اثرات اقدامات بیولوژیکی بر شاخص‌های تنوع گونه‌ای و کارکردی گیاهان (مطالعه موردی: حوزه آبخیز ارنگه، استان البرز)

حامد فرضی*[۱]، رضا تمرتاش[۲]، زینب جعفریان[۲] و محمدرضا طاطیان[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۵/۲۹ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۰۷/۱۵

چکیده

تغییر در غنا و تنوع گونه‌ای از مشخصه‌های اکوسیستم‌های دست‌کاری شده است. هرچه تنوع گونه‌ای یک اکوسیستم بیشتر باشد، زنجیره غذایی پیچیده‌تر می‌شود. از آنجایی که احیاء مراتع با رعایت شرایط اکولوژیک می‌تواند موجب بهبود کمی و کیفی پوشش گیاهی گردد، بدین منظور تحقیق حاضر در خرداد و تیر ۱۳۹۷در حوزه آبخیز ارنگه استان البرز به منظور بررسی تغییرات تنوع گونه‌ای و تنوع کارکرد گونه‌های گیاهی در اقدامات بیولوژیکی مختلف انجام شد. در این تحقیق ویژگی‌های کارکردی گیاهان، تعداد گونه‌ها و درصد پوشش آنها در مناطقی که اقدامات بیولوژیکی شامل بذرپاشی، کپه‌کاری، مدیریت چرا و قرق و هم‌چنین یک مرتع طبیعی به عنوان تیمار شاهد در مجاورت آن‌ها انجام گرفت، جمع‌آوری شد. سپس با استفاده از این اطلاعات، شاخص‌های تنوع گونه‌ای غنا (S)، شانون (H)، سیمپسون (D) و یکنواختی (E) و شاخص‌های تنوع کارکردی شامل چندوجهی محدب (Convex hull hyper-volume)، غنای کارکرد (Functional Richness)، یکنواختی کارکرد (Functional Evenness)، واگرایی کارکرد (Functional Divergence) و شاخص رائو (Rao) در همه سایت‌ها محاسبه شدند. برای محاسبه این شاخص‌ها از بسته FD و برای بررسی اثر تیمارهای بیولوژیکی بر روی شاخص‌های تنوع از آنالیز تشخیص کانونیک تعمیمی (GCCA) از بسته canic در نرم‌افزار R نسخه ۳,۱,۱ استفاده شد. به منظور بررسی مقایسه شاخص‌های تنوع در تیمارهای مختلف بیولوژیکی از آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه استفاده شد. نتایج مقایسه میانگین نشان داد که مرتع شاهد دارای بالاترین تنوع شانون بوده و با کپه‌کاری و قرق اختلاف معنی‌داری از این نظر داشته است. برای شاخص غنای گونه‌ای بین تیمار بذرپاشی با مرتع طبیعی اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد، اما با دیگر اقدامات از جمله کپه‌کاری و مدیریت چرا اختلاف معنی‌داری در سطح پنج درصد مشاهده شد. نتایج تجزیه واریانس برای شاخص‌های مختلف تنوع کارکردی بیانگر این مطلب بود که در بین شاخص‌های تنوع کارکرد، به جز شاخص چندوجهی محدب (CHull)، شاخص‌های غنای کارکرد (FRic)، واگرایی کارکرد (FDiv) و یکنواختی کارکرد (FEve) همبستگی مثبتی با اقدامات بیولوژیکی داشتند. نتایج مقایسه میانگین نشان داد که شاخص رائو در سایت قرق، دارای بالاترین مقدار بوده و با سایت مدیریت چرا اختلاف معنی‌داری داشته اما تفاوت آن با بذرپاشی و کپه‌کاری زیاده بوده است. نتایج بیانگر این مطلب بود که با توجه به زیاد بودن تعداد پایه‌های گونه‌های علفی در منطقه و گاهی به علت کپه‌ای بودن شمارش این گونه‌ها مشکل و از دقت بسیار پایین نیز برخوردار است، لذا استفاده از ویژگی‌های کارکردی می‌تواند شاخص‌های تنوع را با دقت بیشتری در منطقه برآورد نماید.

واژه‌های کلیدی: ویژگی کارکرد، غنای گونه‌ای، غنای کارکرد، کپه‌کاری، مراتع ارنگه.

[۱]- دکتری مرتعداری، گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران.
* نویسنده مسئول: hamed.farzi49@gmail.com
[۲]- دانشیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران.
[۳]- استادیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.4.2]

مقدمه

اصلاح و احیاء مراتع با رعایت شرایط اکولوژیک می‌تواند موجب بهبود کمی و کیفی پوشش گیاهی گردد. بنابراین ضرورت دارد برای حفظ و بهره‌برداری صحیح و مستمر از این منبع با ارزش، مدیریت مناسبی بر مراتع اعمال شود (۱۲). بدین جهت به منظور دستیابی پایدار باید برنامه‌های اصلاح و توسعه در مراتع انجام شود. این برنامه‌ها، شامل روش‌های تجدید حیات طبیعی (سیستم‌های چرایی و قرق) و مصنوعی (مرتع‌کاری و سازه‌های آبخیزداری) است (۷۶). مراتعی که در آنها اقدامات مختلف احیایی انجام شده بستر مناسبی برای فعالیت‌های تحقیق به شمار می‌رود تا بتوان اثرات مختلف اقدامات را ارزیابی نمود. در گذشته برای بررسی ارتباط بین کارکرد سیستم‌های اکولوژیکی و تنوع از شاخص‌های کلاسیک تنوع استفاده می‌کردند که این موضوع مورد انتقاد قرار گرفت، چون قادر نبود به خوبی ارتباط بین تنوع و کارکرد و تنوع و پایداری را نشان دهد (۲۲). به‌همین دلیل محققان به دنبال استفاده از شاخص‌هایی بودند که بتواند مشکل فوق را حل کند. آنها بهترین راه را استفاده از ویژگی‌های گیاهی و دخیل کردن آنها در شاخص‌های تنوع برای حل مشکل فوق بیان کردند. بسیاری از اکولوژیست‌ها بر این باورند که برای ارزیابی تنوع و غنای گونه‌ای و تعیین جهت عوامل تأثیرگذار برآن‌ها بهتر است که گونه‌های موجود در یک جامعه گیاهی را بر اساس ویژگی‌هایی که دارند به گروه‌های متفاوتی تقسیم کرد (۲۰، ۲۱ و ۲۵). این احتمال وجود دارد که بعضی از جوامع گیاهی با غنای گونه‌ای زیاد، تنوع اکولوژیکی کمتری نسبت به جوامع گیاهی با غنای گونه‌ای کم داشته باشند. علت این است که ممکن است همه گونه‌ها متعلق به یک گروه گونه باشند که از نظر اکولوژیکی باهم یکسان باشند (۱۹). گروه کارکردی شامل گونه‌هایی است که دارای خصوصیات مورفولوژیکی، فیزیولوژیکی و یا فنولوژیکی تقریباً یکسانی هستند و یا در یکی از خصوصیات فوق به هم شبیه هستند و احتمالاً از لحاظ پاسخی که به شرایط محیطی زنده و غیر زنده از خود نمایش می‌دهند و هم‌چنین از نظر تأثیری که بر روی کارکرد آن جامعه دارند یکسان هستند (۱۷). برخی از مطالعاتی در زمینه ارزیابی شاخص‌های غنا و تنوع کارکردی در راستای گرادیان‌های احیایی انجام شده است که می‌توان به تعدادی اشاره نمود (۱۸ و ۲۶). در ایران نیز می‌توان به نتایج منصوری و همکاران (۲۰۱۳) در بررسی پاسخ تنوع گونه‌ای و تنوع عملکرد به گرادیان چرا در منطقه استپی و نیمه‌استپی استان اصفهان و چهارمحال بختیاری اشاره نمود که بیان داشتند در جوامع گیاهی یکنواختی با شاخص تنوع عمل‌کرد رائو همبستگی معنی‌داری داشته و عمل‌کرد اکوسیستم بیشتر تحت تأثیر ویژگی‌های گونه‌ای و یکنواختی قرار می‌گیرد. زو و همکاران (۲۰۱۶) در بررسی ارتباط تنوع کارکرد در طول گرادیان‌های احیایی در گراسلندهای شنی در چین بیان داشتند که بیومس، غنای کارکرد و تنوع کارکرد بعد از احیا پوشش گیاهی روند افزایشی را از خود نشان دادند. لیفنگ و ژانگ (۲۰۱۵) در بررسی تغییرپذیری تنوع عمل‌کرد گیاهی در طول گرادیان تخریب در چمنزارهای کوهستانی بیجینگ چین با استفاده از پنج شاخص تنوع عملکردی Rao, FAD, MFAD, FDp و FDc نشان دادند که تغییرپذیری تنوع عمل‌کرد در جوامع گیاهی چمنزار بسیار متنوع است. تنوع عملکرد یک رابطه خطی کاهشی با افزایش تراکم تخریب و همبستگی بالایی با تراکم تخریب، شیب و ارتفاع داشت. تنوع عملکرد با تنوع و یکنواختی گونه‌ای نیز همبستگی داشت. با توجه به این که قسمت اعظم مساحت کشور ایران شامل اکوسیستم‌های مرتعی است و وضعیت فعلی این اکوسیستم‌ها چندان رضایت بخش نیست هر گونه اقدام و تحقیقی که منجر به مدیریت و برنامه‌ریزی بهتر برای این اکوسیستم‌ها گردد ارزشمند است. تغییراتی که در کارکرد اکوسیستم اتفاق می‌افتد تنها به تعداد گونه‌های آن مرتبط نمی‌شود و این‌که چه گونه‌هایی با چه خصوصیاتی حذف یا اضافه شوند، تعیین کنندهٔ پاسخ جریان‌های اکوسیستمی به حذف یا اضافه شدن گونه‌ها است عدم حضور هر گونه گیاهی نشان دهنده این نیست که آن رویشگاه مطلوبیت حضور گونه را ندارد. این گواهی می‌باشد که دانش ارتباط بین ویژگی‌های گونه‌های گیاهی عملکرد اکوسیستم ضعیف است و احتیاج به بررسی‌های بیشتری دارد.هم چنین با توجه به اینکه، بیشتر کارهای تحقیقاتی انجام شده در کشور مربوط به بررسی تأثیر اقدامات بیولوژیکی بر روی پوشش گیاهی به خصوص غنا و تنوع گونه‌ای بوده است و تا کنون مطالعه‌ای در زمینه اثرات این اقدامات بر روی تنوع کارکردی گیاهان انجام

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-25]

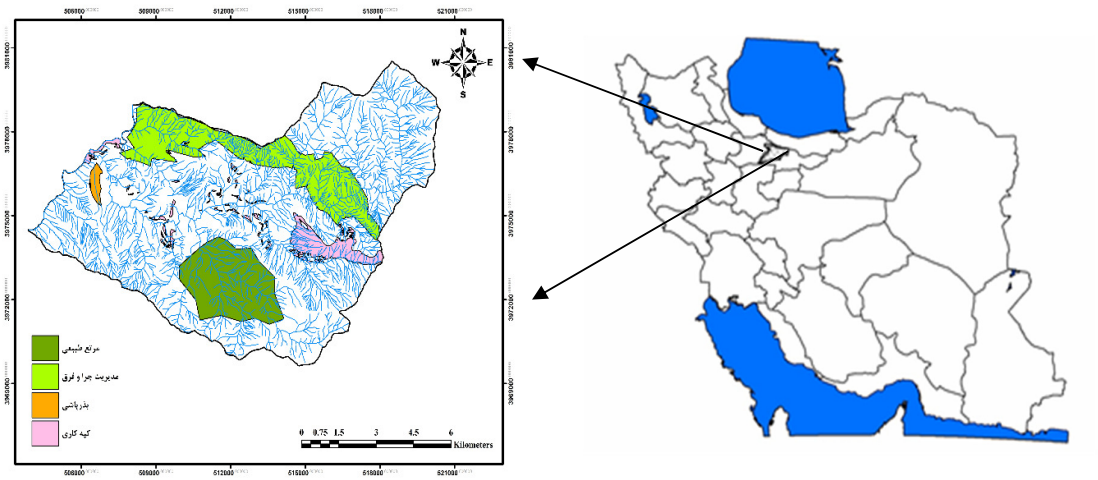
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.4.2]

نشده است، لذا انجام این تحقیق در مراتع مختلف از جمله منطقه مورد مطالعه ضروری به نظر می‌رسد.

مواد و روش

منطقه مورد مطالعه

حوزه آبخیز ارنگه با مساحت ۱۰۰۹۸/۵۳ هکتار در استان البرز و بخش مرکزی شهرستان کرج واقع شده است. این حوزه از نظر موقعیت جغرافیایی بین ′۰۲ °۵۱ تا ′۱۳ °۵۱ طول شرقی و ′۵۴ °۳۵ تا ′۵۷ °۳۵ عرض شمالی قرار دارد. حداکثر ارتفاع ۳۶۶۵ متر و حداقل ۱۶۸۵ متر از سطح دریا می‌باشد. میانگین بارندگی سالانه ۶۴۲/۹ میلیمتر و میانگین دمای سالانه ۱۹/۳ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. جهت انجام ارزیابی کمی اثر اقدامات بیولوژیکی بر خصوصیات پوشش گیاهی به وسعت ۹۲۷۶ که در آن این اقدامات انجام گرفته است انتخاب شد (شکل ۱). اقدامات بیولوژیک موجود در منطقه شامل: عملیات کپه‌کاری به مساحت ۴۵۴ هکتار با گیاهان مرتعی خوشخوراک و سازگار با منطقه انجام شد که مهمترین آنها عبارتند از: *Agropyron trichophorum*، *Ag. Desertorum*، *Secale montanum*، *Festuca ovina*، *Poterium sangoisorba*، *Medicago sativa* و *Onobrychis sativa*. عملیات حفاظت و قرق در سطح ۲۵۷۵ هکتار، عملیات مدیریت چرا نیز در سطح ۲۷۸۹ هکتار انجام شد. عملیات بذرپاشی به مساحت ۲۵۱۶ هکتار با گونه‌های *Secale montanum*، *Agropyron desertorum*، *Ag. Trichophorum*، *Festuca ovina* و *Poterium sangoisorba* انجام گرفت. هم‌چنین یک مرتع طبیعی به عنوان سایت شاهد نیز در مجاور این مناطق که درآن هیچ عملیات بیولوژیکی انجام نگرفت، انتخاب شد (اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری البرز).



شکل ۱: موقعیت منطقه مورد مطالعه به ترتیب در ایران و استان

نمونه‌برداری از پوشش گیاهی

نمونه‌برداری از پوشش گیاهی در فصل رویش منطقه خرداد و تیر سال ۱۳۹۷ به روش سیستماتیک- تصادفی در ۴۰۰ پلات ۲ مترمربعی در امتداد ۵۰ ترانسکت ۱۰۰ متری انجام گرفت. در هر مکان ۸۰ پلات استقرار یافت. در هر پلات گونه‌های موجود شناسایی و تعداد هر گونه و ویژگی‌های کارکردی مربوط به هر گونه اندازه‌گیری شدند (۲). ویژگی‌های کارکرد گونه‌ها شامل فرم رویشی، فرم زیستی، نوع تکثیر، زمان گلدهی، عامل پراکنش با استفاده از کتاب‌ها و سایت‌های معتبر بررسی و ثبت شدند (۱۳). سپس برای محاسبه شاخص‌های تنوع کارکرد، از تعداد هر گونه و ویژگی‌های کارکردی گونه‌های موجود در هر پلات استفاده گردید.

محاسبه شاخص‌های تنوع کارکردی

در این تحقیق از شاخص‌های تنوع کارکردی مبتنی بر چند ویژگی استفاده گردید. بدین ترتیب که شاخص غنای کارکرد نشان‌دهنده فضای پرشده توسط جامعه در فضای صفت است. در مورد یک صفت آن توسط دامنه (بیشینه - کمینه) نشان داده

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.4.2]

می‌شود اما در بیشتر از یک صفت، آن با حجم اشغال شده توسط جامعه در فضای صفت نشان داده می‌شود (۲). شاخص چند وجهی محدب نیز کوچکترین چند وجهی محدب که در پراکنش گونه‌ها در فضای چند بعدی حاصل می‌شود. هر چقدر این حجم بیشتر باشد شاخص تنوع کارکرد بیشتر است. شاخص رائو نیز ابتدا فاصله اقلیدوسی بین گونه‌ها در فضای ویزگی ان ها را محاسبه می‌کند و سپس از طریق فرمول زیر محاسبه می‌گردد (۲):

$$Rao = \sum_{i=1}^{s} wiCd(wi) = \sum_{i=1}^{s} wi \left[\sum_{j\neq i}^{s} dijwj\right]$$

شاخص یکنواختی کارکرد نیز از طریق فرمول زیر محاسبه می گردد:

$$PEWb = \frac{EWb}{\sum_{b=1}^{s-1} EWb}$$

که EW_b یکنواختی وزن داده شده است، d_{ij} فاصله اقلیدسی بین گونه‌های i و j در شاخه b هستند، و w_i و w_j فراوانی نسبی این گونه‌ها هستند.

در صورت نظم کامل فراوانی‌ها، همه یکنواختی‌های وزن‌دهی شده برابر خواهد بود، اما در غیراین‌صورت محاسبه یکنواختی وزنی جزئی (PEW_b) با تقسیم EW_b بر مجموع کل شاخه‌های S-1، مفید است.

زمانی که مقدار PEW_b بین شاخه‌ها متفاوت است، شاخص نهایی کاهش می‌یابد. برای کمی کردن اختلاف، آنها PEW_b را با 1/ (S-1) مقایسه نمودند، شاخص یکنواختی به صورت زیر است:

$$FEVe = \frac{\sum_{b=1}^{s-1} \min\left(PWEb, \frac{1}{s-1} - \frac{1}{s-1}\right)}{1 - \frac{1}{s-1}}$$

هم‌چنین این شاخص از دامنه صفر برای غیریکنواخت تا دامنه یک برای کاملاً یکنواخت تغییر می‌کند.

برای اندازه‌گیری شاخص واگرایی کارکرد(FDiv) نیز از طریق فرمول زیر محاسبه می گردد (۲):

$$FDiv = \frac{\Delta d + \overline{dG}}{\Delta|d| + \overline{dG}}$$

لازم به ذکر است برای اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای شامل غنای گونه‌ای، تنوع سیسمپسون، یکنواختی و شانون واینر و شاخص‌های تنوع کارکردی مورد مطالعه شامل غنای کارکرد (FRic)، رائو (Rao)، (چندوجهی محدب (CHull)، واگرایی کارکرد (FDiv)، یکنواختی کارکرد (FEve) از بسته FD در نرم افزار R محاسبه شدند (۲، ۱۹ و ۲۲). این شاخص‌ها در تیمارهای مختلف بیولوژیکی بر اساس فراوانی گونه‌ها در پلات و بر اساس فاصله گوئر (Gower) (۱۳) برای همه ویژگی‌های کارکردی گونه‌ها با استفاده از بسته FD در نرم افزار R محاسبه شدند.

آنالیز داده‌ها

برای محاسبه اثر تیمارهای بیولوژیکی بر روی شاخص‌های تنوع از آنالیز تشخیصی کانونیک تعمیمی (GCCA) استفاده شد. این آنالیز با استفاده از بسته candic در نرم افزار R اجرا شد (۳). هم‌چنین برای مقایسه شاخص‌های مختلف تنوع گونه‌ای و تنوع کارکردی بین تیمارهای بیولوژیک مختلف از آنالیز واریانس یک طرفه ANOVA و برای مقایسه میانگین از آزمون دانکن استفاده شد.

نتایج

نتایج تجزیه واریانس برای شاخص‌های مختلف تنوع گونه‌ای نشان داد که در بین شاخص‌های تنوع گونه‌ای، شاخص‌های غنای گونه‌ای (S)، سیسمپسون (D) و شانون واینر (H) پاسخ معنی‌داری به اقدامات بیولوژیکی دادند (جدول ۱). نتایج مقایسه میانگین نشان داد که مرتع طبیعی دارای بالاترین تنوع شانون بوده و با کپه‌کاری و قرق اختلاف معنی‌داری از این نظر داشته است. بذرپاشی در شاخص غنای گونه‌ای با مرتع طبیعی اختلاف معنی‌داری مشاهده نگردید، اما با دیگر اقدامات از جمله کپه‌کاری و مدیریت چرا معنی‌داری در سطح پنج درصد مشاهده شد. در شاخص سیسمپسون بین کپه‌کاری و قرق و هم‌چنین بذرپاشی و مرتع طبیعی معنی‌داری مشاهده نشد، اما با سایر اقدامات اختلاف معنی‌داری مشاهده گردید (جدول ۱).

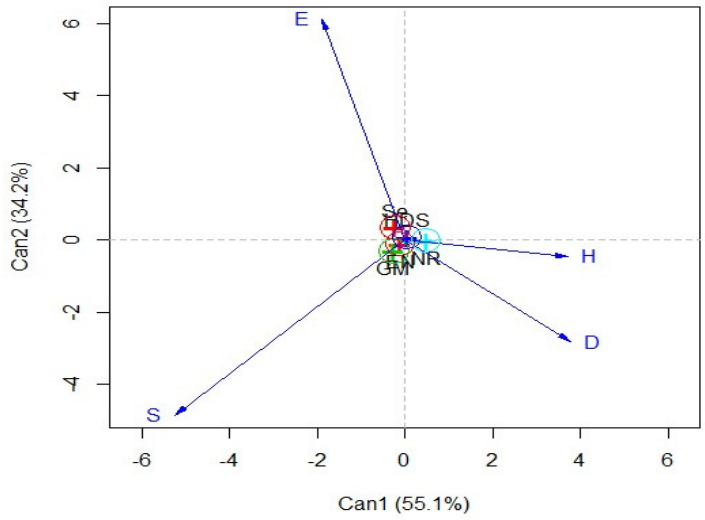
[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.4.2]

جدول ۱: نتایج مقایسه میانگین اثرات تیمارهای مختلف بیولوژیکی بر شاخص‌های تنوع و غنای گونه‌ای

شاخص‌های تنوع گونه‌ای	تیمارهای بیولوژیک	میانگین	ضریب تغییرات	F
غنای گونه‌ای (S)	مرتع طبیعی	۰/۳۹ ±۰/۰۲^{a}	۴۵/۱	۳/۶۴*
	کپه‌کاری	۰/۵۲ ±۰/۰۱۸^{b}	۵۹/۶۰	
	قرق	۰/۶۴ ±۱/۲۶^{c}	۷۳/۰۱	
	مدیریت چرا	۰/۶۷ ±۰/۷۱^{c}	۷۸/۳۹	
	بذرپاشی	۰/۳۱ ±۱/۰۵^{ad}	۳۳/۱۷	
سیسمپسون (D)	مرتع طبیعی	۰/۶۳ ±۱/۷۲^{a}	۶۹/۶	۱/۸۲*
	کپه‌کاری	۰/۷۹ ±۰/۵۱^{b}	۸۱/۳۴	
	قرق	۰/۷۲ ±۴/۰۶^{b}	۷۶/۰۱	
	مدیریت چرا	۰/۴۶ ±۱/۱۳^{c}	۵۳/۱۱	
	بذرپاشی	۰/۶۸ ±۰/۷۱^{ad}	۷۲/۲۸	
یکنواختی (E)	مرتع طبیعی	۰/۸۱ ±۴/۱۱	۷۷/۶۶	۱/۴۹ ns
	کپه‌کاری	۰/۷۸ ±۱/۰۳	۶۹/۰۲	
	قرق	۰/۸۴ ±۰/۰۶	۶۵/۱۱	
	مدیریت چرا	۰/۸۳ ±۲/۷۱	۷۳/۰۷	
	بذرپاشی	۰/۸۶ ±۰/۰۴	۷۸/۰۲	
شانون- واینر (H)	مرتع طبیعی	۳/۶۵ ±۱/۱۶^{a}	۴۷/۶۹	۲/۳۸*
	کپه‌کاری	۲/۲۵ ±۱/۶۹^{b}	۹۲/۰۶	
	قرق	۱/۰۲ ±۰/۰۳^{c}	۶۵/۱۳	
	مدیریت چرا	۳/۵۴ ±۲/۲۷^{a}	۵۹/۴۷	
	بذرپاشی	۲/۱۷ ±۰/۴۹^{b}	۵۱/۰۴	

نتایج حاصل از شکل (۲) موید این مطلب است که یک ارتباط مثبت در بین شاخص‌های شانون واینر و یکنواختی با در تیمار شاهد مشاهده شد. هم‌چنین یک ارتباط مثبت بین غنای گونه‌ای در تیمار مدیریت چرا و یک ارتباط منفی برای شاخص یکنواختی در تیمار بذرپاشی و کپه‌کاری مشاهده گردید (شکل ۲).



شکل ۲: نتایج حاصل از آنالیز تشخیص کانونیک تعمیمی (GCCA) در تیمارهای مختلف بیولوژیک بر روی شاخص های تنوع گونه‌ای: GMمدیریت چرا ، NR: مرتع طبیعی ، S: بذرپاشی،HDS: کپه‌کاری، EX: قرق، S غنای گونه‌ای، H: شاخص شانون واینر، E: شاخص یکنواختی،D: شاخص سیسمپسون هستند.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.4.2]

نتایج تجزیه واریانس برای شاخص‌های مختلف تنوع کارکردی بیانگر این مطلب بود که در بین شاخص‌های تنوع کارکرد، به جز شاخص چندوجهی محدب (CHull)، شاخص‌های غنای کارکرد (FRic)، واگرایی کارکرد (FDiv) و یکنواختی کارکرد (FEve) پاسخ معنی‌داری به اقدامات بیولوژیکی از خود نشان دادند. نتایج مقایسه میانگین نشان داد که شاخص رائو در سایت قرق، دارای بالاترین مقدار بوده و با سایت مدیریت چرا اختلاف معنی‌داری داشته، اما تفاوت آن با بذرپاشی و کپه‌کاری زیاده بوده است. در شاخص غنای کارکرد، مرتع طبیعی با کپه‌کاری و بذرپاشی دارای اختلاف معنی‌داری بودند. هم‌چنین شاخص واگرایی کارکرد در مرتع طبیعی و کپه‌کاری و بذرپاشی اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد (جدول ۲).

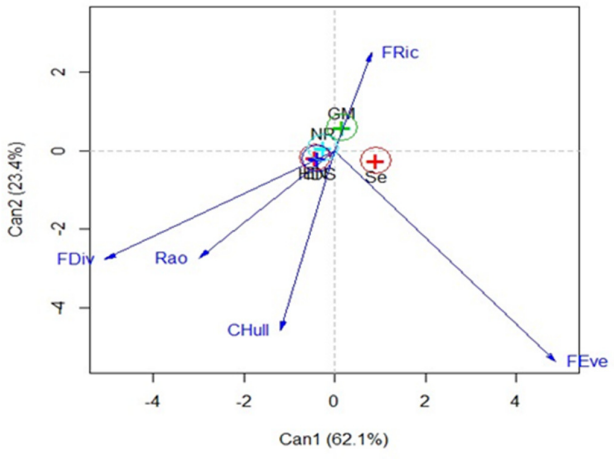
جدول ۲: نتایج مقایسه میانگین اثرات تیمارهای مختلف بیولوژیکی بر شاخص‌های تنوع کارکردی

شاخص‌های تنوع کاکردی	تیمارهای بیولوژیک	میانگین	ضریب تغییرات	F
غنای کارکرد	مرتع طبیعی	۰/۳۶ ±۱/۴۲^{a}	۶۴/۷۶	۲/۴۳*
(FRic)	کپه‌کاری	۰/۳۱ ±۰/۴۷^{a}	۶۹/۱۱	
	قرق	۰/۵۱ ±۰/۴۱^{b}	۳۷/۰۱	
	مدیریت چرا	۰/۴۲ ±۳/۱۱^{bc}	۱۹/۶۶	
	بذرپاشی	۰/۵۷ ±۰/۶۴^{b}	۵۶/۲۸	
رائو (Rao)	مرتع طبیعی	۰/۲۴ ±۲/۴۹^{a}	۴۴/۱۰	۰/۵۳*
	کپه‌کاری	۰/۲۱ ±۰/۷۳^{a}	۴۹/۱۸	
	قرق	۰/۴۷ ±۲/۲۰^{b}	۴۵/۱۰	
	مدیریت چرا	۰/۳۸ ±۱/۳۶^{c}	۵۲/۳۹	
	بذرپاشی	۰/۱۰ ±۰/۱۵^{d}	۳۶/۴۰	
چند وجهی محدب (CHull)	مرتع طبیعی	۶/۱۹ ±۱/۲۲	۹۳/۰۸	۵/۷۹ ^{ns}
	کپه‌کاری	۵/۹۱ ±۱/۰۸	۷۹/۱۲	
	قرق	۵/۹۵ ±۳/۲۸	۷۶/۳۵	
	مدیریت چرا	۶/۲۲ ±۰/۱۷	۸۵/۰۱	
	بذرپاشی	۶/۲۴ ±۰/۳۵	۸۸/۲۹	
واگرایی کارکرد	مرتع طبیعی	۲/۷۸ ±۱/۶۶^{a}	۳۹/۲۴	۲/۴۸*
(FDiv)	کپه‌کاری	۲/۹۶ ±۰/۴۹^{a}	۵۵/۱۰	
	قرق	۲/۲۹ ±۰/۵۴^{b}	۳۴/۰۸	
	مدیریت چرا	۲/۰۱ ±۳/۲۷^{c}	۷۶/۱۴	
	بذرپاشی	۲/۶۹ ±۱/۳۱^{ad}	۸۴/۳۰	
یکنواختی کارکرد (FEve)	مرتع طبیعی	۱/۱۶ ±۰/۴۸^{a}	۲۷/۱۹	۳/۱۳*
	کپه‌کاری	۱/۷۸ ±۱/۲۷^{b}	۱۸/۰۳	
	قرق	۲/۲۳ ±۱/۶۲^{c}	۲۲/۴۲	
	مدیریت چرا	۱/۲۴ ±۰/۶۶^{ad}	۳۵/۱۱	
	بذرپاشی	۱/۰۱ ±۰/۰۲^{ad}	۲۵/۰۶	

نتایج حاصل از آنالیز تشخصی کانونیک تعمیمی نشان داد که در بین شاخص‌های تنوع کارکرد، یکنواختی کارکرد در سایت بذرپاشی تغییرات زیادی از خود نشان داد. نتایج بیانگر این مطلب است که ارتباط مثبت در بین شاخص‌های غنای کارکرد با تیمار مدیریت چرا، یکنواختی کارکرد در تیمار بذرپاشی مشاهده شد. هم چنین یک ارتباط منفی در بین شاخص‌های رائو، چندوجهی محدب و واگرایی در تیمار کپه‌کاری مشاهده شد (شکل ۳).

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.4.2]



شکل ۵: نتایج حاصل از آنالیز تشخیص کانونیک تعمیمی (GCCA) در تیمارهای مختلف بیولوژیک بر روی شاخص‌های تنوع کارکردی گیاهی: GM مدیریت چرا ، NR: مرتع طبیعی ، S: بذرپاشی، HDS: کپه‌کاری، EX: قرق، FRic غنای کارکرد، Rao رائو، CHull چند وجهی محدب، FDiv واگرایی کارکرد، FEve یکنواختی کارکرد هستند.

بحث و نتیجه‌گیری

شاخص‌های تنوع گونه‌ای

نتایج موید این مطلب بود که تنوع در تیمارهای مدیریت چرا و قرق به علت رقابت گیاهان با یکدیگر و وجود زادآوری خوب در این دو تیمار زیادتر است. این نتایج با یافته‌های حیدری و سعیدی گراغانی (۱۳۹۲) مطابقت دارد. از مقایسه دو شاخص شانون و سیمپسون چنین نتیجه‌گیری می‌شود که شاخص شانون به علت تفکیک‌پذیری بالاتر بهتر قادر است اختلاف تیمارها را به لحاظ تنوع گونه‌ای نشان دهد. شاخص سیسمپسون نیز در تیمار کپه‌کاری دارای بیشترین میزان بوده و با سایر تیمارها اختلاف معنی‌داری داشته است. هیکمن و همکاران (۲۰۰۴) اظهار داشتند کپه‌کاری می‌تواند از طریق افزایش گیاهان یک ساله موجب افزایش غنای گونه‌ای شود، اما در عین حال فشار چرایی و بهم‌خوردگی خاک، ناپایداری اکوسیستم را در پی دارد. نتایج غنای بالاتر سایت قرق را در مقایسه با تیمارهای دیگر تأیید کردند که این نتایج با یافته‌های برخی محققین همخوانی دارد که نشان دادند، بیشترین تنوع و غنای گونه‌ای در تیمارهای مدیرتی چرا و قرق رخ می‌دهد (۸، ۹ و ۱۰). نتایج نشان داد که با اعمال مدیریت چرا و قرق میزان شاخص‌های تنوع کارکردی بیشتر از تنوع و غنای گونه‌ای می‌باشند که با یافته‌های منصوری و همکاران (۲۰۱۳) همخوانی دارد.

شاخص‌های تنوع کارکردی

نتایج نشان داد که غنای کارکرد در مناطق با قرق و بذرپاشی بیشتر از مرتع طبیعی است. این امر می‌تواند بدان علت باشد که در منطقه مورد مطالعه با اقدامات احیایی گیاهان بوته‌ای و چندساله افزایش یافته در نتیجه غنای کارکرد افزایش می‌یابد. هم‌چنین، منابع غذایی که در محیط هستند، بدون استفاده مانده و در نتیجه کارکرد سیستم کم است (۱۰). یکنواختی در ویژگی‌های گیاهی گونه‌های یک نمونه یا جامعه نشان می‌دهد که تأثیر گونه‌ها بر کارکرد سیستم چقدر یکنواخت است (۱). در مرتع طبیعی یکنواختی کارکرد کمترین مقدار را به خود اختصاص داد. در یک جامعه گیاهی یک سری گیاهان با قدرت رقابت زیادی گسترش پیدار کرده‌اند و باعث کاهش حضور دیگر گونه‌ها شده اند، لذا این حکایت از کاهش تنوع گونه‌ای دارد، اما اگر بهره برداری دام از این گیاهان صورت گیرد و همزمان موجب انتقال بذور گیاهان در مقیاس محلی گردد، می‌توان گفت که ممکن است چرای دام در این حالت غنای گونه‌ای را افزایش داده است (۲۵). کاهش تنوع گونه‌ای در مرتع طبیعی ناشی از عدم توانایی گیاهان برای رشد مجدد و ظهور یکسری گونه‌های غیر خوشخوراک به تعداد کم

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.4.2]

می‌باشد (۱۴،۱۷). عملکرد اکوسیستم بیشتر تحت‌تأثیر محدوده ویژگی و یکنواختی گونه‌ها قرار می‌گیرد که همبستگی بین تنوع عملکرد و یکنواختی جوامع گیاهی در مطالعه را تأیید می‌کند (۴). این تحقیق نشان داد که مقدار یکنواختی کارکرد در سایت قرق بالاست. این بدین دلیل است چرای دام در این مناطق ناهمگنی توزیع منابع بیشتر را می‌کند و همزیستی گونه‌هایی با استراتژی استفاده از منابع متفاوت را بالا می‌برد (۱۵). زمانی که فاصله بین گونه‌ها نامنظم است، این شاخص کاهش می‌یابد که نتیجه تحقیق حاضر نیز مؤید آن است و یکنواختی کارکرد در منطقه مورد مطالعه کم می‌باشد. به تعداد ترکیبات ویژگی‌های گیاهی در یک نمونه یا جامعه، غنای کارکرد گفته می‌شود. هرچه غنای کارکرد بیشتر باشد نشان از تفاوت بیشتر گونه‌ها از نظر کارکرد دارد یعنی محدوده‌ای از منبع غذایی که به وسیله آشیان اکولوژیک گونه‌های اشغال شده است. در تحقیق حاضر، شاخص رائو یا آنتروپی کمیتی است که اندازه‌ای برای درجه بی‌نظمی در همه سیستم را بیان می‌کند. هر چه درجه بی‌نظمی بالاتر باشد، آنتروپی بیشتر است. این شاخص نشان می‌دهد که فراوانی گونه‌ها یکسان نبوده است. در تمامی موارد نظم کارکرد کمتر از یک است (۱۱) که با نتایج ما نیز مطابقت دارد. شاخص واگرایی کارکرد در دامنه صفر تا یک تغییر می‌کند. نتایج نشان داد که بالاترین میزان این شاخص مربوط به سایت کپه‌کاری می‌باشد. این مطلب موید این است که تغییرپذیری این شاخص کم بوده است و تحمل کمتری در برابر خطرات فیزیکی مانند چرای حیوانات و باد دارد. از این ایده برای تفاوت‌های عملکرد سیستم‌های اکولوژیکی استفاده شده است. این شاخص در حقیقت تفاوت ویژگی‌های گونه‌ها است که در آن باید درصد فراوانی گونه‌ها (درصد پوشش) بیشتر لحاظ شود. هم‌چنین این شاخص نشان‌دهنده کارکرد و پایداری بیشتر سیستم است. شاخص واگرایی کارکرد بیانگر اختلافات آشیانه‌ای گونه‌ها بر روی بردار منابع غذایی است. واگرایی زیاد در کارکرد نشان می‌دهد که گونه‌ها دارای اختلافات آشیانه‌ای زیادی بر روی منابع غذایی هستند و در نتیجه رقابت کمتری شکل می‌گیرد. جوامع با این خصوصیات، کارکرد اکوسیستمی را در نتیجه استفاده مناسب از منابع غذایی افزایش می‌دهند که با یافته‌های ونشنگ و همکاران (۲۰۱۴) مطابقت دارد. از آنجایی که عملیات کپه‌کاری در منطقه مورد مطالعه با گندمیان چندساله بوده است، لذا گندمیان مرغوب چند ساله در زیر اشکوب بوته ها ضمن این که سبب بهبود استقرارآنها در مرتع می‌شوند، سبب تغییر جهت و تسریع روند توالی ثانویه در پوشش گیاهی مرتع نیز می‌شود، زیرا گندمیان چندساله در زیر اشکوب بوته‌ها می‌رویند و به تدریج اثر رقابتی شدیدی بر گیاهان پرستار خود وارد می‌آورند (۱۶، ۲۴ و ۲۶).

به‌طورکلی مطالعه حاضر می‌تواند سبب افزایش آگاهی ما از مراحل مختلف توالی، نظیر تشکیل و پایداری اجتماعات گیاهی شود که این اطلاعات برای پیش‌بینی واکنش گیاهان به عوامل محیطی به کار گرفته می‌شوند. پیشنهاد می‌گردد در مطالعات آتی علاوه بر بررسی شاخص‌های تنوع کارکردی مبتنی بر چند صفتی، از شاخص‌های تنوع بر اساس تک ویژگی نیز استفاده گردد تا بتوان تنوع زیستی منطقه را بهتر بررسی نمود.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.4.2]

References

1. De Bello, F., W. Thuiller, J. Leps, P. Choler, J.C. Clement, P. Macek, M.T. Sebastia & S. Lavorel, 2009. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. Journal of Vegetation Science, 20: 475-486.
2. Casanoves, F., L. Pla, J.A. Di Rienzo & D. Sandra, 2011. F Diversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. Methods in Ecology and Evolution, 2: 233–237.
3. Friendly, M. & J. Fox, 2013. Visualizing generalized canonical discriminant and canonical correlation analysis. R Package ‘‘candisc’’, version: 0.6–5.
4. Goharnezhad, A., P. Tahmmasebi, E. Asadi, J. Motamei, 2017. Comparison of species richness and FAD2 functional diversity in order to estimate the biomass production in the Central Zagros, Iranian Journal of Range and Desert Research, 24(1):1-15. (In Persian).

5. Heidari, GH. & H.R. Saeedi Garaghani, 2013. Compare changes in species richness and diversity and life form in utilization sites on the southern Damavand mountain rangelands. Rangeland and watershed Journal, 66 (4): 535- 547. (In Persian).
6. Hickman, K., D. Hartnett, R. Cochran & C. Owensby, 2004. Grazing management effects on plant species diversity in tall grass prairie. Journal of Range Management, 57: 58-65.
7. Jafari fotami, A., H. Niknahad, M. Akbarloo & A.R. Bahreand, 2016. Study of the Effects of Biomechanical Operations of Soil and Soil Conservation on Some Soil Properties in Upper Heights in Gorganroud Basin. Watershed Management Research, 8 (15): 225-234. (In Persian).
8. Jouri, M.H., B. Temzad, M. Shokri & B.S. Banihashemi, 2008.Comparison of Variety and Ghana Indices in Healthy Rural Areas of Mountain Range (Case Study: Safarood Basin Rangelands), Journal of rangeland, 2(4): 344-356. (In Persian).
9. Khademalhoseini, Z., 2010. Comparison of diversity and richness Indices in three sites with different grazing in the rangeland bee Arsanjan. Journal of Rangeland, 1: 104-111. (In Persian).
10. Khani, M., GH. Ghanbarian & E. Kamali, 2010. Comparison of variability and richness indices of plant species at different levels of grazing in warm and dry ranges of Fars province, Journal of rangeland, 2(18):129-136. (in Persian).
11. Komac, B., C. Pladevall, M. Domenech & R. Fanlo, 2015. Functional diversity and grazing intensity in sub-alpine and alpine grasslands in Andorra .Applied Vegetation Science, 18: 75–85.
12. McCarty G.W. & J.C. Ritche, 2002. Impact of soil movement on carbon sequestration in agricultural ecosystems. Advances in Terrestrial Ecosystem Carbon Inventory, Measurements, and Monitoring Conference in Raleigh, North Carolina.
13. Mansoori, Z., P. Tahmasebi, M. Saeedfar & H.A. Shirmardi, 2013. Answer diversity of plant communities to grazing during the tilt-shift function is to protect the steppe and semi-steppe zones. Journal of plant ecosystem conservation, 1(3): 91-104. (In Persian).
14. Loreau, M., S. Naeem & P. Inchausti, 2002. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives, Oxford University Press, 304 p.
15. Lavorel, S., K. Grigulis, P. Lamarque, M.P. Colace, D. Garden, J. Girel, G. Pellet & R. Douzet, 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. Journal of Ecology, 99: 135-147.
16. Niu, K., J. He, SH. Zhang, J. Martin & Z. Lechowicz, 2015. Grazing increases functional richness but not functional divergence in Tibetan alpine meadow plant communities. Biodiversity Conservation, 2:1-12.
17. Petchey O. L. & K.J. Gaston, 2006. Functional diversity (FD), back to basic and looking forward. Ecology Letters, 9: 741-758.
18. Qiao, J. J., W.W. Zhao, X.F. Xie, G.F. Liu, X.H. Ye, Y. Chu, 2012.Variation in plant diversity and dominance across dune fixation stages in the Chines steppe zone. Journal Plant Ecology, 5: 313–319.
19. R Core Team., 2014. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/
20. Tahmasebi, P., 2009. Analysis of performance rangeland ecosystems. Tehran, Publishing pelk, 224 P. (in Persian).
21. Tilman D. D. & J.A. Downing, 1994. Biodiversity and stability in grasslands. Journal of Natural, 367: 363-365.
22. Violle, C., 2007. Let the concept of trait be functional. Oikos, 116: 882-892.
23. Villeger, S, N.W.H. Mason & D. Mouillot, 2008. New multidimensional functional diversity dices for a multifaceted framework in functional ecology. Ecology, 89: 2290-2301.
24. Wensheng, B.U., G. Zang & Y. Ding, 2014.Functional diversity increases with species diversity along successional gradient in a secondary tropical lowland rainforest, Tropical Ecology, 55(3): 393-401
25. Zhang, J. T. & J.X. Linfeng, 2015. Variation of plant functional diversity along a disturbance gradient in mountain meadows of the Donglingshan reserve, Beijing, China. Russian Journal of Ecology, 46(2):157-166.
26. Zuo, X., X. Zhou, P. Lv, X. Zhao, J. Zhang, S. Wang & X. Yue, 2016. Testing Associations of Plant Functional Diversity with Carbon and Nitrogen Storage along a Restoration Gradient of Sandy Grassland, Frontier Plant Science, 7,189. doi: 10.3389/fpls.2016.00189

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.4.2]