اثر متقابل چرای حیوانات و رهاسازی اراضی کشاورزی بر پارامترهای نفوذ و خصوصیات بیولوژیک خاک در مراتع نیمه‌استپی

مرضیه جلیل‌پور[۱]، الهام چاوشی*[۲] و احمد جلالیان[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۱/۱۷ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۰۴/۰۸

چکیده

این تحقیق با هدف بررسی احیاء اراضی کشاورزی بعد از دوره‌های مختلف رهاسازی در دو مدیریت چرایی آزاد و مدیریت‌شده به دنبال بررسی این موضوع است که آیا اولا رهاسازی اراضی باعث بازگشت آنها به شرایط اولیه مرتع شده است و ثانیا نحوه مدیریت چرای حیوانات بر روند احیای این اراضی بعد از رهاسازی تاثیر داشته است؟ به این منظور در منطقه حفاظت‌شده تنگ صیاد یکی از مراتع نیمه‌استپی استان چهارمحال و بختیاری، زمین‌های با سابقه رهاسازی متفاوت شامل کمتر از ۵ سال، بین ۵ تا ۱۵ سال، بین ۱۵ تا ۳۰ سال، بالاتر از ۳۰ سال رهاسازی به همراه یک مرتع شاهد در دو مدیریت چرایی شامل چرای سبک و چرای آزاد انتخاب شد و متغیرهای نفوذ آب به خاک شامل هدایت هیدرولیکی، ضریب جذب خاک و عکس طول درشت مویینگی به همراه یکسری متغیرهای مهم بیولوژیکی مانند نرخ معدنی‌شدن کربن، بیوماس میکروبی و تنفس پایه اندازه‌گیری شده و در مدیریت‌های چرایی مختلف در اراضی با سابقه رهاسازی مختلف مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که در مناطق با مدیریت چرای حیوانات (مناطق حفاظت‌شده) بین تیمارهای رهاسازی کمتر از ۵، ۶ تا ۱۵ و ۱۵ تا ۳۰ سالگی تفاوت معنی‌داری در ضریب هدایت هیدرولیکی (kfs) و ضریب جذب رطوبت خاک وجود نداشت ولی با افزایش سن رهاسازی به بالاتر از ۳۰ سال اختلافات معنی‌دار ظاهر شده است. همچنین با افزایش سن رهاسازی میزان تنفس پایه کاهش یافت و تنها سطوح با رهاسازی‌های بالاتر از ۳۰ سال و مرتع حفاظت‌شده، مشاهده تنفس پایه شبیه به مرتع گردید. نرخ معدنی‌شدن کربن با افزایش سابقه رهاسازی در مناطق حفاظت‌شده در مقایسه با مناطقی که چرای آزاد برروی آنها انجام می‌گیرد با سرعت بیشتری به تیمار مرتع نزدیک شده بود. نتایج موید این موضوع است سیر توالی زمین‌های رهاشده که چرای سنگین بر روی آنها انجام می‌شود با سرعت کمتری به سمت کلیماکس می‌رود ولی در مدیریت‌های با چرای سبک پس از ۳۰ سال خاک احیا و شبیه به مراتع همجوار شده است.

واژه‌های کلیدی: رهاسازی اراضی، هدایت هیدرلیکی خاک، بیوماس میکروبی، تنفس پایه، نرخ معدنی شدن کربن، ضریب جذب خاک.

[۱]- دانشجوی دکتری علوم خاک، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان (خوراسگان)، ایران.

[۲] - استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان (خوراسگان)، ایران.

* نویسنده مسئول: Chavoshie@yahoo.com

[۳]- استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان (خوراسگان)، ایران.

مقدمه

تغییر کاربری اراضی، به ویژه تبدیل جنگل به مرتع یا زمین کشاورزی، یا مرتع به کشاورزی و بالعکس در بسیاری از اکوسیستم‌ها یک رویداد و روند معمول بوده و یکی از عوامل مؤثر و غالب بر تغییر تنوع زیستی و عملکرد اکوسیستم‌های طبیعی می‌باشد. در طول ۵۰ سال گذشته، میزان اراضی کشاورزی رهاشده به طور قابل‌ملاحظه‌ای افزایش یافته است و انتظار می‌رود یک افزایش تصاعدی از رهاسازی اراضی کشاورزی در آینده‌ای نزدیک در حال وقوع باشد. در مقیاس جهانی، سطح اراضی تخریب شده ناشی از فعالیت‌های کشاورزی در حدود ۱۲ میلیون و ۴۰۰ هزار کیلومتر مربع بوده (۸) و بر اساس آمار ارائه شده در طرح تعادل دام و مرتع، سطح دیمزارهای کشور ایران ۱۲ میلیون هکتار برآورد گردیده است که حدود نیمی از آن، شامل دیمزارهای کم‌بازده و رهاشده است (۱۱). مطالعات زیادی نشان دادند که تبدیل کاربری به ویژه از مرتع به کشاورزی در اکوسیستم‌های مناطق مختلف می‌تواند باعث تغییرات قابل توجهی در ویژگی‌های خاک شود. در نتیجه با رهاسازی این زمینها انتظار بر این است که با استقرار پوشش گیاهی شرایط کیفیت خاک بهبود یابد. افزون بر این بهره‌برداری نامناسب از مراتع به ویژه چرای شدید باعث وارد آمدن خساراتی چون فشردگی‌خاک، کاهش سرعت نفوذ آب به خاک و افزایش جریان سطحی حاصل از بارندگی و در نتیجه افزایش میزان فرسایش و هدررفت خاک و کاهش کیفیت خاک می‌شود (۲۰ و ۲۳). بنابراین این تحقیق به دنبال این موضوع است که مشخص کند تحت سناریوهای مختلف چرای حیوانات اثر رهاسازی بر پارامترهای مختلف خاک به ویژه خصوصیات هیدروفیزیکی و بیولوژیکی خاک چگونه است.

براساس نتایج پژوهش‌های انجام‌شده، بسته به نوع مرتع مورد مطالعه، تغییر کاربری اراضی از مرتع به کشاورزی می‌تواند باعث بهبود کیفیت خاک و یا تخریب آن شود و اگر مرتع مورد مطالعه از نظر پوشش گیاهی فقیر باشد کشاورزی باعث بهبود کیفیت خاک می‌شود ولی اگر پوشش گیاهی آن غنی باشد این تغییر کاربری می‌تواند باعث تخریب خاک گردد (۱ و ۱۸). برای مثال رئیسی (۲۰۰۷) در پژوهشی به تعیین واکنش کوتاه‌مدت شاخص‌های کیفیت خاک بر اثر تغییر کاربری زمین از مراتع به باغات بادام و سپس کشت یونجه در این زمین‌ها پرداخت نتیجه گرفت که تبدیل مراتع فقیر به زمین‌های تحت کشت یونجه برای جامعه‌ی میکروبی خاک مفید بوده است و بهبود کیفیت خاک و افزایش فعالیت‌های میکروبیولوژیکی در زمین‌های یونجه نسبت به مراتع فقیر به علت رشد سریع و تثبیت نیتروژن توسط یونجه و در نتیجه بهبود ذخیره نیتروژن خاک می‌باشد.

یوسفی‌فرد و همکاران (۲۰۰۸) با مطالعه‌ای با هدف مقایسه برخی از شاخص‌های کیفیت خاک در چهار کاربری اراضی شامل مرتع با پوشش گیاهی تقریباً خوب (کمتر از ۲۰ درصد)، مرتع با پوشش گیاهی ضعیف (کمتر از ۱۰ درصد)، دیمزار و دیمزار رهاشده نشان داد که مقدار ماده آلی و فسفر قابل‌دسترس طی تغییر کاربری اراضی مرتعی کاهش یافته و بیشترین کاهش در دیمزار مشاهده شد. برزگر و همکاران (۲۰۰۴) طی مطالعه‌ای تأثیر مقادیر و انواع مختلف ماده آلی را بر ویژگی‌های فیزیکی خاک بررسی کردند و مشاهده نمودند که کاربرد ماده آلی به طور معنی‌داری پایداری خاکدانه‌ها و سرعت نفوذ را افزایش داد و همچنین منجر به کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک شد. در مجموع ماده آلی موجود در خاک مانع افزایش فرسایش پذیری خاک و فروپاشی خاکدانه، افزایش نفوذپذیری خاک، افزایش ظرفیت نگهداری آب، بهبود ساختمان خاک و ممانعت از تشکیل سله می‌گردد، از این‌رو تخریب خصوصیات فیزیکی خاک به دنبال کاهش ماده آلی در اثر تغییر کاربری اراضی امری بدیهی است .

رئیسی (۲۰۱۲) با بررسی خواص خاک و پویایی کربن در اراضی ۲۲ رهاشده و اراضی کشاورزی در منطقه نیمه‌خشک ایران مرکزی پرداخت و خواص خاک را در عمق ۰- ۱۵ و ۱۵- ۳۰ سانتی‌متری اراضی رهاشده و اراضی تحت کشت گندم و یونجه مورد بررسی و ارزیابی قرارداد، نتایج نشان داد که پایداری خاکدانه‌های پایدار در آب در اراضی رهاشده با افزایش دوره رهاسازی افزایش پیداکرده است و همچنین ماده آلی خاک نیز در عمق ۰-۱۵ سانتی‌متر در اراضی رهاشده به میزان قابل‌توجهی افزایش پیداکرده است ولی در عمق ۱۵- ۳۰ سانتی‌متری اثرات قابل‌توجهی مشاهده نمی‌شود. همچنین نتایج نشان داد که رهاسازی

اراضی منجر افزایش ترسیب کربن و حفظ باروری و بهره‌برداری از اراضی کشاورزی در منطقه نیمه‌خشک شد. بهشتی آل آقا و همکاران (۲۰۱۲) با بررسی تأثیر کاربری اراضی از مرتع به زمین زراعی به این نتیجه رسیدند که تغییر کاربری اراضی کاهش تنفس میکروبی به میزان ۳۷-۱۳ درصد، (کربن ۶۰-۳۰ درصد) و نیتروژن (۵۶- ۱۸ درصد)، زیست‌توده میکروبی و نسبت کربن به نیتروژن (۹-۱۷ درصد) را به دنبال داشت. شارما و همکاران (۲۰۱۴) در بررسی تأثیر کاربری‌های مختلف شامل اراضی کشاورزی، جنگل، باغ و اراضی تخریب‌شده در ذخیره‌سازی کربن ناپایدار و کربن آلی خاک در دامنه هیمالیا به این نتیجه دست یافتند که مقادیر اکسایش پرمنگنات پتاسیم (KOC) و بیوماس میکروبی کربن (MBC) به ترتیب در اراضی جنگل، باغ، کشاورزی و اراضی تخریب‌شده در هر یک از اعماق بیشتر بود. درصورتی‌که مقدار کربن آلی خاک (SOC) به همین صورت اما در اراضی کشاورزی و تخریب‌شده مشابه بود و بالای ۲۵ درصد کربن آلی پایین‌تری نسبت به خاک جنگل داشتند. با افزایش عمق از مقدار کربن خاک آلی کاسته می‌شود.

بسیاری از مراتع کشور در طی نیم قرن گذشته شخم خورده و در طی دو دهه گذشته رها شده‌اند و تحت تأثیر چرای دام قرار دارند (۱). بسیاری از مطالعات نشان دادند که با گذشت زمان، در مراتع رها شده شرایط خاک بهبود یافته و احتمالاً به زمان پیش از تبدیل کاربری اصلاح می‌یابد. اما با توجه به اینکه اکثر این زمین‌های رها شده به عنوان چرای حیوانات مورد استفاده قرار می‌گیرند درستی این نظریه را تا حدودی زیادی با شک و تردید مواجه می‌کند. به نظر در شرایطی که مراتع شخم‌زده رها می‌شوند در صورتیکه چرای حیوانات بر روی آنها کنترل شود سرعت بازگشت پوشش گیاهی و خاک در آنها زیاد است ولی اگر چرای با شدت زیاد بر روی آنها انجام گیرد پوشش گیاهی و خاک احیا نشده و در نتیجه اثرات مثبت رهاسازی از بین رفته و خاک بیش از پیش تخریب می‌یابد. در این مطالعه هدف بررسی اثرات رهاسازی مراتع تخریب شده بر روی خاک با توجه به سناریوهای مختلف چرای حیوانات (چرای سبک و سنگین) است و با در نظر گرفتن شاخص‌های مختلفی از خاک به آزمون این فرضیه می‌پردازد که تغییرات خصوصیات خاک در اثر رهاسازی زمین‌های تبدیل‌شده در شرایط متفاوت چرای حیوانات چگونه است.

مواد و روش‌ها

این مطالعه در یکی از مناطق نیمه استپی استان چهارمحال و بختیاری منطقه تنگ صیاد انجام می‌شود. منطقه تنگ صیاد ناحیه‌ای کوهستانی و مرتفع با ارتفاع متوسط ۲۷۲۰ متر از سطح دریا، وسعتی معادل ۲۷۰۰۰ هکتار بین مختصات جغرافیایی ″۴۴/۲۸۰۶ ′۵۸ °۵۰ تا ″۲۵/۰۸۹۶ ′۵۱ °۱۰ طول شرقی و ″۶/۲۸۸۶ ′۳ °۳۲ تا ″۷/۵۵۱۶ ′۳۲ °۱۷ عرض شمالی واقع شده است. این منطقه در سال ۱۳۴۹ از طرف شورای عالی شکاربانی و نظارت بر صید به عنوان منطقه شکار ممنوع و در سال ۱۳۵۲ با تصویب شورای عالی محیط زیست، به عنوان منطقه حفاظت‌شده اعلام گردید. در قسمت‌های پیرامون آن نیز هنوز چرای حیوانات به شکل آزاد انجام می‌شود. جهت شناسایی اراضی کشاورزی رهاشده در منطقه مورد مطالعه و تعیین زمان رهاسازی احتمالی آنها از دو روش استفاده گردید. در روش اول با استفاده از دانش بومی ساکنین منطقه (دو نفر کشاورز بالای ۶۰ سال که تسلط کامل بر منطقه دارند) و دستگاه مختصات جغرافیایی (GPS)، کل سطح منطقه مورد مطالعه بررسی و مرز اراضی کشاورزی رهاشده و سایر کاربری‌های موجود در منطقه از جمله اراضی کشاورزی آبی و دیم، باغات، مرتع، جنگل، مناطق مسکونی، چمنزارها و غیره ردیابی برداشت شد. در روش دوم و به منظور تأیید مکان قطعات کشاورزی رهاشده و زمان رهاسازی آنها (تأیید صحت اطلاعات کشاورزان محلی)، از عکس‌های هوایی سال‌های ۱۳۴۷، ۱۳۷۷ و نقشه Google earth و همچنین تصاویر ماهواره‌ای لندست سال ۱۹۷۲ به بعد استفاده شد. از تلفیق نتایج دانش بومی افراد محلی و اطلاعات صحرایی با اطلاعات بدست آمده از تفسیر عکس‌های هوایی و تصاویر ماهواره‌ای، نقشه اراضی کشاورزی رهاشده در بازه‌های زمانی مختلف مشخص گردید. در مطالعه‌ای که آقابابایی و همکاران (۲۰۱۴) بر مراتع نیمه استپی استان چهارمحال و بختیاری انجام دادند نشان دادند که سیر توالی گیاهی بر اساس زمان‌های مشخص‌شده در این مطالعه بوده است. با توجه به اینکه

منطقه مورد مطالعه از لحاظ مدیریت چرای حیوانات به دو منطقه حفاظت‌شده و منطقه چرای آزاد تقسیم می‌شود در منطقه حفاظت‌شده چرای دام به شکل مدیریت شده از ابتدای خرداد شروع شده و در نیمه شهریور به پایان می‌رسد و کنترل دقیقی بر تعداد دام ورودی به مرتع از طرف سازمان حفاظت محیط‌زیست انجام می‌شود و تعداد دام در واحد سطح هم‌سطح ظرفیت مرتع مذکور معادل یک واحد دامی در هر هکتار است در صورتی که تعداد دام در منطقه چرای آزاد بیشتر از ظرفیت مرتع و معادل ۵ واحد دامی در هکتار برآورد شده است (۲). تیمارهای مختلف رهاسازی (زمان‌های مختلف رهاسازی) شامل اراضی کشاورزی با سابقه رهاسازی کمتر از ۵ سال، اراضی کشاورزی با سابقه رهاسازی ۶ تا ۱۵ سال، اراضی کشاورزی با سابقه رهاسازی ۱۶ تا ۲۵ سال، اراضی کشاورزی با سابقه رهاسازی بالاتر از ۳۰ سال و مرتع کامل (شخم نخورده به عنوان شاهد) در سطح منطقه در هر کدام از مدیریت‌های چرایی مشخص شد و برای هر تیمار سه تکرار از آنها در شرایط یکسانی از لحاظ جهات

جغرافیایی، شیب و ارتفاع هستند انتخاب و نمونه‌برداری‌های خاک در قطعات مربوطه انجام خواهد شد. در نتیجه دو تیمار مدیریت چرا و در هر کدام پنج تیمار رهاسازی و سه تکرار در کل ۳۰ واحد نمونه (۵×۳×۲) در نظر گرفته می شود. سپس در هرکدام از تکرارها از عمق ۰-۳۰ سانتی‌متری خاک (عمق مؤثری که تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی قرار دارد) یک نمونه خاک مرکب تهیه و به آزمایشگاه خاک منتقل شد. در آزمایشگاه پس از هواخشک نمودن، خاک‌ها کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده و خصوصیات خاک شامل میانگین وزنی و میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها (GMD و MWD)، درصد خاکدانه‌های ماکرو (Mac)، درصد خاکدانه‌های میکرو (Mic)، پایداری خاکدانه (Ar)، درصد کربن آلی خاک (OC)، کرین آلی ویژه (POC)، ماده آلی عجین شده با بخش معدنی (MOM)، و کربن آلی عجین شده با بخش معدنی (MOC)، بیوماس میکروبی (MBC)، تنفس پایه خاک (BR)، تنفس میکروبی (C min)، درصد معدنی شدن کربن، ضریب متابولیسم میکروبی (qCO2) و درصد تجمعی تنفس خاک (C min cumulative)، نفوذ آب به خاک با روش‌هایی مرجع جدول (۱) اندازه‌گیری شد. در نهایت تجزیه و تحلیل آماری در قالب طرح کاملاً تصادفی به روش فاکتوریل با لحاظ کردن دو فاکتور مدیریت چرای حیوانات (دو سطح چرای آزاد و چرای مدیریت‌شده) و رهاسازی (۵ سطح) انجام پذیرفت. سپس مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون LSD در سطح احتمال ۵ درصد انجام گرفت. علاوه بر این، به منظور پی بردن به الگوی تغییرات ویژگی‌های خاک در ارتباط با نوع کاربری اراضی و همچنین تفکیک نوع کاربری اراضی از روش‌های آماری چند متغیره مانند تجزیه مؤلفه اصلی بهره‌گیری شد. به این منظور متغیرهایی که ضریب تغییرات بیشتری داشتند مشخص گردید و بر روی آنها این تحلیل انجام گرفت.

نتایج

نتایج تجزیه واریانس نشان می‌دهد که اثر رهاسازی، مدیریت چرای حیوانات و اثر متقابل آنها بر تغییرات پایداری خاکدانه‌ها معنی‌دار است (جدول ۱). نتایج نشان داد میانگین وزنی قطرخاکدانه‌ها در اراضی مرتعی تقریباً ۲ برابر میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در اراضی زراعی و با رهاسازی زیر ۵ سال بود. نتایج بررسی پایداری خاکدانه‌ها در این تحقیق مشخص کرد که تغییر کاربری اراضی سبب کاهش معنی‌دار میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در منطقه مطالعاتی در هر دو مدیریت چرایی حیوانات گردید. به‌طوری که این شاخص به ترتیب در مناطق با چرای آزاد در رهاسازی‌های با سن کم تا ۴۵ درصد و در مناطق حفاظت‌شده تا ۴۸ درصد نسبت به رهاسازی بیش از ۳۰ سال و مرتع کاهش یافته است.

جدول ۱: روشهای اندازه‌گیری متغیرهای مورد بررسی

ردیف	متغیر مورد بررسی	روش اندازه گیری	منبع
۱	میانگین وزنی و میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها	به روش الک تر	Six et al. 2000
۲	درصد خاکدانه‌های ماکرو (Mac)، درصد خاکدانه‌های میکرو (Mic)،	روش الک تر	Baker et al. 2004.
۳	نسبت خاکدانه سازی (Ar)،	روش الک تر	Baker et al. 2004.
۴	کربن آلی ویژه (POC)،	الک ۰/۰۵۳ میلیمتر و روش «والکی و بلاک»	Gregorich etal 1994
۵	کربن آلی عجین شده با بخش معدنی (MOC)	الک ۰/۰۵۳ میلیمتر و روش «والکی و بلاک»	Gregorich etal 1994
۶	بیوماس میکروبی (MBC)،	fumigation-extraction method	Vance et al. 1987.
۷	تنفس پایه خاک (BR)،	fumigation-extraction method	Anderson 1982
۸	تنفس میکروبی (C min)،	fumigation-extraction method	Anderson 1982
۹	ضریب متابولیسم میکروبی (qCO2))	fumigation-extraction method	Anderson and Domsch 1990
۱۰	درصد تجمعی تنفس خاک (C min cumulative	fumigation-extraction method	Anderson 1982
۱۱	نفوذ آب به خاک شامل پارامترهای ضریب هدایت هیدرولیکی ، عکس طول درشت مویینگی و ضریب جذب خاک	نفوذ سنج مکشی	Ventrella et al. 2005

نتایج همچنین نشان می‌دهد که رهاسازی در هر دو تیمار چرای حیوانات باعث بهبود پایداری خاکدانه می‌گردد ولی سرعت احیاء در مناطق حفاظت‌شده بیشتر است (جدول ۱). همچنین سه شاخص دیگر شامل میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها، درصد خاکدانه‌های ماکرو بزرگتر از ۲۵۰ میکرون و نسبت خاکدانه‌سازی (AR) روند مشابهی را با میانگین وزنی خاکدانه‌ها نشان دادند.

نتایج بر روی کربن آلی خاک نشان داد که اثر اصلی کاربری اراضی، چرای حیوانات و اثر متقابل آن‌ها بر مقدار کربن آلی خاک در سطح ۰/۰۰۱ معنی‌دار است (جدول ۱). به‌طوری‌که میزان کربن آلی در منطقه حفاظت‌شده در حدود ۳۰ درصد بیشتر از منطقه با چرای آزاد بوده است. نتایج مقایسات میانگین کاربری‌های مختلف در مراتع با چرای آزاد نشان داد که با افزایش سن رهاسازی میزان کربن آلی افزایش معنی‌داری می‌یابد با این وجود این میزان افزایش در مقایسه با مراتع حفاظت‌شده کمتر می باشد. همچنین نتایج مقایسه میانگین‌ها مشخص نمود که در منطقه حفاظت‌شده اختلاف معنی‌داری از لحاظ میزان کربن آلی در اراضی تحت کشت و کار و اراضی با رهاسازی تا ۱۵ سال وجود ندارد ولی با افزایش سن رهاسازی میزان کربن آلی افزایش یافت است. نتایج نشان داد که مقدار ماده آلی ذره‌ای هم‌اندازه شن (تحت تاثیر رهاسازی و مدیریت چرای حیوانات تغییر کرده است (جدول ۱). علاوه بر این درصد ماده آلی ذره‌ای در دو منطقه تقریبا از روند یکسانی پیروی می‌کند و با افزایش سابقه رهاسازی افزایش می‌یابد. کربن آلی عجین‌شده با بخش معدنی تحت تاثیر اثر کاربری، مدیریت چرای حیوانات و اثر متقابل آنها قرار گرفته است (جدول ۱، $p<0/001$). اگرچه در مناطق حفاظت‌شده میزان این متغیر بیش از مناطق چراشده بوده است ولی روند تغییرات آنها در بین مناطق رها شده در هر دو منطقه یکسان نبوده است.

نتایج تجزیه واریانس دوطرفه نشان داد که اثر هر سه تیمار رهاسازی، مدیریت چرای حیوانات و اثر متقابل آنها بر بیوماس میکروبی معنی‌دار است (جدول ۲). به طور کلی بیوماس میکروبی مناطق حفاظت‌شده به طور معنی‌داری بیشتر از مناطق چرا شده بود ($p<0/001$). با این وجود در تیمارهای رهاسازی مختلف الگوهای متفاوتی در میزان بیوماس میکروبی مشاهده شد (اثر متقابل رهاسازی و مدیریت چرای حیوانات $p<0/025$). در مناطق چرا شده به جز منطقه ۵ تا ۱۵ سال رهاسازی برای بقیه مناطق با افزایش سن رهاسازی میزان بیوماس میکروبی افزایش یافت. میزان بیوماس میکروبی در تیمار مرتع حفاظت‌شده به طور معنی‌داری از تیمار رهاسازی بالاتر از ۳۰ بیشتر بود و همچنین رهاسازی بالاتر از ۳۰ به طور معنی‌داری از ۱۵ تا ۳۰ بالاتر بود. تنفس پایه خاک تحت تاثیر تیمارهای رهاسازی، مدیریت چرای حیوانات و اثر متقابل آنها تغییر معنی‌داری کرد (جدول ۳). نتایج نشان داد که در مناطق حفاظت‌شده میزان نفس پایه خاک بیشتر از مناطق چرا

شده می‌باشد (p<۰/۰۰۱). همچنین در مناطق حفاظت‌شده روند کلی تغییر تنفس پایه خاک به این شکل بود که با افزایش سن رهاسازی میزان تنفس پایه کاهش یافت ولی اختلاف معنی‌داری بین سطوح رهاسازی کمتر از ۵، ۶ تا ۱۵ و ۱۶ تا ۳۰ سال مشاهده نشد و تنها افزایش معنی‌دار این سطوح با رهاسازی‌های بالاتر از ۳۰ و مرتع حفاظت‌شده مشاهده گردید. در مناطق با چرای آزاد اختلاف معنی‌داری بین دو سطح رهاسازی کمتر از ۵ و ۶-۱۵ مشاهده نگردید ولی بین این دو و رهاسازی ۱۶-۳۰ اختلاف معنی‌دار مشاهده گردید.

نتایج برروی نرخ معدنی‌شدن کربن و ضریب متابولیکی خاک نشان داد که هر دوی این دو متغیرها تحت تاثیر رهاسازی قرار گرفته و تغییرات معنی‌داری در آنها صورت گرفته است ولی برای نرخ معدنی شدن کربن اختلاف معنی‌داری در بین مناطق با مدیریت‌های چرای حیوانات مشاهده نشد. با این وجود اثر رهاسازی در دو مدیریت چرای حیوانات یکسان نبود (معنی‌دار شدن اثر متقابل (p<۰/۰۰۱). در مناطق حفاظت‌شده بیشترین میزان معدنی شدن کربن در سطح رهاسازی ۵-۱۵ سال مشاهده شد و کمترین آن در تیمار رهاسازی بالاتر از ۳۰ سال مشاهده شد. اختلاف معنی‌داری بین سطوح تیمارهای کمتر از ۵، ۳۰-۱۵، بالاتر از ۳۰ و مرتع مشاهده نشد و همه این سطوح با سطح ۵-۱۵ اختلاف معنی‌داری داشتند. در مناطق چرا شده علاوه بر سطح ۵-۱۵ سطح رهاسازی ۱۶-۳۰ نیز با بقیه سطوح رهاسازی اختلاف معنی‌داری داشته و بیشترین میزان معدنی شدن کرین در این دو سطح مشاهده گردید. همچنین بین تیمارهای کمتر از ۵، بالاتر از ۵ و مرتع چرا شده اختلاف معنی‌داری مشاهده نگردید.

نتایج مربوط به پارامترهای نفوذ نشان داد که تیمارهای رهاسازی، مدیریت چرای حیوانات و اثر متقابل آنها بر ضریب هدایت هیدرولیکی، عکس طول درشت موییننگی و ضریب جذب اثر معنی‌داری داشته است. در مناطق حفاظت‌شده بین تیمارهای رهاسازی کمتر از ۵، ۶ تا ۱۵ و ۱۵ تا ۳۰ سالگی تفاوت معنی‌داری در kfs وجود ندارد ولی با افزایش سن رهاسازی به بالاتر از ۳۰ سال اختلاف معنی‌دار ظاهر شده و رهاسازی بالاتر از ۳۰ و مرتع حفاظت‌شده دارای kfs بیشتری نسبت به رهاسازی‌های با سابقه کمتر داشته‌اند (شکل ۱). در منطقه با چرای آزاد روند تغییرات kfs تا حدودی از منطقه حفاظت‌شده متفاوت بود و مرتع دارای kfs بیشتری نسبت به تیمارهای رهاسازی بود و بر خلاف منطقه حفاظت‌شده تمیارهای رهاسازی حتی با سن رهاسازی زیاد باعث افزایش معنی‌داری در این پارامتر نفوذ نشدند.

نتایج تجزیه مولفه‌های اصلی نشان داد که با توجه به نتایج حاصل از همبستگی هر کدام از محورها و متغیرهای مورد بررسی و همچنین استخراج دیاگرام خروجی این تحلیل (شکل ۲) می‌توان گفت تفکیک مناطق مورد بررسی از لحاظ رهاسازی و مدیریت چرا بخوبی توسط این تحلیل آشکار شده است. بر اساس دیاگرام خروجی تحلیل شکل (۲) می‌توان نتیجه گرفت که هرچه از سمت چپ محور به سمت راست حرکت می‌کنیم مناطق رهاسازی شده از هم جدا شده و در منتهی الیه آن به مراتع حفاظت‌شده می‌رسیم و همچنین سالهای اولیه رهاسازی برای مثال رهاسازی‌های کمتر از ۵ و ۵-۱۵ سال اختلافی در مکان‌های هرکدام از سایتها بر روی محور اول در هر دو مدیریت چرایی وجود ندارد ولی با افزایش سن رهاسازی به‌ویژه در مناطق حفاظت‌شده اختلافات بین مناطق نمایان می‌شود. نتایج همچنین نشان داد سرعت احیا در مناطق با چرای آزاد همیشه یک گام عقب‌تر از مناطق حفاظت‌شده است.

جدول ۲: مقایسه برخی خصوصیات فیزیکی خاک در منطقه مورد مطالعه و نتایج تجزیه واریانس دوطرفه آن (اعداد میانگین ± انحراف استاندارد می‌باشند)

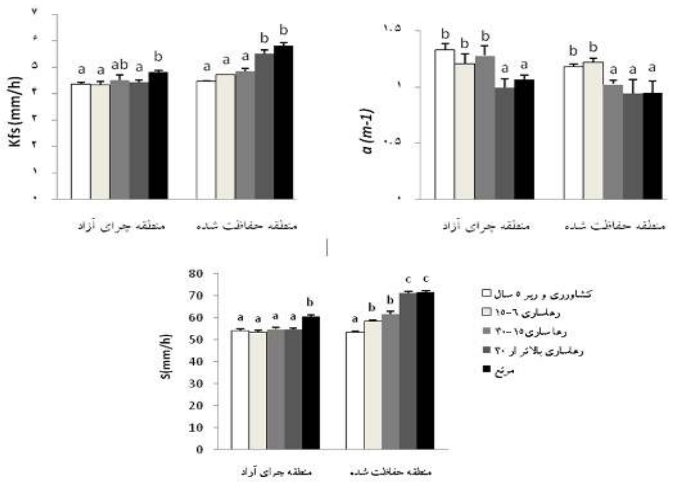
مدیریت اراضی	MWD٪	AR	خاکدانه های ماکرو٪	کربن آلی (g/Kg)	POC (g/kg)	MOC (g/kg)
			مناطق حفاظت‌شده			
کمتر از ۵ سال	^{a}۰/۰±۳۴/۰	^{a}۰۰۱/۰±۳۳/۰	^{a}۰۴/۰±۶۸/۲۴	^{a}۱۹/۰±۳۳/۹	^{b}۰۱/۰±۰۲/۳	^{a}۲/۰±۳۱/۶
رهاسازی ۶-۱۵ سال	^{a}۰±۳۶/۰	^{a}۰±۳۶/۰	^{a}۱۵/۰±۶/۲۶	^{a}۱۹/۰±۳۳/۹	^{a}۰۱/۰±۹۲/۱	^{b}۲/۰±۴۱/۷
رهاسازی ۱۶-۳۰ سال	^{b}۰±۴۵/۰	^{b}۰۱/۰±۵۲/۰	^{b}۲۴/۰±۲۷/۳۴	^{b}۰±۱۱	^{c}۰۱/۰±۲/۵	^{a}۰۱/۰±۸/۵
رهاسازی بالاتر از ۳۰ سال	^{c}۰۱/۰±۵۹/۰	^{c}۰۴/۰±۹۱/۰	^{c}۹۸/۰±۶۳/۴۷	^{c}۰±۱۵	^{cd}۰۱/۰±۹۷/۶	^{b}۰۱/۰±۰۳/۸
مرتع	^{d}۰۱/۰±۶۵/۰	^{d}۰۴/۰±۱۳/۱	^{d}۸۶/۰±۹۵/۵۲	^{d}۰±۱۶	^{d}۰۱/۰±۹۳/۷	^{b}۰۱/۰±۰۷/۸
			مناطق با چرای آزاد			
کمتر از ۵ سال	^{a}۰±۳۱/۰	^{a}۰±۲۸/۰	^{a}۲۵/۰±۸۵/۲۱	^{a}۱۹/۰±۶۷/۷	^{b}۰۲/۰±۳۸/۲	^{a}۱۸/۰±۲۹/۵
رهاسازی ۶-۱۵ سال	^{a}۰±۳۲/۰	^{a}۰±۳/۰	^{a}۲۸/۰±۹۲/۲۲	^{a}۰±۸	^{a}۰۱/۰±۳۴/۱	^{b}۰۱/۰±۶۶/۶
رهاسازی ۱۶-۳۰ سال	^{b}۰±۴۲/۰	^{b}۰۱/ ۰±۴۷/۰	^{b}۴۲/۰±۱۴/۳۲	^{b}۱۹/۰±۶۷/۹	^{c}۰۱/۰±۵۱/۴	^{a}۱۹/۰±۱۵/۵
رهاسازی بالاتر از ۳۰ سال	^{c}۰۱/۰±۴۹/۰	^{c}۰۱/۰±۶۳/۰	^{c}۵۴/۰±۷۴/۳۸	^{c}۱۹/۰±۶۷/۱۱	^{d}۰۲/۰±۳۵/۶	^{a}۱۷/۰±۳۲/۵
مرتع	^{d}۰±۵۷/۰	^{d}۰۲/۰±۸۵/۰	^{e}۴۶/۰±۸/۴۵	^{c}۰±۱۲	^{e}۰۲/۰±۱۱/۷	^{a}۰۲/۰±۸۹/۴
نتایج تجزیه واریانس			P value			
رهاسازی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
مدیریت چرا	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
رهاسازی×مدیریت چرا	۰/۰۴۱	۰/۰۰۴	۰/۰۴۷	۰/۰۰۰	۰/۳۱	۰/۰۰۰

برای هر مدیریت چرایی اختلاف بین رهاسازی‌های مختلف با استفاده از آزمون مقایسه میانگین LSD در سطح ۰/۰۵ مشخص گردید. اختلاف معنی‌دار با حروف لاتین متفاوت مشخص شده است.

جدول (۳) مقایسه برخی خصوصیات شیمیایی و بیولوژیک خاک در منطقه مورد مطالعه و نتایج تجزیه واریانس دوطرفه آن

مدیریت اراضی		MBC mg/Kg	BR (mg C-CO2 / Kg soil)	C min (%)	qCO2 (mg C-CO2 / g Cmic per day)
			مناطق حفاظت‌شده		
	کمتر از ۵ سال	^{b}۴۲/۰±۷۳/۴۷۳	^{b}۶۸/۰±۳۲/۵۲	^{a}۱۸/۰±۶۵/۲	^{b}۲۱/۰±۷۸/۱۵
۶-۱۵ سال		^{a}۷۲/۰±۰۷/۴۳۲	^{b}۵۸/۰±۴۳/۵۳	^{b}۰۸/۰±۴۳/۴	^{b}۲۱/۰±۶۷/۱۷
۳۰-۱۶ سال		^{c}۰۹/۱±۱۷/۵۶۰	^{b}۲۳/۳±۹۲/۵۸	^{a}۱۴/۰±۱۹/۳	^{b}۸۳/۰±۰۳/۱۵
بالاتر از ۳۰ سال		^{d}۳۲/۱±۸۹/۷۳۴	^{a}۲۲/۰±۳۹/۲۸	^{a}۰۱/۰±۵۷/۲	^{a}۰۵/۰±۵۲/۵
	مرتع	^{e}۶۲/۰±۵۸/۷۹۴	^{a}۱/۰±۸۲/۲۱	^{a}۰۹/۰±۱۸/۳	^{a}۰۲/۰±۹۲/۳
			مناطق با چرای آزاد		
	کمتر از ۵ سال	^{b}۹۵/۰±۰۴/۴۰۸	^{c}۶/۰±۴۹/۴۵	^{ab}۱۸/۰±۲۴/۳	^{c}۲۱/۰±۹۳/۱۵
۶-۱۵ سال		^{a}۹۱/۰±۱۴/۳۶۲	^{c}۷۶/۰±۵۴/۴۴	^{b}۱۶/۰±۴۶/۳	^{c}۲۹/۰±۵۷/۱۷
۳۰-۱۶ سال		^{c}۵۲/۰±۹۲/۴۸۹	^{b}۳۴/۱±۰۶/۳۲	^{b}۱۳/۰±۶۶/۳	^{b}۴/۰±۳۵/۹
بالاتر از ۳۰ سال		^{d}۶۷/۰±۵۶/۶۸۸	^{a}۹۴/۰±۵۳/۲۲	^{a}۰۹/۰±۹/۲	^{a}۳/۰±۶۸/۴
	مرتع	^{c}۴۲/۰±۷۳/۴۷۳	^{a}۶۸/۰±۵۸/۱۷	^{a}۰۳/۰±۸۵/۲	^{a}۱۳/۰±۴۹/۳
	نتایج تجزیه واریانس		P value		
	رهاسازی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	مدیریت چرا	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۶۹۰	۰/۰۰۱
	رهاسازی× چرا	۰/۰۲۶	۰/۰۰۰	۰/۰۰۵	۰/۰۰۰

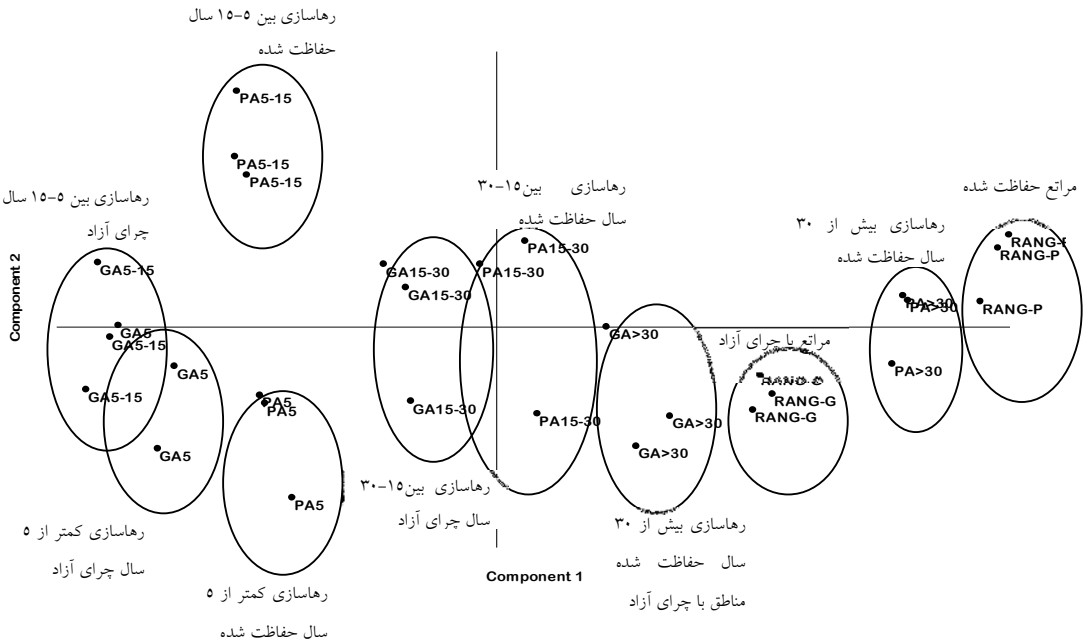
برای هر مدیریت چرایی اختلاف بین رهاسازی‌های مختلف با استفاده از آزمون مقایسه میانگین *LSD* سطح ۰/۰۵ مشخص گردید. اختلاف معنی‌دار با حروف لاتین متفاوت مشخص شده است.



شکل ۱: تاثیر رهاسازی مختلف در مدیریت چرای حیوانات بر ضریب هدایت هیدرولیکی خاک (kfs)، عکس طول درشت مویینگی (a) و ضریب جذب خاک (s)

جدول ۴: نتایج خروجی تجزیه مولفه‌های اصلی شامل ارزش ویژه، درصد تغییرات توجیه شده و بردارهای ویژه هر کدام از متغیرهای لحاظ شده برای کل مناطق

	محور اول	محور دوم	محور سوم	محور چهارم	محور پنجم
ارزش ویژه	۵۱۱/۱۷	۹۰۴/۲	۴۳۷/۱	۱۹۱/۱	۷۸/۰
درصد تغییرات توجیه شده	۳۵۲/۶۷	۱۷۲/۱۱	۱۳/۱۰	۱۵/۵	۰۱۱/۳
ماده آلی خاک	۹۶۹/۰	۰۷۷/۰	۱۸۰/۰	۰۲۵/۰	۰۲۲/۰
نیتروژن کل	۹۶۱/۰	۱۰۷/۰	۱۶۹/۰	۰۶۶/۰	۰۶۶/۰-
کربن آلی ذره‌ای	۹۷۲/۰	۱۲۰/۰-	۱۳۷/۰-	۰۳۶/۰-	۰۰۳/۰
نیتروژن آلی ذره‌ای	۹۶۹/۰	۱۱۶/۰-	۱۵۲/۰-	۰۲۷/۰-	۰۱۰/۰-
بیوماس میکروبی	۹۸۴/۰	۰۷۱/۰-	۰۶۶/۰-	۰۶۹/۰-	۰۲۴/۰
تنفس پایه	۷۰۹/۰-	۲۳۹/۰	۴۴۰/۰	۰۷۵/۰	۲۸۶/۰-
ضریب متابولیکی خاک	۸۸۸/۰-	۲۰۶/۰	۳۴۰/۰	۰۷۰/۰	۱۵۷/۰-
نرخ معدنی شدن کربن	۴۳۰/۰-	۸۱۱/۰	۲۸۷/۰-	۱۸۶/۰	۱۴۲/۰
میانگین اندازه خاکدانه	۹۸۶/۰	۰۶۲/۰	۰۵۹/۰-	۰۰۲/۰	۰۲۵/۰
نسبت خاکدانه سازی	۹۶۵/۰	۰۷۶/۰	۰۰۰۲/۰	۰۱۲/۰	۰۵۰/۰
نسبت خاکدانه‌های ماکرو	۹۸۴/۰	۰۶۱/۰	۰۶۵/۰-	۰۰۱/۰-	۰۳۰/۰
ضریب هدایت هیدرولیکی	۷۴۶/۰	۱۹۱/۰	۴۴۲/۰	۳۷۷/۰	۰۱۸/۰
عکس طول درشت مویینگی	۷۲۹/۰-	۱۴۶/۰-	۰۸۳/۰-	۲۴۵/۰	۰۵۳/۰-
ضریب جذب خاک	۸۱۳/۰	۲۶۲/۰	۳۹۲/۰	۱۶۷/۰	۰۹۵/۰-



شکل ۲: دیاگرام خروجی تحلیل مولفه‌های اصلی برای کل مناطق

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج این تحقیق به طور کلی نشان داد که تغییر کاربری اراضی (مرتعی) ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی کیفیت خاک را به‌شدت تنزل داده است. همچنین رهاسازی اراضی زراعی در دوره‌های کمتر از ۵ و ۱۵-۵ سال تغییر محسوس و آشکاری را روی برخی خصوصیات اندازه‌گیری‌شده نشان نداد و در برخی از فاکتورهای سنجیده شده در تحقیق با اراضی زراعی قابل تفکیک نبود که این روند تا حدودی برای هر دو مناطق با چرای آزاد و حفاظت‌شده تا حدودی یکسان است. رهاسازی اراضی کشاورزی کمتر از ۵ سال اول تغییر محسوسی را روی ویژگی‌های خاک نشان نمی‌دهد، به‌طوری که در روش آماری PCA کاربری کشاورزی و رهاسازی ۵-۳ سال قابل تفکیک نیستند. رهاسازی اراضی پس از ۱۵-۱۰ سال برخی از ویژگی‌های خاک را بهبود بخشیده اما هنوز تا کاربری مرتع تفاوت زیادی دارد. کاربری رهاسازی ۱۵-۱۰ سال در روش آماری PCA میان کاربری‌های مرتع و کشاورزی قرار گرفته است. تفاوت اصلی بین مناطق حفاظت‌شده و چرای آزاد در رهاسازی‌های بین ۱۵-۳۰ و بالاتر از آن بود که که در مناطق حفاظت‌شده رهاسازی بین ۱۵تا ۳۰ سال باعث بازگشت شرایط خاک‌شده بود ولی در مناطق با چرای آزاد احیای این زمین‌ها در مقایسه با مناطق حفاظت‌شده کمتر و یک گام عقب‌تر بود. تغییرات در ویژگی‌های بیولوژیکی خاک نسبت به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی بسیار محسوس‌تر بود. به‌طوری‌که اثر تغییر کاربری اراضی و نوع مدیریت آن بر ویژگی‌های بیولوژیکی خاک بیشتر از دیگر خصوصیات اندازه‌گیری شده بود. نتایج نشان داد که بیوماس میکروبی خاک در اثر رهاسازی و مدیریت چرای حیوانات تغییرات زیادی کرد به طور کلی بیوماس میکروبی مناطق حفاظت‌شده به طور معنی‌داری بیشتر از مناطق چراشده بود و در مناطق چراشده به جز منطقه ۵ تا ۱۵ سال رهاسازی برای بقیه مناطق با افزایش سن رهاسازی میزان بیوماس میکروبی افزایش یافت. میزان بیوماس میکروبی در تیمار مرتع حفاظت‌شده به طور معنی‌داری از تیمار رهاسازی بالاتر از ۳۰ بیشتر بود و همچنین رهاسازی بالاتر از ۳۰ به طور معنی‌داری از ۱۵ تا ۳۰ بالاتر بود. کربن آلی بیشتر در خاک اراضی مرتعی می‌توانند از جمعیت میکروبی بیشتری حمایت کند و محدودیت کمتری برای تکثیر و توسعه‌ی آن‌ها ایجاد نماید. به‌طوری‌که گیل و همکاران (۲۰۱۷)؛ برون و لوگو (۱۹۹۰)، بارکت و دایک (۱۹۹۸) و تان و لال

(۲۰۰۵) اظهار نمودند هدررفت کربن آلی به دلیل کشت و عملیات خاک‌ورزی در خاک‌های بکر مرتعی ۵۵-۱۰ درصد است. همچنین رهاسازی اراضی کشاورزی در دو منطقه مطالعاتی باعث افزایش میزان بیوماس میکروبی نسبت به اراضی تحت کشت و کار گردید. خاک تحت رهاسازی بالای ۳۰ سال به دلیل سابقه رهاسازی و حفاظت بیشتر و همچنین کربن آلی و ماده آلی ذره‌ای بیشتر و شرایط مساعدتر برای فعالیت ریز جانداران خاک، بیوماس میکروبی بیشتری در مقایسه با کاربری‌های دیگر این منطقه داشت. از جمله مهم‌ترین خصوصیات بیولوژیک دیگر که تحت تاثیر رهاسازی قرار گرفت درصد معدنی‌شدن کربن (Cmin) نتایج نشان می‌دهد که اختلاف آماری معنی‌داری بین اراضی زراعی و مرتع بکر این منطقه از لحاظ تنفس میکروبی مشاهده نشد آشفتگی‌های ناشی از چرای دام و فعالیت‌های زراعی در مراتع این منطقه اثر معنی‌داری بر میزان کربن و تنفس میکروبی در این خاک‌ها نداشت. افزایش کربن آلی خاک در اراضی زراعی را می‌توان به نوع مدیریت مناسب این اراضی و افزودن کودهای آلی سبز به خاک که منجر به افزایش ماده آلی کل خاک شد، نسبت داد که این می‌تواند افزایش تنفس میکروبی این اراضی را توجیه نماید. هم‌چنین اگل و همکاران (۲۰۰۵) کم خاک‌ورزی را به‌عنوان راهکار مناسب مدیریتی برای کاهش انتشار CO_2 از خاک به اتمسفر و بهبود ترسیب کربن یا حفظ آن در اراضی زراعی بیان نمودند. این نتایج با نتایج مطالعه حاضر در تضاد است به‌طوری‌که زنگ و همکاران (۲۰۰۹)، خرمالی و شمسی (۲۰۰۹) و بهشتی آل‌آقا (۲۰۱۲) به نتایج غیرسازگاری با مطالعه حاضر مبنی بر کمتر بودن تنفس خاک در اراضی زراعی نسبت به اراضی مرتعی و جنگلی دست یافتند. افزایش ضریب متابولیکی در نتیجه کشت و کار در اکثر مناطق باعث کاهش شاخص‌های بیولوژیکی خاک از جمله کربن، نیتروژن و کربن بیوماس میکروبی خاک شد که همه این‌هانشان‌دهنده وجود شرایط تنش و استرس برای ریز جانداران خاک می‌باشد، به‌گونه‌ای که عملیات خاک‌ورزی و تردد ماشین‌آلات کشاورزی سبب تغییر و کاهش جمعیت و فعالیت میکروبی و آشفتگی شرایط پایدار خاک شده که باعث افزایش این شاخص شده است. موسکاتلی و همکاران (۲۰۰۷) طی تحقیقی در سه کاربری جنگل، مرتع و اراضی کشاورزی اظهار نمودند که کمترین میزان ضریب متابولیکی در اراضی جنگلی و بیشترین آن در اراضی کشاورزی است. بهشتی آل‌آقا و همکاران (۲۰۱۲) در بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی از مرتع به زمین زراعی بر شاخص‌های میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک در سه منطقه کنگاور، دهنو، سلطانیه، به این نتیجه دست‌یافتند که ضریب متابولیکی در خاک‌های کشت‌شده در مقایسه با مقدار آن در خاک‌های بکر در مناطق دهنو سلطانیه بالاتر بود. که با نتایج این مطالعه هم‌خوانی دارد.

نتایج کلی بر روی پارامترهای نفوذ نشان داد که پارمترهای نفوذ خاک با رهاسازی زمین‌های کشاورزی و نزدیک شدن آنها به شرایط مرتع تا حدود زیادی به ویژه در مناطق حفاظت‌شده اصلاح شد. هدایت آبی اشباع خاک یکی از مهم‌ترین ویژگی‌های فیزیکی خاک است که در تعیین سرعت نفوذ آب به خاک، طراحی سیستم‌های آبیاری و زهکشی و دیگر فرایندهای هیدرولوژیکی حائز اهمیت است. این پارامتر بیانگر آن است که آب تا چه حدّی می‌تواند به راحتی در خاک حرکت کند. به عبارت دیگر، این پارامتر بیانگر مقاومت خاک در برابر جریان آب است. به دلیل وابستگی شدید هدایت‌آبی‌اشباع به بافت و ساختمان خاک این ویژگی تغییرپذیری مکانی بالایی دارد. در خاک‌هایی که تغییرپذیری زمانی بالایی دارند یا تحت تاثیر فعالیت‌های بشر می‌باشند، تغییرات زمانی هدایت آبی نیز باید ارزیابی شود (۲۵). هدایت هیدرولیکی خاک برآیندی از چندین ویژگی فیزیکی خاک از قبیل جرم ویژه ظاهری، تخلخل و پایداری خاکدانه‌ها است (۱۵). البته ویژگی‌های دیگر خاک، مانند ماده آلی و فعالیت ریزجانداران که بر ویژگی‌های ذکرشده اثرگذارند به صورت غیرمستقیم بر هدایت هیدرولیکی خاک اثر می‌گذارند. به طورکلی ثابت شده است که شخم مداوم در اراضی زراعی باعث کاهش میزان ماده‌ی آلی خاک می‌شود. اعتقاد بر این است که کاهش ماده آلی در اثر شخم در بلند مدت باعث کاهش سرعت نفوذ می‌شود. این امر می‌تواند به‌دلیل کاهش فعالیت مزوفون خاک، کاهش منافذ زیستی یا کاهش پایداری خاکدانه‌ها و در نتیجه افزایش تخریب خاکدانه، پخشیدگی اجزای خاک و تشکیل سله در سطح باشد (۱۹). پژوهشی که پیرامون اثرات تغییر کاربری اراضی روی خصوصیات فیزیکی خاک

در غرب افریقا به‌وسیله گایرتز و همکاران (۲۰۰۵) انجام شد نشان داد به علت کاهش ریزجاندارن در اثر کاهش مواد آلی خاک نفوذپذیری درخاک‌های کشاورزی به صورت معنی‌دار نسبت به خاک‌های جنگل و ساوانا کاهش یافت.

نتایج موید این موضوع است که اثر چرای حیوانات و مدیریت ورود دام به مراتع تاثیر بسیار زیادی بر روی احیای زمین‌های رهاشده دارد به شکلی که چرای شدید حیوانات باعث تاخیر در بازگشت کیفیت خاک و پارامترهای مهم دیگر نظیر هیدرولیکی و فیریکی خاک گردیده است و برای احیای خاک مدت زمانی بالاتر از ۱۵ سال برای مناطق حفاظت‌شده و بالاتر از ۴۰ و یا بیشتر برای زمین‌هایی که تحت چرای شدید هستند لازم است. همه این موارد در شزایطی صادق است که تغییرات چندانی در عوامل اقلیمی و بارندگی اتفاق نیفتد که باعث تاخیر در احیای پوشش گیاهی و در نتیجه خاک شود.

References

1. Agha Baigi, S. & B. Fattahi, 2017. The effect of vegetation and soil properties on the hydrological behavior of watersheds (Case Study: Paired watershed of Gonbad). Journal of Rangeland, 11: 83-93.
2. Aghababaee, M., E. Asadi, P. Tahmasebi & H. A. Shirmardi, 2014. Investigating the similarity between above ground vegetation and soil seed bank in order to evaluate the seed bank potential in improving the semi-steppe rangelands of Chahrmala and Bakhtiari province. Journal of Rangeland, 8: 13-24.
3. Anderson, J.P.E., 1982. Soil respiration. In: page A. L. Miller R. H. and keeny D. R. (eds.). Methods of soil analysis. Soil Science Society of American jornal. 2: 831- 872.
4. Anderson, T.H. & K.H. Domsch, 1990. Application of ecophysiological quotients (qCO2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. Soil Biology Biochemistry, 22: 251–255
5. Baker, B.J., N.R. Fausey & K.R. Islam, 2004. Comparison of soil physical properties under two different water table management regimes. Soil Science Society American Journal, 68:1973–1981
6. Barzegar A.R., A.M. Hashemi, S.J. Herbert & M. Asoodar, 2004. Interactive effects of tillage system and soil water content aggregate size distribution for seedbed preparation in Fluvisols southwest Iran. Soil and Tillage Research, 78: 45-52.
7. Beheshti, Al, A. Agha, F. Raisi & A. Golchin, 2012. The effect of land conversion from rangeland to agriculture on Microbiological and biochemical properties of soil. Water and Soil, 25: 548-562.
8. Bot, A.J. & A. Nachtergaele, 2000. Land resource potential and constraints at regional and country levels (L. a. W. D. Division, Trans.) Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome (2000).
9. Brown, S. & A.E. Lugo, 1990. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Is-lands. Plant and Soil, 124: 53-64.
10. Burket, J.Z., & R.P. Dick, 1998. Microbial and soil parameters in relation to N mineralization in soils of diverse genesis under different management systems. Biology and Fertility of Soils, 27: 430–438.
11. Eskandari, N., A. Alizadeh & F. Mahdavi, 2008. Policy in Rangeland management in Iran. Poneh Press, 196p.
12. Giertz, S., B. Junge & B. Diekkruger, 2005. Assessing the effects of land use change on soil physical properties and hydrological processes in the sub-humid tropical environment of West Africa. Physics and Chemistry of the Earth, 30: 485-496.
13. Gill, R. K., Z. A. Bhat & A. S. Toor, 2017. Aggregate Associated C and Their Stability, and Mineralizable C and N under Different Agricultural Land Use Systems of Sub-Montaneous Districts of Punjab, North-West India. Int. J. Pure App. Biosci, 5(2): 880-891.
14. Gregorich, E.G., M.R. Carter, D.A., Angers, C.M. Moneral & B.H. Ellert, 1994. Towardes a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soil. Can. J. Soil Science Society of America, 74: 367-385.
15. Lee, C.S., Y. H. You, & G.R. Robinson, 2002. Secondary Succession and Natural Habitat Restoration in Abandoned Rice Fields of Central Korea. Restoration Ecology, 10(2):306–314.
16. Moscatelli, M.C., A.D. TizioMarinari & S. Grego, 2007. Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems, Soil and Tillage Research, 97: 51–59.
17. Ogle, S.M., F.J. Breidt & K. Paustian, 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. Biogeochemistry, 72: 87-121.
18. Raiesi, F, 2007. The conversion of overgrazed pastures to almond orchards and alfalfa cropping systems may favor microbial indicators of soil quality in Central Iran. Agriculture, Ecosystems and Environment, 121: 309-318.

19. Raiesi, F., 2012. Soil properties and C dynamics in abandoned and cultivated farmlands in a semi-arid ecosystem. Plant and Soil, 351(1-2): 161–175.
20. Sadeghipuor, A., M. Jafari, N. Kamali, A. Heidari & H. Madah arefi, 2014. Study the dynamics of organic carbon in soil size fractions of different land uses. Journal of Rangeland, 8: 285-292.
21. Six, J., E.T. Elliot & K. Paustian, 2000. Soil macro-aggregate turnover and micro-aggregate formation for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biology Biochemistry, 32: 2099-2103
22. Tan, Z. & R. Lal, 2005. Carbon sequestration potential estimates with changes in land use and tillage practice in Ohio, USA. Agriculture, Ecosystems and Environment, 111: 140-152.
23. Vanaee, F., P. Karami, H. Joneydi Jafari & K. Nabialahi, 2017. Simulation of soil organic carbon dynamic in meadow ecosystems under different management practices using CENTURY model. Journal of Rangeland, 10: 439-449
24. Vance, E.D., P.C. Brookes & D.J. Jenkinson, 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Biology Biochemistry,19: 703–707
25. Ventrella, D., N. Losavio, A.V. Vonella & F.J. Leij, 2005. Estimating hydraulic conductivity of a fine-textured soil using tension infiltrometry. Geoderma, 124: 267–277.
26. Yousefi, M., M. Hajabbasi, H. Shariatmadari, 2008. Cropping system effects on carbohydrate content and water-stable aggregates in a calcareous soil of Central Iran. Soil and Tillage Research, 101: 57–61.
27. Zeng D.H., Y.L. Hu, S.X. Chang & Z.P. Fan, 2009. Land cover change effects on soil chemical and biological properties after planting Mongolian pine (Pinus sylvestris var. mongolica) in sandy lands in Keerqin, northeastern China. Plant Soil, 317: 121-133.