

تغییر در ترکیب و تنوع گونه‌های مراتع نیمه‌استپی زاگرس تحت تأثیر عملیات احیای بیولوژیک

محمد رضا میرزایی^۱، پرویز غلامی^{۲*} و اسفندیار جهانتاب^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۶/۰۹ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۰۳/۲۰

چکیده

ارزیابی تغییرات ایجاد شده در اکوسیستم‌های مرتعی پس از اجرای عملیات احیا برای تعیین اثرات مثبت یا منفی پروژه ضروری می‌باشد. این مطالعه به بررسی اثر عملیات مختلف احیای بیولوژیک بر ترکیب و تنوع گونه‌های پوشش گیاهی در مراتع نیمه‌استپی زاگرس واقع در استان کهگیلویه و بویراحمد پرداخته است. نمونه‌برداری از پوشش گیاهی در سه منطقه نهال کاری، کپه کاری و چرای شدید (شاهد) به طور تصادفی - سیستماتیک با استقرار ۱۲۰ پلات یک مترمربعی انجام گردید. داده‌های پوشش گیاهی برای ارزیابی پاسخ ترکیب پوشش گیاهی، تنوع گونه‌ای (سیمپسون، شانن- واینر)، غنای گونه‌ای (مارگالف و منهینیک) و گروه‌های گیاهی (طول عمر، فرم رویشی، فرم زیستی و تیره‌های گیاهی) به اجرای عملیات احیایی مورد آنالیز قرار گرفتند. نتایج آنالیز واریانس نشان داد که تنوع و غنای گونه‌ای و برخی گروه‌های گیاهی در مناطق مختلف اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد با هم‌دیگر دارند. منطقه تحت عملیات احیایی (نهال کاری و کپه کاری)، از نظر کلیه شاخص‌های تنوع و غنای گونه‌ای و برخی گروه‌های گیاهی مانند گیاهان چندساله، همی کریپتوفیت‌ها، گندمی‌ها، پهن‌برگان علفی، تیره چتریان، گندمیان و گل‌سرخیان، بیشترین مقدار را به خود اختصاص داده و منطقه تحت چرای شدید کمترین مقدار را دارا بودند. آنالیز RDA نشان داد که ترکیب گونه‌ای منطقه تحت تأثیر عملیات احیایی بیولوژیک بوده است به طوری که گونه‌های مهم و ارزشمند مرتعی مانند *Ferula assa-foetida*، *Prangos ferulacea* و *Dorema aucheri* بیش‌ترین پاسخ را به عملیات احیای بیولوژیک در منطقه مورد مطالعه داشتند. به طور کلی نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که عملیات احیای بیولوژیک انجام شده در منطقه، تأثیر مثبتی بر شاخص‌های پوشش گیاهی داشته است.

واژه‌های کلیدی: غنای گونه‌ای، احیای اکولوژیک، نهال کاری، کپه کاری، زاگرس.

۱- باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، واحد کازرون، دانشگاه آزاد اسلامی، کازرون، ایران

۲- استادیار، گروه جنگلداری و پژوهشکده منابع طبیعی و زیست محیطی دانشگاه یاسوج، یاسوج، ایران

* نویسنده مسئول: gholami.parviz@gmail.com

۳- گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فسا، فسا، ایران

مقدمه

مراتع کوهستانی زاگرس از نظر تنوع زیستی بسیار غنی است و یکی از مناطق منحصر به فرد کشور محسوب می‌شود. ناهمواری‌ها و شرایط متنوع آب و هوایی، تنوع زیستی قابل توجهی را در اکوسیستم‌ها و زیستگاه‌های زاگرس موجب گردیده و مأمنی را برای حدود ۲۰۰۰ گونه گیاهی و گونه‌های در معرض انقراض ایجاد کرده است. اما در دهه‌های اخیر عواملی نظیر تغییرات جمعیتی، تحولات سیستم‌های اقتصادی و اجتماعی، منسوخ شدن شیوه مدیریت و روش‌های بهره‌برداری از زمین به شیوه سنتی، موجب کاهش تنوع زیستی گردیده و در حال حاضر آن را با تهدید جدی روبرو نموده است (۱۰).

عامل عمده تخریب مراتع کشور تعداد دام بیش از ظرفیت مرتع، چرای زودرس، چرای بی رویه، بوته کنی، شخم مراتع، نوع دام، قطع پوشش گیاهی، تعداد زیاد بهره‌برداران، مشخص نبودن مالکیت مراتع و مشاعی بودن بهره‌برداری است (۱۰). از شواهد این تخریب می‌توان به تغییر در وضعیت و گرایش پوشش گیاهی و هم چنین تغییر در ترکیب گیاهی اشاره کرد (۱۹). وجود این عوامل نگران‌کننده موجب شده تا استفاده از عملیات اصلاحی و احیایی در سطح مراتع اهمیت داشته باشد (۲۱). امروزه تخریب اکوسیستم‌های مرتعی زاگرس، به همراه کاهش تنوع زیستی و تغییر در ترکیب گیاهی موجب شده تا این اکوسیستم سیر قهقرایی داشته باشد. وجود این عوامل نگران‌کننده موجب شد تا استفاده از عملیات‌های اصلاحی و احیایی در سطح مراتع زاگرس اهمیت داشته باشد (۹). احیای بیولوژیکی مراتع با رعایت شرایط اکولوژیکی می‌تواند موجب بهبود کمی و کیفی پوشش گیاهی و خصوصیات خاک گردد (۱۴). احیای بیولوژیک یکی از روش‌های احیای مراتع است که شامل بذرپاشی، بذرکاری، کپه‌کاری، میان‌کاری و نهال‌کاری می‌باشد (۲۱). در حال حاضر این عملیات‌ها در طرح‌های مرتعداری و آبخیزداری جهت حفظ آب، خاک و پوشش گیاهی انجام می‌شوند. یکی از اهداف مهم این عملیات‌ها، کمک به اصلاح و احیای پوشش گیاهی مرتعی و همچنین تولید علوفه برای دام است. این‌که

بعد از انجام عملیات احیا چه تغییراتی در پوشش گیاهی و خاک به عنوان اجزاء اصلی اکوسیستم مرتعی اتفاق می‌افتد خود مسأله‌ای است که می‌تواند موفقیت یا عدم موفقیت عملیات احیایی را نشان دهد احیای پوشش گیاهی موجب ایجاد توالی ثانویه در اکوسیستم‌های مرتعی می‌گردد که می‌تواند تغییر در ساختار و پویایی پوشش گیاهی و همچنین تغییر در سایر اجزاء اکوسیستم نظیر خاک را به همراه داشته باشد (۳۰). موفقیت اقدامات بیولوژیک زمانی حاصل می‌شود که مشخصه‌های اکوسیستم در طول زمان ارزیابی و با مناطق شاهد مقایسه شوند (۱۸). مقایسه مناطق احیایی با مناطق شاهد متناظر خود به عنوان شاخصی عمل می‌کنند که میزان پیشرفت اهداف اصلی طرح‌های اصلاح و توسعه پیاده شده در مناطق مورد نظر را در طی زمان را نشان می‌دهند. در این راستا بررسی تغییرات مؤلفه‌های پوشش گیاهی به عنوان ساختار اصلی اکوسیستم‌های طبیعی تبلور کاملی از اثرات متقابل عوامل محیطی و مداخلات انسانی می‌باشد لذا مطالعه آن معرف چگونگی وقوع تغییرات در اکوسیستم‌های مرتعی می‌باشد (۷). برخی تحقیقات به بررسی اثرات عملیات مختلف احیایی (۷، ۹، ۱۱، ۲۰ و ۲۶) بر پوشش گیاهی پرداختند که اکثر مطالعات به تغییرات درصد تاج پوشش و تولید پوشش گیاهی طی این عملیات احیایی بیولوژیک اذعان داشتند.

مراتعی که در آنها عملیات‌های مختلف احیایی انجام شده‌اند بستری هستند برای مطالعات تحقیقاتی تا بتوان برای مناطق مختلف اثرات عملیات‌های مختلف را ارزیابی و در نهایت به جمع‌بندی‌هایی برای مناطق مختلف رویشی کشور رسید. در این راستا تحقیق حاضر به مطالعه پوشش گیاهی پس از اجرای یک پروژه احیایی شامل کپه‌کاری و نهال‌کاری پرداخته است. با توجه به اهمیت این عملیات‌ها در احیای پوشش گیاهی مراتع این تحقیق سعی دارد تا به این سؤال پاسخ دهد که آیا اجرای عملیات احیای بیولوژیک می‌تواند موجب تغییر در شاخص‌های مختلف پوشش گیاهی مراتع نیمه استپی منطقه مله شوره و گورگو شهرستان بویراحمد و در سطح وسیع‌تر منطقه زاگرس گردد؟

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این تحقیق در مراتع ییلاقی منطقه مله شوره و گورگو واقع در شهرستان بویراحمد استان کهگیلویه و بویراحمد (طول شرقی $۴۰^{\circ} ۰۲'$ تا $۵۱^{\circ} ۱۴' ۱۴''$ و عرض شمالی $۴۵^{\circ} ۲۰'$ تا $۳۰^{\circ} ۳۰' ۳۳''$) انجام پذیرفت. متوسط ارتفاع منطقه ۲۵۰۰ متر از سطح دریا می‌باشد و بر اساس آمار بلندمدت ۳۰ ساله متوسط بارندگی سالانه منطقه ۵۷۰ میلی‌متر است. میانگین درجه حرارت سالانه این منطقه ۱۷/۷ درجه سانتی‌گراد و بر اساس اقلیم‌نمای آمبرژه، دارای اقلیم نیمه‌خشک است.

نمونه‌برداری پوشش گیاهی

در این تحقیق نمونه‌برداری از پوشش گیاهی در فصل رویش منطقه (اردیبهشت ماه سال ۱۳۹۶) انجام گردید. از روش نمونه‌برداری تصادفی-سیستماتیک در هر منطقه (کپه‌کاری، نهال‌کاری و تحت چرای دام یا شاهد) به طور مجزا استفاده شد. برای نمونه‌برداری پوشش گیاهی سه ترانسکت برای هر یک از مناطق کپه‌کاری شده (با گونه‌هایی مانند آنغوزه (*Ferula assa-foetida*), جاشیر (*Prangos ferulacea*), بیلهر (*Dorema aucheri*)), نهال‌کاری شده (با گونه‌هایی مانند گردو (*Juglans regia*)) با تراکم ۵۰ اصله در هکتار و شش ترانسکت برای منطقه تحت چرای دام (شاهد) اندازه‌گیری شدند. علت اختلاف در تعداد ترانسکت‌ها به دلیل تفاوت در مساحت مناطق نمونه‌برداری بود. در امتداد ترانسکت‌ها ۱۰ پلات مستقر شد و در هر پلات یک مترمربعی درصد پوشش تاجی به تفکیک گونه در فرم مخصوص ثبت گردید. در مجموع ۱۲ ترانسکت و ۱۲۰ پلات برداشت گردید. درصد گروه‌های گیاهی نیز با استفاده از داده‌های گونه‌های گیاهی محاسبه شد.

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها

از آنجایی که داده‌های مربوط به درصد تاج پوشش گیاهی از توزیع نرمال پیروی ندارند لذا قبل از آنالیز تبدیل

لگاریتی بر روی داده‌ها انجام شد. به منظور بررسی اثر عملیات احیایی بیولوژیک بر پاسخ انفرادی گونه‌ها، گروه‌های گیاهی (طول عمر، فرم رویشی، فرم زیستی، تیره‌های گیاهی) و تنوع گونه‌ای (شانون-وینر و سیمپسون)، غنای گونه‌ای (غنای مارگالف و منهینیک) و یکنواختی پایلو در مناطق مختلف از آنالیز واریانس یک‌طرفه در قالب طرح کاملاً تصادفی استفاده شد. در صورت وجود اثر معنی‌دار از روش LSD برای مقایسه میانگین استفاده شد. از آزمون t مستقل برای مقایسه پاسخ انفرادی و گروه‌های گیاهی واقع در دو منطقه استفاده گردید. محاسبات آماری در برنامه R3.2.3 صورت پذیرفت. شاخص‌های غنا و تنوع و همچنین یکنواختی پایلو مناطق مختلف با استفاده از نرم‌افزار PAST محاسبه گردید. از روش‌های آنالیز چند متغیره برای ارزیابی اثر عملیات احیایی بیولوژیک بر ترکیب گیاهی استفاده شد. در این قسمت چون طول گرادیان کمتر از سه بود بنابراین از آنالیز RDA استفاده شد. در این آنالیز برای معنی‌داری مقدار F از روش آزمون مونت‌کارلو با ۹۹۹ جایگشت انجام شد (۱۷). انجام این آنالیزها با استفاده از نسخه ۴/۵ نرم‌افزار CANOCO صورت گرفت. برای تمام داده‌های تبدیل شده، میانگین برگردانده یا حقیقی یا هندسی در جداول و شکل‌ها گزارش شده‌اند.

نتایج

ترکیب گونه‌ای و پاسخ انفرادی گونه‌های موجود در پوشش گیاهی به عملیات مختلف احیایی

در منطقه مورد مطالعه تعداد ۴۹ گونه گیاهی ثبت گردید که در منطقه کپه‌کاری، نهال‌کاری و شاهد (چرای دام) به ترتیب ۲۵، ۳۱ و ۲۲ گونه گیاهی حضور داشتند (جدول ۱). از این تعداد ۱۱ گونه منحصراً در منطقه کپه‌کاری، ۱۱ گونه در منطقه نهال‌کاری و ۶ گونه در منطقه شاهد (چرای دام) مشاهده گردید (جدول ۱). در منطقه کپه‌کاری به ترتیب گونه‌های *Ferula assa-foetida*, *Prangos ferulacea* و *Dorema aucheri* بیشترین درصد تاج پوشش را به خود اختصاص دادند (جدول ۱). همچنین در منطقه نهال‌کاری به‌ترتیب گونه‌های *Hordeum glaucum*, *Prangos ferulacea*

بیشتری در منطقه نهال کاری نسبت به شاهد برخوردار بودند (جدول ۱). آنالیز واریانس برای ۹ گونه مشترک در سه منطقه نشان داد که اثر عملیات مختلف احیایی برای سه گونه معنی‌دار گردید (جدول ۱). مقایسه میانگین نشان داد که گونه‌های *Bromus danthoniae*، *Cichorium intybus* و *Hordeum glaucum* بیشترین درصد تاج پوشش را در منطقه کپه کاری و نهال کاری و کمترین درصد را در منطقه شاهد داشتند (جدول ۱).

و *Cichorium intybus* بیشترین درصد تاج پوشش را داشتند (جدول ۱). در منطقه شاهد (چرای دام) *Euphorbia helioscopia* و *Phlomis olivieri* چنین غالبیتی را داشتند (جدول ۱). مقایسه میانگین درصد تاج پوشش ۱۱ گونه گیاهی مشترک بین دو منطقه با استفاده از آزمون t انجام پذیرفت. نتایج نشان داد که عملیات احیایی اثر معنی‌داری فقط بر سه گونه گیاهی داشته است (جدول ۱). مقایسه میانگین‌ها نشان داد که گونه‌های *Hordeum bulbosum* و *Poa bulbosa* که مشترک بین مناطق نهال کاری و شاهد و بودند از درصد تاج پوشش

جدول ۱- میانگین درصد تاج پوشش گونه‌های گیاهی طی عملیات احیایی در مراتع نیمه‌استپی بویراحمد (داده‌ها میانگین هندسی هستند)

| نام علمی گونه | نام مخفف | کپه کاری | نهال کاری | شاهد | اماره F یا t | مقدار P |
|---------------------------------|----------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------|---------|
| <i>Astragalus ovinus</i> | As.ov | ۰/۳ | - | - | - | - |
| <i>Achillea millefolium</i> | Ac.mi | - | ۰/۴۴ | ۰/۵۳ | -۰/۳۵ | ۰/۷۲ |
| <i>Aegilops triuncialis</i> | Ae.tr | - | - | ۰/۲۷ | - | - |
| <i>Allium akaka</i> | Al.ak | - | ۰/۲۷ | - | - | - |
| <i>Amygdalus haussknechtii</i> | Am.ha | - | ۰/۷۳ | - | - | - |
| <i>Arctium lappa</i> | Ar.la | - | ۰/۴ | - | - | - |
| <i>Artemisia persica</i> | Ar.pe | - | ۰/۵۲ | - | - | - |
| <i>Astragalus podolobus</i> | As.po | - | - | ۰/۷۷ | - | - |
| <i>Astragalus verus</i> | As.ve | ۰/۴ | ۱/۷ | ۱/۰۴ | ۲/۶۷ | ۰/۰۷ |
| <i>Bromus danthoniae</i> | Br.da | ^a ۱/۳ | ^a ۱/۰۱ | ^b ۰/۳۶ | ۶/۱۶ | ۰/۰۰۳ |
| <i>Cardaria draba</i> | Ca.dr | - | ۰/۵۶ | - | - | - |
| <i>Centaurea iberica</i> | Ce.ib | - | - | ۰/۱۹ | - | - |
| <i>Cerasus microcarpa</i> | Ce.mi | ۰/۳۱ | ۰/۵۵ | ۰/۷۱ | ۰/۷۳ | ۰/۴۷ |
| <i>Cichorium intybus</i> | Ci.in | ^a ۱/۰۹ | ^a ۱/۵۲ | ^b ۰/۵۱ | ۴/۹۳ | ۰/۰۰۸ |
| <i>Crupina crupinastrum</i> | Cr.cr | - | - | ۰/۳۸ | - | - |
| <i>Daphne mucronata</i> | Da.mu | ۱/۰۲ | ۰/۷۶ | - | ۰/۴۶ | ۰/۶۴ |
| <i>Dorema aucheri</i> | Do.au | ۱/۷۵ | - | - | - | - |
| <i>Eremostachys macrophylla</i> | Er.ma | ۰/۵۱ | - | - | - | - |
| <i>Eryngium billardieri</i> | Er.b | ۰/۳۷ | ۰/۷ | ۰/۲۳ | ۲/۸ | ۰/۰۶ |
| <i>Euphorbia helioscopia</i> | Eu.he | ۰/۸۸ | ۱/۰۴ | ۱/۱۱ | ۰/۵۱ | ۰/۵۹ |
| <i>Euphorbia macrostegia</i> | Eu.ma | ۰/۶۲ | ۱/۰۱ | ۰/۸۲ | ۰/۴۷ | ۰/۶۴ |
| <i>Euphorbia szovitsii</i> | Eu.sz | - | - | ۰/۵۱ | - | - |
| <i>Ferula assa-foetida</i> | Fe.as | ۳/۶۷ | - | - | - | - |
| <i>Galium mite</i> | Ga.mi | - | ۰/۴۴ | - | - | - |
| <i>Glycyrrhiza glabra</i> | Gl.gl | - | - | ۰/۳ | - | - |
| <i>Gundelia tournefortii</i> | Gu.to | ۰/۲ | ۰/۱۹ | - | ۰/۰۶ | ۰/۹۵ |

ادامه جدول (۱)

| نام علمی گونه | نام مخفف | کپه کاری | نهال کاری | شاهد | t یا F آماره | P مقدار |
|---------------------------------|--------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------|---------|
| <i>Hordeum glaucum</i> | <i>Ho.bu</i> | ۰/۹۸ ^b | ۲/۷۵ ^a | ۰/۱۳ ^c | ۲۸/۵۲ | < ۰/۰۰۱ |
| <i>Hordeum bulbosum</i> | <i>Ho.bu</i> | - | ۱/۱۴ ^a | ۰/۳۴ ^b | ۳/۰۱ | ۰/۰۰۴ |
| <i>Hypericum scabrum</i> | <i>Hy.sc</i> | - | ۰/۴۹ | - | - | - |
| <i>Isatis cappadocica</i> | <i>Is.ca</i> | ۰/۲۴ | - | - | - | - |
| <i>Ixiolirion tataricum</i> | <i>Ix.ta</i> | ۰/۱۴ | - | - | - | - |
| <i>Marrubium vulgare</i> | <i>Ma.vu</i> | - | ۰/۲۵ | ۰/۴۳ | -۱/۰۳ | ۰/۳ |
| <i>Muscari tenuiflorum</i> | <i>Mu.te</i> | - | ۰/۱۵ | - | - | - |
| <i>Phlomis olivieri</i> | <i>Ph.ol</i> | ۰/۴۸ | ۰/۸۶ | ۰/۸۴ | ۰/۷ | ۰/۴۹ |
| <i>Plantago lanceolata</i> | <i>Pl.la</i> | ۰/۳۹ | - | ۰/۱۷ | ۱/۳۷ | ۰/۱۷ |
| <i>Poa bulbosa</i> | <i>Po.bu</i> | - | ۰/۷۷ ^a | ۰/۲۸ ^b | ۲/۵۴ | ۰/۰۱ |
| <i>Poa pratensis</i> | <i>Po.pr</i> | - | ۰/۶ | - | - | - |
| <i>Prangos ferulacea</i> | <i>Pr.fe</i> | ۳/۴۵ | ۱/۹۵ | - | ۱/۱۲ | ۰/۲۶ |
| <i>Pterocephalus plumosus</i> | <i>Pt.pl</i> | - | ۰/۳۶ | ۰/۳۷ | ۰/۰۴ | ۰/۹۷ |
| <i>Salvia sclarea</i> | <i>Sa.sc</i> | ۰/۳۹ | - | - | - | - |
| <i>Sanguisorba minor</i> | <i>Sa.mi</i> | ۰/۶۳ | ۰/۵۴ | - | ۰/۳۱ | ۰/۷۵ |
| <i>Satureja bachtiarica</i> | <i>Sa.ba</i> | ۰/۰۹ | - | - | - | - |
| <i>Smyrniopsis aucheri</i> | <i>Sm.au</i> | - | ۱/۲ | - | - | - |
| <i>Stachys pilifera</i> | <i>St.pi</i> | ۰/۳۸ | - | - | - | - |
| <i>Taeniatherum crinitum</i> | <i>Ta.cr</i> | - | ۰/۳۸ | - | - | - |
| <i>Tanacetum polycephalum</i> | <i>Ta.po</i> | ۰/۰۹ | - | - | - | - |
| <i>Teucrium polium</i> | <i>Te.po</i> | - | ۰/۵۱ ^a | ۰/۱۴ ^b | ۲/۱۳ | ۰/۰۳ |
| <i>Tragopogon graminifolius</i> | <i>Tr.gr</i> | - | ۰/۳۳ | - | - | - |
| <i>Tragopogon caricifolius</i> | <i>Tr.ca</i> | ۰/۶۲ | - | - | - | - |

شاخص‌های تنوع، غنا و یکنواختی پوشش گیاهی

نتایج تجزیه واریانس برای شاخص‌های مختلف تنوع، غنا و یکنواختی گونه‌ای نشان داد که همه شاخص‌ها پاسخ معنی‌داری به عملیات احیای بیولوژیک داشتند (جدول ۲). مقایسه میانگین هر دو شاخص تنوع و غنای گونه‌ای نشان داد که بیشترین مقدار این شاخص‌ها در منطقه نهال کاری مشاهده

شدند و کمترین میزان این شاخص‌ها را مراتع شاهد به خود اختصاص داده بودند (جدول ۲). شاخص یکنواختی پایلو در مراتع شاهد بیشتر از دو منطقه تحت عملیات احیایی بودند و بین دو منطقه کپه کاری و نهال کاری اختلافی مشاهده نشد (جدول ۲).

جدول ۲- مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع و غنای پوشش گیاهی طی عملیات احیایی در مراتع نیمه‌استپی بویراحمد

| شاخص | کپه‌کاری | نهال‌کاری | شاهد | آماره F | مقدار P |
|-------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------|---------|
| تعداد گونه | b ^۵ /۴۲ | a ^۸ /۵ | c ^۳ /۹۲ | ۱۱۷/۷۵ | < ۰/۰۰۱ |
| تنوع سیمپسون | b ^۰ /۶۵ | a ^۰ /۷۴ | b ^۰ /۶۱ | ۱۱/۴۸ | < ۰/۰۰۱ |
| تنوع شانن - واینر | b ^۱ /۳۴ | a ^۱ /۷۱ | c ^۱ /۱۴ | ۳۶/۳۵ | < ۰/۰۰۱ |
| غنای مارگالف | b ^۱ /۰۳ | a ^۱ /۷۲ | c ^۰ /۸۲ | ۷۸/۱۵ | < ۰/۰۰۱ |
| غنای منهینیک | b ^۰ /۶۳ | a ^۰ /۹۶ | b ^۰ /۶۵ | ۳۵/۳۱ | < ۰/۰۰۱ |
| یکنواختی | b ^۰ /۷۲ | b ^۰ /۶۹ | a ^۰ /۸۴ | ۳۵/۳۸ | < ۰/۰۰۱ |

* اختلاف معنی‌دار بین مناطق با حروف متفاوت نشان داده شده است و مقادیر F معنی‌دار پرننگ شده است.

پاسخ گروه‌های گیاهی موجود در پوشش گیاهی به عملیات مختلف احیایی

نتایج آنالیز واریانس نشان داد که همه گروه‌های گیاهی به جز یک‌ساله‌ها، تروفیت‌ها، تیره شب‌بو، تیره فرقیون و تیره نعناعیان پاسخ معنی‌داری به عملیات احیایی مختلف داشتند (جدول ۳). مقایسه میانگین نشان داد که همه گروه‌های گیاهی به جز تیره بقولات، بیشترین درصد تاج پوشش را منطقه نهال‌کاری شده و کمترین درصد تاج پوشش را منطقه

شاهد (تحت چرای دام) دارا بودند و بین دو منطقه نهال‌کاری و کپه‌کاری اختلاف معنی‌داری مشاهده نگردید (جدول ۳). تیره بقولات بیشترین درصد تاج پوشش را در منطقه شاهد و کمترین را در منطقه کپه‌کاری داشتند و منطقه نهال‌کاری با دو منطقه دیگر اختلاف معنی‌داری نداشتند (جدول ۳).

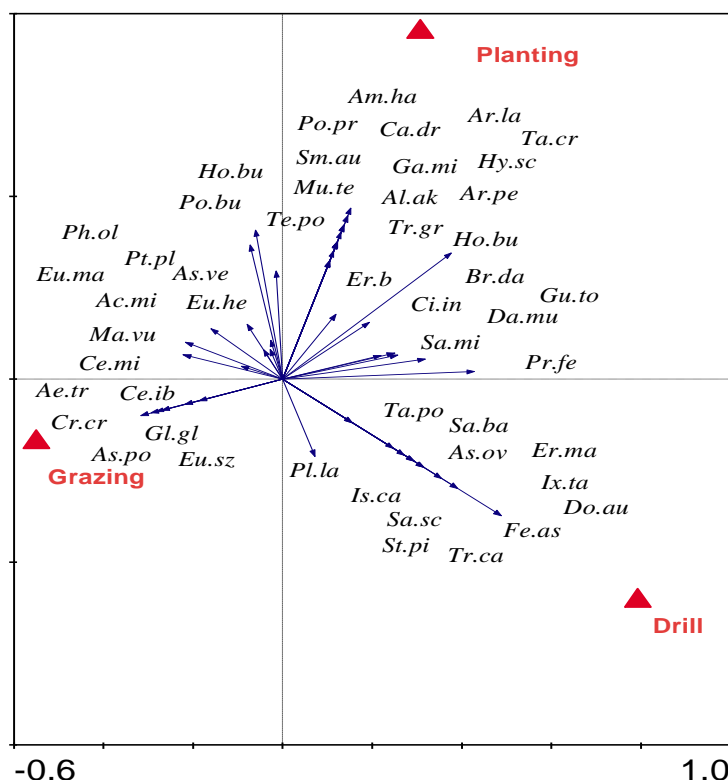
جدول ۳- میانگین درصد تاج پوشش گروه‌های گیاهی طی عملیات احیایی در مراتع نیمه‌استپی بویراحمد (داده‌ها میانگین هندسی هستند)

| گروه‌های گیاهی | کپه‌کاری | نهال‌کاری | شاهد | مقدار F یا t | مقدار P |
|-----------------|---------------------|----------------------|---------------------|--------------|---------|
| طول عمر | یک‌ساله | ۱/۷۵ | ۲/۱۴ | ۰/۱۷ | ۰/۸۴ |
| چندساله | a ^{۷۰} /۲۸ | a ^{۷۴} /۳۵ | b ^{۳۱} /۷۱ | ۱۵۱/۹۲ | < ۰/۰۰۱ |
| فرم زیستی | تروفیت | ۱/۷۵ | ۳/۰۶ | ۱/۷۴ | ۰/۱۷ |
| همی کریپتوفیت | a ^{۵۶} /۴۶ | a ^{۵۴} /۰۶ | b ^{۲۵} /۸۱ | ۴۵/۹۹ | < ۰/۰۰۱ |
| کریپتوفیت | a ^۰ /۴ | b ^۱ /۷۵ | b ^۰ /۲۹ | ۱۶/۹۵ | < ۰/۰۰۱ |
| فرم رویشی | گندمیان | b ^۰ /۵۷ | a ^۱ /۰۸ | ۳۱/۹۹ | < ۰/۰۰۱ |
| پهن‌برگان علفی | a ^۱ /۷۸ | a ^۱ /۷ | b ^۱ /۴۴ | ۳۴/۶۴ | < ۰/۰۰۱ |
| تیره‌های گیاهی* | Apiaceae | a ^۱ /۴۹ | b ^۰ /۸۱ | ۱۰۵/۹۳ | < ۰/۰۰۱ |
| Asteraceae | b ^۲ /۴۳ | a ^۵ /۲۱ | b ^۲ /۲۹ | ۴/۵۸ | ۰/۰۱ |
| Brassicaceae | ۰/۲۳ | ۰/۵۶ | - | -۱/۴۸ | ۰/۱۴ |
| Euphorbiaceae | ۲/۰۶ | ۳/۳ | ۳/۹۹ | ۲/۵۲ | ۰/۰۸ |
| Fabaceae | b ^۰ /۷۴ | ab ^۱ /۷۱ | a ^۳ /۳۸ | ۵/۶۶ | ۰/۰۰۴ |
| Lamiaceae | ۲/۷۳ | ۲/۰۲ | ۱/۶۹ | ۱/۱۱ | ۰/۳۳ |
| Poaceae | b ^۲ /۷۴ | a ^۱ /۰/۹۱ | b ^۱ /۷۶ | ۳۱/۹۹ | < ۰/۰۰۱ |
| Rosaceae | b ^۰ /۹۴ | a ^۲ /۶۳ | b ^۰ /۸۶ | ۳/۸۳ | < ۰/۰۲ |

* تیره‌های گیاهی که فقط شامل یک گونه گیاهی بودند، را جزو گروه‌های گیاهی محاسبه نشد. لازم به ذکر است که آنالیز واریانس یک‌طرفه برای گروه‌های گیاهی واقع در سه منطقه و آزمون t مستقل برای گروه‌های گیاهی واقع در دو منطقه صورت گرفت. اختلاف معنی‌دار بین مناطق با حروف متفاوت نشان داده شده است و مقادیر F معنی‌دار پرننگ شده است.

Taeniatherum crinitum *Salvia sclarea* *ferulacea*
Ferula assa-foetida *Eryngium billardieri*
Satureja bachtiarica *Eremostachys macrophylla*
Astragalus ovinus *Dorema aucheri* *Astragalus verus*
Galium mite و *Allium akaka* *Smyrniopsis aucheri*
 حضور بیشتری با منطقه تحت عملیات احیایی (نهال کاری و
 کپه کاری) داشتند (شکل ۱). تعداد گونه‌های کمی از جمله
Centaurea *Phlomis olivieri* *Glycyrrhiza glabra*
Euphorbia و *Euphorbia helioscopia iberica*
macrostegia بیشتر در منطقه شاهد (تحت چرای دام) دیده
 شدند که در زمره گیاهان زیاد شونده و با خوشخوراکی کم
 قرار دارند (شکل ۱).

پاسخ کل گونه‌های گیاهی موجود در پوشش گیاهی به
 عملیات احیای بیولوژیک
 آنالیز چند متغیره حاصل از آنالیز RDA نشان داد که
 عملیات احیای بیولوژیک اثر معنی داری بر روی ترکیب پوشش
 گیاهی داشته است ($P=0/001$ و $F=9/62$). نمودار دوگانه این
 آنالیز نشان داد که مناطق کپه کاری، نهال کاری و شاهد در
 منطقه مورد مطالعه به طور متفاوتی ترکیب گونه‌ای پوشش
 گیاهی را تحت تأثیر قرار دادند (شکل ۱). همان طور که در
 شکل دیده می‌شود منطقه کپه کاری و نهال کاری شده ترکیب
 گیاهی متفاوتی داشته و از منطقه شاهد جدا شدند (شکل ۱).
 اکثر گونه‌های ارزشمند و خوشخوراک مانند
Bromus danthoniae *Tragopogon graminifolius*
Prangos *Sanguisorba minor* ، *Teucrium polium*



شکل ۱- پاسخ ترکیب گونه‌ای در آنالیز RDA به عملیات احیای بیولوژیک در مراتع نیمه‌استپی بویراحمد، استان کهگیلویه و بویراحمد. عوامل محیطی (کپه کاری شده، نهال کاری شده و شاهد (چرای دام) با مثلث نشان داده شده است. نام گونه‌های گیاهی دو حرف اول نام علمی جنس و دو حرف اول نام گونه است (جدول ۱).

بحث و نتیجه‌گیری

ترکیب گونه‌ای فاکتور مهمی در بررسی فرآیندهای احیای مراتع است و شاخصی از وضعیت مرتع به شمار می‌رود (۶،۳). در منطقه کپه‌کاری گونه‌های *Ferula assa-foetida*، *Prangos ferulacea* و *Dorema aucheri* بیشترین درصد تاج پوشش را به خود اختصاص دادند که غالبیت این گونه‌ها به دلیل بذرکاری این گونه‌ها می‌باشد. همچنین در منطقه نهال‌کاری به ترتیب گونه‌های *Hordeum glaucum*، *Prangos ferulacea* و *Cichorium intybus* بیشترین درصد تاج پوشش را داشتند که افزایش این گونه‌های ارزشمند می‌تواند به دلیل ایجاد شرایط مطلوب توسط گیاهان درختی و درختچه‌ای کشت شده و همچنین ایجاد شرایط میکروکلیمایی است (۳۱). حضور گسترده گونه‌های منحصر به مناطق احیایی تأیید کننده شرایط رویشی مناسب و مهیا شدن شرایط محیطی مطلوب منطقه برای تکمیل دوره رویش گیاهی به واسطه عملیات احیایی (مهمترین آن جلوگیری از چرای دام) است. افزایش حضور گونه‌های ارزشمند در اثر عملیات فوق در مطالعات بسیاری گزارش شده است (۱، ۲، ۸، ۹ و ۱۳). همچنین آنالیز چند متغیره نشان داد که عملیات احیای بیولوژیک اثر معنی‌داری بر روی ترکیب گونه‌ای داشته است و این آنالیز نشان داد که مناطق کپه‌کاری و نهال‌کاری شده ترکیب گونه‌ای مشابهی داشته و منطقه تحت چرای دام ترکیب متفاوتی با مناطق قبلی داشتند. چرای دام می‌تواند از طریق کاهش اختصاص فتوسنتز به اندام‌های تولید مثل به خاطر برداشت برگ و یا حذف گل‌ها و دانه‌ها باعث کاهش تولید بذر و در نتیجه کاهش تراکم بذر گونه‌های خوشخوراک شود (۱۵) به طوری که باعث نابودی گونه‌های خوشخوراک گردد (۲۹).

گونه‌های خوشخوراک همبستگی بیشتری با مناطق عملیات احیای بیولوژیک (کپه‌کاری و نهال‌کاری) داشتند. گونه‌های خارکوبه‌ای و غیرخوشخوراک هم بیشتر در مناطق تحت چرای دام مشاهده شدند. با بررسی دقیق آنالیز فوق به نظر می‌رسد که گونه‌های خیلی خوشخوراک و خوشخوراک در مناطق کپه‌کاری و نهال‌کاری بیشتر بوده و غالبیت را به

خود اختصاص داده‌اند. جایگزینی گونه‌های غیرخوشخوراک و سمی در پوشش گیاهی منطقه تحت چرای دام، می‌تواند زنگ خطری برای اثرات منفی در ترکیب و الگوهای جامعه گیاهی منطقه باشد. در همین راستا بسیاری از محققین تأکید کرده‌اند که چرای دام در جوامع مرتعی به دلیل ایجاد ناهمگنی مکانی در پراکنش مواد مغذی، چرای انتخابی، گلدکوبی، تولید فضولات (۲۴) و اثراتی که در پخش بذر دارند، می‌تواند عاملی در تغییر پوشش گیاهی باشد (۲۲) و (۲۳).

تغییرات شاخص‌های تنوع و غنا گونه‌ای از ویژگی‌های اکوسیستم‌های دست‌کاری شده است. هر چه تنوع گونه‌ای یک اکوسیستم بالاتر باشد، مقاومت آن در برابر تخریب بیشتر است زیرا اغلب آشیان‌های اکولوژیک قبلاً اشغال شده و از منابع موجود به بهترین نحو استفاده می‌شود (۲۸). افزایش شاخص‌های تنوع و غنای در این پژوهش، حاکی از اثرات مثبت عملیات احیای بیولوژیک (نهال‌کاری، کپه‌کاری) در این منطقه بوده است که این امر می‌تواند به دلیل احیای پوشش گیاهی و ترکیب گونه‌ای است باشد. وجود زیر اشکوب غنی در منطقه نهال‌کاری و به دلیل نقش پرستاری گیاهان، علت اصلی افزایش شاخص‌های غنا و تنوع در منطقه نهال‌کاری می‌باشد. افزایش تنوع و غنای گونه‌ای در اثر عملیات احیایی بیولوژیک در مطالعات جعفری و همکاران (۲۰۰۹) و یونگ‌ژنگ و هالین (۲۰۰۳)، شیفانگ و همکاران (۲۰۰۸) و آنگاسا و اوبا (۲۰۱۰) دیده شد. به طور کلی عملیات احیای بیولوژیک انجام شده در منطقه باعث تغییر در تنوع منطقه شد که این تغییر و افزایش تنوع و غنا می‌تواند به دلیل کپه‌کاری و نهال‌کاری با گونه‌های بومی و دارویی منطقه باشد. همچنین با توجه به افزایش تنوع و غنای گونه‌ای در مناطق احیایی و کاهش این شاخص‌ها در منطقه شاهد یا تحت چرای دام، بنابراین برنامه‌های احیایی مانند قرق، قرق به همراه نهال‌کاری و همچنین کپه‌کاری با گونه‌های ارزشمند دارویی و صنعتی بومی به همراه برنامه چرای منظم توصیه می‌گردد.

همه گروه‌های گیاهی به جز یک‌ساله‌ها، تروفیت‌ها، تیره شب‌بو، تیره فرفیون و تیره نعنائیان پاسخ معنی‌داری به

پوشش گیاهی، تنوع، غنای گونه‌ای و گروه‌های گیاهی در منطقه مورد مطالعه شد. به دلیل نهال‌کاری و کپه‌کاری در چند سال اخیر اجازه ورود دام به دامداران منطقه داده نشده و همچنین با توجه به بهبود شاخص‌های گیاهی در منطقه تحت عملیات احیایی بیولوژیک، بنابراین ایجاد قرق همراه با کپه‌کاری توسط گیاهان دارویی و ارزشمند بومی و همچنین برنامه چرایی منظم توصیه می‌گردد. همچنین لازم است که پروژه‌های احیایی پس از چند سال از اجرای آن پایش و ارزیابی شوند تا اثرات آن بر شاخص‌های پوشش گیاهی مورد بررسی قرار گیرند.

عملیات احیایی مختلف نشان دادند. پاسخ مثبت تیره‌های چتریان، گندمیان و گل سرخیان به عملیات احیاء می‌تواند به واسطه بذریاشی با گونه‌های ارزشمند این تیره و نیز ایجاد میکروکلیمای مناسب در اثر نهال‌کاری باشد. تیره بقولات به طور معنی‌داری در منطقه شاهد بیشتر است. علت آن می‌تواند در ارتباط با حضور غالب گونه‌های درختچه‌ای مانند گون در این منطقه باشد که افزایش معنی‌دار تیره فوق در منطقه شاهد را به دنبال داشته است. گندمیان در منطقه تحت عملیات احیایی به طور معنی‌داری بیشتر از شاهد بود. این به دلیل پاسخ سریع گونه‌های علفی در بین سایر گونه‌ها نسبت به مدیریت اعمال شده می‌باشد (۵ و ۱۶). از نظر ارزش مرتعی نیز خوشخوراکی بالایی دارند.

به طور کلی عملیات احیای بیولوژیک انجام شده در منطقه باعث تغییر در ترکیب گونه‌ای و افزایش درصد تاج

References

1. Akbarzadeh, M., M.R. Moghadam., A. Jalili., M., Jafari & H. Arzani., 2007. Vegetation dynamic study of Kuhrang Enclosure, Iranian Journal of Range and Desert Research, 25: 324-336. (In Persian)
2. Amiri, F. & M. Basiri., 2008. Comparison of some soil properties and vegetation characteristic in grazed and ungrazed range site. Rangeland Journal, 2 (3): 237-253. (In Persian)
3. Amsalu, S. & R.M.T. Bars., 2002. Grass composition and rangeland condition of the major grazing areas in the mid rift valley of Ethiopia. African Journal of Range and Forage Science, 19: 161-166.
4. Angassa, A. & G. Oba., 2010. Effects of grazing pressure, age of enclosures and seasonality on bush cover dynamics and vegetation composition in southern Ethiopia. Journal of Arid Environments, 74: 111-120.
5. Asadian, Gh., M. Akbarzadeh & M.R. Sadeghimanesh, 2009. The effects of the Exclosure on the improvement of the range lands in Hamedan province, Iranian Journal of Range and Desert Research, 16 (3): 343-352. (In Persian)
6. Ayana, A. & R.M.T. Baars., 2000. Ecological condition of encroached and non-encroached rangelands in Borana, Ethiopia. African Journal of Ecology, 38: 321-328.
7. Gao-Lin, W.U., L.I Wei., Z. Ling-Ping & S. Zhi-Hua., 2011. Artificial Management Improves Soil Moisture, C, N and P in an Alpine Sandy Meadow of Western China. Soil Science Society of China, 21 (3): 407-412.
8. Gholami, P., E. Jahantab & B. Fattahi., 2013. Changes of vegetation indices under exclosure restoration operations in mountainous rangelands of Central Zagros (case study: Dishmook in Kohgiluyeh & Buyer Ahmad province). Journal of Plant Ecosystem Conservation, 1(2) :1-14. (In Persian)
9. Gholami, P., J. Ghorbani & M. Shokri., 2013. Species diversity changes of standing vegetation and soil seed bank in exclosure and grazing area (Case study: Mahoor Mamasani Rangelands, Fars Province). Iranian Journal of Range and Desert Research, 20 (4): 745- 755. (In Persian)
10. Heydari, M., M. Faramarzi & D. David Pothier, 2016. Post-fire recovery of herbaceous species composition and diversity and soil quality indicators one year after wildfire in a semi-arid oakwoodland. Ecological Engineering, 96: 688-697.
11. Jafari, M., H. Niknezhad & R. Erfanzadeh, 2003. The effect of *Haloxylon* plantation on vegetation and soil properties (case study: Hossein Abad Qom). Desert (Biaban), 8(1): 152-162.
12. Jafari, M., M. Ebrahimi., H. Azarnivand & A. Madahi., 2009. The effect of rangeland restoration treatments on some aspects of soil and vegetation parameters. Rangeland Journal, 3(3): 371-384. (In Persian)

13. Jahantab, E., A. Sepehry., B. Hanafi & S.Z. Mirdeilami, 2010. Comparison of plant species diversity in two grazed and enclosed rangeland sites in mountainous rangelands of central Zagros (Case study: Dishmook in Kohgiluyeh & Buyer Ahmad province). Iranian Journal of Range and Desert Research, 17(2):292- 300. (In Persian)
14. Jankju, M., 2009. Range Development and Improvement. Jahad Daneshgahi Mashhad Press, 237 Pp. (In Persian)
15. Kassahun, A., H.A. Snyman & G.N. Smit, 2009. Soil seed bank evaluation along a degradation gradient in arid rangelands of the Somali region, eastern Ethiopia. Journal of Agriculture, Ecosystems and Environment, 129: 428-436.
16. Kraaij, S. & J. Milton., 2006. Vegetation changes (1995-2004) in semiarid Karoo shrubland, south Africa. Arid Environment, 64: 174-192.
17. Leps, J. & P. Smilauer, 2005. Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO. Cambridge University Press. UK, 269 Pp.
18. Mekuria, W., E. Veldkamp., M. Haile., J. Nyssen., B. Muys & K. Gebrehiwot., 2007. Effectiveness of exclosures to restore degraded soils as a result of overgrazing in Tigray, Ethiopia. Journal of Arid Environments, 69: 270-284.
19. Mesdaghi. M., 2007. Range management in Iran. Astane Ghodse Razavi press, 334 Pp. (In Persian)
20. Mofidi, M., M. Jafari., A. Tavili., A. Rashtbari & A. Alijanpour, 2011. Effect of pit seeding on soil and vegetation properties in Imam Kandi rangelands, Iran. International Journal of Agronomy and Plant Production, 2 (5): 219–225.
21. Moghadam, M.R., 2000. Range and range management. Tehran university press, 470 Pp. (In Persian)
22. Omidipoor R, R. Erfanzadeh & M. Faramarzi, 2016. Effects of grazing impacts on the pattern of species diversity in different spatial scale. Rangeland Journal, 4(9): 367-377. (In Persian)
23. Poschlod, P., O. Tackenberg & S. Bonn, 2005. Plant dispersal potential and its relation to species frequency and co-existence. In E. van der Maarel (Ed.), Vegetation ecology (pp. 147–171). USA: Blackwell Science Ltd.
24. Rook, A.J., B. Dumont., J. Isselstein., K. Osoro., M. F. Wall-isDeVries & G. Parente, 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures –A review. Biological Conservation, 119:137–150.
25. Shifang, P., F. Hua & W. Changgui, 2008. Changes in properties and vegetation following exclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, China. Agriculture, Ecosystems & Environment, 124: 33-39.
26. Sohrabi Shykh vaysi, A., 2015. Effect of drill-seeding of *Prangos ferulacea* on vegetation restoration of Dalvara and Kalvary rangelands in Chaharmahal and Bakhtiari province, M.Sc. thesis of Range management, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University. 76 p. (In Persian)
27. Yong Zhong, S. & Z. H. Ha lin., 2003. Soil properties and plant species in an age sequence of Caragana microphylla plantations in the Horqin Sandy Land, north China. Ecological Engineering, 20: 223- 235.
28. Young, T.P., 2000. Restoration ecology and conservation biology. Biological Conservation, 92: 73–83.
29. Yousefi, H, R. Erfanzadeh & O. Esmaeilzadeh, 2015. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) disturbances on diversity and richness indices of soil seed bank in the rangeland plant communities. Rangeland Journal, 9(1):55-36584. (In Persian)
30. Zhang, J.T., 2005. Succession analysis of plant communities in abandoned croplandsin the Eastern Loess Plateau of China. Journal of Arid Environment, 63 (2): 458-474.
31. Zhao, H., R. Zhou., Y. Su., H. Zhang., L. Li-Ya Zhao & S. Sam Drak., 2017. Shrub facilitation of desert land restoration in the Horqin Sand Land of Inner Mongolia. Ecological Engineering, 31: 1-8.

