, Wis, pp 199 - 224.
24. Moghadam, M.; Valizadeh, M.; & F. Rahimzadeh Khoei, 2011. Pilot Projects in Agriculture. Parivar Publication, 429. (In Persian).
25. Muñoz - Rojas, M.; Jordán, A.; Zavala, L. M.; De La Rosa, D.; Abd-Elmabod, S. K.; & M. Anaya - Romero, 2015. Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in Mediterranean soils (1956 - 2007), *Land Degradation and Development*, Vol, 26(2), 168 - 179.

26. Page, M. c.; Sparks, D. L.; Woll, M. R.; & G. J. Hendricks, 1987. Kinetics and mechanisms of potassium release from sandy middle Atlantic coastal plain Soils, *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1460 - 1465.
27. Parysow, P.; Wang, G.; Gartner, G.; & A. B. Anderson, 2003. Spatial Uncertainly Analysis for Mapping Soil Erodibility Based on Joint Sequential Simulation. *Catena*, 73,1 - 14.
28. Ramezanpour, H.; & N. Rasooli, 2015. Effects of Land Use Change and Parent Materials on Some Soil Properties in Guilan Province, *Journal of Soil Research*, Vol 29(2), 221 - 231. (In Persian).
29. Saha, D.; & Z. P. Kukal, 2015. Soil Structural Stability and Water Retention Characteristics Under Different Land uses of Degraded Lower Himalayas of North - West India, *Land Degradation and Development*, Vol 26(3), 263 - 271.
30. Singh, M. J.; & K. L Khera, 2008. Soil Erodibility Indices under Different Land uses in Lower Shiwaliks, *Tropical Ecology*, 49(2), 113 - 119.
31. Solaimani, K.; & A. Azmodeh, 2010. Investigation the role of land use change on some physical_chemical properties soil erosion, *Physical Geography Research*, 74, 111 - 124. (In Persian).
32. Wischmeier, W. W.; & D. D. Smith, 1987. Predicting Rainfall Erosion Losses: a Guide to Conservation Planniing, Agriculture Handbook, No. 537, Us Departmen of Agriculture, Washington DC.
33. Yousofifard, M.; Jalalian, A.; & H. Khademi, 2007. Effect of landuse change on loss of soil, organic matter and nutrients in Ceshme Ali area of Chahar Mahal Bakhtyari Provence, the third national conference on erosion and sediment, Tehran, Iran. (In Persian).

Investigation of Land Use Change on Physicochemical Characteristics and Soil Erosion in Kaftargar Basin of Behshahr

Vahabzadeh Kebria, Gh.[1], Riahi, M.R.[1], Roshun, S.[1*]

1- Rangeland & Watershed Management Department, Faculty of Natural Resources, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University

Article History:

Received:
October28, 2015
Revised:

Accepted:
September23, 2016

The land-use change, such as cutting forest trees and the grasslands conversion to agricultural lands destroys natural ecosystems, also causes current or future production capacity reduction and these are harmful effects on the soil physicochemical characteristics. The aim of This study was to checking the role of forest land use change on some soil physical-chemical characteristics and then identifying some effectiveness variables on the soil erodibility index in the part of Nekarood watershed. 7 soil samples are survived from three land uses; forest, pasture and agriculture. Samples are collected in completely randomized block design and compared in two soil surface layers of 0-10 cm and 10-20cm.The proved that the amount of organic matter for agriculture and grassland land use toward forest shows a 35.70 and 21.85% respectively reduction in the layer of 0-10 cm, and 36.22 and 22.64% in the layer of 10-20 cm. The maximum total nitrogen in forest land use observed with amount of 0.37 in the 0-10 cm layer and the minimum total nitrogen in agriculture land use obtained with amount of 0.16 in the layer of 10-20 cm, that it had reduced equal 56.75 percent. The results also showed that the bulk density, PH and sand percent increase in forest land use whereas, the soil porosity, caution exchange capacity, silt and clay decreases. The results presented that the soil erodibility after changing forest land use is multiplied about 1.5, because of declining perennial vegetation, soil organic matter, aggregating the soil structure and aggregate stability.

Keywords:
Land Use,
Organic Matter,
Soil Erodibility,
Soil Porosity

[*] **Corresponding author: SayedHussein.Roshun@gmail.com**