

بررسی اثر شدت بهره‌برداری بر تنوع و غنای گونه‌ای در اکوسیستم مرتعی شوراب استان گلستان

رضا تمرتاش^۱، قدرت الله حیدری^۱، محمدرضا طاطیان^۱، محسن باغستانی^{۲*}

۱ استادیار گروه مرتع‌داری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

۲ دانشجوی کارشناسی ارشد مرتع‌داری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۳/۳۰؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۱۰/۲۴)

چکیده

یکی از فشارهای مخرب فیزیکی بر اکوسیستم‌های مرتعی که سبب کاهش پوشش گیاهی و تغییرات گونه‌ای می‌شود، چرای مفرط دام است. به منظور بررسی آثار چرای دام‌ها بر تنوع و غنای گونه‌ای در مراتع بیلاقی شوراب گرگان، سه رویشگاه متفاوت مرجع (قرق)، کلید (چرای متوسط) و بحرانی (چرای شدید) انتخاب شد. نمونه‌برداری با استفاده از ۴۰ پلات یک متر مربعی در طول ۳ ترانسکت ۱۰۰ متری، به روش سیستماتیک-تصادفی در هر یک از واحدها صورت پذیرفت. داخل هر پلات فهرست گونه‌های موجود، درصد تاج پوشش و تعداد افراد هرگونه یادداشت شد و ارزیابی شاخص‌های عددی تنوع و غنای گونه‌ای صورت گرفت. سپس، تجزیه و تحلیل نهایی داده‌ها با استفاده از آنالیز واریانس یکطرفه و مقایسه میانگین‌ها انجام شد. نتایج نشان داد که مقدار عددی تمامی شاخص‌های تنوع و غنا در منطقه بحرانی با توجه به چرای شدید کمتر از منطقه مرجع بوده است. همچنین، اعمال چرای متوسط عاملی منفی در کاهش تنوع گیاهی شناخته نشد.

کلید واژه‌ها: تنوع گونه‌ای، غنای گونه‌ای، چرا، مرتع، گرگان

سرآغاز

در سال‌های اخیر، میزان شتابنده انقراض گونه‌ها، افق جدیدی را در بررسی‌ها و تحقیقات مربوط به غنا و تنوع گونه‌ای گشوده است. به‌طوری‌که، در اغلب اکوسیستم‌ها یکی از اهداف اساسی مدیریت، دستیابی به پایداری نسبی اکولوژیک با حفظ تنوع گونه‌ای است. عوامل انسانی به‌عنوان یکی از عوامل اصلی در بروز تغییرات گونه‌ای، با تأثیر مستقیم بر پوشش گیاهی و خاک، آثار منفی بر نوع و پراکنش گونه‌ها ایجاد نموده است (Enright et al., 2005). بنابراین، بررسی تأثیر چرای دام‌های اهلی بر تغییرات پوشش گیاهی در اکوسیستم‌های مرتعی به‌عنوان ذخیره‌گاه‌های گیاهی، امری ضروری می‌باشد. با توجه به تخریب پوشش گیاهی در برخی از نواحی اکوسیستم مرتعی شوراب استان گلستان که در سال‌های اخیر به دلیل چرای بی‌رویه و خارج از فصل موجب حذف برخی گونه‌های مرغوب و ظهور گونه‌های مهاجم شده است، تحقیق حاضر به بررسی تنوع و غنای گیاهی در عرصه‌های مختلف مرتعی این منطقه پرداخته تا ارتباط شدت‌های چرای مختلف و تنوع گیاهی جهت برنامه‌ریزی‌های مدیریتی در بلندمدت به دست آید.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

حوضه آبخیز شوراب در محدوده شهرستان گرگان قرار دارد و فاصله نقطه خروجی آن تا نزدیک‌ترین روستا (روستای چهارباغ) ۴/۵ کیلومتر و تا شهر گرگان ۴۴ کیلومتر است. این حوضه، به عنوان سرشاخه اصلی حوضه آبخیز نکارود با مساحت ۸۳۰۶ هکتار در ارتفاعات جنوبی استان گلستان قرار دارد. از لحاظ جغرافیایی، این حوضه در محدوده طول‌های شرقی ۳۲° ۲۰' تا ۵۴° ۲۷' ۲۷" شمالی و عرض‌های شمالی ۳۶° ۳۴' ۲۷" تا ۳۸° ۳۸' ۲۶" واقع است. این منطقه به صورت کوهستانی و تپه ماهوری بوده، حداکثر ارتفاع آن ۳۶۸۸ متر و حداقل ارتفاع آن ۲۲۱۸ متر از سطح دریا می‌باشد. طبقه ارتفاعی ۳۰۰۰-۲۹۵۰ متر با ۱۰۸/۶ هکتار بیشترین سطح منطقه را به خود اختصاص داده است. شیب منطقه در قسمت‌های مختلف متفاوت بوده و جهت غالب آن جنوب-شمال غرب است. متوسط بارندگی منطقه ۳۳۰/۵ میلی‌متر، میانگین درجه حرارت سالانه حوضه ۹/۶ درجه سانتی‌گراد و با توجه به اقلیم نمای آمبرژه، این منطقه در اقلیم خشک سرد قرار می‌گیرد.

حفظ تنوع زیستی در اکوسیستم‌های مرتعی، هدف غایی مدیریت منابع طبیعی است. شاخص‌های تنوع از معیارهایی هستند که گوناگونی گیاهان را در اکوسیستم نشان می‌دهند. اندازه‌گیری و برآورد این شاخص‌ها که به طور معمول از ترکیب دو پارامتر غنا و یکنواختی محاسبه می‌شوند، اغلب به علت پیچیدگی، مشکل است (Ludwig & Reynold, 1988). از آن‌جا که حفاظت همه جانبه از اکوسیستم‌های مرتعی مستلزم مدیریت بر مبنای حفظ و نگهداری از تنوع گونه‌ای موجود در آن‌هاست (Schulze & Mooney, 1993)، این امر جز با شناخت و اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای محقق نمی‌شود. در این راستا آگاهی از فشارهای محیطی مخرب بر اکوسیستم که سبب تخریب زیستگاه‌ها، و بیوم‌ها و در نتیجه کاهش تنوع گونه‌ای می‌شود، ضروری است. یکی از فشارهای مخرب فیزیکی بر عرصه مراتع، چرای مفرط دام است. چرای دام از هر نوع که باشد، با تغییر در فراوانی گونه‌های کلید و ضروری که ضامن بقای پایداری و کارکرد اکوسیستم‌ها هستند، این اکوسیستم‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Wilson, 1994). مدیریت چرا نقش مهمی در تنوع‌زیستی در اراضی مرتعی دارد، به‌طوری‌که عملیات مدیریتی قرق، سبب افزایش جریان مواد غذایی در اکوسیستم‌های مرتعی و در نهایت افزایش تنوع‌زیستی می‌شود (Allen-Diaz & Jackson, 2000; Mligo, 2006). از سویی، مدیریت چرا نقش مهمی در از بین رفتن یا ظهور برخی گونه‌های گیاهی و در نهایت تغییر ترکیب گونه‌ای در نواحی مرتعی ایفا می‌نماید (Marty, 2005). امروزه، تخریب پوشش گیاهی بر اثر چرای مفرط دام، سبب از بین رفتن تنوع گونه‌ای شده است به‌طوری‌که، بسیاری از گونه‌های گیاهی با ارزش از عرصه طبیعت محو شده‌اند و یا در حال انقراض هستند (مصدافی، ۱۳۸۴). برخی از بررسی‌های صورت گرفته در زمینه آثار چرا بر پوشش گیاهی حاکی از کاهش غنا، شاخص‌های یکنواختی و تنوع گونه‌ای و همچنین پایداری اکولوژیکی است (سلامی و همکاران، ۱۳۸۶؛ زاهدی‌پور و اجتهادی، ۱۳۷۶؛ خادم‌الحسینی، ۱۳۸۹). همچنین، کاهش غنا و تنوع گونه‌ای در مناطق نزدیک محل استقرار شبانه دام (Hendricks, 2005) و افزایش تنوع در اکوسیستم‌های مرتعی با وضعیت متوسط و چرای سبک (جوری، ۱۳۸۷) گزارش شده است.

روش پژوهش

ابتدا، واحدهای بهره‌برداری شامل مرجع (بخش قرق شده موجود در منطقه)، کلید (چرای متوسط با میانگین ۱۰ واحد دامی در هکتار) و بحرانی (منطقه چرای شدید در اطراف منابع موجود مانند: آغل، آب‌شخور و راه دسترسی با میانگین ۳۰ واحد دامی در هکتار) در مراتع منطقه تعیین شد. جهت نمونه‌برداری، محدوده‌ای به مساحت ۲۵۰ هکتار به عنوان منطقه معرف انتخاب شد. گونه‌های گیاهی موجود در هر کدام از واحدها با پیمایش صحرایی جمع‌آوری و شناسایی شد. شناسایی گونه‌های گیاهی و تعیین خصوصیات گیاهی شامل فرم رویشی، فرم بیولوژیک و کلاس خوشخوراکی گونه‌های موجود نیز با استفاده از منابع مربوط به فلور (فلورا ایرانیکا، فلور رنگی ایران) و به کمک کارشناسان مرکز تحقیقات منابع طبیعی استان گلستان صورت گرفت. فرم بیولوژیک گیاهان بر اساس سیستم رانکیه مشخص شد. این روش، یکی از رایج‌ترین سیستم‌ها برای تحلیل شکل‌های زیستی است که بر مبنای موقعیت جوانه انتهایی بنا شده است (مبین، ۱۳۶۰). نمونه‌برداری از پوشش گیاهی به روش تصادفی-سیستماتیک، با استفاده از ترانسکت‌های ۱۰۰ متری و پلات در هر منطقه صورت گرفت. موثرترین شکل و اندازه پلات با استفاده از الگوی پراکنش و اندازه گیاهان منطقه، سطح پلات ۱×۱ متری در نظر گرفته شد. تعداد ۴۰ پلات برای هر یک از واحدهای نمونه‌برداری و در مجموع ۱۲۰ پلات برای کل منطقه تعیین شد (مصدقی، ۱۳۷۲). موقعیت ترانسکت‌ها به صورت سیستماتیک تعیین و بر روی هر ترانسکت، پلات‌ها بطور تصادفی انداخته شد. در هر پلات درصد تاج پوشش گونه‌ها به منظور رتبه‌بندی پوشش تاجی محاسبه شد، همچنین موقعیت آن با استفاده از GPS مکان‌یابی شد. همچنین، شمارش تعداد پایه‌های گیاهی نیز به منظور تعیین تنوع و غنای گونه‌ای صورت گرفت. با استفاده از روش رتبه‌بندی وان درمارل، تاج پوشش گیاهی در داخل هر پلات رتبه‌بندی شد. مقیاس وان درمارل یک مقیاس ترتیبی است که برای جمع‌آوری اطلاعات پوشش تاجی کاربرد دارد (Barbour et al., 1999). جهت محاسبه شاخص‌های تنوع و غنا، از شاخص‌های تنوع سیمپسون و شانون-وینر و شاخص غنای مارگالف و منهینیک در نرم‌افزار PAST استفاده شد (مصدقی، ۱۳۸۴). این شاخص‌ها برای هر پلات و در هر تیمار به صورت جداگانه با استفاده از نرم‌افزار فوق محاسبه شده و سپس آنالیز آماری در مورد آن‌ها صورت گرفت.

پس از انتقال داده‌های به‌دست آمده در نرم‌افزار Excel، نسبت به تشکیل ماتریس داده‌ها اقدام شد. به منظور نرمال‌سازی داده‌های درصد تاج پوشش گونه‌ها، ابتدا تبدیل لگاریتمی Log (X+1) بر روی آن‌ها صورت پذیرفت و سپس مورد آزمون‌های مختلف قرار گرفتند. بنابراین، میانگین درصد تاج پوشش گونه‌ها به صورت میانگین هندسی (Geometric means) می‌باشند. داده‌ها طی چند مرحله، بر اساس نیاز به خروجی مورد نظر تبدیل و آنالیزها با استفاده از نرم‌افزار Minitab نسخه ۱۵ به صورت آنالیز واریانس یک‌طرفه و مقایسه میانگین‌ها در قالب طرح کاملاً تصادفی براساس آزمون توکی انجام شد.

یافته‌ها

به‌طور کلی، ۷۸ گونه گیاهی در سه واحد بهره‌برداری مرجع، کلید و بحرانی شناسایی شد که متعلق به ۵۹ جنس و ۲۲ تیره بودند. در منطقه مرجع ۳۵ گونه، در منطقه کلید ۲۵ گونه و در منطقه بحرانی ۲۸ گونه مشاهده شد.

تعداد ۷ گونه مختص منطقه مرجع بوده که شامل گونه‌های *Dianthus sp.*, *Anthymus arvensis*, *Allium sp.*, *Polygonum*, *Myosotis arvensis*, *Medicago sativa officinalis* و *Poterium sanguiosorba* می‌باشند. در این منطقه گونه‌هایی از قبیل *Festuca*, *Artemisia aucheri* و *Hordeum sp.*, *Poa bulbosa*, *Stipa barbata*, *ovina* و *Bromus tomentellus* دارای بیشترین درصد تاج پوشش بودند. در منطقه کلید به ترتیب گونه‌های *Artemisia aucheri*, *Poa bulbosa*, *Festuca ovina*, *Stipa barbata* و *Hordeum sp.* بیشترین درصد تاج پوشش را به خود اختصاص دادند. در منطقه بحرانی نیز بیشترین درصد تاج پوشش به ترتیب متعلق به *Achilea melifolia*, *Verbascum aureom* و *Gundelia* و *Acantophyllum sp.*, *Onobrychis cornata* و *torunefortia* بود.

گونه‌های اختصاصی مربوط به منطقه بحرانی نیز ۱۴ گونه و شامل: *Anchusa sterigosa*, *Acantholimon sp.*, *Circium*, *Bromus danthonia*, *Artimisia seiberi*, *Euphorbia robustus*, *Cousinia sp*, *armanicum*, *Noea mucronata*, *Lactuca orientalis*, *Eurosia sp.*, *Thymus*, *Taraxacum officinalis*, *Stachys inflata* و *serpyllum* بودند. همچنین، تعداد ۱۱ گونه به صورت مشترک بین سه منطقه مرجع، کلید و بحرانی

شامل: *Achilea melifolia*, *Acantophyllum sp.*, *Agropyron desertorum*, *Agropyron cristatum*, *Gundelia torunefortia*, *Astragalus gossipinus*, *Onobrychis cornata*, *Melica persicus*, *Hordeum sp.* و *Poa bulbosa* و *Stipa barbata* مشاهده گردید. بین دو منطقه مرجع و کلید نیز ۱۱ گونه به صورت مشترک وجود داشت که به ترتیب شامل: *Artemisia Agropyron intermedium*, *Bromus tomentellus*, *Bromus inermis aucheri*, *Melilotus Festuca ovina*, *Convolvulus arvensis*, *Potentilla reptans*, *Poa pratensis officinalis* و *Trifolium repens* و *Trifolium alba* می‌باشند.

براساس رتبه‌بندی وان‌درمال، گونه‌های منطقه مرجع دارای رتبه‌های بالاتری نسبت به مناطق کلید و بحرانی است و رتبه‌های به‌دست آمده از منطقه بحرانی بسیار پایین می‌باشد. در منطقه مرجع، بالاترین رتبه‌های پوشش گیاهی مربوط به *Artemisia aucheri* و پس از آن مربوط به *Festuca ovina* و کم‌ترین رتبه‌های پوشش گیاهی مربوط به گونه‌های *Dianthus sp.* و *Allium sp.* می‌باشد. در منطقه کلید، بالاترین رتبه‌های پوشش گیاهی مربوط به گونه‌های *Artemisia aucheri* و *Stipa barbata* و کم‌ترین رتبه‌های پوشش گیاهی مربوط به گونه‌های *Potentilla reptans* و *Agropyron intermedium* می‌باشد. در منطقه بحرانی بالاترین رتبه مربوط به گونه‌های

بررسی فرم‌های رویشی گونه‌های موجود در سه منطقه نشان داد که بیشترین فراوانی در منطقه مرجع مربوط به فورب‌ها (پهن‌برگان علفی) با ۴۹ درصد بود و گراس‌ها و بوته‌ای‌ها در رده‌های بعدی قرار داشتند. در منطقه کلید گراس‌ها با اندکی اختلاف، بیشتر از فورب‌ها بوده و سپس بوته‌ای‌ها قرار داشتند و در منطقه بحرانی، بوته‌ای‌ها با ۴۶ درصد بیشترین فراوانی بودند، از نظر فرم بیولوژیک، در منطقه مرجع و کلید، همی کریپتوفیت‌ها به ترتیب با ۶۳/۳۵ و ۵۹/۸۴ درصد دارای بیشترین فراوانی را داشته در حالی که در منطقه بحرانی، ابتدا کاموفیت‌ها (۴۰/۸۵) و سپس همی کریپتوفیت‌ها (۳۷/۷۱) قرار داشته‌اند. نتایج داده‌های کلاس خوشخوراکی گونه‌های مورد مطالعه حکایت از آن دارد که در منطقه مرجع و کلید، گونه‌های کلاس II به ترتیب با ۴۳ و ۳۹ درصد بیشترین درصد فراوانی را به خود اختصاص دادند؛ با این تفاوت که در منطقه کلید گونه‌های کلاس I فراوانی یکسانی با کلاس II داشته (۳۹ درصد) ولی در منطقه مرجع از فراوانی پایین‌تری برخوردارند (۴۰ درصد). در منطقه بحرانی بیشترین فراوانی به گونه‌های کلاس III با ۵۷ درصد و سپس کلاس II و I به ترتیب با ۲۵ و ۱۸ درصد اختصاص دارد (جدول ۱).

جدول (۱): درصد فراوانی، فرم رویشی، فرم بیولوژیک و کلاس خوش‌خوراکی گونه‌های مورد مطالعه در مناطق سه‌گانه

مناطق	فرم رویشی			فرم بیولوژیک				کلاس خوش‌خوراکی			
	چوب‌دار	چوب‌دور	درختچه	Th	He	Cr	Ch	Ph	III	II	I
مرجع	۱۷	۴۹	۳۴	۸/۰۲	۶۳/۳۵	۸/۰۳	۲۰/۶	-	۱۷	۴۳	۴۰
کلید	۲۰	۳۹	۴۱	۱۰/۵۶	۵۹/۸۴	۳/۵۲	۱۴/۰۸	-	۲۲	۳۹	۳۹
بحرانی	۴۶	۲۵	۲۹	۶/۲۹	۳۷/۷۱	۳/۱۴	۴۰/۸۵	-	۵۷	۲۵	۱۸

(Th=تروفیت، He=همی کریپتوفیت، Cr=کریپتوفیت، Ch=کاموفیت، Ph=فانروفیت)

(I: خوشخوراک، II: خوشخوراکی متوسط، III: خوشخوراکی کم یا غیرخوشخوراک)

شاخص‌های تعداد گونه و غنای گونه‌ای (شاخص‌های مارگالف و منهنیک) پوشش گیاهی در سه منطقه مرجع، کلید و بحرانی که با استفاده از نرم‌افزار PAST و برای هر پلات به‌طور جداگانه (۴۰ پلات در هر تیمار) محاسبه شد، مورد آنالیز واریانس در نرم‌افزار MINITAB قرار گرفته و داده‌های به دست آمده از آنالیز نشان داد: هر سه شاخص فوق بین سه منطقه دارای اختلاف معنی‌دار بودند. معنی‌داری برای شاخص تعداد گونه و مارگالف در سطح ۰/۰۱ درصد و برای شاخص منهنیک در سطح ۰/۰۵ درصد بوده است (جدول ۲).

همچنین، مقایسه میانگین‌های صورت گرفته بین شاخص‌های

همچنین، مقایسه میانگین‌های صورت گرفته بین شاخص‌های

جدول (۲): نتایج آنالیز واریانس شاخص‌های تعداد گونه و غنای گونه‌ای* در سه منطقه مرجع، کلید و بحرانی

منهینیک	مارگالف	تعداد گونه (در هکتار)	مناطق بهره‌برداری
۰/۹۶۵	۱/۷۸۴	۷/۸۵	مرجع
۰/۹۱۸	۱/۶۴۰	۸/۱۷	کلید
۰/۶۵۲	۰/۹۰۳	۹/۵۵	بحرانی
۱۲/۶۴*	۲۱/۶۸**	۲۶/۱۲**	F
۰/۰۹۰	۰/۴۱۲	۸/۴۴	MS
۱۱۷	۱۱۷	۱۱۷	df

ns: عدم معنی‌داری * : معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ ** : معنی‌دار در سطح ۰/۰۱

* دامنه تغییرات شاخص منهینیک بین صفر تا یک و شاخص مارگالف بین صفر تا ۲/۵ می‌باشد.

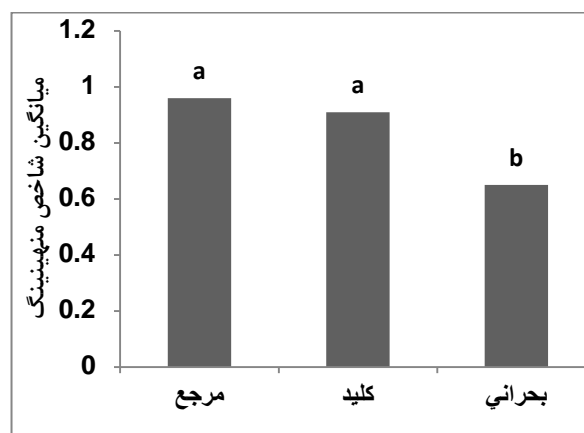
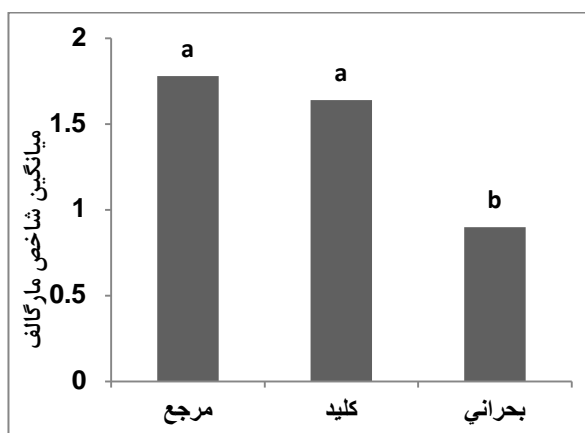
مارگالف و منهینیک، کاهش معنی‌داری در هر دو شاخص در منطقه بحرانی نسبت به دو منطقه کلید و مرجع مشاهده شد ولی با وجود بالاتر بودن میزان این شاخص‌ها در منطقه مرجع، بین دو منطقه اخیر تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد (شکل ۱).

غنای گونه‌ای بر اساس داده‌های تاج پوشش گیاهی در مناطق سه‌گانه نشان داد که شاخص تعداد گونه در منطقه بحرانی به طور معنی‌داری بیشتر از دو منطقه مرجع و کلید بوده و این دو منطقه تفاوت معنی‌داری نداشته‌اند. در مورد شاخص غنای



(ج)

(ب)



حروف الفبای (a) و (b) مشابه نشان‌دهنده‌ی عدم معنی‌داری و حروف غیرمشابه بیانگر معنی‌دار بودن شاخص‌های مورد مطالعه در سطح ۰/۰۵ می‌باشد

شکل (۱): مقایسه میانگین شاخص‌های تعداد گونه (الف)، منهینیک (ب) و مارگالف (ج) در سه منطقه مرجع، کلید و بحرانی

سیمپسون دارای تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ و شاخص شانون دارای تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۱ درصد بوده است (جدول ۳).

نتایج آنالیز واریانس در مورد شاخص یکنواختی و شاخص‌های تنوع سیمپسون و شانون نشان داد که شاخص‌های یکنواختی و

جدول (۳): نتایج آنالیز واریانس شاخص‌های یکنواختی و تنوع گونه‌ای^۰ در سه منطقه مرجع، کلید و بحرانی

مناطق بهره‌برداری	یکنواختی	سیمپسون	شانون
مرجع	۰/۸۵	۰/۸۱	۱/۹۴
کلید	۰/۸۶	۰/۸۰	۱/۸۷
بحرانی	۰/۹۲	۰/۶۷	۱/۳۱
F	۱۵/۷۵ *	۱۶/۰۶ *	۲۲/۵۱ **
MS	۰/۰۱۶۳	۰/۰۱۶۳	۰/۲۱۶
df	۱۱۷	۱۱۷	۱۱۷

^{ns}: عدم معنی‌داری * : معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ ** : معنی‌دار در سطح ۰/۰۱ درصد

^۰ دامنه تغییرات شاخص یکنواختی و سیمپسون بین صفر تا یک و شاخص شانون بین ۱ تا ۳/۵ می‌باشد.

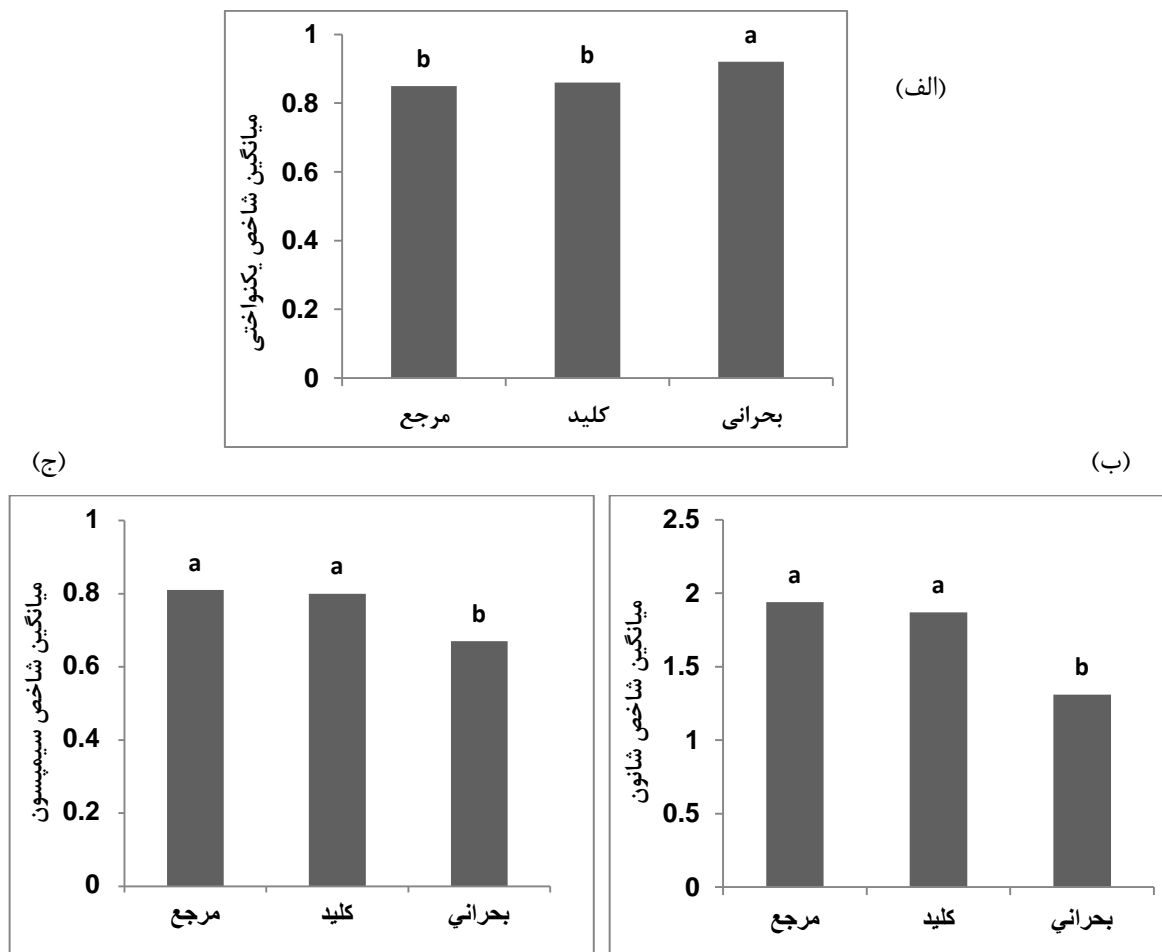
ارتفاعات البرز و سازگار با شرایط رویشگاهی این اکوسیستم‌ها نام برده شده‌اند (اسدی و همکاران، ۱۳۸۱؛ شگری و همکاران، ۱۳۸۲؛ تقی‌پور، ۱۳۸۵؛ حقیان و همکاران، ۱۳۸۸). این در حالی است که سایر گونه‌ها از تفاوتی فاحش در سه واحد چرایی برخوردارند، به طوری که اثر چرا و بهره‌برداری بر تغییر ترکیب گونه‌ای موجود را به خوبی نشان می‌دهند. حضور این گونه‌های اختصاصی در واحدهای بهره‌برداری کاملاً متفاوت است به طوری که گونه‌های کم‌شونده و حساس به چرا مانند: *Poterium* و *Polygonum officinalis* *Medicago sativa* و *Dianthus sp. sanguisorba* صرفاً در مناطق مرجع حضور داشته و با افزایش فشار چرا در منطقه بحرانی به دلیل ترجیح غذایی توسط دام، جای خود را به گونه‌های زیادشونده و مهاجمی مانند: *Euphorbia*، *Cousinia sp.*، *Cirsium armanicum*، *Stachys inflata*، *Noea mucronata robustus* و *Taraxacum officinalis* و برخی گونه‌های دیگر که با عدم استقبال توسط دام مواجه‌اند، داده‌اند. این نتایج، توسط یافته‌های (مصداقی، ۱۳۷۹؛ Tatian et al., 2010) نیز مورد تایید قرار گرفته است.

از نظر درصد پوشش گونه‌های حاضر در هر یک از سه منطقه بهره‌برداری و رتبه‌بندی صورت گرفته به روش وان‌درمال نیز می‌توان دریافت که گونه‌های غیرخوشخوراکی که توسط دام کمتر مورد چرا قرار می‌گیرند، در منطقه بحرانی دارای بیشترین درصد پوشش و بیشترین رتبه وان‌درمال بوده‌اند. در حالی که، در مناطق کلیدی و مرجع گونه‌های خوشخوراک‌تر از درصد و رتبه

مقایسه میانگین‌های شاخص‌های تنوع گونه‌ای و یکنواختی در سه منطقه مرجع، کلید و بحرانی بر اساس داده‌های تاج پوشش گیاهی حاکی از این بود که شاخص یکنواختی در منطقه بحرانی افزایش معنی‌داری نسبت به مناطق مرجع و کلید داشته و این مقدار در دو منطقه مرجع و کلید به طور تقریبی یکسان و بدون تفاوت معنی‌دار بوده است. میانگین شاخص‌های تنوع سیمپسون و شانون نیز حاکی از عدم اختلاف معنی‌دار این دو شاخص با یکدیگر در منطقه مرجع و کلید بوده در حالی که در منطقه بحرانی به طور معنی‌داری کمتر از این دو منطقه بوده است (شکل ۲).

بحث و نتیجه‌گیری

به طور کلی، از میان ۷۸ گونه گیاهی که در سه منطقه مرجع، کلیدی و بحرانی شناسایی شد، از نظر تعداد گونه، بین سه منطقه اختلاف چندانی مشاهده نشده است. در واقع، می‌توان گفت که اثر بهره‌برداری و چرا بر تغییر تعداد گونه‌ها ناچیز بوده است. آنچه مسلم است برخی گونه‌ها شامل: *Acantophyllum sp.*، *Astragalus gossipinus*، *Agropyron desertorum*، *Melica persicus*، *Hordeum sp.*، *Achilea melifolia*، *Stipa barbata*، *Onobrychis cornata* حضور مشترکی در سه واحد بهره‌برداری دارند. بنابراین، می‌توان آن‌ها را گونه‌های بومی و طبیعی منطقه دانست که تحت شرایط مختلف بهره‌برداری حضور خود را حفظ نموده‌اند. این گونه‌های مشترک در بررسی‌های دیگری نیز به عنوان رستنی‌های بومی و دائمی



شکل (۲): مقایسه میانگین شاخص‌های یکنواختی (الف)، شانون (ب) و سیمپسون (ج) در سه منطقه مرجع، کلید و بحرانی حروف الفبای (a) و (b) مشابه نشان‌دهنده‌ی عدم معنی‌داری و حروف غیرمشابه بیانگر معنی‌دار بودن شاخص‌های مورد مطالعه در سطح ۰/۰۵ می‌باشد

گونه‌های کلاس I و II در منطقه کلید و مرجع، فراوانی یافته‌اند. (قره داغی و جلیلی، ۱۳۷۸؛ احمدی و سندگل، ۱۳۸۶)، چرای بیش از ظرفیت مرتع را موجب کاهش پوشش تاجی و فراوانی گونه‌های کلاس I و نیز افزایش نسبی گونه‌های مهاجم و کلاس III در ترکیب پوشش گیاهی مرتع دانسته‌اند. براساس نتایج حاصل از بررسی، فرم رویشی و فرم بیولوژیک گونه‌های مورد مطالعه می‌توان دریافت که به دلیل حاکم بودن شرایط اقلیمی مربوط به ارتفاعات، گونه‌های تروفیت یا گونه‌های فصلی و یکساله که توان سازگاری با این شرایط را ندارند، در منطقه از فراوانی کمی برخوردارند، با وجود این که این فرم‌های زیستی به دلیل موقعیت قرار گرفتن جوانه انتهایی خود، توان مقابله با شرایط چرای سخت را دارند (اکبرلو و همکاران، ۱۳۹۱؛ Sinclair, 2005). با این حال، همی کریپتوفیت‌ها و کاموفیت‌ها

بالاتری برخوردار بوده‌اند. البته، باید به این نکته نیز توجه داشت که بالا یا پایین بودن درصد پوشش تاجی در برخی موارد (گونه‌های *Artemisia aucheri* و یا *Dianthus sp.*) به ماهیت گونه‌ای و فرم رویشی گونه‌ها نیز بستگی دارد که در این جا لازم است مورد توجه قرار گیرد. در این ارتباط (Kirkpatrick & Bridle, 2005) نشان دادند که افزایش پوشش تاجی گونه‌های خوشخوراک، ناشی از کاهش فشار چرا و جلوگیری از ورود دام اضافی به مرتع می‌باشد. همچنین (پاکدامنی، ۱۳۷۶؛ جهانتاب و همکاران، ۱۳۸۹)، به کاهش میزان پوشش تاجی گیاهان مورد استفاده دام تحت تأثیر فشار چرای اشاره می‌نمایند. به‌طورکلی، آنچه در این ارتباط به خوبی قابل مشاهده است، افزایش گونه‌هایی با کلاس خوشخوراکی پایین III در منطقه بحرانی است که به دلیل تشدید فشار چرا فراوانی یافته و بیش از

غلامی و همکاران، ۱۳۸۹؛ Johansson et al., 2008) نیز مورد تایید قرار گرفته است.

عدم اختلاف محسوس بین منطقه کلید و بحرانی نشان می‌دهد که در صورت شرایط چرایی حاد می‌توان انتظار داشت که شاخص تنوع کاهش مشخصی نشان دهد، در غیر این صورت، با اجرای چرای متوسط اختلاف معنی‌داری در میزان تنوع مشاهده نمی‌شود. در این ارتباط (Mc Cann (2000)، بیان نمود که ضرورت ندارد اختلافی بین شاخص‌های تنوع در منطقه قرق و چرای متوسط وجود داشته باشد، بلکه به وجود آمدن تفاوت، بستگی به طول مدت قرق و یا اثر سایر عوامل منطقه‌ای دارد (حاتمی و همکاران، ۱۳۸۹). همچنین (Mligo, 2006; Hendricks, 2005)، بیشترین تنوع گونه‌ای را مربوط به مناطقی با فشار چرای کم، در مقایسه با مناطق قرق، گزارش نمودند.

با توجه به نتایج حاصل از بررسی پوشش گیاهی منطقه، می‌توان گفت که پوشش گیاهی متنوع و غنی مراتع مورد مطالعه، به دلیل تعداد دام بیش از حد بخصوص در منطقه بحرانی، از وضعیت مناسبی برخوردار نیست. در واقع بهره‌برداری بر مبنای منطقه کلید در هر سطحی از مدیریت می‌تواند بهترین الگو برای بهره‌برداری سایر قسمت‌های یک مرتع باشد. حذف یا اضافه شدن گونه‌ها می‌تواند تغییرات عمده‌ای در ساختار و پویایی جامعه ایجاد کند و اگر هدف، حفظ اکوسیستم و عناصر گونه‌های آن باشد، تحت چرای متوسط، ضمن بهره‌برداری معقولانه، غنای گونه‌ای و فرم‌های رویشی نیز حفظ می‌شود.

یا فرم‌های رویشی بوته‌ای و علفی‌های چندساله، با توجه به مقاومت بیشتر در شرایط محیطی مذکور، از فراوانی بیشتری در سه واحد مطالعاتی برخوردار بوده و در منطقه بحرانی به دلیل کاهش گونه‌های گراس و فورب تحت تأثیر چرا، از غالبیت بیشتری برخوردارند. بررسی‌های (Bastin (2003) به فراوانی گونه‌های بوته‌ای تحت تأثیر افزایش شدت چرا اشاره نموده است.

بر اساس نتایج آنالیزهای آماری در خصوص تنوع و غنای گونه‌ای در مناطق سه‌گانه مرجع، کلید و بحرانی، می‌توان دریافت که چرا بر روی کلیه شاخص‌های مورد مطالعه شامل تعداد گونه‌ای، یکنواختی، مارگالف و منهینیک تأثیرگذار بوده به طوری که بین منطقه بحرانی با منطقه مرجع و کلید موجب تفاوت معنی‌دار محسوسی شده است، ولی بین دو منطقه مرجع و کلید تفاوت معنی‌داری مشاهده نشده است. با این تفاوت که در مورد شاخص‌های تعداد گونه و یکنواختی افزایش معنی‌دار در منطقه بحرانی وجود داشته ولی در مورد شاخص‌های غنا و تنوع، کاهش معنی‌دار در منطقه بحرانی مشاهده شد. با توجه به این که در شاخص یکنواختی و تعداد، بر وفور گونه‌ای و توزیع افراد در گونه‌ها تأکید می‌شود، این موضوع نشان می‌دهد که اثر فشار چرا و بهره‌برداری در نهایت به کاهش تنوع و غنای گونه‌ای (که در مفهوم تنوع مستتر است) منجر می‌شود. از طرف دیگر، با توجه به این که با ازدیاد گونه‌های مهاجم همراه می‌شود، می‌تواند به افزایش شاخص یکنواختی و تعداد گونه منجر شود. کاهش تنوع و غنای گونه‌ای تحت تأثیر افزایش فشار چرا و تخریب مرتع در بررسی‌های (زاهدی‌پور، ۱۳۷۵؛ مصداقی و صادق‌نژاد، ۱۳۷۹؛

فهرست منابع

- احمدی، ا. و سندگل، ا. ۱۳۸۶. اثرات تعادل چرای دام بر روی بهبود وضعیت مراتع و تولیدات دامی در ایستگاه تحقیقاتی گلدام سلماس، مجله تحقیقات مرتع و بیابان، ۱۱۴(۱): ۸۰-۸۷.
- اسدی، م؛ معصومی، ا؛ خاتم ساز، م. و مظفریان، و. ۱۳۸۱. فلور ایران، تهران، انتشارات انستیتو تحقیقات جنگل‌ها و مراتع، شماره ۱-۲۷.
- اکبرلو، م؛ شیدای کرکج، ا. و احسانی، س.م. ۱۳۹۱. اثر شدت چرا بر بیوماس هوایی و زیرزمینی و ویژگی‌های ساختاری سه گونه مهم گندمیان در علفزارهای کوهستانی، مجله علمی پژوهشی مرتع، ۶(۳): ۱۸۶-۱۹۸.
- پاکدامنی، ق. ۱۳۷۶. بررسی تنوع و تولید تحت سه شدت بهره‌برداری در واحدهای مختلف مرفولوژیکی رباط قره‌بیل، پایان‌نامه کارشناسی ارشد دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.

- تقی‌پور، ا. ۱۳۸۵. اثرات فاکتورهای محیطی بر روی گونه‌های گیاهی مراتع ناحیه هزارجریب بهشهر، پایان‌نامه کارشناسی ارشد دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- جوری، م. ۱۳۸۷. مقایسه شاخص‌های غنا و تنوع برای ارزیابی سلامت مراتع کوهستانی (مطالعه موردی: مراتع جواهرده رامسر)، مجله علمی پژوهشی مرتع، ۴: ۳۴۴-۳۵۶.
- جهانتاب، ا.؛ سپهری، ع.؛ حنفی، ب. و میردیلمی، س. ز. ۱۳۸۹. مقایسه تنوع پوشش گیاهی مراتع در دو منطقه قرق و چرا در مراتع کوهستانی زاگرس مرکزی (مطالعه موردی: منطقه دیشموک در استان کهگیلویه و بویراحمد)، مجله تحقیقات مرتع و بیابان ایران، ۱۷(۲): ۲۹۲-۳۰۰.
- حاتمی، خ.؛ عطار روشن، س. و حیدری، م. ۱۳۸۹. بررسی غنای گونه‌ای و فرم‌های رویشی در طول گرادیان ارتفاعی مراتع مشجر غرب کشور (مطالعه موردی: منطقه حفاظت شده ارغوان، استان ایلام)، مجله علوم و فنون منابع طبیعی، ۵(۴): ۹۹-۱۱۱.
- حقیان، ح.؛ قربانی، ج.؛ شکری، م. و جعفریان، ز. ۱۳۸۸. تعیین سهم خصوصیات خاک و توپوگرافی در تشریح پراکنش پوشش گیاهی در بخشی از مراتع بیلاقی البرز مرکزی، مجله علمی پژوهشی مرتع، ۳(۱): ۵۳-۶۸.
- خادم‌الحسینی، ز. ۱۳۸۹. مقایسه شاخص‌های عددی تنوع گونه‌ای در سه رویشگاه تحت چرای متفاوت (مطالعه موردی: مرتع گردنه زنبوری ارسنجان)، مجله علمی پژوهشی مرتع، ۱: ۱۰۴-۱۱۱.
- زاهدی‌پور، ر. و اجتهادی، ح. ۱۳۷۶. اثرات چرا بر روی تنوع پوشش گیاهی مراتع (مطالعه موردی: دشت موته ایران)، مجله گیاهشناسی، ۴۰: ۱-۴۰.
- زاهدی‌پور، ر. ۱۳۷۵. بررسی تنوع گونه‌ای در سه نوع مدیریت چرا با تأکید به روش اندازه‌گیری از طریق مدل‌ها، مجله پژوهش و سازندگی وزارت جهاد سازندگی، ۳۳: ۷۱-۷۷.
- سلامی، ا.؛ زارع، ح.؛ امینی، ط.؛ اجتهادی، ح. و جعفری، ب. ۱۳۸۶. مقایسه تنوع گونه‌ای در دو مرتع چرا شده و بدون چرا در منطقه کهنه لاشک نوشهر، مجله پژوهش و سازندگی، ۷۵: ۳۷-۴۶.
- شکری، م.؛ بهمنیار، م. و طاطیان، م. ر. ۱۳۸۲. بررسی اکولوژیک پوشش گیاهی مراتع بیلاقی هزارجریب بهشهر، مجله منابع طبیعی ایران، ۵۶: ۱۳۱-۱۴۲.
- غلامی، پ.؛ قربانی، ج. و شکری، م. ۱۳۸۹. تغییرات تنوع و غنای گونه‌ای پوشش گیاهی در طی تغییر کاربری اراضی مرتعی، کنفرانس ملی حفاظت از تنوع زیستی و دانش بومی، کرمان: مرکز بین‌المللی علوم و تکنولوژی پیشرفته و علوم محیطی.
- قره‌داغی، ح. و جلیلی، ع. ۱۳۷۸. مقایسه ترکیب پوشش گیاهی اراضی تحت چرای دام با قرق در مراتع استپی رودشور، مجله جنگل و مرتع، ۴۳: ۲۸-۳۴.
- مبین، ص. ۱۳۶۰. جغرافیای گیاهی شامل گسترش جهان گیاهی، اکولوژی، فیتوسوسیولوژی و خطوط اصلی رویش‌های ایران، تهران: انتشارات دانشگاه تهران، ۲۷۱ص.
- مصدقی، م. ۱۳۷۲. تجزیه و تحلیل پوشش گیاهی مناطق نیمه خشک در شمال شرقی ایران، نیوزلند: هفدهمین کنگره بین‌المللی مراتع، ۵۶-۵۷.
- مصدقی، م. ۱۳۸۴. بوم‌شناسی گیاهی، مشهد: انتشارات جهاد دانشگاهی، ۱۸۷ص.
- مصدقی، م. و صادق‌نژاد، م. ۱۳۷۹. مقایسه شاخص‌های تنوع گیاهی تحت سه شدت بهره‌برداری در مراتع نیمه‌استپی شمال شرقی ایران، مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه گرگان، ۷(۳): ۶۳-۷۶.

مصدافی، م. ۱۳۷۹. بررسی غنای گونه‌ای و فرم‌های رویشی تحت سطوح سه‌گانه بهره‌برداری مرتع در علفزارهای نیمه‌استپی شمال شرق ایران، مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ۷(۳): ۵۵-۶۲.

Allen-Diaz, B. & Jackson R. D. 2000. Grazing effects on spring ecosystem vegetation of California's hardwood rangelands. *Journal of Range Management*, 53: 20-27.

Barbour, M. G.; Burk, J. H. & Pitts, W. D. 1999. *Terrestrial plant ecology*. 3rded. Menlo Park, California: Benjamin/Cummings Publishing Company.

Bastin, G. N. 2003. Vegetation changes in semi-arid tropical Savna, Northern Australia: 1973-2002. *Rangeland Journal*, 25(1): 3-19.

Enright, N. J.; Miller, B. P. & Akhter, R. 2005. Desert vegetation and vegetation-environment relationships in Kirthar National Park, Sindh. *Journal of Arid Environment*, 61: 397-418.

Hendricks, H. H. 2005. Plant species richness and composition a long livestock grazing intensity gradients in Namaqualand (South Africa) protected area. *Journal of Plant Ecology*, 176: 19-33.

Johansson, L.; Hall, J.; Prentice, K.; Ihse, H. C.; Reitalu, M.; Sykes, T. & Kindstomc, M. 2008. Semi-natural grassland continuity, long-term land-use change and plant species richness in an agricultural landscape on Oland, Sweden. *Landscape and Urban Planning*, 84(3-4): 200-211.

Kirkpatrick, J. B. & Bridle, K. L. 2005. Comparative effects of stock and wild vertebrate herbivore grazing on treeless subalpine vegetation, eastern central plateau, Tasmania. *Australian Journal of Botany*, 47(6): 817-834.

Ludwig, J. A. & Reynolds, J. F. 1988. *Statistical ecology*. New York: John Wiley.

Marty, T. 2005. Effects of cattle grazing on diversity in ephemeral wetlands. *Conservation Biology*, 19(5): 1626-1632.

Mc Cann, K. S. 2000. The diversity-stability debate. *Nature*, 405: 228-233.

Mligo, C. 2006. Effect of grazing pressure on plant species composition and diversity in the semi-arid rangelands of Mbulu district, Tanzania. *Agricultural Journal*, 1(4): 277-283.

Schulze, E. D. & Mooney, H. A. 1993. Biodiversity and ecosystem function: a summery in: Schulze, E.D. & H.A. Mooney (eds.), *Biodiversity and ecosystem function*. Berlin: Springer Verlag, 497-510.

Sinclair, R. 2005. Long-term changes in vegetation, gradual and episodic on the TGB Osborn vegetation reserve, Koonamore, South Australia. *Australian Journal of Botany*, 53(4): 283-296.

Tatian, M. R.; Arzani, H.; Reihan, M. K.; Bahmanyar, M. A. & Jalilvand, H. 2010. Effect of soil and physiographic factors on ecological plant groups in the eastern Elborz mountain rangeland of Iran. *Grassland Science*, 56(2): 77-86.

Wilson, E.O. 1994. Biodiversity: challenge, science, opportunity. *American Zoological Studies*, 34:5-11.