نشریه علمی تحقیقات مرتع و بیابان ایران
جلد ۲۶ شماره ۲، صفحه ۳۱۲-۳۰۲، (۱۳۹۸)

شناسه دیجیتال (DOI): 10.22092/ijrdr.2019.119353
شناسه دیجیتال (DOR): 98.1000/1735-0875.1398.26.302.75.2.1578.41

تأثیر احیاء وَرک‌زارها با یونجه‌کاری دیم بر ترسیب کربن (مطالعه موردی: استان همدان)

بختیار فتاحی[1*]، سهیلا آقابیگی امین[2]، علیرضا ایلدرمی[3] و مائده قربان‌پور دلیوند[4]

۱*- نویسنده مسئول، استادیار، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه ملایر، همدان، ایران،
پست الکترونیک: Email fattahi_b@yahoo.com

۲. استادیار، گروه منابع طبیعی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران

۳. دانشیار، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه ملایر، همدان، ایران

۴. کارشناس ارشد مرتع‌داری، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه ملایر، همدان، ایران

تاریخ دریافت: ۹۶/۱۰/۲۴ تاریخ پذیرش: ۹۷/۴/۲۶

چکیده

تغییر کاربری و رها شدن اراضی، چرای مفرط و ازدیاد و گسترش گونه‌های ناخواسته از مهمترین چالش‌های مراتع کشور هستند. به همین منظور در این تحقیق تلاش شده‌است که با ارائه یک راهکار اصلاحی واحد با چالش‌های مذکور مبارزه شود؛ بنابراین از گونه یونجه دیم چندساله برای کشت در مراتع تخریب شده پوشیده از ورک یا اراضی رهاشده استفاده شد تا ضمن احیا مراتع، موجبات ترسیب کربن هوا به مقدار چشمگیر در اکوسیستم احیاشده با این گونه را نیز فراهم کند. بنابراین سه مرتع احیاشده با یونجه، چرای متوسط و تخریب شده در منطقه حفاظت‌شده لشگر در ملایر در نظر گرفته شد. در هریک از این مراتع سایت‌هایی برای نمونه‌برداری انتخاب شد. اندازه و تعداد پلاتها به‌ترتیب به روش سطح حداقل و روش آماری تعیین شدند. زیتوده هوایی، زیرزمینی و لاشبرگ هر پلات جمع‌آوری گردید. نمونه‌برداری از خاک در پلات‌ها نیز به صورت ترکیبی انجام شد و اندازه‌گیری کربن ترسیب شده نمونه‌ها در آزمایشگاه انجام شد. همچنین نمونه‌برداری خاک از دو لایه ۳۰-۱۵ و ۱۵-۰ سانتی‌متر نیز تهیه شد و کربن آنها اندازه‌گیری گردید. سه مرتع مورد نظر به روش آنالیز واریانس یکطرفه مقایسه شدند و نتایج نشان داد که میزان ترسیب کربن در اکوسیستم مرتع احیاشده با یونجه دیم چندساله (۳۶/۸ ton/ha) بعد از گذشت ۴ سال حدود ۱/۲۵ برابر مرتع چرای متوسط (۲۹/۲۷ ton/ha) و ۱/۷۱ برابر مرتع تخریب شده (۲۱/۵۴ ton/ha) می‌باشد و این نتایج نشان می‌دهد که با احیا مراتع تخریب شده، هم اهداف حفاظت اراضی محقق می‌شود و هم توانایی اکوسیستم در ترسیب کربن افزایش خواهد یافت.

واژه‌های کلیدی: ورک، اصلاح مراتع، تغییرکاربری، چرا.

مقدمه

امروزه در اثر فعالیت‌های انسانی تغییرات زیادی در ساختار و عملکرد اکوسیستم‌ها (مانند چرخه‌های نیتروژن و کربن) به‌وجود آمده (Weltzin *et al*., 2003) که مهمترین آن افزایش گازهای گلخانه‌ای به‌ویژه گاز دی‌اکسیدکربن است (Lal, 2004) و آثار مخربی برای محیط‌زیست انسان در پی

داشته‌است؛ مانند گرم شدن هوای کره زمین، تخریب اکوسیستم‌های طبیعی و تنوع زیستی، بیابان‌زایی، ذوب شدن یخ‌های قطبی، وقوع سیل و خشکسالی و تغییر اقلیم (Kerr, 2007 & UNDP, 2000). بنابراین دی‌اکسیدکربن هوا باید جذب و ترسیب شود که در طی آن دی‌اکسیدکربن اتمسفری به شکل ترکیبات آلی کربن‌دار توسط گیاهان برای مدت زمانی معین ترسیب می‌شود (Anderson *et al*., 2008). ترسیب کربن هم در گیاهان و هم در خاک انجام می‌شود. این فرایند در گیاهان طی عمل فتوسنتز و تبدیل دی‌اکسیدکربن به بیوماس گیاهی انجام می‌شود که به‌صورت هیدرات‌های کربن تجمع و رسوب می‌کند. در خاک نیز ترسیب کربن توسط میکروارگانیسم‌ها انجام می‌گردد که دی‌اکسیدکربن را در ساختار کربنات‌های کلسیم و منیزیم به‌کار می‌برند. پالایش کربن با روش‌های مصنوعی (مانند فیلتر)، هزینه سنگینی را دربردارد؛ بنابراین ساده‌ترین و ارزان‌ترین راهکار ممکن برای کاهش دی‌اکسیدکربن، ترسیب آن در زیست‌توده گیاهی و خاک می‌باشد (William, 2002). گیاهان علاوه بر ترسیب کردن کربن در بیوماس خود با فراهم کردن نهاده‌های کربن به شکل بقایای گیاهی، بر مقدار ذخیرهٔ کربن خاک نیز تأثیر می‌گذارند (De Neergaard *et al*., 2002). مراتع یکی از مهمترین اکوسیستم‌های خشکی برای ترسیب کربن به‌شمار می‌روند (William, 2002)، اگرچه مقدار ترسیب کربن آنها در واحد سطح اندک است (کمتر از جنگل‌ها)، ولی با توجه به وسعت بالای آنها، این اراضی دارای توانایی زیادی برای ترسیب کربن هستند (UNDP, 2000) و حدود ۳۰ درصد ترسیب کربن اکوسیستم‌های خشکی را به خود اختصاص می‌دهند (Luciuk *et al*., 2000; Schuman *et al*., 2005; Demer & Schuman, 2007). بنابراین اکوسیستم‌های مرتعی در جذب دی‌اکسیدکربن اتمسفری و چرخش و ذخیره آن در خاک نقش بسیار مهمی دارند و سومین ذخیره‌گاه اصلی کربن آلی و معدنی (بعد از اقیانوس‌ها و جنگل‌ها) در جهان محسوب می‌شوند (Lal, 2008). توان ترسیب کربن اکوسیستم‌های مرتعی (در خاک و گیاه) بر حسب گونه گیاهی، شرایط اقلیمی، قابلیت اراضی، شیوه مدیریت اراضی، شرایط فیزیکی و بیولوژیکی خاک و ذخیره قبلی کربن در خاک متفاوت است (Mortenson & Schuman, 2002; Demer & Schuman, 2007; Schachczenski & Hill, 2009)؛ اما کربن آلی خاک نسبت به سایر فاکتورها بیشترین همبستگی مثبت را با پوشش گیاهی دارد (Singh *et al*., 2003). مطالعات مختلفی در زمینه تأثیر گونه‌های درختی، بوته‌ای و علفی بر ترسیب کربن در دنیا انجام شده است. Zun و همکاران (۲۰۰۱)، نتیجه گرفتند که کربن آلی خاک در کشت گون‌های چندساله مرتعی نسبت به سیستم‌های سنتی کشاورزی افزایش قابل توجهی دارد. بررسی‌های Mortenson و Schumann (۲۰۰۲)، نشان داد که اصلاح مراتع از طریق میان‌کاری با گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن، باعث افزایش حاصلخیزی خاک شده که این امر به نوبه خود سبب افزایش ترسیب کربن توسط زیست‌توده شد. زیست‌توده ریشه‌ها، یک منبع مهم کربن تلقی می‌شود؛ زیرا ۴۰- ۱۰ درصد کل زیست‌توده را تشکیل می‌دهد. Su (۲۰۰۷) نیز افزایش معنی‌داری در میزان ترسیب کربن و نیتروژن کل در اکوسیستم مراتع کشت شده توسط یونجه علوفه‌ای چندساله در مقایسه با کشت یکساله مجاور مشاهده کرد. Bremer (۲۰۰۹) نیز نشان داد که استفاده از لگوم‌ها در پروژه‌های تبدیل اراضی تخریب شده به مرتع باعث افزایش ترسیب کربن در این اکوسیستم‌ها می‌شود. Abdi و Gaykani (۲۰۱۵)، در کویر میغان اراک دریافتند که میانگین کربن ترسیب شده در زیست‌توده *Haloxylon persicum* و *Atriplex canescence* دست‌کاشت به‌ترتیب ۵۳۱/۱۹ و ۲۲۸/۷۹ در تیپ‌های گیاهی طبیعی *Salsola incanescens* و *Atriplex vrucifera* به‌ترتیب ۲۰۷/۷۷ و ۹۱/۶۱ گرم بر مترمربع است. بنابراین توده‌های دست‌کاشت تاغ و آتریپلکس، در مقایسه با تیپ‌های طبیعی یادشده از نظر ترسیب کربن زیست‌توده موفق ارزیابی می‌شوند.

در مورد تأثیر سایر عملیات‌های اصلاحی و بیولوژیکی آبخیزداری نیز مطالعاتی انجام شده است. Joneidi Jafari و همکاران (۲۰۱۳)، نشان دادند که احداث فارو در ناحیه ایوانکی به‌ترتیب منجر به افزایش ۳۲ و ۳۷ درصد در ذخایر

کربن و ازت کل اکوسیستم گردید. اما در برخی نواحی تأثیری بر ذخایر کربن و ازت اکوسیستم نداشت که دلایل آن مربوط به موقعیت مکانی پروژه، وضعیت پوشش‌گیاهی و خاک می‌باشد؛ بنابراین قبل از هر گونه عملیات در مناطق مشابه، مکان‌یابی اصولی و کارشناسی شده برای اجرای چنین پروژه‌هایی ضروریست. Lashanizan و همکاران (۲۰۱۶)، در بررسی اثر عملیات آبخیزداری بر میزان ترسیب کربن دریافتند در سایت‌هایی که عملیات آبخیزداری انجام شده است میزان ترسیب کربن ۶۰ تن در هکتار است، درحالی‌که در اراضی بدون عملیات حدود ۲۶ تن در هکتار بوده است. Lashanizan و همکاران (۲۰۱۳)، میزان ترسیب کربن بر اثر عملیات بیولوژیک در اصلاح مراتع را مورد بررسی قرار دادند و نتیجه گرفتند که افزایش معنی‌داری در ترسیب کربن به وجود آمده است که مقدار این افزایش به شرایط منطقه، پوشش گیاهی و نوع و حجم عملیات بستگی دارد.

در مورد عوامل مدیریتی تأثیرگذار بر ترسیب کربن نیز تحقیقاتی انجام شده است. Heidari و همکاران (۲۰۱۷)، تأثیر تغییر کاربری اراضی از مرتع به زراعت را بر ترسیب کربن آلی و برخی شاخص‌های بیولوژیکی خاک در خوزستان بررسی و نشان دادند که ترسیب کربن آلی خاک در کشاورزی در لایه‌های ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری با مقادیر ۱۹/۵ و ۸/۳ تن بر هکتار نسبت به مرتع طبیعی (۱۵/۲۹،۹/۷ تن بر هکتار) به‌ترتیب ۳۴ و ۴۷ درصد کاهش یافت. Schahczenski و Hill (۲۰۰۹) بیان کردند که بیلان مثبت ترسیب کربن حاصل از کم کردن هدررفت کربن با روش‌های حداقل خاک‌ورزی از یکسو و تقویت ترسیب کربن از سوی دیگر به اقدامات مدیریتی برمی‌گردد. در همین زمینه Asmus (۲۰۰۹) نیز نشان داد که سیستم بدون شخم به‌عنوان یک روش اقتصادی و پایدار، منجر به ترسیب کربن اتمسفری شده و ادامه آن برای ترسیب کربن در بلندمدت ضروریست. از سوی دیگر Azarnivand و همکاران (۲۰۱۰)، در بررسی اثر چرای دام بر ترسیب کربن گونه درمنه دشتی در مراتع استان سمنان، نشان دادند که چرای دام موجب کاهش معنی‌داری بر زیست‌توده گونه درمنه دشتی و ترسیب کربن در اندام هوایی و لاشبرگ شده است.

روش‌های مدیریتی (مانند استقرار پوشش گیاهی) که خصوصیات خاک مراتع شخم خورده را بهبود می‌بخشند و تولید اولیه را بالا می‌برند، کربن بیشتری ترسیب نموده و انتشار دی‌اکسیدکربن را کاهش می‌دهند (Whalen, 2003). این موضوع می‌تواند یک نگرش جدید در اصلاح و احیا مراتع باشد؛ زیرا ضمن حفاظت خاک، راهکاری برای مقابله با آلودگی هوا و بحران تغییر اقلیم و در نهایت دستیابی به توسعه پایدار تلقی می‌گردد. احیاء و اصلاح اراضی فرسوده به‌منظور افزایش قابلیت تولید بیولوژیک اراضی، به‌طور عمده بر روی افزایش پوشش گیاهی متمرکز است که خود موجب افزایش تجمع کربن در زیست‌توده هوایی و زیرزمینی و خاک این اراضی می‌گردد. در اکوسیستم‌های طبیعی، بخش عمده ترسیب پایدار (درازمدت) کربن در خاک می‌باشد (Abdi *et al.*, 2008). کشت گونه‌های چندساله در راستای به‌کارگیری سیستم کشت بدون شخم، یکی از اقدامات مدیریتی در جهت افزایش ترسیب کربن است.

البته بخش زیادی از مراتع کشور یا به شدت تخریب شده و حالتی بحرانی دارند یا به صورت دیم‌زارهای کم‌بازده رها شده‌اند. در چنین وضعیتی، بهترین گزینه برای احیاء این مناطق تخریب یافته و نیز افزایش قابلیت ترسیب کربن، تغییر کاربری و تبدیل آنها به مراتع دست‌کاشت با استفاده از یونجه چندساله رقم قره یونجه (*Medicago sativa L. var Gharahyonjeh*) می‌باشد. این مقاله بخشی از یک طرح پژوهشی چندساله Fatahi و همکاران (۲۰۱۹)، در دانشگاه ملایر با عنوان "مقایسه اثرات روش‌های کنترل و مبارزه با گیاه مهاجم و خاردار Hulthemia persica (ورک) در مراتع (مطالعه موردی: منطقه حفاظت‌شده لشگردر-ملایر)" می‌باشد که در طی آن از کشت یونجه چند ساله به‌عنوان یکی از راه‌های کنترل گونه ورک و احیاء مراتع تخریب یافته استفاده شده است. هدف از این پژوهش، بررسی قابلیت ترسیب کربن در مراتع احیا شده با کاشت یونجه چندساله و مقایسه آن با دو اکوسیستم: ۱) مرتع تخریب یافته و بحرانی، ۲) مرتع با چرای متوسط می‌باشد.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه بخشی از منطقه حفاظت‌شده لشگردر در زاگرس مرکزی است که در جنوب‌شرقی ملایر قرار دارد (شکل ۱). مختصات جغرافیایی و میانگین برخی فاکتورهای محیطی منطقه در جدول (۱) آمده است. برای انجام این تحقیق در قسمتی از منطقه حفاظت‌شده لشگردر سه مرتع (A, B, C) انتخاب شد که از هریک ۳ سایت ($A_1 \ldots, B_1 \ldots, C_1 \ldots$) برای نمونه‌برداری در نظر گرفته شد (شکل ۱). این سایت‌ها دارای ویژگی‌های ژئومورفولوژی، توپوگرافی، اقلیمی و دیگر عوامل محیطی یکسان بودند اما وضعیت مدیریتی آنها متفاوت بود؛ به همین دلیل برخی ویژگی‌های عملکردی اکوسیستم و نیز خاک‌شناسی آنها متفاوت است. سایت‌های انتخاب شده عبارتنداز:

مرتع A: قبلاً وضعیت منطقه C را داشته است اما توسط یونجه دیم کشت شده است (سه‌ساله) و در حال حاضر به صورت یکدست پوشیده از گونه قره‌یونجه (*Medicago sativa L. var Gharahyonjeh*) می‌باشد (شکل ۲).

مرتع B: مرتعی با وضعیت اکولوژیکی متوسط با تیپ گیاهی *Astragalus gossypinus- Lactuca orientalis* و شدت چرای متوسط است (شکل ۳).

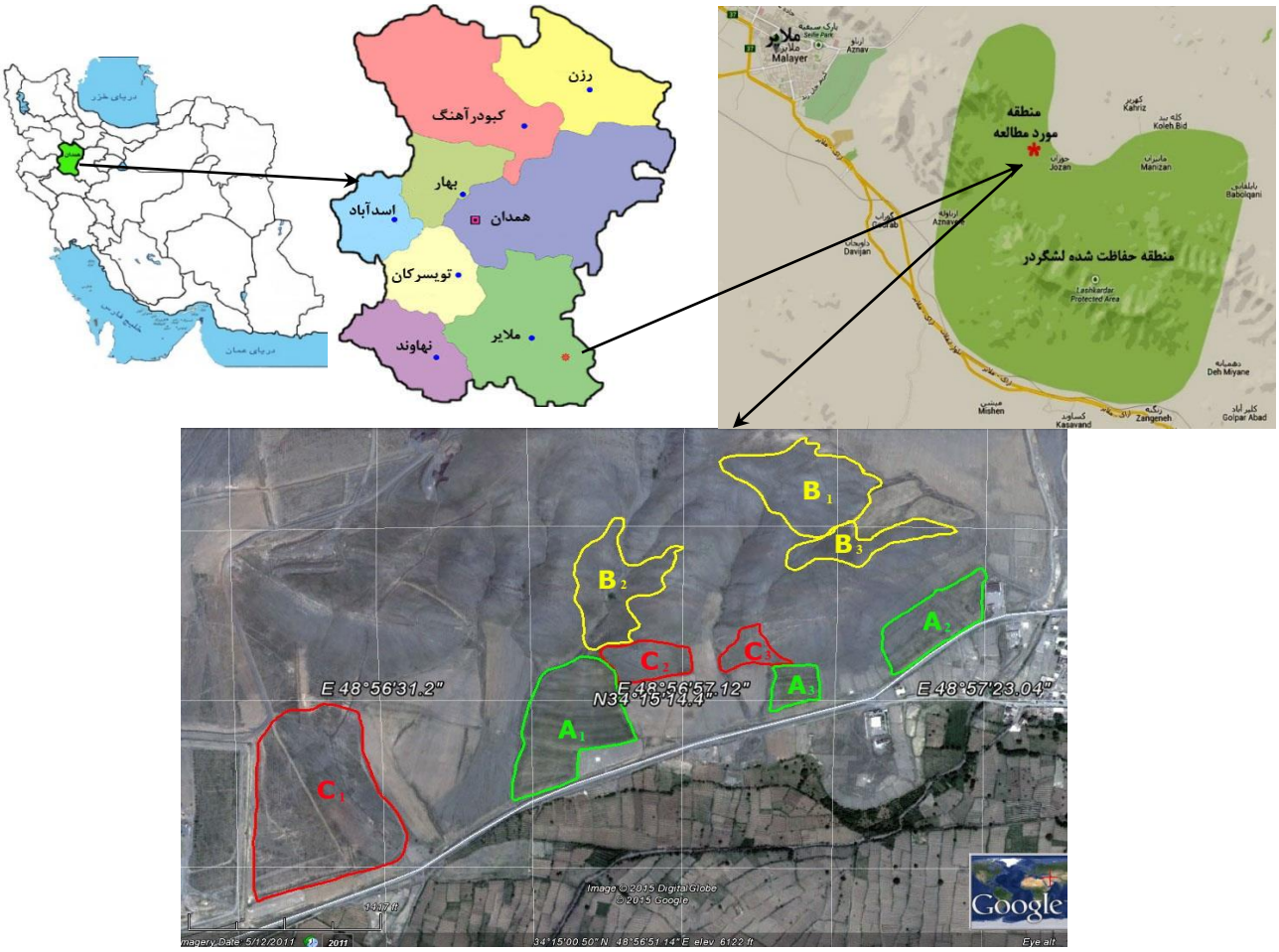
مرتع C: مرتعی با وضعیت اکولوژیکی خیلی فقیر است که در اثر مدیریت نامناسب گذشته (مانند شدت چرای زیاد و احتمالاً تغییر کاربری برای چند سال محدود در گذشته دور) به شدت مورد هجوم گونه‌های نامرغوب و یکساله قرار گرفته است و تیپ آن به صورت یکنواختی از *Hulthemia persica* است و هیچ گونه مرغوبی در آن مشاهده نمی‌شود (شکل ۴).

جدول ۱- مشخصات عمومی منطقه مورد مطالعه

طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	ارتفاع (متر)	دمای سالانه (c^0)	بارش سالانه (mm)	رطوبت نسبی (٪)	حداقل دما (c^0)	حداکثر دما (c^0)	اقلیم
"۴۸°۵۱´۳۴ تا "۴۹°۱۶´۵۳	"۳۴° ۹´۱۷ تا "۳۴° ۱۹´۵۸	-۲۷۳۴ تا ۲۱۷۸	۱۱/۲ [a]	۳۱۶ [a]	۴۴/۶ [a]	-۲۰/۸ [a]	۳۸/۸ [a]	نیمه‌خشک سرد

روش نمونه‌برداری

با پیمایش صحرایی در منطقه مورد مطالعه، سه سایت مورد نظر انتخاب شد. برای اندازه‌گیری فاکتورهای گیاهی، ترسیب کربن و نمونه‌برداری خاک از پلات استفاده شد. مساحت پلات به روش حداقل و بر اساس فراوانی گونه، برای سایت‌های مرتع احیاشده، مرتع تخریب‌یافته و مرتع چرای متوسط به‌ترتیب ۱، ۱/۵ و ۲ مترمربع تعیین گردید. تعداد پلات به روش آماری و بر اساس وزن گونه‌های شاخص برای سایت‌های مرتع احیا شده، مرتع تخریب شده و مرتع چرای متوسط به‌ترتیب ۱۷، ۳۴ و ۲۵ پلات تعیین گردید. پلات‌ها به روش سیستماتیک-تصادفی در مناطق کلید هر سه سایت مستقر شدند و اندازه‌گیری فاکتورهای گیاهی (درصد پوشش، تراکم) و زیست‌توده گونه‌ها در درون پلات‌ها انجام شد.



شکل ۱- نمایی از منطقه مورد مطالعه

نمونه‌برداری زیست‌توده

قطع گونه‌ها و اندازه‌گیری و نمونه‌برداری زیست‌توده گونه‌ها در مرحله رشد حداکثری آنها (اواخر خرداد) انجام شد. برای اندازه‌گیری زیست‌توده هوایی از روش قطع و توزین استفاده شد. برای این منظور در همه پلات‌ها در هر سه سایت زیست‌توده هوایی همه گونه‌ها از سطح زمین برداشت گردید. برای اندازه‌گیری زیست‌توده زیرزمینی نیز از روش نمونه‌برداری مضاعف استفاده شد. در سایت احیا شده تعداد ۱۲ پایه از یونجه با تنوعی از پایه‌های جوان و مسن از ۱۲ پلات انتخاب و بطور کامل از خاک درآورده شد و زیست‌توده ریشه آنها اندازه‌گیری شد. سپس بین زیست‌توده هوایی به‌عنوان متغیر مستقل و زیست‌توده زیرزمینی به‌عنوان متغیر وابسته، یک رابطه رگرسیونی برقرار شده و آزمون معنی‌داری آن انجام گردید. بر اساس این رابطه رگرسیونی و زیست‌توده هوایی سایر پلات‌ها، زیست‌توده زیرزمینی آنها برآورد گردید. در مرتع چرای متوسط نیز برای محاسبه زیست‌توده زیرزمینی گونه‌های تشکیل‌دهنده تیپ، از هریک تعداد ۸ پایه به‌طور کامل از زمین درآورده شد و همانند یونجه رابطه رگرسیونی برای برآورد زیست‌توده زیزمینی برقرار گردید. در مرتع تخریب شده نیز تعداد ۷ پایه از گونه ورک به طور کامل از خاک درآورده شد و در اینجا نیز رابطه رگرسیونی برای برآورد زیست‌توده زیرزمینی ورک برقرار گردید. گونه‌های یکساله و علفی هم که در مناطق مذکور قرار داشتند به‌طور کامل زیست‌توده هوایی و زیرزمینی آنها برداشت گردید.

زیست‌توده‌های برداشت شده هرگونه (چه زیست‌توده هوایی و چه زیرزمینی) به طور جداگانه در پاکت‌های کاغذی ریخته شد و در هوای آزاد و به دور از تابش مستقیم آفتاب خشک شدند و در آزمایشگاه با ترازوی با دقت ۰/۰۱ گرم وزن هر ک از نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. از هریک از نمونه‌های زیست‌توده هوایی و زیرزمینی، یک نمونه ۵۰ گرمی تهیه و در دمای ۶۰۰C در دستگاه کوره الکتریکی به مدت ۵ ساعت قرار داده شد. درصد کربن آلی هر نمونه گیاهی از رابطه (۱) و با ضرب کردن درصد کربن آلی بدست آمده هر نمونه گیاهی در وزن خشک آن، میزان ترسیب کربن هر نمونه محاسبه شد (Fatahi et al., 2019).

رابطه (۱): $OC= 0.58\ OM$

که در آن: OC: مقدار کربن آلی و OM: مقدار کل ماده آلی می‌باشد.

نمونه‌برداری خاک

نمونه خاک‌ها از مرکز پلات‌ها جمع‌آوری گردید. برای این منظور با توجه به عمق خاک و ریشه‌دوانی گونه‌ها در مناطق سه‌گانه فوق به‌ترتیب ۸، ۱۴ و ۱۲ پروفیل تا عمق ۳۰ سانتی‌متری حفر گردید و در هر پروفیل از دو عمق ۱۵- ۰ و ۳۰-۱۵ نمونه خاک برداشت شد. نمونه‌های خاک به‌صورت کلوخه (برای اندازه‌گیری وزن مخصوص ظاهری خاک) برداشت و در هوای آزاد خشک گردید. درصد کربن آلی خاک در آزمایشگاه تعیین شد. وزن کربن ترسیب شده در خاک در واحد سطح نیز از طریق رابطه (۲) برآورد گردید (فتاحی و همکاران، ۱۳۹۸).

رابطه (۲): $Cs = OC * Bd * ds$

که در آن: Cs: وزن کربن ترسیب شده (gr/cm^2)؛ OC: کربن خاک (٪)؛ Bd: وزن مخصوص ظاهری خاک (gr/cm^3)؛ ds: عمق خاک (cm)

شکل ۲-منطقه احیاشده با کشت یونجه (A)

شکل ۳- منطقه شدت چرای متوسط (B)

نمونه‌برداری لاشبرگ

اگرچه لاشبرگ در اکوسیستم‌های مرتعی ایران سهم اندکی در ترسیب کربن دارد اما میزان لاشبرگ در همه پلات‌ها همانند زیست‌توده هوایی جمع‌آوری گردید و مانند سایر نمونه‌ها در آزمایشگاه، کربن ترسیب‌شده آن اندازه‌گیری شد.

تحلیل آماری داده‌ها

داده‌ها در محیط Excel پردازش و خلاصه‌سازی شدند. با استفاده از نرم‌افزار SPSS رابطه رگرسیونی بین زیست‌توده هوایی و زیرزمینی برقرار گردید و از آنالیز واریانس یکطرفه (ANOVA) برای مقایسه ترسیب کربن سه منطقه مورد مطالعه (در هریک از بخش‌های زیست‌توده هوایی، زیست‌توده زیرزمینی، خاک، لاشبرگ) استفاده شد و تعیین معنی‌داری اختلاقات سه منطقه با استفاده از آزمون دانکن انجام شد. برای مقایسه ترسیب کربن در زیست‌توده هوایی و زیرزمینی در هریک از مناطق سه‌گانه از آزمون t جفتی استفاده شد.

شکل ۴–منطقه تخریب‌یافته **(C)** و پوشیده از گونه ***Hulthemia persica***

شکل ۵– نمونه‌برداری خاک

نتایج

میانگین درصد پوشش گیاهی، زیست‌توده هوایی و ترسیب کربن زیست‌توده هوایی در هریک از مراتع احیا شده، چرای متوسط و تخریب‌یافته در جدول ۲ ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد که هر سه مرتع مورد مطالعه از لحاظ درصد پوشش گیاهی، زیست‌توده هوایی و ترسیب کربن آن با هم اختلاف معنی‌داری دارند. بیشترین مقدار آنها مربوط به مرتع احیا شده و کمترین آنها مربوط به مرتع تخریب‌یافته است (جدول ۲). زیست‌توده زیرزمینی و ترسیب کربن آن در مراتع احیا شده، چرای متوسط و تخریب‌یافته در جدول ۳ ارائه شده است که بر اساس آن مرتع احیاشده به صورت معنی‌داری نسبت به دو مرتع دیگر، زیست‌توده زیرزمینی و ترسیب کربن بیشتری دارد. لاشبرگ درصد کمی از پوشش مراتع را به خود اختصاص داده‌است (جدول ۲) اما با توجه به هدف نهایی که محاسبه ترسیب کربن اکوسیستم است، لازم است که ترسیب کربن لاشبرگ و خاک (جدول ۳) نیر محاسبه شود. ترسیب کربن اکوسیستم نیز حاصل جمع ترسیب کربن همه قسمت‌های اکوسیستم است (جدول ۳). در جدول ۴ نیز مقدار افزایش کربن ترسیب شده در بخش‌های مختلف مراتع احیا شده نسبت به مراتع متوسط و تخریب شده نشان داده شده است.

جدول ۲- درصد پوشش گیاهی، لاشبرگ و زیست‌توده بخش‌های مختلف در مراتع مورد مطالعه

منطقه	تعداد پلات	پوشش گیاهی (٪)	پوشش لاشبرگ (٪)	وزن لاشبرگ (gr/m^2)	زیست‌توده هوایی (gr/m^2)	زیست‌توده زیرزمینی (gr/m^2)	کل زیست‌توده (gr/m^2)
مرتع احیا شده (A)	۱۷	۷۳ a	۹ a	۵۸/۳۳ a	۶۸۷/۵۴ a	۱۶۴/۶۷ a	۸۵۲/۲۱ a
مرتع چرای متوسط (B)	۲۵	۶۱ b	۵ b	۳۴/۵۱ b	۵۵۰/۱۲ b	۱۳۲/۷۵ b	۶۸۲/۸۷ b
مرتع تخریب شده (C)	۳۴	۵۲ c	۴ b	۳۲/۴۷ b	۴۶۵/۰۳ c	۱۳۰/۲۳ b	۵۹۵/۲۶ b

a, b, c: در هر ستون اعدادی که حروف متفاوت دارند در سطح ۵٪ با هم اختلاف معنی‌داری دارند.

جدول ۳-مقایسه میانگین ترسیب کربن در بخش‌های مختلف مراتع مورد مطالعه

منطقه	زیست‌توده هوایی (gr/m2)	زیست‌توده زیرزمینی (gr/m2)	اکوسیستم (gr/m2)	اکوسیستم (gr/m2)	اکوسیستم (gr/m2)
مرتع احیا شده (A)	۳۲۶/۱۹ a	۸۱/۴۲ a	۲۲/۷۸ a	۳۵۸۲/۳۰ a	۴۰۱۲/ ۳۹ a
مرتع چرای متوسط (B)	۲۶۷/۵۲ b	۶۵/۸۴ b	۱۴/۶۵ b	۲۸۴۶/۲۵ b	۳۱۹۴/۲۶ b
مرتع تخریب شده (C)	۲۲۰/۶۳ c	۶۵/۰۹ b	۱۱/۱۸ b	۲۰۷۷/۹۱ c	۲۳۷۴/۸۱ c

a, b, c: در هر ستون اعدادی که حروف متفاوت دارند در سطح ۵٪ با هم اختلاف معنی‌داری دارند.

جدول ۴- مقایسه میانگین ترسیب کربن در خاک مراتع مورد مطالعه

وضعیت مراتع نسبت به هم	ترسیب کربن ناشی از عملیات اصلاحی در بخش‌های مختلف (gr/m^2)				
	زیست‌توده هوایی	زیست‌توده زیرزمینی	لاشبرگ	خاک	اکوسیستم
مرتع احیا شده نسبت به مرتع چرای متوسط	۵۸/۶۷ a	۱۵/۵۸ a	۸/۱۳ a	۷۳۶/۰۵ a	۸۱۸/۴۳ a
مرتع احیا شده نسبت به مرتع تخریب شده	۱۰۵/۵۶ b	۱۶/۳۳ a	۱۱/۶ b	۱۵۰۴/۳۹ b	۱۶۳۷/۸۸ b

بحث

با توجه به تغییر کاربری‌های گسترده و چرای مفرط، اصلاح و احیا مراتع از طریق عملیات بیولوژیکی ضروری‌ترین نیاز فعلی مراتع است. تبدیل مراتع تخریب‌یافته و دیم‌زارهای کم‌بازده رهاشده به مراتع دست‌کاشت با گونه یونجه دیم، علاوه‌بر حفاظت خاک و تولید علوفه، قابلیت بیشتری برای ترسیب کربن نیز فراهم می‌کند. همان‌طور که در نتایج آمده است مرتع احیا شده به‌طور معنی‌داری نسبت به مرتع متوسط و مرتع تخریب شده به‌ترتیب ۱/۲۵ و ۱/۴۳ زیست‌توده دارد. همچنین مرتع احیاشده مقدار ۸/۲ و ۱۶/۴ تن در هکتار نسبت به مرتع متوسط و مرتع تخریب شده کربن بیشتری ترسیب کرده است که با نتایج Su (۲۰۰۷)، Bremer (۲۰۰۹)، Abdi و Gaykani (۲۰۱۵)، Joneidi Jafari و همکاران (۲۰۱۳) و Lashanizand و همکاران (۲۰۱۳ و ۲۰۱۶) مطابقت دارد. نسبت ترسیب کربن به زیست‌توده هوایی آن ۴۷٪ است. در مورد زیست‌توده زیرزمینی (جدولهای ۲ و ۳)

نیز بیشترین زیست‌توده و ترسیب کربن مربوط به مرتع احیاشده است که مشابه نتایج Mortenson و Schumann (۲۰۰۲)، Zun و همکاران (۲۰۰۱)، Schachczenski و Hill (۲۰۰۹) است. ضریب تبدیل زیست‌توده زیرزمینی به کربن ترسیب شده حدود ۵۰٪ است که نسبت به ضریب تبدیل زیست‌توده هوایی حدود ۳٪ افزایش نشان می‌دهد که ناشی از بافت چوبی بیشتر و متراکم‌تر ریشه یونجه نسبت به اندام‌های هوایی آن است که Heidari و همکاران (۲۰۱۷)، Su (۲۰۰۷) و Bremer (۲۰۰۹) نیز به نتایج مشابهی رسیدند. مرتع احیاشده به دلیل تولید و زیست‌توده بیشتر، لاشبرگ بیشتر (پوشش ۹٪) و به‌تبع آن ترسیب کربن بیشتر نسبت به دو مرتع دیگر دارد (جدول‌های ۲ و ۳) اما ضریب تبدیل لاشبرگ به کربن ترسیب شده حدود ۳۹٪ است که مقدار آن نسبت به ضریب تبدیل زیست‌توده پایین‌تر است؛ زیرا بخشی از کربن لاشبرگ در طول زمان که در مرتع ریزش کرده است، احیاشده و با اکسیژن ترکیب شده و به‌شکل دی‌اکسیدکربن وارد هوا می‌شود و یا به شکل ترکیبات آلی کربن‌دار وارد خاک می‌گردد. ترسیب کربن خاک و نیز کل کربن ترسیب شده اکوسیستم مرتع احیاشده با یونجه (جدول‌های ۳ و ۴) افزایش معنی‌داری نسبت به دو مرتع دیگر دارد. با توجه به اینکه عمر این مراتع دست‌کاشت در زمان مطالعه ۴ سال بود؛ بنابراین می‌توان گفت که گذشت این مدت زمان باعث شده که مرتع احیا شده حدود ۱/۷۰ برابر مرتع تخریب‌شده در حال حاضر کربن ترسیب نماید و این نشان می‌دهد که در اثر احیا مرتع تخریب‌شده چه میزان ترسیب کربن در اکوسیستم افزایش یافته است. بنابراین به نظر می‌رسد که کاهش چرای دام یا عملیات شخم و خاک‌ورزی باعث افزایش معنی‌دار ترسیب کربن شده است، در نتیجه کاهش هدررفت خاک و ماده آلی، افزایش تولید و توان بیولوژیک را در مراتع احیاشده به دنبال داشته‌است؛ زیرا یونجه از خانواده لگومینوزه بوده و در دوران حیات خود مقدار زیادی مواد آلی و نیتروژن به خاک اضافه می‌کند، در نتیجه ترسیب کربن در خاک مرتع را افزایش می‌دهد. در مجموع می‌توان چنین نتیجه گرفت که اصلاح مراتع تخریب شده با این گونه می‌تواند منجر به افزایش کربن اکوسیستم گردد. البته یونجه این اراضی توسط اهالی منطقه برداشت می‌شود و به مصرف دام می‌رسد؛ بنابراین همانطور که Anderson و همکاران (۲۰۰۸) نیز اشاره کرده‌اند برداشت زیست‌توده گیاهان (درو یا چرا) به‌عنوان افت کربن اکوسیستم در نظر گرفته می‌شود؛ زیرا بخشی از کربن اندام‌های برداشت شده سرانجام در طی تنفس موجودات (انسان و دام) به اتمسفر برمی‌گردد

سپاسگزاری

این مقاله از محل طرح پژوهشی "مقایسه اثرات روش‌های کنترل و مبارزه با گیاه مهاجم و خاردار *H. persica* (ورک) مراتع منطقه حفاظت‌شده لشگردر ملایر" در دانشگاه ملایر استخراج شده است. بدین‌وسیله از مسئولان محترم دانشگاه و عوامل اجرایی طرح تقدیر و تشکر می‌شود.

منابع مورد استفاده

-Abdi, N. and Gaykani, S., 2015. Biomass carbon sequestration potential of natural and planted shrub and bush species (Case study: northwest of Meyghan desert, Arak, Iran). Iranian Journal of Range and Desert Research, 22 (1): 100-108.

-Abdi, N., Maddah Arefi, H. and Zahedi Amiri, Gh., 2008. Estimation of carbon sequestration in *Astragalus* rangelands of Markazi province (Case study: Malmir rangeland inShazand region). Iranian journal of Range and Desert Research, 15(2): 269-282.

-Anderson, J., Beduhn, R., Current, D., Espeleta, J., Fissore, C., Gangeness, B., Harting, J., Hobbie, S., Nater, E. and Reich, P., 2008. The Potential for Terrestrial Carbon Sequestration in Minnesota; A Report to the Department of Natural Resources from the Minnesota Terrestrial Carbon Sequestration Initiative. University of Minnesota, 79p.

-Asmus, C.D., 2009. Soil aggragation and carbon sequestration. Fallowing a single tillage event in no-till soils in a semi-arid environment. A Master of Science thesis of agronomy college of Agriculture, Kansas State University, 173p.

-Azarnivand, H., Joneidi Jafari, H., Chahukey Zare, M. A., Jafari, M. and Nikoo, Sh., 2010. Effect of grazing on carbon sequestration and storage of nitrogen in

pasture plain plant species Artemisia sieberi in semnan province. Iranian Journal of Range, 3(4): 590-610.

-Bremer, E., 2009. Potential for reductions in greenhouse gas emissions from native rangelands in Alberta (Technical Scoping Document), 24p.

-De Neergaard, A., Porter, J.R. and Gorissen, A., 2002. Distribution of assimilated carbon in plants and rhizosphere soil of basket willow (*Sailx viminalis* L.). Journal of Plant soil, 245: 307-314.

-Derner, J.D. and Schuman, G.E., 2007. Carbon sequestration and rangelands: A synthesis of land management and precipitation effects. Journal of Soil and Water Conservation, 62: 2, 77-85.

-Fattahi, B., Aghabeigi Amin, S., Ildemi, A.R. and Ghorbanpour Dalivand, M., 2019. Investigation and comparison of different methods to control of spiny and invader plant as *Hulthemia persica* (case studya: protected area Lashgardar-Malayer). Project research of Malayer University, 185p.

-Heidari, P., Hojati, S., Enayati zamir, N. and Rayat Pisheh, A., 2017. Effects of land use change on C stock and some biological characteristics of soils in parts of Rakaat watershed, east of Khuzestan province. Iranian Journal of Range and Desert Research, 24 (1): 181-192.

-Joneidi Jafari, H., Azarnivand, H., Zare Chahooki, M. A., Jafari, M. and Kargari, A., 2013. Effect of contour furrow on carbon sequestration and nitrogen fixation in *Artemisia sieberi* rangelands of Semnan province. Iranian Journal of Range and Desert Research, 20(2): 298-308.

-Kerr, R.A., 2007. Global warming is changing the world. Journal of Science, 316: 188–90.

-Lal, R., 2008. Carbon sequestration. Journal of Philosofical Transaction Royal Society, 363: 815–830.

-Lal,R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change, Journal of Geoderma, 123: 1-22.

-Lashni Zand, M., Parvizi, Y., Ebrahimi, L., Masoudi, B. and Rafiee, B., 2016. Comparison of carbon sequestration resulting from biological operations in Rimele and Abkandari catchments. Iranian Journal of Range and Desert Research, 23(2): 219-230.

-Lashnizand, M., Parvizi, Y., Shahrokhvandi, S.M. and Rafiee, B., 2013. Comparative evaluation of carbon sequestration in relation to watershed management practices and reclamation operation (case study: Rimele, Romeshkhan flood spreading and Abkhandari Koohdasht). Iranian Journal of Range and Desert Research, 20(2): 397-406.

-Luciuk, G.M., Bonneau, M.A., Boyle, D.M. and Vibery, E., 2000. Prairie Farm Rehabilitation. Administration Paper, Carbon Sequestration- Additional Environmental Benefits of Forests in the PFRA.

-Mortenson, M. and Schuman, G., 2002. Carbon sequestration in rangeland interseeded with yellow-flowering alfalfa (*Medicago Sativa* Spp. Falcata) USDA Symposium on Natural Resource Management to Offset Greenhouse Gas Emission in University of Wyoming.

-Schahczenski, J. and Hill, H., 2009. Agriculture, Climate Change and Carbon Sequestration. ATTRA Publications, Pp 16.

-Schuman, G.E., Ingram, L.J., Stahl, R.D. and Vance G.F., 2005. Dynamics of long-term carbon sequestration on rangelands in the western USA. In XX International Grassland Congress, 26 June-1 July 2005, Dublin, Ireland.

-Schuman, G.E., Janzen, H. and Herrick, J.E., 2002. Soil Carbon Information and Potential Carbon Sequestration by Rangelands.Journal of Environmental Pollution, 116: 391-396.

-Singh, G., Bala, N., Chaudhuri, K.K. and Meena, R.L., 2003. Carbon sequestration potential of common access resources in arid and semi-arid regions of northwestern India. Journal of Indian Forester, 129 (7): 859-864.

-Su, Y.Z., 2007. Soil carbon and nitrogen sequestration following the conversion of cropland to alfalfa forage land in northwest China.Journal of Soil and Tillage Resaerch, 92(1-2): 181-189.

-UNDP., 2000. Carbon sequestration in the decertified rangelands of Hossein Abad, through community.

-Varameh, S., Hosseini, S.M., Abdi, N. and Akbarinia, M., 2009. Effects of afforestation on soil carbon sequestration in an urban forest of arid zone in Chitgar forest park of Tehran. Journal of Forest Science, 3: 75-90.

-Weltzin, J.F., Loik, M.E., Schwinning, S., Williams, D.G., Fay, P.A., Haddad, B.M., Harte, J., Huxman, T.E., Knapp A.K., Lin, G.H., Pockman, W.T., Shaw, M.R., Small, E.E., Smith, M.D., Smith, S.D., Tissue, D.T., and Zak, J.C., 2003. Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential changes in precipitation. Journal of Bioscience, 53: 941-952.

Whalen, J.K., Walter, D., Dormar, W. and Dormar, J.F., 2003. Soil carbon, nitrogen and phosphorus in modified rangeland communities. Journal of Range Management, 56(6): 665–672.

-William, E., 2002. Carbon dioxide fluxes in a semiarid environment with high carbonate soils. Agricultural and Forest Meteorology, 116:91- 102.

-Zun, C.S., Fyles, J.W., Girouard, P. and Samson, R.A., 2001. Carbon sequestration in perennial bioenergy, annual corn and uncultivated systems in southern Quebec. Agriculture, Ecosystems, and Environment, 89(2):135-14.

Effects of reclamation of Hulthemia-lands with rainfed alfalfa on carbon sequestration (case study: Hamedan province)

B. fattahi[1]*, S. Aghabeigi Amin[2], A. Ildoromi[3] and M. Ghorbanpour Dalivand[4]

1*-Corresponding author, Assistant Professor, Department of Range and Watershed Management, Faculty of Natural Resources and Environment, Malayer University, Hamadan, Iran, Email: fattahi_b@yahoo.com
2. Assistant Professor, Department of Natural Resources, Faculty of Agriculture, Razi University, Kermanshah, Iran
3. Associate Professor, Department of Range and Watershed Management, Faculty of Natural Resources and Environment, Malayer University, Hamadan, Iran
4.M.Sc. Postgraduate of Range Management, Department of Range and Watershed Management, Faculty of Natural Resources and Environment, Malayer University, Hamadan, Iran

Received:01/14/2018 Accepted:07/17/2018

Abstract

Land use change, land abandonment, overgrazing, expansion and spread of exotic species are of the most important challenges in the rangelands of the country. For this reason, in this research, it has been attempted to address the challenges by presenting a single improvement solution. Therefore, the perennial rainfedd alfalfa was used for cultivation in degraded rangelands or abandoned lands for both goals of rangeland reclamation and carbon sequestration. Three rangelands were studied in the protected area of Lashgardar-Malayer reclaimed rangeland via alfalfa, medium grazing, and degraded rangelands. In each of these rangelands, sites were selected for sampling. The size and number of plots were determined by the minimal area and statistical method. In each plot, the aboveground and underground biomass and litter were collected. Soil sampling was performed in the plots and the measurement of carbon sequestration was conducted in the laboratory. Soil samples were collected from two layers of 0-15 and 15-30 cm and their carbon was measured. The three study rangelands were compared using a One-Way ANOVA analysis, and the results showed that the amount of carbon sequestration in the rangeland reclaimed with perennial rainfed alfalfa (36.8 ton / ha) after 4 years was around 1.25 fold higher than the medium grazing rangeland (29.27 ton / ha) and 1.71 fold as compared with the degraded rangeland (21.54 ton / ha). These results indicate that reclamation of degraded rangelands causes to achieve land conservation goals and increase the ability of the ecosystem for carbon sequestration.

Keywords: Hulthemia, range improvement, grazing, land use.