

ارزیابی اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل به کشاورزی بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک (مورد مطالعه: منطقه زرین‌آباد ساری)

مه‌ری برومند* - کارشناس ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری
مه‌دی قاجار سپانلو- دانشیار گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری
محمدعلی بهمنیار- استاد گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری
سروش سالک گیلانی- مربی گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

پذیرش مقاله: ۱۳۹۳/۰۷/۱۲ تأیید نهایی: ۱۳۹۴/۰۲/۱۶

چکیده

به منظور بررسی اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل هیرکانی به اراضی کشاورزی دیم (کلزا) و آبی (شالیزار) بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک در منطقه زرین‌آباد ساری، از هر کاربری در چهار تکرار از دو عمق ۰-۲۰ و ۲۰-۵۰ سانتی‌متر نمونه برداری شد. براساس نتایج، تغییر کاربری اراضی جنگل به شالیزار سبب افزایش مقدار واکنش خاک از ۶/۴۳ به ۷/۵۲ شد؛ اما تبدیل آن به کشت دیم (کلزا) اثر معناداری بر واکنش خاک نداشت. تغییر کاربری اراضی جنگل به دیم به کاهش ۴۶/۵ درصدی کربن آلی منجر شد که این کاهش در تبدیل جنگل به شالیزار، ۳۸ درصد بود. مقدار نیتروژن نیز طی تغییر اراضی جنگل به کشت دیم کاهش یافت؛ اما این کاهش در تبدیل آن به شالیزار معنادار نبود. تغییر کاربری سبب افزایش چهاربرابری مقدار فسفر جذب‌شدنی در اراضی دیم و افزایش دوبرابری در اراضی تبدیل‌شده به شالیزار شد؛ اما بر مقدار پتاسیم جذب‌شدنی و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک اثری نداشت. کمترین مقدار قابلیت هدایت الکتریکی، در کشت دیم مشاهده شد. بنابراین، پیشنهاد می‌شود که هرگونه تغییر کاربری در منطقه با احتیاط صورت گیرد و در اراضی تغییر یافته، با به‌کارگیری شیوه‌های کارآمد مدیریت اراضی، اثرهای نامطلوب حاصل از تغییر کاربری تعدیل شود.

کلیدواژه‌ها: تغییر کاربری اراضی، جنگل، شالیزار، کربن آلی، کشت دیم.

مقدمه

خاک، مجموعه‌ای پویا، زنده و طبیعی از ترکیبات بیوژئوشیمیایی است که وظایف کلیدی متعددی در زیست‌بوم برعهده دارد. لایه نازک خاک که پوشش سطح زمین محسوب می‌شود، نماینده مرز بقا و خاموشی حیات است (دالال و مایر، ۱۹۸۶). خاک بستر همه فعالیت‌های تولیدی انسان به‌شمار می‌رود و بنیان بسیاری از تمدن‌های بزرگ و کهن جهان بر باروری و حفاظت از خاک استوار بوده است. تمدن‌های بزرگ بشری در مناطقی از جهان به رشد و شکوفایی رسیده‌اند که خاک آنها از کیفیت مناسبی برخوردار بوده است؛ می‌توان گفت سطح پیشرفت تمدن بشری، با خاک و چگونگی

بهره‌برداری از آن ارتباط تنگاتنگی دارد (حق‌نیا و کوچکی، ۱۳۷۵). کیفیت خاک به‌مثابه ظرفیت خاک، در داخل مرزهای زیست‌بوم اثرگذار بوده، در ارتباط مثبت با زیست‌بوم‌های مجاور است (اسلام و همکاران، ۱۹۹۹). از جمله مباحث مهم در جوامع در حال توسعه، تغییر کاربری اراضی و اثر آن بر خاک است. به‌دلیل رشد سریع جمعیت، مناطق وسیعی از جنگل‌ها تخریب و به زمین‌های زراعی تبدیل شده است (گریگوریچ و همکاران، ۱۹۹۴). عامل افزایش تقاضا برای سوخت (هیزم)، الوار، پناهگاه و محصولات زراعی (غذا) موجب شده است تا انسان، پوشش‌های طبیعی زمین، به‌ویژه جنگل‌ها را با سرعت هشداردهنده‌ای تخریب یا تبدیل به زمین‌های کشاورزی کند (هال و همکاران، ۱۹۹۳)؛ اما تغییر کاربری اراضی عموماً ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد. سولومون و همکاران (۲۰۰۲) با پژوهش دربارهٔ خاک‌های مناطق مرتفع و نیمه‌مرطوب اتیوپی بیان کردند جنگل‌تراشی و ۲۵ سال کشت و زرع پیوسته، به‌ترتیب ۵۵ و ۵۲ درصد از مادهٔ آلی و نیتروژن کل خاک را از بین برده است. آنها دلایل این امر را کاهش ورود مواد گیاهی تازه و مواد آلی به خاک و همچنین تأثیر عملیات خاک‌ورزی اعلام کردند. این پژوهشگران بیان کردند جنگل‌تراشی و عملیات کشاورزی علاوه بر مقدار مادهٔ آلی خاک، بر ترکیب شیمیایی آن نیز در منطقه اثر گذاشته است.

لمنی و همکاران (۲۰۰۵) طی پژوهشی در ارتفاع‌های جنوب اتیوپی گزارش کردند که مقدار نیتروژن کل خاک در منطقهٔ جنگل‌تراشی شده در مقایسه با جنگل طبیعی، پس از ۵۳ سال عملیات زراعی، ۵۹/۲ درصد کاهش یافته است. آنها همچنین گزارش دادند فسفر قابل استفاده در لایهٔ سطحی خاک تا ۱۲/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم (به مقدار بیشتر از ۲۰۷ درصد) طی ده سال اول پس از قطع درختان جنگلی افزایش یافته است. کیانی و همکاران (۱۳۸۶) در بررسی تأثیر جنگل‌تراشی بر معرف‌های کیفیت خاک در اراضی لسی استان گلستان مشاهده کردند که مقدار مواد آلی، به‌دلیل نسبت زیاد افزایش مواد گیاهی تازه و تجزیهٔ کم در اراضی جنگلی در لایهٔ سطحی خاک، به نزدیک چهار درصد رسیده است. عملیات کشاورزی به‌دلیل بهبود وضعیت تهویه، موجب افزایش شدت تجزیهٔ مواد آلی می‌شود و در نتیجه، مقدار مادهٔ آلی به ۱/۳ درصد کاهش می‌یابد. این پژوهشگران همچنین اعلام داشتند که تغییر کاربری اراضی بر ظرفیت تبادل کاتیونی اثر چندانی نداشته، از حدود ۱۳/۲ در اراضی جنگلی تا ۱۲/۹۷ سانتی‌مول‌بار بر کیلوگرم خاک در اراضی کشاورزی متغیر است؛ در حالی که وگن و همکاران (۲۰۰۶) در بررسی تأثیر جنگل‌تراشی و زراعت بر ویژگی‌های خاک‌های اکسی‌سول در ماداگاسکار دریافتند که ظرفیت تبادل کاتیونی خاک از ۱۳ به ۵ میلی‌اکی‌والان بر صد گرم کاهش یافته است.

تغییر کاربری اراضی جنگلی به کشاورزی از مسائل شایع در ایران، به‌ویژه در شمال کشور است. با وجود این، کمبود پژوهش‌های کافی و مناسب برای کمی‌سازی اثرهای تغییر کاربری اراضی کاملاً محسوس است. به‌همین دلیل، این پژوهش به‌منظور بررسی اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل به اراضی کشاورزی دیم (کلزا) و آبی (شالیزار) بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک از جمله pH، کربن آلی، مقدار نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم جذب‌شدنی، قابلیت هدایت الکتریکی و ظرفیت تبادل کاتیونی در منطقهٔ زرین‌آباد ساری انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقهٔ بررسی شده در این پژوهش، در طول ۵۳ درجه و ۸ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۳۲ دقیقه شمالی

(منطقه‌ای در اطراف روستای زرین‌آباد ساری) با متوسط ارتفاع ۱۴۵ متر از سطح دریا و میانگین بارندگی سالانه ۷۷۵ میلی‌متر، متوسط دمای سالانه شانزده درجه سلسیوس و تبخیر هزار میلی‌متر (نشریه سازمان آب منطقه‌ای) با رژیم رطوبتی خاک زریک و رژیم حرارتی ترمیک و اقلیم معتدل و مرطوب واقع است که رده‌بندی خاک در کاربری جنگل Typic Argixerolls و در دیگر کاربری‌ها Haploxerepts Typic است. اراضی بررسی شده حدود چهل سال پیش، از جنگل به مزارع دیم (کلزا) و آبی (شالیزار) تغییر یافته است. برای بررسی اثر تغییر کاربری بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک، پژوهش پیش رو به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی طراحی شد، سپس از هر کاربری در چهار تکرار از دو عمق ۰-۲۰ و ۲۰-۵۰ سانتی‌متر به صورت مرکب نمونه‌برداری شد. نمونه‌ها پس از هوا خشک شدن و کوبیدن، از الک دو میلی‌متری گذرانده شد و سپس مقدار کربن آلی خاک به روش اکسیداسیون تر تعیین شد (والکی و بلیک، ۱۹۳۵). اندازه‌گیری نیتروژن کل خاک به روش کج‌دال صورت گرفت (برمنر و مولوانی، ۱۹۸۲). برای محاسبه مقدار فسفر در دسترس خاک نیز ابتدا نمونه‌ها به دو روش اولسن (برای اندازه‌گیری فسفر در دسترس در نمونه خاک‌های با واکنش بیشتر از ۷) (اولسن و سامرز، ۱۹۹۰) و روش بری-کورتز (برای اندازه‌گیری فسفر در دسترس نمونه خاک‌های با واکنش کمتر از ۷) (بری و کورتز، ۱۹۴۵) عصاره‌گیری و سپس به وسیله دستگاه اسپکتروفتومتر مدل T90 مقدار فسفر موجود در عصاره به دست آمده از هر نمونه قرائت شد. مقدار پتاسیم در دسترس از راه عصاره‌گیری با استات آمونیوم pH=۷ و قرائت به وسیله دستگاه فلیم فتومتر مدل Sherwood 410 به دست آمد. ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نیز به روش باور اندازه‌گیری شد (وسترمن، ۱۹۹۰). برای تعیین واکنش و هدایت الکتریکی خاک، پس از تهیه گل اشباع، مقدار واکنش (pH) آن با استفاده از دستگاه pH متر و قابلیت هدایت الکتریکی عصاره‌های به دست آمده از گل اشباع خاک نیز با دستگاه EC متر (شوری‌سنج) اندازه‌گیری شد (پیچ و همکاران، ۱۹۸۲). تجزیه آماری داده‌ها پس از آزمون نرمال بودن آنها با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف، در محیط نرم‌افزاری SPSS انجام گرفت. مقایسه میانگین داده‌ها نیز با استفاده از آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح پنج درصد صورت پذیرفت.

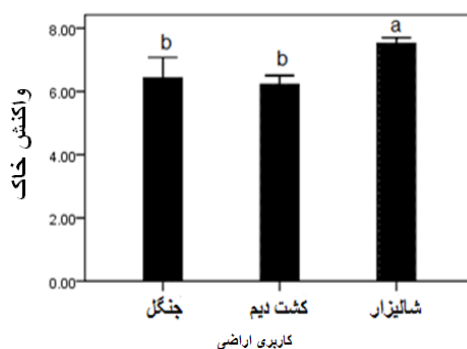
یافته‌های پژوهش

اثر تغییر کاربری بر واکنش خاک

بر اساس نتایج تجزیه و تحلیل داده‌ها، بیشترین مقدار واکنش خاک در لایه سطحی (۰-۲۰ سانتی‌متر) مربوط به کاربری شالیزار با مقدار ۷/۳۴ بود. این نتیجه برای لایه زیرسطحی نیز تکرار شد و کاربری شالیزار با مقدار ۷/۷ واکنش خاک بیشتری نسبت به کاربری جنگل و کشت دیم نشان داد (جدول ۱).

به‌طور کلی عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری، واکنش خاک کمتری نسبت به عمق ۲۰-۵۰ سانتی‌متری داشت و کاربری شالیزار با میانگین کلی ۷/۵۲ بیشترین مقدار واکنش خاک را نشان داد (شکل ۱). به نظر می‌رسد دلیل این امر تأثیر غرقاب و شرایط احیایی شالیزار باشد که سبب می‌شود واکنش خاک به سمت خنثی شدن پیش رود؛ زیرا با توجه به اینکه واکنش خاک در دیگر کاربری‌ها کمتر از هفت است، هنگامی که شرایط غرقاب و احیایی شالیزار مهیا می‌شود، عناصر موجود در خاک احیا شده، الکترون و یون هیدرونیوم را از محیط جذب می‌کند؛ در نتیجه این امر، غلظت یون هیدرونیوم

در محلول خاک کاهش می‌یابد و در نهایت، واکنش خاک افزایش می‌یابد. پژوهشگران دیگر نیز اعلام کردند که کشت و کار در خاک‌های شالیزار موجب تغییر pH به سمت خنثی شدن می‌شود؛ به گونه‌ای که pH خاک‌های اسیدی که در شرایط غرقاب قرار می‌گیرند، افزایش می‌یابد (چن‌مینگ و همکاران، ۱۹۹۴؛ کیم و همکاران، ۱۹۹۱؛ پنامپورنا، ۱۹۷۸). اگرچه نیک‌نهاد و مارامایی (۱۳۹۰) تفاوت معناداری بین کاربری‌های مختلف از نظر مقدار واکنش خاک مشاهده نکردند، پژوهشگرانی چون کیانی و همکاران (۱۳۸۶)؛ شعبان‌زاده و همکاران (۱۳۹۰)؛ بولان و همکاران (۱۹۹۱)؛ اسلام و ویل (۲۰۰۰)؛ بکت و استروس‌نیچدر (۲۰۰۳) و تجادا و گزالز (۲۰۰۸) اعلام داشتند که واکنش خاک طی تغییر کاربری جنگل به اراضی کشاورزی تفاوت معناداری نشان داده است. عاکف و همکاران (۱۳۸۲) نیز در بررسی‌های خود درباره اثر تغییر کاربری در شمال کشور اعلام کردند که کاربری شالیزار، pH بیشتری نسبت به کاربری جنگل داشته است.

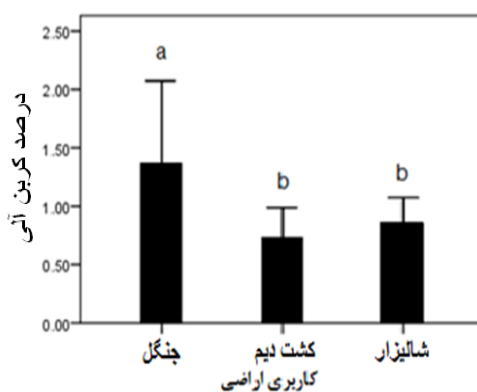


شکل ۱. مقدار واکنش خاک در جنگل، کشت دیم و شالیزار (داده‌ها مربوط به میانگین دو عمق است).

اثر تغییر کاربری بر مقدار کربن آلی خاک

بیشترین مقدار کربن آلی در لایه سطحی خاک جنگل مشاهده شد. در لایه زیرسطحی نیز کاربری جنگل، کربن آلی بیشتری را نسبت به دیگر کاربری‌ها نشان داد. به طور کلی، مقدار کربن آلی لایه سطحی در مقایسه با لایه زیرسطحی، به دلیل ورود بیشتر بقایا و مواد گیاهی تازه و آلی، مقادیر بیشتری از کربن آلی را دارا بود (جدول ۱). با توجه به شکل ۲ می‌توان دریافت که تغییر کاربری اراضی از جنگل به کشاورزی سبب کاهش کربن آلی خاک شده است؛ به طوری که کاربری جنگل با مقدار ۱/۳۷ درصد کربن آلی، بیشترین مقدار آن را نشان داد. این امر ممکن است به این دلیل باشد که مواد آلی در خاک‌های زراعی به لحاظ فیزیکی، کمتر از خاک جنگل حفظ می‌شود؛ زیرا عملیات زراعی موجب شکسته شدن خاکدانه‌هایی می‌شود که مواد آلی را در خود محافظت کرده است. همچنین، کمتر بودن مقدار کربن آلی در خاک زراعی نسبت به جنگلی، ممکن است ناشی از ورود کمتر کربن به خاک و همچنین، هدررفت بیشتر کربن در این اراضی باشد که خود ناشی از دلایلی مانند تخریب خاکدانه‌ها، افزایش تهویه خاک بر اثر کشت و زرع و تشدید اکسیداسیون مواد آلی، سوزاندن بقایای گیاهی و فرسایش آبی شدید است (اسلام و ویل، ۲۰۰۰). کلیک (۲۰۰۵) و چیسسا و تانا (۲۰۰۹) نیز در پژوهش‌های خود به این نتیجه رسیدند که لایه سطحی خاک از نظر درصد ماده آلی، شرایط مناسب‌تری در قیاس با

لایه تحتانی خاک دارد؛ بنابراین می‌توان بیان کرد که در خاک جنگل، به دلیل عدم کشت‌و زرع و نیز وجود لاشبرگ فراوان، بین تجزیه سریع ماده آلی خاک و تجمع سریع لاشبرگ، توازن وجود دارد؛ اما در اراضی زراعی و باغ، این توازن به چشم نمی‌خورد. مهم‌ترین عاملی که بر تسریع کاهش ماده آلی در خاک اثر می‌گذارد، کشت‌و کار است که موجب افزایش تجزیه مواد آلی خاک طی عملیات شخم می‌شود (سیکس و همکاران، ۲۰۰۰). حساسیت بیشتر اراضی کشاورزی در برابر فرسایش، عاملی برای کاهش کربن آلی خاک به‌شمار می‌آید؛ به طوری که بخش عمده‌ای از کربن آلی خاک از راه فرایند فرسایش و به صورت محلول همراه با رواناب از دسترس خارج می‌شود (مارتیزنا و همکاران، ۲۰۰۸؛ گریگوریچ و همکاران، ۱۹۹۸؛ تجادا و گنزالز، ۲۰۰۸). افزون بر این، عملیات خاک‌ورزی سبب مخلوط شدن لایه‌های زیرین خاک با درصد کربن آلی کمتر، با خاک رویی حاوی کربن آلی بیشتر می‌شود و در نتیجه، موجب کاهش کربن آلی خاک سطحی در قیاس با حالت اولیه می‌شود (گریگوریچ و همکاران، ۱۹۹۸).



شکل ۲. مقدار کربن آلی در جنگل، کشت دیم و شالیزار (داده‌ها مربوط به میانگین دو عمق است).

وانگ و همکاران (۲۰۰۳) نیز در چین دریافتند که درصد مواد آلی کاربری زراعی، در مقایسه با جنگل درختان چوبی به طور چشمگیری کمتر است. وو و تبسن (۲۰۰۲) با بررسی تأثیر زراعت بر مقدار کربن آلی خاک در خاک‌های لسی چین نتیجه گرفتند طی پنج سال اول پس از عملیات زراعی در زمین‌هایی که پیش‌تر پوشیده از گیاهان طبیعی بوده، مقدار کربن آلی خاک تا ۷۷ درصد کاهش یافته است. آنها معتقدند فرسایش آبی شدید در اراضی شیب‌دار منطقه در پی عملیات زراعی و تجزیه مواد آلی ممکن است دلیل اصلی کاهش شدید کربن آلی خاک در پنج سال اول پس از تغییر کاربری‌های طبیعی باشد.

نائل و همکاران (۲۰۰۴) در پژوهشی بیان کردند که بر اثر تخریب جنگل‌های طبیعی استان کهگیلویه و بویراحمد مقدار کربن آلی خاک از ۴/۱ درصد در خاک جنگل، به ۱/۶۷ درصد در خاک منطقه تخریب‌شده کاهش یافته است. وگن و همکاران (۲۰۰۶) نیز در بررسی تأثیر جنگل‌تراشی و زراعت بر ویژگی‌های خاک‌های اکسی‌سول در ماداگاسکار دریافتند که مقدار کربن آلی خاک در سال نخست پس از جنگل‌تراشی به مقدار ۲۳/۸ و در سه سال نخست به طور متوسط ۱۱/۳ گرم بر کیلوگرم کاهش یافته است.

جدول ۱. مقایسه میانگین برخی ویژگی های شیمیایی خاک در عمق ۰-۲۰ و ۲۰-۵۰ سانتی متر در جنگل، دیم و شالیزار

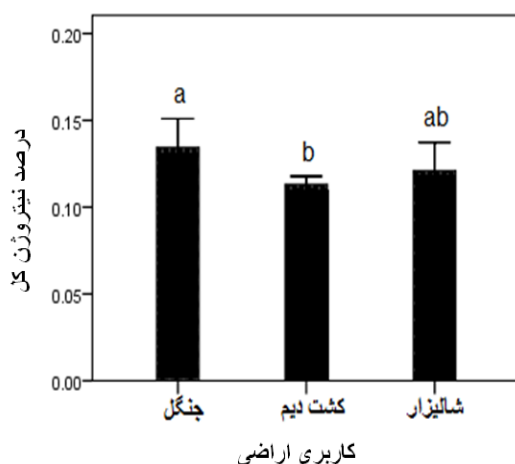
ظرفیت تبادل کاتیونی	قابلیت هدایت الکتریکی	نیترژن کل	پتاسیم جذبشده	فسفر جذبشده	کربن آلی	واکنش خاک	کاربری	عمق
سانتی مولار بر کیلوگرم خاک	دسی زیمنس بر متر	درصد	میلی گرم بر کیلوگرم خاک	میلی گرم بر کیلوگرم خاک	درصد			
۲۰/۴۹±۲/۶۴ ^a	۰/۷۲±۰/۱۱ ^a	۰/۱۴۷±۰/۰۱۳ ^a	۳۹۱/۶±۳/۸۶ ^a	۳/۹۹±۴/۶۷ ^c	۲/۰۵±۰/۶۱ ^a	۶/۸۱±۰/۳۷ ^b	جنگل	۰-۲۰
۳۷/۸۰±۸/۴۸ ^a	۰/۴۰±۰/۰۶ ^b	۰/۱۱۳±۰/۰۰۸۴ ^b	۳۲۱/۶±۲۵/۱۶ ^a	۳/۱۸±۴/۶۶ ^a	۱/۰۷±۰/۱۰ ^b	۵/۹۳±۰/۱۳ ^c	دیم	سانتی متر
۲۰/۴۹±۸/۴۷ ^a	۰/۷۹±۰/۱۰ ^a	۰/۱۲۹±۰/۰۲۱ ^{ab}	۳۴۶/۶±۷/۶۴ ^a	۳/۳۴±۷/۷۶ ^b	۱/۰۴±۰/۳۳ ^b	۷/۳۴±۰/۰۵ ^a	شالیزار	
۲۲/۸۳±۶/۸۶	۰/۶۴±۰/۰۹	۰/۱۲۹±۰/۰۱۴	۱۷۹/۹±۵۵/۹۳	۱۳/۱۰±۵/۷۰	۱/۳۹±۰/۰۹۵	۶/۶۹±۰/۵۴	میانگین	
۱۵/۸۱±۳/۶۴ ^a	۰/۴۵±۰/۱۴ ^a	۰/۱۲۱±۰/۰۱۶۹ ^a	۱۸۱/۶±۲۵/۱۷ ^b	۱/۱۳±۰/۳۹ ^a	۰/۶۸±۰/۳۱ ^a	۶/۰۴±۰/۹۴ ^b	جنگل	
۱۶/۳۰±۸/۸۳ ^a	۰/۴۱±۰/۰۷۱ ^a	۰/۱۱۳±۰/۰۰۰۶ ^a	۱۸۶/۶±۵/۸۸ ^b	۳/۵۶±۱/۷۹ ^a	۰/۴۵±۰/۰۶ ^a	۶/۵۲±۰/۹۴ ^b	دیم	۵۰-۲۰ سانتی متر
۱۹/۶۰±۲/۹۳ ^a	۰/۴۹±۰/۰۷۹ ^a	۰/۱۱۲±۰/۰۱۶۹ ^a	۲۲۱/۶±۱۰ ^a	۱/۴۸±۲/۱۰ ^a	۰/۶۶±۰/۱۱ ^a	۷/۷۰±۰/۱۳ ^a	شالیزار	
۱۷/۰۲±۲/۴۶	۰/۴۵±۰/۰۹۶۶	۰/۱۱۵±۰/۰۱۱۴۹	۱۹۶/۶±۱۳/۶۸	۲/۰۶±۱/۳۹	۰/۵۹±۰/۱۳	۶/۷۵±۰/۶۷	میانگین	

خلاصه نتایج تجزیه واریانس

IS	**	*	IS	**	**	**	کاربری
IS	**	*	IS	**	**	**	کاربری
IS	**	IS	*	**	**	IS	عمق
IS	**	IS	IS	**	**	*	کاربری×عمق

در هر ستون وجود دست کم یک حرف مشترک بیان کننده نبود اختلاف معنادار در سطح ۵ درصد آزمون دانکن است و هر داده نشان دهنده میانگین $(n=4) \pm SD$ است. * به ترتیب بیان کننده اثر معناداری در سطوح ۱ و ۵ درصد آزمون دانکن و IS بیان کننده نبود اثر معنادار است.

حسینی و گلچین (۱۳۹۰) در بررسی خود در مقایسه بین کربن آلی در خاک‌های بکر و کشت‌شده، کاهش شدید و معنادار کربن آلی در نتیجه کشت‌وکار را مشاهده کردند. آنها مقدار کاهش کربن آلی را بین شصت تا هفتاد درصد برآورد کردند. این پژوهشگران بیان کردند که در سامانه‌های زراعی، قسمت عمده ماده خشک تولیدی به‌صورت محصول برداشت‌شده از زمین خارج می‌شود و کاهش کربن ورودی به خاک از مهم‌ترین عوامل کاهش کربن آلی در خاک‌های زیر کشت است.



شکل ۳. مقدار نیتروژن کل در جنگل، کشت دیم و شالیزار (داده‌ها مربوط به میانگین دو عمق است)

اثر تغییر کاربری بر مقدار نیتروژن کل خاک

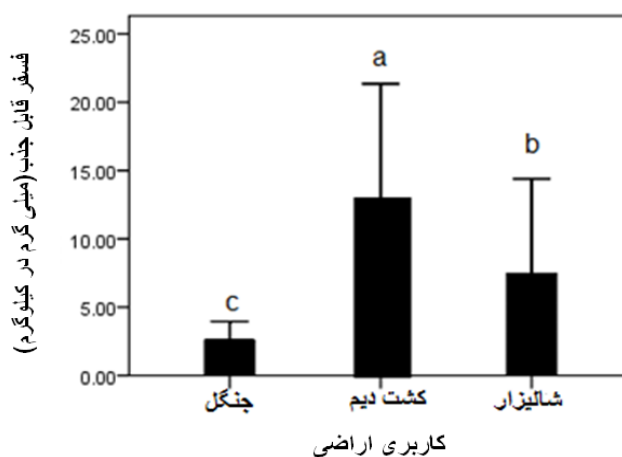
همان‌گونه که در جدول ۱ مشاهده می‌شود، درصد نیتروژن در لایه سطحی به‌طور معناداری بر اثر تغییر کاربری کاهش یافته و از ۰/۱۵ درصد در جنگل به ۰/۱۱ درصد در کاربری دیم رسیده است؛ اما این کاهش در لایه زیرسطحی معنادار نبوده است؛ علت این امر ممکن است این باشد که از آنجاکه مواد آلی، ذخایری برای نیتروژن خاک محسوب می‌شود و این مواد آلی در لایه سطحی، بیشتر از لایه زیرسطحی دستخوش تغییر است، بدیهی است که تغییرات و کاهش نیتروژن بر اثر کشت‌وکار در لایه سطحی محسوس‌تر باشد.

به‌طور کلی، نتایج تجزیه و تحلیل داده‌ها حاکی از آن است که تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعی سبب کاهش نیتروژن خاک می‌شود (شکل ۳). سولومون و همکاران (۲۰۰۲: ۲۱) دلیل این امر را کاهش ورود مواد آلی به خاک و همچنین، تأثیر عملیات خاک‌ورزی اعلام کردند. این پژوهشگران با بررسی خاک‌های مناطق مرتفع و نیمه‌مرطوب ایتوپیا دریافتند که جنگل‌تراشی و ۲۵ سال کشت‌وکار پیوسته، ۵۲ درصد از نیتروژن کل خاک را از بین برده است. کیانی و همکاران (۱۳۸۶: ۴۵۳) نیز در استان گلستان مشاهده کردند که نیتروژن بر اثر تبدیل جنگل به اراضی کشاورزی، به‌طور تقریبی به مقدار یک‌سوم کاهش یافته است. این پژوهشگران بیان کردند که به‌نظر می‌رسد تجزیه ریشه و جذب توسط گیاهان، تأثیر بسزایی بر پراکنش نیتروژن کل در خاک دارد. دانگ و همکاران (۲۰۰۲) در شمال ویتنام نیز کاهش مقدار نیتروژن

خاک را طی جنگل‌تراشی و عملیات زراعی گزارش کردند. لمنی و همکاران (۲۰۰۵: ۳۷۳) کاهش ۵۹/۲ درصدی مقدار نیتروژن را ضمن تغییر کاربری از جنگل به اراضی زراعی اعلام داشتند.

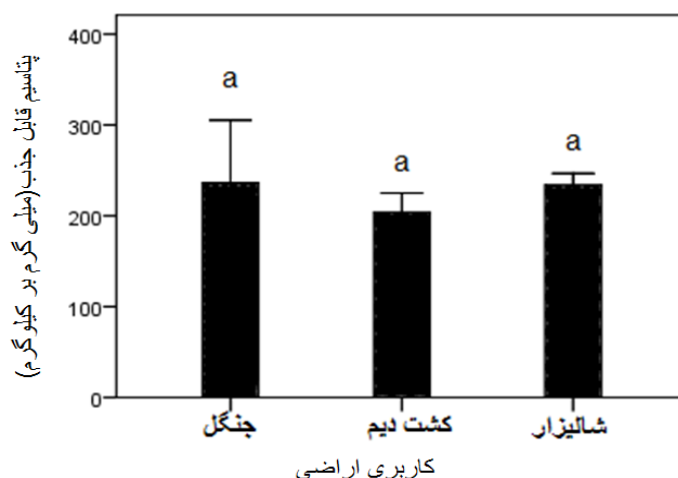
اثر تغییر کاربری بر مقدار فسفر جذب‌شده خاک

همان‌گونه که در جدول ۱ مشاهده می‌شود، بیشترین مقدار فسفر جذب‌شده در لایه سطحی، در کاربری دیم با ۲۱/۸۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کمترین آن در کاربری جنگل بود؛ اما در لایه زیرسطحی، اختلاف معناداری میان کاربری‌ها مشاهده نشد. به‌طور کلی، مقدار فسفر در لایه سطحی (۱۳/۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بسیار بیشتر از مقدار آن در لایه زیرسطحی (۲/۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود.



شکل ۴. مقدار فسفر جذب‌شده در جنگل، کشت دیم و شالیزار (داده‌ها مربوط به میانگین دو عمق است)

آنچه از شکل ۴ برمی‌آید، این است که تغییر کاربری اراضی از جنگل به کشاورزی سبب افزایش مقدار فسفر خاک شده است؛ دلیل این امر را استفاده از کودهای فسفوره در لایه سطحی اراضی زراعی می‌توان دانست که سبب تجمع و افزایش فسفر خاک نسبت به اراضی جنگلی شده است. لمنی و همکاران (۲۰۰۵: ۳۷۳) نیز طی پژوهشی که در ارتفاع‌های جنوب اتیوپی انجام دادند، گزارش کردند که مقدار فسفر جذب‌شده خاک در لایه سطحی آن، بیش از ۲۰۷ درصد طی ده سال نخست پس از قطع درختان جنگلی افزایش یافت؛ گرچه کیانی و همکاران (۱۳۸۶: ۴۵۳) در استان گلستان یافته‌هایی مبنی بر نبود تفاوت معنادار میان اراضی جنگلی و کشاورزی گزارش کردند که با نتایج مشاهده‌های بکت و استروس‌نیچدر (۲۰۰۳: ۸۵) نیز همخوانی داشت.

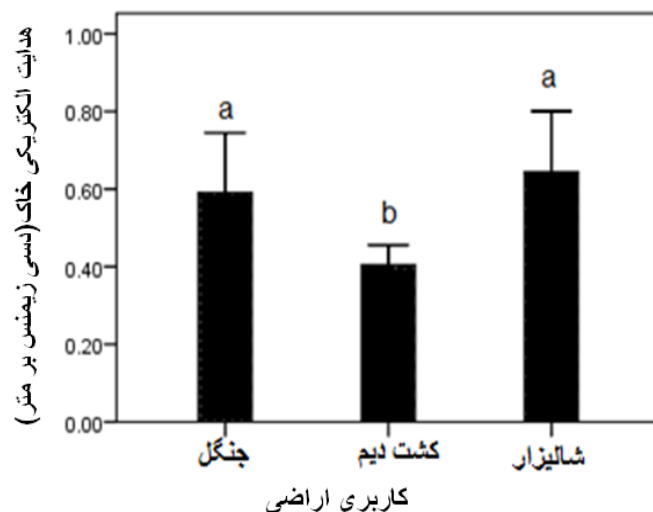


شکل ۵. مقدار پتاسیم جذب‌شده در جنگل، کشت دیم و شالیزار (داده‌ها مربوط به میانگین دو عمق است)

اثر تغییر کاربری بر پتاسیم جذب‌شده خاک

نتایج اندازه‌گیری مقدار پتاسیم موجود در عمق ۰-۲۰ و ۲۰-۵۰ سانتی‌متری در جدول ۱ ارائه شده است. براساس این نتایج، مقدار پتاسیم جذب‌شده لایه سطحی خاک جنگل بیشتر از اراضی کشاورزی بود. اگرچه این اختلاف از نظر آماری معنادار نبود، در لایه زیرسطحی نتیجه متفاوتی به دست آمد و مقدار پتاسیم جذب‌شده در خاک جنگل کمتر از اراضی دیم و شالیزار بود و کاربری شالیزار، بیشترین مقدار پتاسیم جذب‌شده را نشان داد.

دلیل این امر را کمتر بودن آب‌شویی و در نتیجه، انتقال کمتر پتاسیم از لایه سطحی به زیرسطحی در کاربری جنگل نسبت به شالیزار و دیم می‌توان دانست. اگرچه نتایج نشان‌دهنده کاهش مقدار پتاسیم در نتیجه تغییر کاربری از جنگل به کاربری زراعی بود، این کاهش از نظر آماری معنادار نبود و همه تیمارها در یک سطح قرار داشت (شکل ۵). پتاسیم در لایه سطحی (۱۷۹/۹۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) کمتر از لایه زیرسطحی (۱۹۶/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود که شاید شست‌وشو و انتقال پتاسیم به لایه‌های زیرین سبب تجمع و افزایش آن در لایه زیرسطحی شده باشد. کیانی و همکاران (۱۳۸۶: ۴۵۳) در گلستان اعلام داشتند که مقدار پتاسیم با قطع درختان جنگلی و افزایش عملیات کشاورزی و در نتیجه، افزایش شست‌وشوی این عنصر و انتقال به لایه‌های پایینی خاک، از ۲۵۵/۴ به ۲۱۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک کاهش یافته است؛ در حالی که لمنی و همکاران (۲۰۰۵) در پژوهش‌های خود در جنوب اتیوپی، نتایج متفاوتی مبنی بر افزایش پتاسیم در دسترس به مقدار بیشتر از ۳۵۶ درصد طی ده سال نخست پس از قطع درختان جنگلی مشاهده کردند.



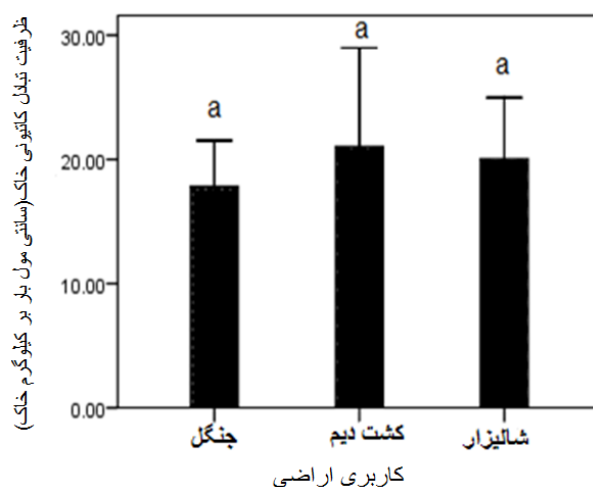
شکل ۶. مقدار قابلیت هدایت الکتریکی خاک در جنگل، کشت دیم و شالیزار (داده‌ها مربوط به میانگین دو عمق است)

اثر تغییر کاربری بر مقدار قابلیت هدایت الکتریکی خاک

براساس نتایج، کاربری دیم در لایه سطحی، قابلیت هدایت الکتریکی کمتری نسبت به جنگل و شالیزار نشان داد. اگرچه این نتیجه برای عمق زیرسطحی نیز تکرار شد، این اختلاف از نظر آماری معنادار نبود. به‌طور کلی، مقدار قابلیت هدایت الکتریکی خاک در لایه سطحی، بیشتر از لایه زیرسطحی بود (جدول ۱) که حرکت موئینگی آب در خاک، عملیات کشاورزی، ویژگی‌های خاک و غیره را دلیل ایجاد تفاوت معنادار آماری از لحاظ این شاخص، بین دو لایه خاک در این اراضی می‌توان دانست (حاج‌عباسی و همکاران، ۱۳۸۶).

کاربری دیم با مقدار ۰/۴۲ دسی‌زیمنس بر متر، قابلیت هدایت الکتریکی کمتری نسبت به شالیزار و جنگل به‌ترتیب با ۰/۶۴ و ۰/۵۹ دسی‌زیمنس بر متر داشت (شکل ۶).

شعبان‌زاده و همکاران (۱۳۹۰) طی پژوهش‌های خود در منطقه کیاسر، یافته‌های متفاوتی مبنی بر نبود اختلاف معنادار قابلیت هدایت الکتریکی بین کاربری جنگل و کشاورزی گزارش کردند. خالدیان و همکاران (۱۳۹۰) نیز نتایج متناقضی مبنی بر افزایش ۷۸ درصدی مقدار قابلیت هدایت الکتریکی خاک بر اثر تغییر کاربری از جنگل به اراضی کشاورزی بیان کردند که با نتایج بولان و همکاران (۱۹۹۱) مطابقت داشت؛ اما اکبری و همکاران (۱۳۹۰) در اصفهان به این نتیجه رسیدند که قابلیت هدایت الکتریکی کشت برنج نسبت به دیگر کاربری‌های بررسی شده بیشتر بوده است.



شکل ۷. مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در جنگل، کشت دیم و شالیزار (داده‌ها مربوط به میانگین دو عمق است)

اثر تغییر کاربری بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک

نتایج مربوط به مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی در کاربری‌ها و اعماق مختلف در جدول ۱ آورده شده است. مقایسه میانگین داده‌های به دست آمده نشان داد که مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی -چه در عمق ۰-۲۰ سانتی متری و چه در عمق ۲۰-۵۰ سانتی متری- فاقد اختلاف آماری معنادار میان کاربری‌های بررسی شده است (جدول ۱). به طور کلی، نتایج تجزیه و تحلیل داده‌ها بیان کننده آن بود که تغییر کاربری اراضی بر مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی خاک مؤثر نبوده است (شکل ۷). کیانی و همکاران (۱۳۸۶) در گلستان نیز به نتایج مشابهی دست یافتند. آنان بیان کردند که تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعی، اثر معناداری بر مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نداشته است؛ در حالی که سانچزمارانون و همکاران (۲۰۰۲) در جنوب اسپانیا، کاهش ۴۸ درصدی مقدار این شاخص را بر اثر تغییر کاربری بیان کردند. عاکف و همکاران (۱۳۸۲) در گیلان، خرمالی و شمسی (۱۳۸۸) در گلستان و وگن و همکاران (۲۰۰۶) در ماداگاسکار نیز نتایج متفاوتی را مبنی بر کاهش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک بر اثر تغییر کاربری اراضی جنگلی به اراضی زراعی اعلام کردند که با مشاهدات بکت و استروس نیچدر (۲۰۰۳) نیز همخوانی داشت.

همبستگی بین ویژگی‌های شیمیایی بررسی شده در این پژوهش

همان گونه که در جدول ۲ مشاهده می‌شود، بین واکنش خاک و هدایت الکتریکی آن، همبستگی مثبتی دیده شد که به معنای آن است که با افزایش واکنش خاک، مقدار قابلیت هدایت الکتریکی خاک نیز افزایش می‌یابد که این امر ممکن است به این دلیل باشد که افزایش مقدار کاتیون‌های بازی در محلول خاک، به افزایش واکنش آن منجر می‌شود و با افزایش مقدار کاتیون‌های بازی، قابلیت هدایت الکتریکی خاک نیز افزایش می‌یابد. میان کربن آلی خاک و نیتروژن کل نیز همبستگی مثبتی مشاهده شد (جدول ۲)؛ زیرا نیتروژن خاک به طور عمده در قالب ترکیبات آلی در خاک وجود دارد؛ به طوری که مواد آلی خاک را به منزلهٔ انباری برای نیتروژن معرفی می‌کنند (سالاردینی، ۱۳۷۴).

بین مقدار کربن آلی خاک و قابلیت هدایت الکتریکی و مقدار پتاسیم جذب‌شده آن، رابطه مثبتی وجود دارد؛ چراکه ماده آلی خاک را منبعی غنی از یون‌ها می‌توان دانست؛ افزون بر اینکه تجزیه مواد آلی موجود در خاک، مهم‌ترین عامل تولید اسیدهای آلی در خاک است که سبب هوازدگی کانی‌های رسی (منبع عمده پتاسیم غیرتبادلی) و رهاسازی پتاسیم غیرتبادلی و در نتیجه، افزایش مقدار پتاسیم جذب‌شده می‌شود (جدول ۲). میان مقدار قابلیت هدایت الکتریکی خاک و مقدار پتاسیم جذب‌شده و نیتروژن کل، رابطه مثبتی وجود دارد؛ چراکه افزایش یون‌ها و املاح محلول خاک سبب افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک می‌شود. مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نیز با مقدار فسفر در دسترس، همبستگی مثبت و معناداری دارد (جدول ۲). بدیهی است که هرچه مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی خاک بیشتر باشد، توان خاک در نگهداری یون‌ها و عناصر غذایی در سطح کلوئیدهای خاک نیز بیشتر می‌شود که این امر، مانع شست‌وشو و هدررفت آنها می‌شود؛ در نتیجه مقدار عناصر در دسترس، از جمله فسفر نیز افزایش خواهد یافت.

جدول ۲. ضرایب همبستگی بین برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک

	pH	OC	TN	P	K	EC	CEC
pH	۱						
OC	۰/۰۲۷ ^{ns}	۱					
TN	۰/۰۵۵ ^{ns}	۰/۶۳۳ ^{**}	۱				
P	-۰/۲۳۹ ^{ns}	۰/۱۳۹ ^{ns}	-۰/۰۸۷ ^{ns}	۱			
K	-۰/۱۸۳ ^{ns}	۰/۵۳۰ ^{**}	۰/۵۶۹ ^{**}	۰/۱۴۸ ^{ns}	۱		
EC	۰/۵۱۰ [*]	۰/۶۷۵ ^{**}	۰/۵۸۰ ^{**}	۰/۱۱۹ ^{ns}	۰/۴۳۵ [*]	۱	
CEC	-۰/۰۸۶ ^{ns}	۰/۲۶۶ ^{ns}	۰/۲۵ ^{ns}	۰/۵۱۶ ^{**}	۰/۲۹۰ ^{ns}	۰/۰۸۹ ^{ns}	۱

**، *، ns به ترتیب بیان‌کننده اثر معنادار بر سطح احتمال یک درصد، ۵ درصد و عدم اثر معنادار است.

OC: کربن آلی؛ pH: واکنش خاک؛ EC: قابلیت هدایت الکتریکی؛ CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی؛ TN: نیتروژن کل؛ P: فسفر جذب‌شده؛ K: پتاسیم جذب‌شده

نتیجه‌گیری

براساس نتایج این پژوهش، تغییر کاربری اراضی از جنگل هیرکانی به کشت دیم (کلزا) اثر معناداری بر واکنش خاک نداشت؛ اما با تبدیل جنگل به شالیزار، مقدار آن از ۶/۴۳ به ۷/۵۲ افزایش یافت. تغییر کاربری سبب کاهش مقدار کربن آلی شد که این کاهش در تبدیل جنگل به دیم در حدود ۴۶/۵ درصد و در تبدیل آن به شالیزار نزدیک به ۳۸ درصد بود. مقدار نیتروژن نیز طی تبدیل جنگل به کشت دیم کاهش یافت؛ اما این کاهش در تبدیل آن به شالیزار محسوس نبود؛ در حالی که تغییر کاربری اراضی جنگلی هیرکانی سبب افزایشی نزدیک به چهاربرابر در مقدار فسفر جذب‌شده در اراضی دیم و افزایشی در حدود دوبرابر در اراضی تبدیل‌شده به شالیزار شد، اثری بر مقدار پتاسیم جذب‌شده و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نداشت. کمترین مقدار قابلیت هدایت الکتریکی در کشت دیم مشاهده شد. ضرایب همبستگی میان

شاخص‌ها نیز نشان‌دهنده همبستگی مثبت و معناداری میان کربن آلی و نیتروژن، پتاسیم در دسترس و قابلیت هدایت الکتریکی بود. میان قابلیت هدایت الکتریکی و مقدار نیتروژن، پتاسیم و واکنش خاک نیز همبستگی مثبت وجود داشت و با افزایش مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، مقدار فسفر جذب‌شده آن نیز افزایش یافت. همچنان که مشاهده شد، تغییر کاربری سبب تغییر در برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک شد که هر کدام از این ویژگی‌ها نیز بر مقدار ویژگی‌های دیگر مؤثر بود؛ بنابراین با توجه به اهمیت بوم‌شناختی جنگل‌های شمال کشور، نتایج این پژوهش ضرورت دقت و توجه بیشتر برای تعدیل اثرهای نامطلوب تغییر کاربری اراضی با اعمال شیوه‌های کارآمد مدیریت اراضی در این مناطق را نشان می‌دهد.

منابع

- اکبری، ن.ا.، جلالیان، ن. و رضایی‌نژاد، ع. (۱۳۹۰). «اثرات درازمدت کشت برنج، باغ، تناوب برنج و آیش بر روی کیفیت خاک در سری زاینده‌رود زرین شهر اصفهان». *دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران*. تبریز. ۱۲-۱۴ شهریور.
- حاج‌عباسی، م.ع.، بسالت‌پور، ا. و مللی، ا.ر. (۱۳۸۶). «اثر تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های جنوب و جنوب غربی اصفهان». *مجله تولید و فرآوری محصولات زراعی و باغی*. ج ۱۱. ش ۴۲ (ب). ص ۵۲۵-۵۳۴.
- حق‌نیا، غ.ج. و کوچکی، ع. (۱۳۷۵). *مدیریت پایدار خاک*. ترجمه. مشهد: انتشارات جهاد دانشگاهی مشهد.
- حسینی، م. و گلچین، ا. (۱۳۹۰). «پایداری خاکدانه‌ها در اراضی با کاربری متفاوت و نحوه توزیع کربن آلی و معدنی در خاکدانه‌ها با اندازه‌های متفاوت». *دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران*. تبریز. ۱۲-۱۴ شهریور.
- خالدیان، ی.، کیانی، ف.، ابراهیمی، س. و موحدی ناینی، ع. (۱۳۹۰). «تأثیر تخریب جنگل‌ها، تغییر کاربری اراضی و ویلاسازی بر برخی شاخص‌های کیفیت خاک در حوضه زیارت استان گلستان». *پژوهش‌های حفاظت آب و خاک*. ج ۱۸. ش ۳. ص ۱۶۷-۱۸۴.
- خرمالی، ف. و شمسی، س. (۱۳۸۸). «مطالعه کیفیت و میکرومورفولوژی تحول خاک در کاربری‌های مختلف در اراضی شیب‌دار لسی شرق استان گلستان (مطالعه موردی: حوضه قیان)». *علوم کشاورزی و منابع طبیعی*. ج ۱۶. ش ۳.
- سالاردینی، ع.ا. (۱۳۷۴). *حاصلخیزی خاک*. تهران: انتشارات دانشگاه تهران.
- شعبان‌زاده، س.، جعفریان، ز.، شکری، م. و کاویان، ع.ا. (۱۳۹۰). «مطالعه برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در سه کاربری مجاور هم (مطالعه موردی: منطقه پشت کياسر)». *دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران*. تبریز. ۱۲-۱۴ شهریور.
- عاکف، م.، محمودی، ش.، کریمیان اقبال، م. و سرمیدان، ف. (۱۳۸۲). «بررسی تغییرات ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی و میکرومورفولوژیکی خاک جنگل‌های طبیعی تبدیل‌شده به شالیزارها در منطقه فومنات گیلان». *مجله منابع طبیعی ایران*. دوره ۵۶. ش ۴. ص ۴۰۷-۴۲۳.
- کیانی، ف.، جلالیان، ا.، پاشایی، ع. و خادمی، ح. (۱۳۸۶). «نقش جنگل‌تراشی، قرق و تخریب مراتع بر شاخص‌های کیفیت خاک در اراضی لسی استان گلستان». *مجله علوم آب و خاک - علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی*. س ۱۱. ش ۴۱ (ب). ص ۴۵۳-۴۶۳.
- نشریه سازمان آب منطقه‌ای. *مطالعات بهنگام‌سازی اطلس منابع آب حوضه آبریز رودخانه‌های مازندران و شرق گیلان*. ج ۳. قسمت ۵. بیلان محدودده ساری - نکا. ص ۲۱-۲۲.
- نیک‌نهاد قرماخر، ح. و مارامایی، م.ق. (۱۳۹۰). «مطالعه اثرات تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات خاک (مطالعه موردی: حوضه آبخیز کچیک)». *مدیریت خاک و تولید پایدار*. ج ۱. ش ۲. ص ۸۱-۹۶.

- Akef, M., Mahmoudi, Sh., Karimian Eghbal, M. and Sarmadian, F. (2003). "Physico-Chemical and Micro-Morphological Changes in Paddy Soils Converted from Forest in Foomanat Region, Gilan". *Journal of Iran Natural Resources*. Vol. 56. No. 4. pp. 407-423. (In Persian).
- Bewket, W. and Stroosnijder, I. (2003). "Effects of agro-ecological land use succession on soil properties in Chemoga Watershed, Blue Nil Basins, Ethiopia". *Geoderma*. No. 111. pp. 85-95.
- Bolan, N.S., Hedley, M.J. and White, R.E. (1991). "Process of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pasture". *Journal of Plant and Soil*. No. 134. pp. 53-63.
- Bray, R.H., and Kurtz L.T. (1945). "Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils". *Soil Science*. No. 59. pp. 39-45.
- Celik, I. (2005). "Land-use Effects on Organic Matter and Physical Properties of Soil in a Southern Mediterranean Highland of Turkey". *Soil Tillage Research*. No. 83. pp. 270-277.
- Chen ming, L., Geng ling, L., Chen, M. and Liu, G.L. (1994). "Clay mineral composition, soil fertility and surface chemistry characteristics of Quaternary red soils in Southern Hunan province". *Scientia Agriculture Sinica*. Vol. 24. No. 2. pp. 24-30.
- Chibsa, T. and Ta'a, A. (2009). "Assessment 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 cultivated land". *World Applied Sciences Journal*. Vol. 6. No. 9. pp. 1231-1246.
- Dalal, R. and Mayer, R.S. (1986). "Long-term trend in fertility of soils under continuous cultivation and cropping in southern Queensland.II. Total organic carbon and its loss from the soil profile". *Australian Journal of Soil Research*. No. 24. pp. 281-292.
- Dang, V.M., Anderson, D.W. and Farrell, R.E. (2002). "Indicators for assessing soil quality after longterm tea cultivation in Northern Mountainous Vietnam". *17th World Congress of Soil Science*. Bangkok Thailand. 14-21 August.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M. and Ellert, B.H. (1994). "Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils". *Canadian Journal Soil Science*. No. 75. pp. 367-385.
- Gregorich, E.G., Greer, K.L., Anderson, D.W. and Liang, B.C. (1998). "Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects". *Soil and Tillage Research*. No. 4. pp. 291-302.
- Haghnia, Gh.H; Kochaki, A. (1996). *Sustainable management of soil*. Mashhad: Iranian Academic Center for Education, Culture and Research (ACECR). (In Persian).
- Hall, T.B., Rosillo-Calle, F., Williams, R.H. and Woods, J. (1993). "Biomass for energysupply prospects". In: Hall, T.B., H. Kelly, A. K. N. Reddy and R. H. Willams, (Eds). *Renewable: Energy: Sources for Fuels and Electricity*. Island Press. Washington D.C. pp. 593-651.
- Haj-Abbasi, M., Besalatpour, A. and Melali, A. (2008). "Impacts of Converting Rangelands to Cultivated Land on Physical and Chemical Properties of Soils in West and Southwest of Isfahan". *Journal of crop production and processing*. Vol. 11. No. 42. pp. 525-534. (In Persian).
- Hosseini, M. and Golchin, A. (2011). "Aggregate Stability in Lands with Different Usage and Distribution of Organic and Inorganic Carbon in Soil Aggregates with Different Sizes". *12th Congress of Soil Science of Iran*. Tabriz. 3-5 september. (In Persian).
- Islam, K.R., Kamaluddin, M., Bhuiyan, M.K. and Badruddin, A. (1999). "Comparative performance of exotic and indigenous forest species for tropical semi-evergreen degraded forest land reforestation in Bangladesh". *Land Degradation and Development*. No. 10. pp. 241-249.
- Islam, K.R and Weil, R.R. (2000). "Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh". *Agriculture Ecosystems and Environment*. No. 79. pp. 9-16.
- Khaledian, Y., Kiani, F., Ebrahimi, S. and Movahedi Naeini, A. (2011). "Impact of Forest Degradation, Changing Land use and Building villas on some Indicators of Soil Quality in the Watershed, Golestan province". *Journal of Water and Soil Conservation*. Vol. 18. No. 3. pp. 167-184. (In Persian).
- Khormali, F. and Shamsi, S. (2009). "Study of Soil Quality and Micromorphology of Soil Transformation in Different Land uses in Loess Sloping Lands in East of Golestan Province, Case study of Ghpan Area". *Journal of Agriculture Science and Natural Resources*. Vol. 16. No. 3. (In Persian).

- Kiani, F., Jalalian, A., Pashaei, A., and Khademi, H. (2007). "Effect of Deforestation, Grazing exclusion and Rangeland Degradation on Soil Quality Indices in Loess-Derived Landforms of Golestan Province". *Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, Water and Soil Science*. Vol. 11. No. 41. pp. 453-464. (In Persian).
- Kim, J.K., Jung, Y.T., Son, I.S. and Yun, E.S. (1991). "Evaluation of the physicochemical properties of paddy soils in Yeongnam area". *Research Reports of the Rural Development Administration Soil and Fertilizer*. No. 33. pp. 38-44.
- Lemenih, M., Karlton, M. and Olsson, M. (2005). "Assessing soil chemical and physical property responses to deforestation and subsequent cultivation in smallholders farming system in Ethiopia". *Agriculture Ecosystems and Environment*. No. 105. pp. 373-386.
- Martinez-Mena, M., Lopez, J., Almagro, M., Boix-Fayos, V. and Albaladejo, J. (2008). "Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of south-east Spain". *Soil and Tillage Research*. No. 99. pp. 119-129.
- 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*. No. 27. pp. 221-232.
- Niknahad Gharmakher, 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*. Vol. 1. No. 2. pp. 81-96. (In Persian).
- Olsen, S.R. and Sommers, L.E., (1990). "Phosphorus". In: Page AL (Eds.), *Methods of soil analysis*. Part 2.2nd ed. Argon. Monogr. 9. A.S.A. Madison. WI. U.S.A., PP. 403-431.
- Ponnamperurna, F.N. (1978). "Electrochemical changes in submerged soils and the growth of rice". *Soil and Rice. International Rice Research Institute*. P.O. Box 933. Manila. pp. 421-439.
- Regional Water Organization. "Studies of Updating the Basin Water Resources Atlas of Mazandaran and East of Gilan Rivers". Vol. III. Part V. balance of Sari-Neka.
- Salardini, A.A. (1995). *Soil Fertility*. Tehran: University of Tehran Press. (In Persian).
- Sanchez-Maranon, M., Soriano, M., Delgado, G. and Delgado, R. (2002). "Soil quality Mediterranean mountain environments: effects of land use change". *Soil Science Society of America Journal*. No. 66. pp. 948-958.
- Shaban-Zadeh, S., Jafarian, M. and Kavayan, A.A. (2011). "Study of Physical and Chemical Properties of Soil in Three Adjacent Land uses (Case Study: Region Psht Kiasar)". *12th Congress of Soil Science of Iran*. Tabriz. 3-5 September. (In Persian).
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T. and Combrink, C. (2000). "Soil structure and organic matter distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon". *Soil Science Society of America Journal*. No. 64. pp. 681-689.
- Solomon, D., Lehman, J., Mamo, T., Fritzsche, F. and Zech, W. (2002). "Phosphorus forms and dynamics as influenced by land use changes in the sub-humid Ethiopian highlands". *Geoderma*. No. 50. pp. 21-48.
- Tejada, M. and Gonzalez, J.L. (2008). "Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality". *Geoderma*. No. 145. pp. 325-334.
- 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*. No. 131. pp. 190-200.
- Walkley, A.C. and Black, T.A. (1935). "Estimation of soil organic carbon by chromic acid titration method". *Soil Science Society of America*. No. 47. pp. 29- 38.
- Wang, Z., Cheng, A.C. and Wu, L. (2003). "Assessing the soil quality of long-term reclaimed waste water-irrigated cropland". *Geoderma*. No. 114. pp. 261-278.
- Westerman, R.L. (1990). "Soil testing and plant analysis". *Soil Science Society of America*. Madison. Wisconsin. USA.
- Wu, R., and Tiessen, H. (2002). "Effect of land use on soil degradation in Alpine grassland soil, China". *Soil Science Society of America Journal*. No. 66. pp. 1648-1655.