پژوهش و فناوری محیط‌زیست، ۱۴۰۴،(۱۸)۱۰، ۱۲۳-۱۳۹

پژوهش و فناوری محیط‌زیست

وبگاه نشریه: www.journal.eri.acecr.ir

پژوهشکده محیط زیست

شاپا الکترونیکی: ۳۰۶۰-۲۶۲۷

کاربرد شاخص‌های تنوع گونه‌ای و کارکردی در پایش اثرات مدیریت چرا (مطالعه موردی منطقه بزداغی خراسان شمالی)

علی ملکشی[۱]، غلامرضا بخشی خانیکی[۱]، یونس عصری[۲]، محبت نداف[۳]✉، رضا امیدی پور[۴]

۱- گروه زیست شناسی، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران

۲- بخش تحقیقات گیاه‌شناسی، موسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران

۳- گروه زیست‌شناسی سلولی و مولکولی دانشکده علوم پایه، دانشگاه کوثر بجنورد، بجنورد، ایران

۴- گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ایلام، ایران

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخ دریافت:
۱۴۰۴/۰۶/۰۸

تاریخ پذیرش:
۱۴۰۴/۱۲/۰۶

دسترسی آنلاین:
۱۴۰۴/۱۲/۲۶

کلید واژه‌ها:
مدیریت چرای دام، حفاظت از تنوع زیستی، تنوع گونه‌ای، تنوع کارکردی، منطقه بزداغی

چکیده

یکی از مبناهای اصلی در مطالعات کاربردی در هر منطقه، شناخت و همچنین حفاظت از اکوسیستم‌های طبیعی است. بررسی بوم‌شناختی پوشش گیاهی هر منطقه، در مدیریت منابع طبیعی نقش اساسی دارد. به همین دلیل، هدف از انجام این تحقیق بررسی تأثیر مدیریت چرای دام (قرق و چرا) بر خصوصیات پوشش گیاهی اعم از تنوع گونه‌ای، تنوع کارکردی، ترکیب گیاهی و گونه‌های شاخص در منطقه بزداغی در شهرستان بجنورد، استان خراسان شمالی بود. برای اندازه‌گیری تنوع زیستی از شاخص‌های تنوع گونه‌ای (شاخص هیل، غنای گونه‌ای، یکنواختی، تنوع شانون و سیمپسون) و تنوع کارکردی (تک ویژگی و چند ویژگی) استفاده شد. مقایسه ترکیب گیاهی بین دو مدیریت با استفاده از آزمون تحلیل تطبیقی قوسگیر (DCA) و تعیین گونه‌های شاخص با آزمون تحلیل گونه‌های شاخص و آزمون مونت کارلو انجام شد. براساس نتایج در منطقه بزداغی، چرای دام به صورت معنی‌داری غنای گونه‌ای را کاهش داده است ($P\text{-value} < 0.05$)، ولی بر سایر شاخص‌های تنوع گونه‌ای اثر معنی‌داری نداشت. همچنین، چرای دام به صورت معنی‌داری تنوع کارکردی گیاهی را کاهش داد. بر اساس نتایج آزمون DCA، چرای دام موجب ایجاد ترکیب گیاهی مختلفی بین دو منطقه قرق و چراشده شد. در نهایت، چرای دام موجب شد تا در منطقه تحت چرا تنها یک گونه شاخص وجود داشته باشد در حالی که در منطقه قرق‌شده، ۱۶ گونه شاخص وجود داشت. نتایج این تحقیق نشان داد که منطقه بزداغی از تنوع زیستی بالایی برخودار است و استفاده از ابزارهای مدیریت از قبیل قرق، تأثیر مثبتی بر افزایش تنوع گونه‌ای و کارکردی و نیز افزایش گونه شاخص دارد.

✉پست الکترونیکی نویسنده مسئول: m_nadaf@pnu.ac.ir

Journal of Environmental Research and Technology, 10(18)2025. 123-139

Journal of Environmental Research and Technology

journal homepage: www.journal.eri.acecr.ir

Environmental Research institute

Online ISSN: 2676-3060

Application of Species and Functional Diversity Indices in Monitoring the Effects of Grazing Management (A Case Study of the Bozdaghi Area, North Khorasan)

Ali Malkeshi[1], Gholamreza Bakhshi Khaniki[1], Younes Asri[2], Mohabat Nadaf[3]✉, Reza Omidipour[4]

1- Department of Biology, Payame Noor University, Tehran, Iran
2- Botany Research Division, Research Institute of Forests and Rangelands, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Tehran, Iran
3- Department of Cell and Molecular Biology, Faculty of Basic Sciences, Kosar University of Bojnord, Bojnord, Iran
4- Department of Rangeland and Watershed Management, Faculty of Agriculture, Ilam University, Ilam, Iran

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received:
2025/08/30
Accepted:
2026/02/25
Available online:
2026/03/17

Keywords:
Grazing Management, Biodiversity Conservation, Species Diversity, Functional Diversity, Bozdaghi

Abstract

A fundamental basis in applied studies across any region is the understanding and conservation of natural ecosystems. Ecological assessment of vegetation cover plays a pivotal role in natural resource management. Therefore, the objective of this study was to investigate the impact of livestock grazing management (exclosure and grazing) on vegetation characteristics, including species diversity, functional diversity, plant composition, and indicator species, in the Bozdaghi region, Bojnord County, North Khorasan Province. To measure biodiversity, species diversity indices (Hill's index, species richness, evenness, Shannon diversity, and Simpson diversity) and functional diversity indices (single-trait and multi-trait) were employed. Plant composition between the two management systems was compared using Detrended Correspondence Analysis (DCA), and indicator species were determined using Indicator Species Analysis and the Monte Carlo test. Based on the results in the Bozdaghi region, livestock grazing significantly reduced species richness (P-value < 0.05), but had no significant effect on other species diversity indices. Furthermore, livestock grazing significantly reduced plant functional diversity. According to the DCA results, grazing led to distinct vegetation compositions between the exclosure and grazed areas. Ultimately, grazing resulted in the presence of only one indicator species in the grazed area, whereas the exclosed area contained 16 indicator species. The results of this study indicated that the Bozdaghi region possesses high biodiversity, and the utilization of management tools such as grazing exclosure exerts a positive impact on increasing species and functional diversity, as well as enhancing the number of indicator species.

✉ Corresponding author E-mail address: m_nadaf@pnu.ac.ir

مقدمه

گیاهان از مهمترین موجودات زنده در اکوسیستم‌های آبی و خاکی به‌شمار می‌روند و نقش مهمی در فراهم کردن خدمات و کارکردهای موردنیاز انسان‌ها دارند (وانگ و همکاران[۱]، ۲۰۲۵). شناسایی پوشش گیاهی هر منطقه اساس تعیین ظرفیت بوم‌شناسی منطقه و عامل مؤثری در سنجش و ارزیابی وضعیت فعلی و پیش بینی وضعیت آینده است، لذا برای اعمال مدیریت صحیح هر منطقه نقش به‌سزایی دارد (وگنر و همکاران[۲]، ۲۰۰۶؛ آمر و همکاران[۳]، ۲۰۱۱). از طرف دیگر، آگاهی از پوشش گیاهی هر منطقه موجب افزایش ایجاد علاقه انسان‌ها به محیط زیست و طبیعت اطراف خود خواهد شد که این امر به نوبه خود می‌تواند نقش مهمی در اصلاح، احیاء و استفاده مفید از منابع طبیعی داشته باشد (نداف و همکاران[۴]، ۲۰۲۳). پوشش گیاهی یکی از مهمترین اجزای اکوسیستم‌های طبیعی بوده و به‌عنوان شاخص مناسب برای بررسی تأثیر عوامل محیطی و بوم‌شناختی هر منطقه به کار می‌رود (تروتمن و همکاران[۵]، ۲۰۲۲).

علی‌رغم خدمات و کارکردهای زیادی اکوسیستمی که به پوشش گیاهی وابسته هستند (بارتمن و همکاران[۶]، ۲۰۲۴)، عوامل زیادی موجب تخریب و از بین رفتن پوشش گیاهی می‌شوند. در این راستا، چرای دام از دیرباز یکی از ارکان اساسی و عوامل مهم و تأثیرگذار در اکوسیستم‌های طبیعی مرتعی و جنگلی بوده (نداف و امیدی پور، ۱۳۹۸) و به صورت کلی موجب ایجاد تغییرات زیادی در ساختار و عملکرد جوامع گیاهی می‌شود (بای و همکاران[۷]، ۲۰۱۲). بسیاری از تحقیقات تأثیرات مختلف (مثبت، منفی و خنثی) چرای علفخواران بر ساختار جوامع گیاهی را در بسیاری از مناطق دنیا گزارش کرده‌اند. برای مثال، لی و همکاران[۸] (۲۰۲۴) تأثیر در یک مطالعه جهانی، نشان دادند که چرای دام تأثیر منفی بر کارکردهای اکوسیستمی در علفزار دارد. در حالی که در تحقیقی دیگر، جیانگ و همکاران[۹] (۲۰۲۴) همبستگی مثبتی بین شدت چرای دام و پایداری اکوسیستمی گزارش کردند. در مقیاس جهانی، تحقیقات نشان داده است که حدود ۶۰ درصد از مراتع و علفزارها با چرای دام و یا چرای بیش از حد علفخواران روبه رو بوده و اثرات این چرای بیش از حد بخصوص در مناطق با تعداد دام بالا بیشتر و مخرب‌تر خواهد بود (اوسم و همکاران[۱۰]، ۲۰۰۲). همچنین بیابان‌زایی و شورشدن و نیز تغییر ترکیب گیاهی از جمله اثرات منفی چرای بیش از حد دام بود که توسط لیو و همکاران[۱۱] (۲۰۱۹) مورد تأکید قرار گرفته است. به همین دلیل بیشتر مدیران منابع طبیعی در دنیا به فکر کنترل شدت چرای دام و یا کاهش اثرات آن هستند. قرق کردن محدوده‌های تخریب شده در اثر چرای دام یکی از معمول‌ترین روش‌های احیای این قبیل مناطق بشمار می‌رود (عرفانزاده و همکاران[۱۲]، ۲۰۱۵) و در بسیاری از موارد موجب بهبود شرایط پوشش گیاهی (به خصوص از لحاظ تنوع) خواهد شد، هرچند، این تأثیر مثبت به شرایط اقلیمی، خصوصیات چرای دام (شدت، مدت، تکرار و زمان‌بندی) بستگی دارد.

یکی از روش‌های اصلاح و احیاء در اکوسیستم‌های طبیعی قرق است. قرق با هدف دادن فرصت به اکوسیستم‌های تخریب‌شده، نقش مهمی در بازیابی اکوسیستم دارد. همچنین، در بین روش‌های اصلاحی در اکوسیستم‌های گیاهی قرق کردن نسبت به سایر روش‌ها ارزان‌تر و کاربردی‌تر بوده و در بسیاری از موارد به صورت ترکیبی با سایر روش‌های اصلاحی تجویز می‌شود (جنگجو، ۱۳۸۸؛ زراع‌چاهوکی و آذرنیوند، ۱۳۸۹). هرچند، نتایج قرق بشدت تحت تأثیر نوع اقلیم، مدت زمان اجرا و نوع ترکیب گیاهی قبل از قرق است (امیدی‌پور و همکاران، ۱۳۹۹).

---

[1] Wang et al
[2] Wagner et al
[3] Ammer et al
[4] Nadaf et al
[5] Trautmann et al
[6] Bratman et al
[7] Bai et al
[8] Li et al
[9] Xiang et al
[10] Osem et al
[11] Liu et al
[12] Erfanzadeh et al

بطور معمول، تأثیرات قرق بر پوشش گیاهی با محاسبه و مقایسه شاخص‌های مرسوم و کلاسیک تنوع گونه‌ای از قبیل غنای گونه‌ای، شاخص شانون، شاخص سیمپسون بررسی می‌شود اما به عنوان یکی از مهمترین مشکلات این قبیل شاخص‌ها، وابستگی صرف به حضور و فراوانی گونه است (کاردینال و همکاران[1]، ۲۰۱۲). به عبارت دیگر، شاخص‌های مرسوم تنها به محاسبه تنوع بر اساس حضور و عدم حضور و فراوانی گیاهان می‌پردازند و توجهی به ویژگی‌های کارکردی گیاهان ندارند (ادواردز و همکاران[2]، ۲۰۱۴). به عنوان مثال، وقوع آتش‌سوزی در یک جامعه گیاهی موجب از بین رفتن گیاهان چندساله و افزایش شدید گیاهان یکساله و تروفیت در سال‌های اولیه پس از وقوع آتش خواهد شد که این امر در بسیاری از تحقیقات تحت عنوان تأثیر مثبت آتش در افزایش تنوع و غنای گونه‌ای بیان می‌شود در حالی که حذف گیاهان چندساله بشدت پایداری و کارکرد اکوسیستم را کاهش می‌دهد (امیدی‌پور و همکاران، ۱۳۹۸). به عبارت ساده‌تر، هر چند تنوع گیاهان چندساله در مقایسه با گیاهان یکساله کمتر است، ولی نقش بسیار مهمتری در تأمین کارکردهای مختلف اکوسیستم دارند. بنابراین، در چنین شرایطی استفاده از شاخص‌های مرسوم تنوع گونه‌ای برای بررسی تأثیرات این قبیل آشفتگی‌های محیطی که تنها فراوانی و حضور گونه‌ها را مد نظر قرار می‌دهند، موجب عدم آشکارشدن تاثیرات واقعی عوامل و آشفتگی های محیطی و عدم درک صحیح دلایل کاهش تنوع زیستی خواهد شد (مولیوت و همکاران[3]، ۲۰۱۳). به همین دلیل محققین در تحقیقات خود از گروهی از شاخص‌های تنوع به نام تنوع کارکردی[4] استفاده می‌کنند شاخص‌های تنوع کارکردی به دنبال کمی کردن تفاوت‌ها و اختلافات ویژگی‌های کارکردی گیاهان در جوامع مختلف هستند (تیلمان[5]، ۲۰۰۱). بر اساس تعریفی دیگر، تنوع کارکردی به صورت ارزش، محدوده توزیع و فراوانی نسبی ویژگی‌های کارکردی موجودات زنده در یک جامعه تعریف می‌شود (هوپر و همکاران[6]، ۲۰۰۵). استفاده از این شاخص‌ها راهنمای بسیار مناسبی برای تعیین تأثیرات آشفتگی‌هایی از قبیل چرای دام است ولی تاکنون کمتر مورد توجه و استفاده قرار گرفته است. به همین دلیل بررسی تأثیر چرای دام بر ترکیب، تنوع (گونه‌ای و کارکردی گیاهی) در کنار بررسی تأثیر چرای دام از اهمیت زیادی برخودار است.

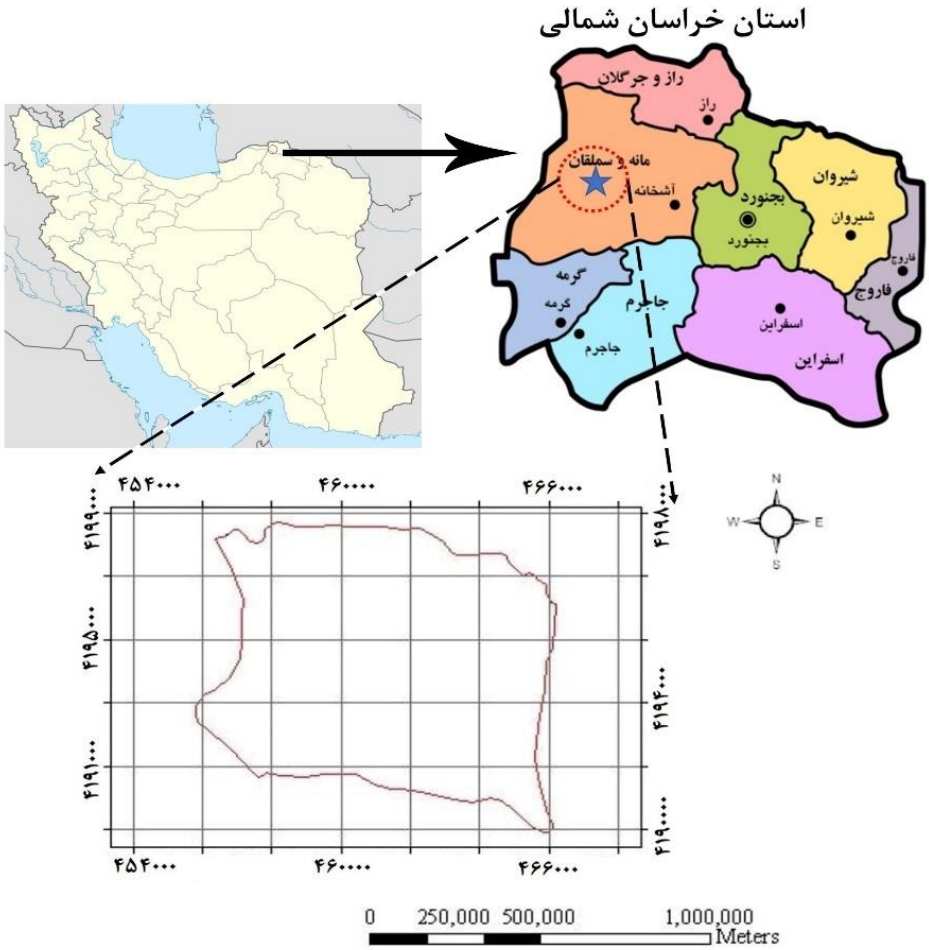
یکی از مهمترین راهکارها برای احیاء مناطق تخریب شده (بخصوص در اثر چرای دام) استفاده از قرق است (عرفانزاده و همکاران، ۲۰۱۵). هرچند در برخی تحقیقات اشاره شده که استفاده طولانی مدت از قرق موجب کاهش تنوع زیستی و افزایش یکنواختی ترکیب گیاهی خواهد شد (امیدی‌پور و همکاران، ۱۳۹۹). به عبارت دیگر، در شرایط نبود آشفتگی محیطی از قبیل چرای دام، گیاهان حساس‌تر به دلیل رقابت از ترکیب گیاهی حذف شده و جامعه گیاهی به سمت خالص‌سازی و کاهش تنوع زیستی پیش خواهد رفت. در همین راستا، امیدی‌پور و همکاران (۱۳۹۹) در بررسی تأثیر ۳۷ ساله قرق نشان دادند که درصد پوشش گیاهی و زیتوده روزمینی گیاهی در منطقه تحت چرا بصورت معنی‌داری بیش از منطقه قرق است. به همین دلیل در این تحقیق و با هدف بررسی تأثیر قرق ۲۶ ساله بر وضعیت تنوع زیستی و ترکیب گیاهی، مطالعه در منطقه بزداغی در استان خراسان شمالی انجام شد. نتایج این تحقیق می‌تواند معیار مناسبی برای ادامه یا قطع فرآیند قرق موجود در منطقه باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه در پژوهش حاضر منطقه حفاظت‌شده بزداغی در شهرستان بجنورد در استان خراسان شمالی با وسعت ۶۲۰۰۰ هکتار در حد فاصل در طول جغرافیایی ′۲۹ °۵۰ تا ′۳۶ °۵۰ و عرض جغرافیایی ′۵۰ °۳۷ تا ′۵۶ °۳۷ واقع است (شکل ۱). لازم به ذکر است در ارتفاعی فوقانی منطقه حفاظت‌شده، محدوده‌ای به مساحت ۳۶۰۰۰ هزار هکتار قرق بوده و چرای دام در این منطقه انجام نمی‌شود، اما در سایر مناطق این محدوده، چرای دام آزاد است. لذا اداره کل منابع طبیعی استان خراسان

[1] Cardinale et al
[2] Edwards et al
[3] Mouillot
[4] Functional diversity indices
[5] Tilman
[6] Hooper et al

شمالی برای جلوگیری از نابودی کامل جنگل و حفظ آثار باقی‌مانده از سال ۱۳۷۸ نسبت به اعلام قرق و جلوگیری از ورود دام به منطقه جنگلی بزداغی و خلع ید از اراضی تخریبی اقدام نموده است.



شکل (۱) موقعیت منطقه بزداغی در شهرستان بجنورد، استان خراسان شمالی (منبع: نگارندگان)

نمونه‌برداری از پوشش گیاهی

در این مطالعه نمونه‌برداری به روش سیستماتیک - تصادفی انجام شد. مساحت واحدهای نمونه‌برداری مطابق اندازه واحد نمونه‌برداری پیشنهادی برای مطالعه پوشش‌های علفی یک مترمربع، پوشش‌های درختچه‌ای ۲۵ مترمربع و برای پوشش‌های درختی ۱۰۰ مترمربع انتخاب شد (مصداقی ۱۳۸۰). در سطح منطقه مورد مطالعه ۲۳۰ واحد نمونه‌برداری برداشت شد. در هر پلات خصوصیات محیطی نظیر شیب دامنه، ارتفاع از سطح دریا به‌ترتیب با استفاده از شیب‌سنج و دستگاه GPS اندازه‌گیری شدند. سپس، فهرست گونه‌های گیاهی به همراه درصد پوشش آن‌ها (بر اساس تخمین چشمی) جمع‌آوری و در فرم برداشت صحرایی یادداشت شدند.

محاسبه تنوع زیستی و آنالیز آماری

با توجه به اینکه در منطقه قرق ۷۷ و در منطقه تحت چرا ۱۵۵ پلات مستقر و نمونه‌برداری انجام شد، به منظور مقایسه تعداد گونه‌ها از آزمون ترسیم نمودار Rarefaction در نرم افزار R version 4.4.1 انجام شد. این نمودار بر اساس شاخص تنوع هیل[1]

[1] Hill diversity index

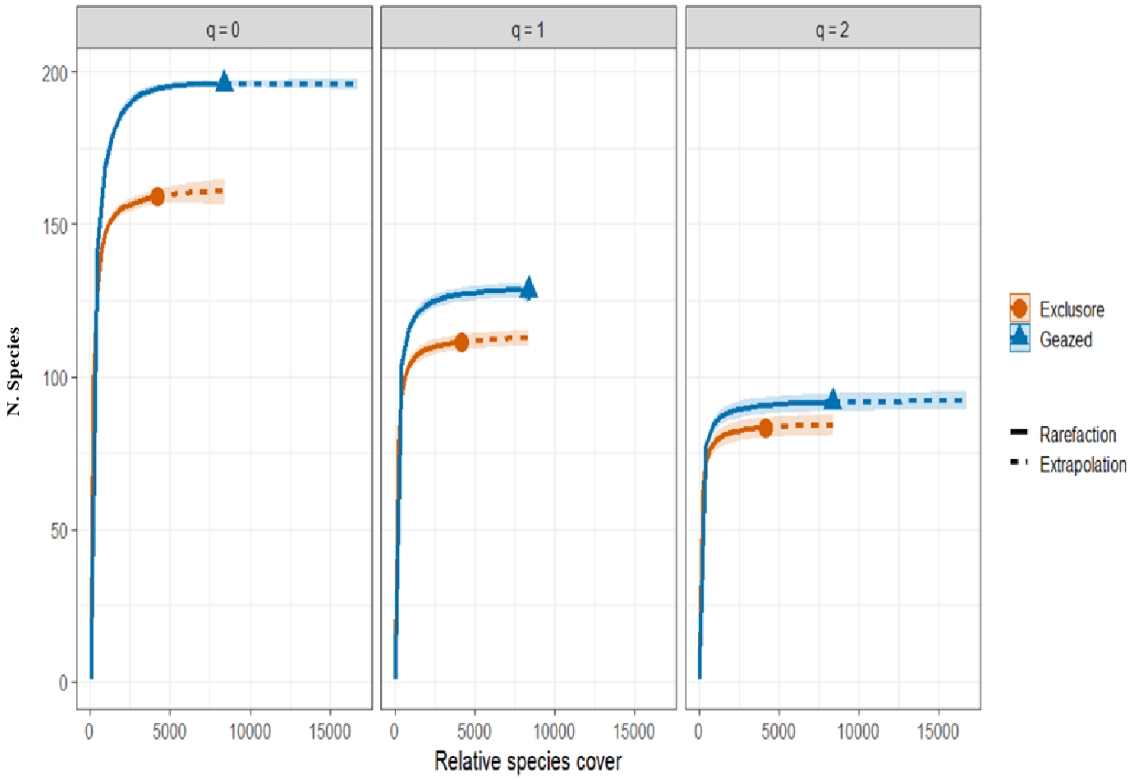
و در سه سطح (q=0, q=1, q=2) به صورت همزمان برای دو مدیریت چرا و قرق ترسیم شد. این آنالیز با استفاده از پکیج‌های iNEXT و vegan در محیط نرم افزار R version 4.4.1 اجرا شد. این آزمون بر اساس شاخص تنوع هیل انجام شد و در آن از سه حالت q = 0 معادل شاخص غنای گونه‌ای، q = 1 معادل شاخص تنوع سیمپسون و q = 2 معادل شاخص تنوع شانون استفاده شد. همچنین، از چهار شاخص تنوع گونه شامل شاخص غنای گونه‌ای (تعداد گونه در پلات)، یکنواختی گونه‌ای (مگیوران[۱]، ۱۹۸۸)، تنوع شانون-وینر (شانون[۲]، ۱۹۴۸) و سیمپسون (سیمپسون[۳]، ۱۹۴۹) استفاده شد. برای تعیین شاخص‌های کارکردی صفات انتخاب شده در عرصه و آزمایشگاه اندازه‌گیری شدند. برخی از صفاتی که به صورت کمّی و کیفی مورد استفاده قرار گرفتند، عبارتند از: شکل زیستی، فرم رویشی، ارتفاع گیاه، شاخص سطح برگ، وضعیت خار، وضعیت کرک، خزان کنندگی، افراشتگی تاج پوشش، چرخه زندگی، معطر بودن، نوع ریشه و وزن خشک برگ. همچنین، در این تحقیق از شاخص‌های مختلف تنوع کارکردی (غنای کارکردی، یکنواختی کارکردی، واگرائی کارکردی و میانگین وزنی جامعه) در دو مدیریت قرق و چرا با استفاده از بسته آماری FD در نرم افزار R محاسبه شدند. در نهایت، مقایسه آماری شاخص‌های تنوع بین دو نوع مدیریت مورد بررسی با استفاده از آزمون t-student انجام شد.

در این تحقیق برای مقایسه ترکیب گیاهی و با توجه به عدم پیش فرض در مورد تأثیر عوامل محیطی از قبیل خصوصیات خاک، از آنالیز تطبیقی قوس‌گیری شده [۴] (DCA) استفاده شد. آنالیز DCA یک روش قدرتمند و کلاسیک برای کشف الگوهای ذاتی در داده‌های پوشش گیاهی است (هیل و گائوچ[۵]، ۱۹۸۰). در نهایت، آنالیز گونه شاخص[۶] برای دو مدیریت چرایی انجام شد و گونه‌های شاخص در هر منطقه تعیین و به لحاظ نوع و تعداد مقایسه شدند. بررسی گونه‌های شاخص در هر منطقه می‌تواند اطلاعات مهمی در مورد شرایط بوم‌شناختی آن منطقه را مشخص کند. در این آزمون، گونه‌های شاخص در هر مدیریت چرایی بر اساس سه ویژگی میزان تعلق[۷]، میزان ثبات[۸] و میزان اختصاصی بودن[۹] تعیین می‌شوند. در تحقیق حاضر، این آزمون در نرم‌افزار PC-Ord انجام شد. همچنین، معنی‌داری این آزمون با استفاده آزمون مونت کارلو مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌های پژوهش

مقایسه تعداد گونه‌های موجود در دو تیمار قرق و چرا با استفاده از آزمون ریرفکشن نشان داد که در هر سه حالت آماره q تعداد گونه‌های مشاهده شده در منطقه چرا بیشتر از منطقه قرق شده است (شکل ۲). از طرف دیگر، در هر دو تیمار، نمودار به حالت کاملاً افقی رسیده و تأیید بر کفایت نمونه‌برداری و برداشت عمده گونه‌های گیاهی منطقه است. به عبارت دیگر، با افزایش حجم نمونه‌برداری اطلاعات جدید زیادی به پایگاه داده‌ها موجود اضافه نخواهد شد.

[1] Magurran
[2] Shannon
[3] Simpsom
[4] Detrended Correspondence Analysis
[5] Hill & Gauch
[6] Indicator Species Analysis
[7] Fidelity
[8] Constancy
[9] Specificity

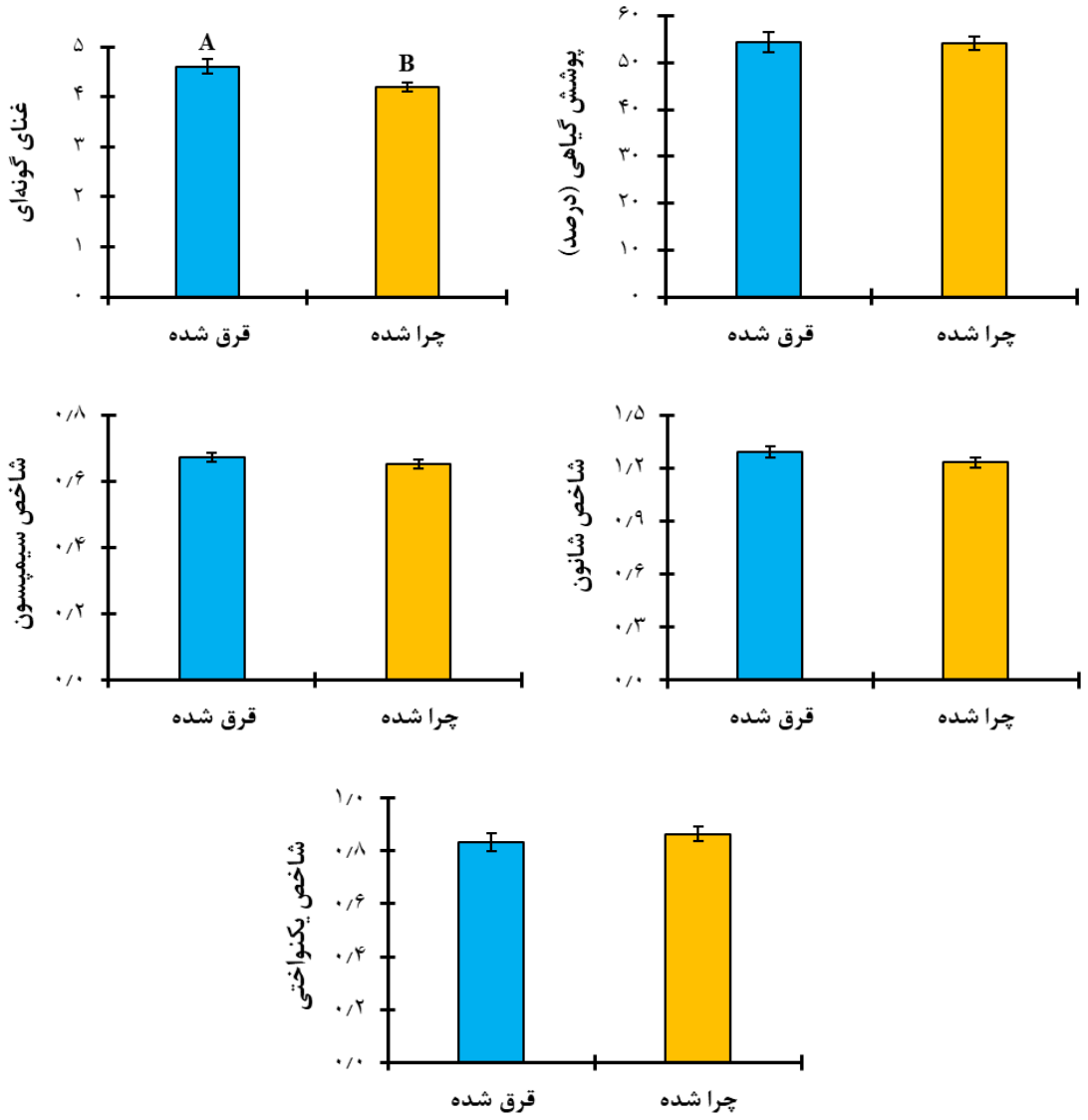


شکل (۲) مقایسه تنوع گونه با آزمون ریرفکشن در دو مدیریت چرایی

مقایسه میانگین بین پوشش گیاهی و شاخص‌های تنوع گونه‌ای نشان داد که تنها بین مقدار شاخص غنای گونه‌ای اختلاف معنی‌داری وجود دارد و سایر متغیرهای مورد بررسی فاقد اختلاف معنی‌دار بین دو تیمار مورد بررسی بودند (جدول ۱). بر اساس نتایج مقایسه میانگین، غنای گونه‌ای در منطقه قرق شده بصورت معنی‌داری بیش از منطقه در حال چرا بود (شکل ۳).

جدول (۱) آزمون مقایسه میانگین پوشش و شاخص‌های تنوع گونه‌ای در دو منطقه تحت چرا و قرق

شاخص	آزمون همگنی واریانس (Levene's Test)		آزمون T- student test	
	F	*P*-value	t-value	*P*-value
پوشش گیاهی	۰/۰۰۶	۰/۹۴	۰/۱۵۲	۰/۸۷۹
غنای گونه‌ای	۲/۰۲۸	۰/۱۵۶	۲/۵۱۸	۰/۰۱۲
شاخص شانون	۰/۴۸۹	۰/۴۸۵	۱/۳۳۶	۰/۱۸۳
شاخص سیمپسون	۰/۳۷۶	۰/۴۸۵	۰/۹۸۸	۰/۳۲۴
یکنواختی گونه‌ای	۲/۰۹۳	۰/۱۴۱	۱/۶۲۸	۰/۱۰۵

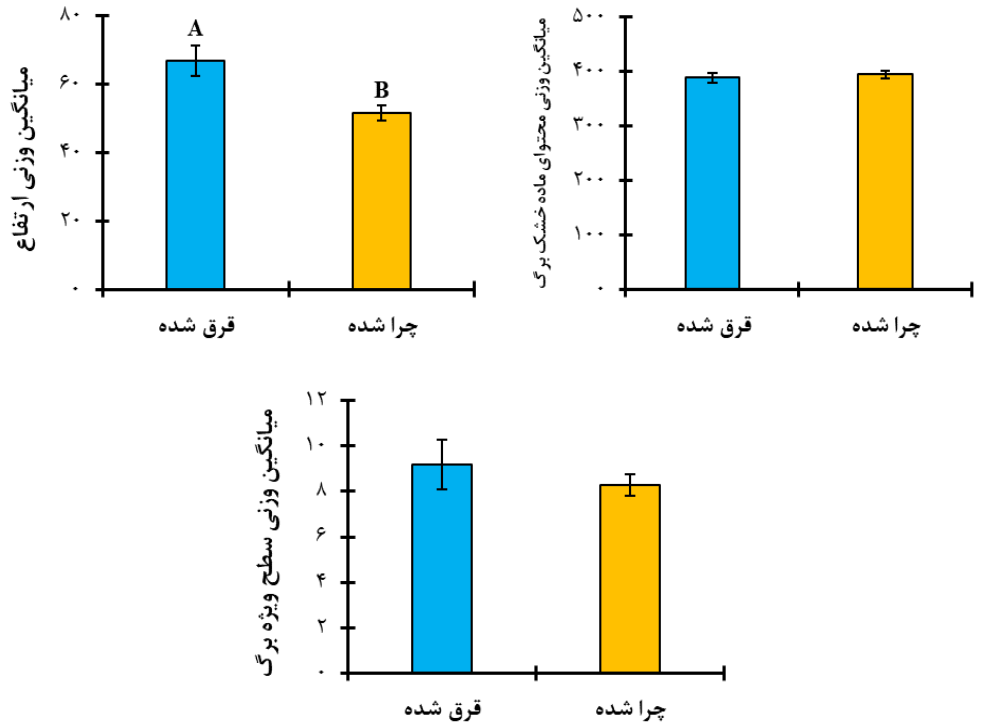


شکل (۳) مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع گونه‌ای در مناطق قرق و چرا شده. حروف متفاوت بیان‌گر وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

بررسی تأثیر مدیریت چرا روی شاخص‌های تنوع کارکرد مبتنی بر یک ویژگی نشان داد که چرای دام تنها بر شاخص میانگین وزنی ارتفاع تأثیر معنی‌داری دارد. بطوریکه مقدار آن در منطقه قرق شده بصورت معنی‌داری از منطقه چراشده بیشتر بود (جدول ۲ و شکل ۴).

جدول (۲) آزمون مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع کارکردی مبتنی بر یک ویژگی در دو منطقه تحت چرا و قرق

شاخص	آزمون همگنی واریانس (Levene's Test)		آزمون T- student test	
	F	*P*-value	t-value	F
میانگن وزنی ارتفاع	۲/۸۶	۰/۸۹	۱/۸۹۹	۰/۰۵
میانین وزنی SLA	۱/۷۱۳	۰/۱۹۲	۰/۸۶۹	۰/۳۸۶
میانگین وزنی LDMC	۰/۰۲۰	۰/۸۸۸	-۰/۴۸۷	۰/۶۲۷

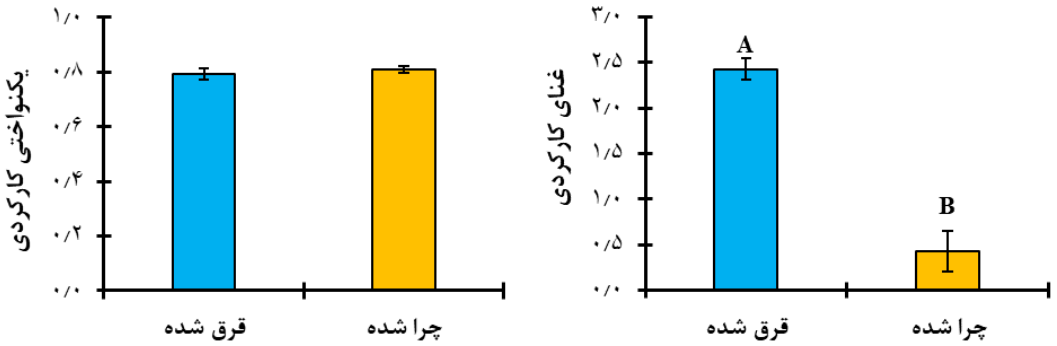


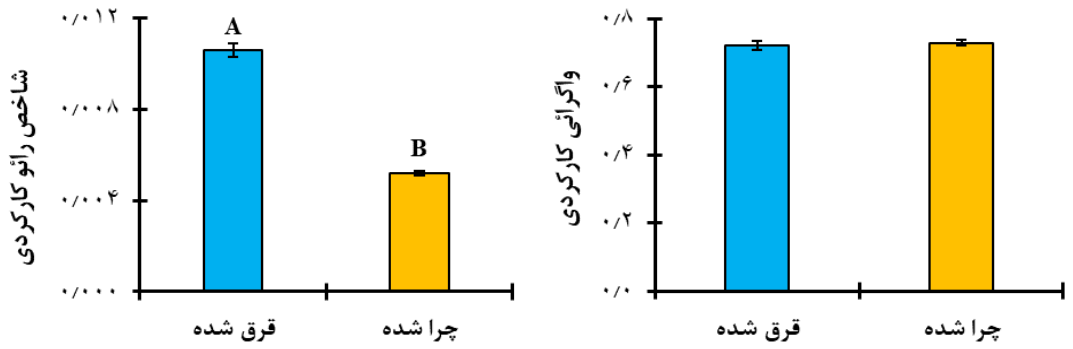
شکل (۴) مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع کارکردی مبتنی بر یک ویژگی (Single trait-based) در مناطق قرق و چرا شده. حروف متفاوت بیان‌گر وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

نتایج نشان داد که چرای دام تأثیر معنی‌داری روی دو شاخص غنای کارکردی و شاخص تنوع رائو داشت (جدول ۳). بر اساس نتایج مقایسه میانگین، چرای دام موجب کاهش معنی‌دار هر دو شاخص غنای کارکردی و شاخص رائو شده بود (شکل ۵).

جدول (۳) آزمون مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع کارکردی مبتنی بر چند ویژگی در دو منطقه تحت چرا و قرق

شاخص	آزمون همگنی واریانس (Levene's Test)		آزمون T- student test	
	F	*P*-value	t-value	F
غنای کارکردی	۰/۰۰۸	۰/۸۱	۲/۳۴۶	۰/۰۲۰
یکنواختی کارکردی	۲/۸۸	۰/۰۹۱	-۰/۷۵۳	۰/۴۵۲
واگرائی کارکردی	۰/۶۰۲	۰/۴۳۹	-۰/۵۴۴	۰/۵۸۷
شاخص رائو کارکردی	۱/۸۸۲	۰/۱۶	۲/۱۶۹	۰/۰۳۱

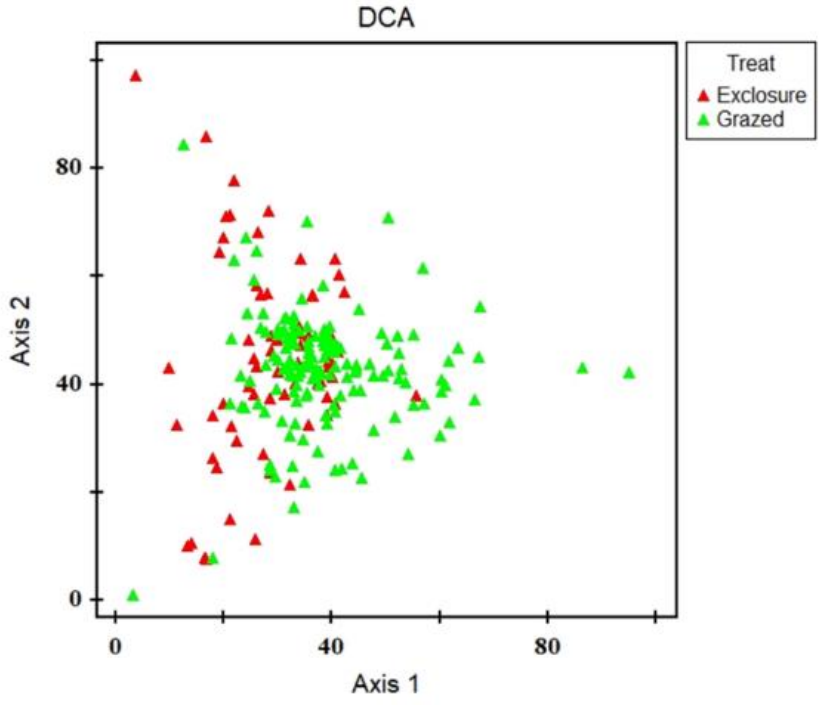




شکل (۵) مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع کارکردی مبتنی بر چند ویژگی (Multiple trait-based) در مناطق قرق و چرا شده. حروف متفاوت بیان‌گر وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

آنالیز تطبیقی قوس‌گیری شده (DCA)

بررسی ترکیب گیاهی دو جامعه چرا شده و قرق شده با استفاده از آزمون DCA نشان داد که در راستای محور اول تفکیک نسبی بین ترکیب گیاهی دو جامعه مورد بررسی وجود دارد (شکل ۶). بصورت جزئی، مکان‌های نمونه‌برداری مربوط به منطقه چرا شده در راستای محور اول پراکنده شده در حالی مکان‌های نمونه‌برداری مربوط به منطقه قرق شده در راستای محور دوم پراکنده شدند (شکل ۶).



شکل (۶) پراکنش موقعیت نقاط نمونه‌برداری در دو تیمار قرق و چرا بر اساس آزمون DCA

آنالیز گونه شاخص

نتایج آنالیز گونه شاخص بین دو مدیریت چرایی نشان داد که ۱۷ گونه شاخص در منطقه مورد بررسی وجود داشت که ۱۶ گونه مربوط به منطقه قرق و تنها یک گونه (*Halothamnus glaucus*) مربوط به منطقه در حال چراشده بود (جدول ۴).

جدول (۴) نتایج آنالیز گونه شاخص در دو مدیریت چرا و قرق

نام گونه	نوع مدیریت	شاخص IV	میانگین	انحراف معیار	*P*-value
Hypericum scabrum	قرق	۹/۱	۲/۷	± ۱/۰۴	۰/۰۰۰۴
Crucianella sintenisii	قرق	۶/۲	۲/۵	± ۰/۹۷	۰/۰۰۲۲
Klasea leptoclada	قرق	۱۱/۴	۵/۲	± ۱/۴۸	۰/۰۰۲۸
Teucrium chamaedry	قرق	۶/۵	۲/۲	± ۰/۸۷	۰/۰۰۲
Crambe cordifolia	قرق	۸/۵	۳/۳	± ۱/۱۸	۰/۰۰۳
Hedysarum sp.	قرق	۶/۵	۲/۲	± ۰/۸۹	۰/۰۰۳۸
Centaurea iberica	قرق	۸/۴	۳/۸	± ۱/۲۳	۰/۰۰۸۲
Halothamnus glaucus	چرا	۹/۷	۴/۹	± ۱/۴۲	۰/۰۰۹۶
Inula thapsoides	قرق	۵/۱	۲/۲	± ۰/۹۲	۰/۰۱۲۴
Nepeta bodeana	قرق	۴/۸	۲/۲	± ۰/۹۶	۰/۰۲۷
Acer monspessulanum	قرق	۴/۸	۲/۲	± ۰/۹۳	۰/۰۲۷۶
Cornus meyeri	قرق	۳/۷	۱/۹	± ۰/۸۳	۰/۰۳۱
Potentilla recta	قرق	۳/۹	۱/۵	± ۰/۷۴	۰/۰۳۶۶
Veronica anagallis aquatica	قرق	۳/۹	۱/۵	± ۰/۷۵	۰/۰۳۷
Serratula latifolia	قرق	۳/۹	۱/۶	± ۰/۷۱	۰/۰۳۷۸
Astragalus turkmenorum	قرق	۳/۹	۱/۶	± ۰/۷۲	۰/۰۳۸
Astragalus citrinus	قرق	۴/۶	۲/۵	± ۱/۰۱	۰/۰۴۲۴

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج این تحقیق نشان داد که تعداد گونه‌های نمونه‌برداری شده در منطقه چراشده بیشتر از منطقه قرق است. بر اساس نتایج، در منطقه قرق‌شده ۱۵۹ گونه و در منطقه چراشده ۱۹۶ گونه گیاهی مختلف ثبت شد. این نتیجه می‌تواند ناشی از عدم تناسب در تعداد واحدهای نمونه‌برداری در دو تیمار قرق و چرا باشد. این نتیجه همراستا با اظهارات سایر محققین مبتنی بر افزایش غنای گونه به واسطه افزایش واحدهای نمونه‌برداری است (گوتلی و کول‌ول[1]، ۲۰۰۱؛ چائو و چیو[2]، ۲۰۱۶). به عبارتی، با افزایش تعداد پلات برای نمونه‌برداری، شانس مشاهده گونه جدید افزایش یافته غنای گونه ای افزایش خواهد یافت (شیمادزو[3]، ۲۰۱۸؛ زوو و همکاران[4]، ۲۰۲۳). بنابراین و با در نظر گرفتن تعداد واحدهای نمونه‌برداری در منطقه چرا شده که حدوداً دو برابر منطقه قرق است (۱۵۵ در برابر ۷۷ پلات)، طبیعی به نظر می‌رسید که تعداد گونه‌های ثبت شده در منطقه چرا شده بیشتر باشد، زیرا میزان ناهمگنی در ترکیب گیاهی در منطقه چرا بیش از منطقه قرق بود. از طرفی، با در نظر گرفتن نتایج آزمون مقایسه شاخص غنای گونه‌ای بین تیمار قرق و چرا که نشان داد غنای گونه‌ای به‌صورت معنی‌داری در منطقه قرق شده بیش از منطقه چرا شده بود (t-value = 2.518, P-value = 0.012)، می‌توان نتیجه‌گیری نمود که میانگین تعداد گونه در واحد سطح در منطقه قرق بیش از منطقه در حال چرا است. این نتیجه نشان می‌دهد که چرای دام موجب حذف انتخابی برخی گونه‌های خوشخوراک و حساس به چرای دام از ترکیب گیاهی شده و به همین دلیل تعداد گونه در واحد نمونه‌برداری در منطقه قرق بیشتر از تعداد گونه در واحد نمونه‌برداری در منطقه چرا شده بوده است.

[1] Gotelli & Colwell
[2] Chao & Chiu
[3] Shimadzu
[4] Zou et al

همراستا با این نتیجه، تأثیر منفی چرای دام بر شاخص‌های مختلف تنوع تاکسونومیک توسط بسیاری از تحقیقات گزارش شده است (پای‌ول و همکاران[1]، ۲۰۰۲؛ بحرینی و همکاران[2]، ۲۰۲۴). بطور کلی، شدت چرای زیاد می‌تواند منجر به از بین رفتن گونه‌های گیاهی شود که تحمل کمتری نسبت به چرا دارند (توروک و همکاران[3]، ۲۰۱۴). در همین راستا، بسیاری از تحقیقات مشابه دیگر نیز گزارش دادند که چرای دام یا افزایش شدت چرای دام موجب کاهش معنی‌دار شاخص‌های تنوع گونه‌ای و کارکردی شده است (امیدی‌پور و همکاران، ۱۳۹۴؛ جعفری و همکاران، ۱۳۹۶؛ فرجی و همکاران، ۱۴۰۳). در حالی که برخی محققین دیگر، اثرات مقبت چرای دام بر تنوع را گزارش کرده‌اند (کمالی و عرفانزاده، ۱۳۹۲؛ زراع‌کیا و همکاران، ۱۳۹۲). بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری نمود که چرای دام در شدت کم به دلیل حذف انتخابی برخی گیاهان، موجب کاهش تنوع خواهد شد اما در شدت‌های زیاد به دلیل اثرات منفی بیشتر موجب حذف دائمی و جایگزینی گیاهان مرغوب با گیاهان سمی و غیر خوشخوراک شده و در این شرایط ممکن است شاخص‌های تنوع افزایش ناشی از اثرات چرای دام را نشان دهند (عرفانزاده و همکاران[4]، ۲۰۱۵).

بطور کلی در زمینه اثرات چرای دام بر تنوع و غنای گونه‌ای، نتایج ضد و نقیضی وجود دارد. برخی اثرات چرای دام را موجب افزایش و برخی اثرات چرای دام را موجب کاهش تنوع زیستی می‌دانند (عرفانزاده و همکاران، ۲۰۱۵). عمده دلیل تفاوت در این نتایج به شرایط محیطی و تأثیر چرای دام بر میزان رقابت در جوامع گیاهی است. به عبارتی، اگر شرایط محیطی بیانگر قابلیت حاصلخیزی بالایی باشد، چرای دام به دلیل کاهش رقابت می‌تواند موجب افزایش تنوع گونه‌ای شود، اما در مناطق با قابلیت تولید کم از قبیل مناطق بیابانی، چرای دام به دلیل حذف گیاهان تنها موجب کاهش تنوع خواهد شد (مولیوت و همکاران[5]، ۲۰۱۳). نتایج این تحقیق نشان داده که هرچند تعداد گونه بیشتری در منطقه چرا شده وجود دارد، اما غنای گونه‌ای در واحد نمونه‌برداری در منطقه قرق بیش از منطقه چراشده است. به عبارتی می‌توان گفت در منطقه چرا شده شرایط بروز و ظهور گونه بیش از پیش فراهم شده است. با در نظر گرفتن این نتیجه در نمودار شاخص هیل در حالتی که $q = 1$ است و مقادیر آن بیانگر شاخص سیمپسون بوده و نماینده‌ای از حضور گونه‌های کمیاب (گونه با فراوانی کمتر) است که به‌طور قابل ملاحظه‌ای در منطقه چرا شده بیشتر از منطقه قرق‌شده است. بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری نمود که وجود چرای دام موجب شده تا در این منطقه برخی گیاهان کمیاب به ترکیب گیاهی افزوده شوند.

بررسی تأثیر چرای دام بر شاخص‌های تنوع کارکردی نشان داد که چرای دام به‌صورت معنی‌داری موجب کاهش میانگین وزنی ارتفاع گیاهان شده است (t-value = 1.899, P-value = 0.05). این نتیجه نشان می‌دهد که ارتفاع گیاهان در منطقه قرق شده بیش از ارتفاع گیاهان در منطقه چرا شده است. این نتیجه با در نظر گرفتن فرآیند چرای دام امری دور از ذهن نیست. به عبارتی، در فرآیند چرای دام، گیاهخوارن گیاهانی را برای چرای دام انتخاب می‌کنند که از ارتفاع مناسبی برخودار بوده و دسترسی به آنها ساده‌تر باشد (ارزانی، ۱۳۹۰؛ ژیلیت و همکاران[6]، ۲۰۱۷). از طرفی اگر ارتفاع گیاهان بیش از دو متر باشد، کمتر از سایر گیاهان مورد چرای دام قرار خواهند گرفت (پائولر و همکاران[7]، ۲۰۲۰). نتایج این تحقیق نشان داد که شاخص غنای کارکردی تحت تأثیر معنی‌دار چرای دام قرار دارد، به‌طوری‌که بیشترین مقدار این شاخص در مناطق قرق شده و کمترین مقدار در مناطق در حال چرای دام مشاهده شد. هرچه غنای کارکرد بیشتر باشد تفاوت گونه‌ها از نظر کارکرد بیشتر خواهد بود، یعنی محدوده‌ای از منبع غذایی که به‌وسیله آشیان اکولوژیک گونه‌ها اشغال شده است، بیشتر است (جاسچک[8]، ۲۰۲۰). همراستا با نتیجه بدست آمده، جعفریان و همکاران[9] (۲۰۱۷) بیان کردند که غنای کارکردی در شدت‌های چرای بالا کم‌تر از شدت چرای

[1] Pywell et al
[2] Bahreini et al
[3] Török et al
[4] Erfanzadeh et al
[5] Mouillot et al
[6] Gelleyet al
[7] Pauler et al
[8] Jäschke
[9] Jafarian et al

سبک است. در تحقیقی دیگر، لیو و همکاران[1] (۲۰۲۳) نیز در پژوهش خود تحت عنوان عنوان کردند که چرای دام شاخص غنای کارکردی را در مراتع کاهش داد. با افزایش سطح تنش در محیط (برای مثال وجود چرای دام)، تنوع گونه‌های گیاهی که می‌توانند در محیط زنده بمانند و رشد کنند کاهش می‌یابد. این امر به این دلیل است که گونه‌های خاصی ممکن است در برابر فشار چرا حساس‌تر باشند و در شرایط چرای بالا نتوانند به‌طور مؤثر بازسازی یا تولید مثل کنند. هرچند، اکوسیستم‌های با افزونگی کارکردی[2] بیشتر، تأثیرات کمتری از افزایش شدت تنش خواهند برد. مفهوم افزونگی عملکردی به این معنی است که گونه‌های مختلف نقش عملکردی یکسانی را در اکوسیستم ها انجام می‌دهند، به همین دلیل در صورت حذف یک گونه از اکوسیستم در اثر یک عامل محیطی، کارکرد کلی اکوسیستم به دلیل وجود گونه‌های با کارکرد مشابه دچار نوسان زیادی نخواهد شد (لوریو[3]، ۲۰۰۴). از طرفی، مقدار افزونگی کارکردی رابطه مثبتی با غنای گونه‌ای دارد. بدین معنی که با افزایش غنای گونه‌ای احتمال افزایش افزونگی کارکردی افزایش خواهد یافت (لوریو و همکاران، ۲۰۰۱؛ کاردینال و همکاران[4]، ۲۰۰۶). با در نظر گرفتن نوع اکوسیستم منطقه مورد مطالعه که اکوسیستمی خشک بوده و گونه‌های گیاهی کمی قادر به رشد در این قبیل مناطق هستند، می‌توان اظهار داشت که این مکانیسم (افزونگی کارکردی) در منطقه مورد مطالعه اثر کمتری داشته باشد و به همین دلیل، افزایش شدت چرای دام در این تحقیق تأثیر منفی و معنی‌داری بر غنای کارکردی داشت. نتایج این تحقیق نشان داد که غنای کارکردی در اثر چرای دام نسبت به منطقه قرق کاهش می‌یابد. این بدان معنی است که منابع غذایی که در محیط هستند، بدون استفاده مانده، در نتیجه کارکرد اکوسیستم کم است (دی‌بلو و همکاران[5]، ۲۰۰۹؛ کوماک و همکاران[6]، ۲۰۱۵). در این راستا مفهوم "استفاده تکمیلی از آشیان اکولوژیک[7]" مرتبط کرد، که بیان می‌کند که گونه‌های دارای ویژگی‌های کارکردی مختلف به دلیل استفاده از قسمت‌های مختلف آشیان اکولوژیک، علاوه بر نداشتن رقابت (به دلیل تداخل آشیان اکولوژیک مورد استفاده)، موجب استفاده کامل‌تر و بهینه‌تر از منابع غذایی اکوسیستم شده و در نهایت کارکرد کلی اکوسیستم را افزایش خواهند داد (آشتون و همکاران[8]، ۲۰۱۰). شدت چرای زیاد می‌تواندااستفاده از آشیان اکولوژیک موجود در هر اکوسیستم را مختل کند و منجر به از دست دادن غنای عملکردی شود. بطور کلی، تنوع عملکردی (غنا) بالاتر اغلب با فشار چرای کمتر همراه است و به طیف وسیع‌تری از گونه‌های گیاهی اجازه می‌دهد همزیستی کنند و به عملکرد اکوسیستم کمک کنند. کاهش غنای عملکردی نشان دهنده از دست‌دادن انواع عملکردهای اکولوژیکی است که گونه‌ها ارائه می‌کنند (ماسون و همکاران[9]، ۲۰۰۵). همچنین چرای دام می‌تواند منجر به حذف رقابتی[10] گونه‌های گیاهی شود، جایی که گونه‌های غالب در برابر چرای دام مقاومت می‌کنند و جایگزین گونه‌های حساس‌تر می‌شوند و در نتیجه غنای عملکردی به دلیل حذف برخی گروه‌های کارکردی، کاهش می‌یابد (زین‌العابدین و همکاران[11]، ۲۰۲۰). همچنین، چرای مداوم دام می‌تواند منجر به از دست دادن گونه‌های با ویژگی خاص/منحصر به فرد شود و منجر به کاهش کلی تنوع عملکردی می‌شود (اسچراما و همکاران[12]، ۲۰۲۳). نتایج تحقیقات اخیر جهانی در مناطق خشک و در حال چرای دام (گروس و همکاران[13]، ۲۰۲۴) نیز نشان داده است که گیاهان در شرایط محیطی پر تنش از قبیل اکوسیستم‌های خشک، دارای یک تنهای اکولوژیک هستند (دارای ویژگی‌های منحصر به فردی هستند). به همین دلیل در این قبیل مناطق با حذف یک گونه، غنای کارکردی اکوسیستم کاهش خواهد یافت. این گزارش نیز همراستا با این نتیجه تحقیق

[1] Liu et al
[2] Functional redundancy
[3] Loreau
[4] Cardinale et al
[5] de Bello et al
[6] Komac et al
[7] Niche complementarity
[8] Ashton et al
[9] Mason at al
[10] Competitive exclusion
[11] Zainelabdeen et al
[12] Schrama et al
[13] Gross et al

حاضر است. بر اساس نتایج می‌توان نتیجه‌گیری نمود که شاخص‌های مبتنی بر چند ویژگی به نوع مدیریت حساس‌تر بوده و بهتر از شاخص‌های مبتنی بر یک ویژگی اثرات چرای دام را نشان می‌دهند.

آشفتگی‌های محیطی از قبیل چرای دام از عوامل موثر بر تغییرات ساختار و ترکیب جوامع گیاهی است. هرچند، شدت و مقدار تغییرات تابعی از شدت آشفتگی است (سانگ و همکاران[1]، ۲۰۲۰؛ میشلز و همکاران[2]، ۲۰۲۱). در این تحقیق نتایج نشان داد که چرای دام تأثیر نسبی بر ترکیب گیاهی در دو جامعه قرق‌شده و چراشده داشته است. به‌طور کلی چرای دام به‌واسطه حذف گیاهان یا تغییر در فراوانی گیاهان موجب تغییر در ساختار پوشش گیاهی می‌شود (وانگ و همکاران[3]، ۲۰۰۲؛ کینلوچ و فریدل[4]، ۲۰۰۵). به عبارتی، گیاهخوارن به دلیل ارزش رجحانی و خوشخوراکی گیاهان خاصی را بیشتر مورد چرا قرار می‌دهند که این امر در طولانی مدت موجب حذف آن گونه از ترکیب گیاهی خواهد که در نهایت موجب ایجاد تغییراتی در ترکیب گیاهی و به‌دنبال آن ساختار جوامع گیاهی خواهد شد (ناواروا و همکاران[5]، ۲۰۰۶). به‌طور مشابهی، نداف (۱۳۹۶) نیز در منطقه جوزک چمن بید خراسان شمالی به بررسی تفاوت ترکیب گیاهی بین مناطق تحت چرا و عدم چرا پرداختند و گزارش نمودند که چرای حیوانات تأثیر معنی‌داری بر تغییر ترکیب گیاهی دارد.

در نهایت، نتایج این تحقیق نشان داد که چرای دام تأثیر معنی‌داری بر تعداد گونه‌های شاخص بوم‌شناختی دارد، بصورتی که از ۷۱ گونه شاخص موجود در منطقه ۱۶ گونه در منطقه قرق‌شده و تنها یک گونه در منطقه چراشده وجود داشت. بر اساس نتایج، گونه (*Halothamnus glaucus*) تنها گونه شاخص مشاهده شده در منطقه چرا شده بود. در همین راستا، پی[6] و همکاران (۲۰۲۴) اظهار داشتند که چرای دام موجب تغییر گونه‌های شاخص خواهد شد و در شدت‌های مختلف تعداد آنها متفاوت است بطوری‌که در شدت‌های سبک تعداد آنها بیشتر و در شدت زیاد تعداد آنها کمتر است. همچنین این محققین اشاره کردند که در شدت‌های زیاد چرای دام گونه‌های شاخص بیشتر از گیاهان سمی ایجاد می‌شوند در حالی که در شدت‌های سبک گونه‌های مرغوب و غالب به عنوان شاخص مشخص می‌شوند (پی و همکاران، ۲۰۲۴). بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری کرد که چرای دام موجب کاهش گونه‌ای شاخص خواهد شد. این نتیجه می‌تواند ناشی از این واقعیت باشد که در مناطق بدون چرا (قرق‌شده) به دلیل رقابت بین گیاهان تعداد زیادی از گونه‌های کمیاب و حساس حذف شده و گروه از گیاهان غالب خواهند شد، به همین دلیل گونه‌های شاخص در این مناطق بیشتر مشاهده می‌شوند.

منابع

ارزانی، حسین (۱۳۹۰). *کیفیت علوفه*. انتشارات دانشگاه تهران، ۲۷۸.

امیدی‌پور، رضا؛ ابراهیمی، عطاالله؛ طهماسبی، پژمان و فرامرزی، مرزبان (۱۳۹۸). ارتباط غنا، یکنواختی و واگرائی کارکردی با کارکرد اکوسیستمی در مراتع استپی سرد مرجن بروجن. *مجله مرتع*، ۱۳(۳)، ۵۰۴-۵۲۱.

امیدی‌پور، رضا؛ ابراهیمی، عطالله؛ طهماسبی، پژمان و فرامرزی، مرزبان (۱۳۹۹). تأثیر چرای دام بر رابطهٔ بین پوشش و زیتودهٔ گیاهی بالای سطح زمین با شاخص‌های گیاهی در منطقهٔ سبزکوه چهارمحال و بختیاری. *نشریه علمی - پژوهشی مرتع و آبخیزداری*، ۷۳(۱)، ۴۷-۳۳.

امیدی‌پور، رضا؛ عرفانزاده، رضا؛ فرامرزی، مرزبان (۱۳۹۴). بررسی تأثیر چرای دام بر الگوی مؤلفه‌های تنوع گونه‌ای در مقیاس‌های مکانی مختلف. *مجله مرتع*، ۴(۹)، ۳۶۷-۳۷۷.

جعفری، علی؛ رحیمی باغ ابریشمی، مهدیه؛ طهماسبی کهیانی، پژمان (۱۳۹۶). تغییرات تنوع و ترکیب گونه‌های گیاهی تحت تأثیر چرای دام در مراتع حوزه توف‌سفید. *پژوهش های محیط زیست، ۸(۱۵)، ۱۴۲-۱۳۱.*

[1] Song et al
[2] Michaels et al
[3] Wang et al
[4] Kinloch & Friedel
[5] Navarroa et al
[6] Pei

جعفریان، زینب؛ احمدی، فرزاد؛ کارگر، منصوره (۱۳۹۶). بررسی تاثیر شدت‌های چرایی دام بر تغییرات شاخص‌های تنوع گونه‌ای و تنوع کارکردی گونه‌های گیاهی در مرتع بلبان آباد، استان کردستان. *تحقیقات مرتع و بیابان ایران*، ۲۴(۴)، ۷۶۸-۷۷۷.

جنگجو، محمد (۱۳۸۸). *اصلاح و توسعه مراتع*. انتشارات جهاد دانشگاهی، مشهد. ۲۳۹.

زارع کیا، صدیقه؛ فیاض، حمد؛ غلامی، پرویز؛ گودرزی، محمود؛ جعفری، فرهنگ (۱۳۹۲). اثر مدیریت‌های مختلف چرایی بر تنوع و غنای گونه‌ای در مراتع استپی ساوه. *بوم شناسی کاربردی*، ۲(۶)، ۱۰-۱.

زارع‌چاهوکی، محمدعلی؛ آذرنیوند، حسین (۱۳۸۹). *اصلاح مراتع*. انتشارات دانشگاه تهران، ۳۵۴.

فرجی، ایلین؛ طاطیان، محمدرضا؛ تمرتاش، رضا؛ سنای، انور (۱۴۰۳). بررسی تأثیر چرای دام بر شاخص‌های تنوع گونه‌ای و کارکردی پوشش گیاهی در دو حوضه با اقلیم متفاوت. *پژوهشنامه مدیریت حوزه آبخیز*، ۱۵ (۲)، ۱۶۸-۱۵۴.

کمالی، پریا؛ عرفانزاده، رضا (۱۳۹۲). اثر چرای دام بر تنوع، غنای گونه‌ای و برخی مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک. *اکوسیستم‌های طبیعی ایران*، ۴(۱)، ۱۸-۱.

مصداقی، منصور (۱۳۸۰). مرتعداری در ایران. انتشارات دانشگاه اما رضا (ع)، مشهد. ۳۳۶.

نداف، محبت (۱۳۹۶). بررسی ارتباط بین گروه‌های اکولوژیک و تنوع‌زیستی با عوامل محیطی در منطقه جوزک-چمن‌بید، استان خراسان شمالی. رساله دکتری در رشته زیست‌شناسی، دانشگاه فردوسی مشهد.

نداف، محبت؛ امیدی‌پور، رضا (۱۳۹۸). اثرهای چرای دام و جنگل‌کاری بر تنوع کارکرد (مطالعه موردی: منطقه چشمه دلاو، خراسان شمالی). *فصلنامه علوم محیطی*، ۱۷(۴)، ۷۴-۶۱.

Ammer, C., Balandier, P., Bentsen, N. S., Coll, L., & Löf, M. (2011). Forest vegetation management under debate: an introduction. *European Journal of Forest Research*, *130*(1), 1-5.

Ashton, I. W., Miller, A. E., Bowman, W. D., & Suding, K. N. (2010). Niche complementarity due to plasticity in resource use: plant partitioning of chemical N forms. *Ecology*, *91*(11), 3252-3260.

Bahreini, Z., Jafarian, Z., Alavi, S. J., Tatian, M. R., & Negreiros, D. (2024). Influence of grazing intensity on richness, phylogenetic and functional dimensions of highly diverse mountainous grasslands from Mazandaran, Iran. *Plant Ecology*, *225*(7), 641-651.

Bai, Y., Wu, J., Clark, C.M., Pan, Q., Zhang, L., Chen, S., Wang, Q., & Han, X. (2012). Grazing alters ecosystem functioning and C: N: P stoichiometry of grasslands along a regional precipitation gradient. *Journal of Applied Ecology*, *49*(6), 1204-1215.

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., & Wardle, D.A. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59.

Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M., & Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature,* 443(7114), 989.

de Bello, F., Buchmann, N., Casals, P., Lepš, J., & Sebastià, M. T. (2009). Relating plant species and functional diversity to community δ13C in NE Spain pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *131*(3-4), 303-307.

Edwards, F. A., Edwards, D.P., Larsen, T.H., Hsu, W.W., Benedick, S., Chung, A., Vun Khen, C., Wilcove, D.S., & Hamer, K.C. (2014). Does logging and forest conversion to oil palm agriculture alter functional diversity in a biodiversity hotspot? *Animal conservation*, *17*(2), 163-173.

Erfanzadeh, R., Omidipour, R., & Faramarzi, M. (2015). Variation of plant diversity components in different scales in relation to grazing & climatic conditions. *Plant Ecology & Diversity*, 8(4), 537-545.

Gelley, C. H., Nave, R. L., & Bates, G. E. (2017). Influence of height-based management on forage nutritive value of four warm-season forage grasses. *Crop, forage & turfgrass management*, *3*(1), 1-9.

Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures & pitfalls in the measurement & comparison of species richness. *Ecology letters*, *4*(4), 379-391.

Gross, N., Maestre, F.T., Liancourt, P., Berdugo, M., Martin, R., Gozalo, B., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., Maire, V., Saiz, H. and Soliveres, S. (2024). Unforeseen plant phenotypic diversity in a dry and grazed world. *Nature*, *632*(8026), 808-814.

Hill, M. O., & Gauch Jr, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, *42*(1), 47-58.

Hooper, D.U., Chapin III, F.S., & Ewel, J.J. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monograph*, 75, 3–35.

Jäschke, Y., Heberling, G., & Wesche, K. (2020). Environmental controls override grazing effects on plant functional traits in Tibetan rangelands. *Functional Ecology*, *34*(3), 747-760.

Kinloch, J. E., & Friedel, M. H. (2005). Soil seed reserves in arid grazing lands of central Australia. Part 1: seed bank & vegetation dynamics. *Journal of Arid Environments*, 60(1), 133-161.

Komac, B., Pladevall, C., Domènech, M., & Fanlo, R. (2015). Functional diversity and grazing intensity in sub-alpine and alpine grasslands in Andorra. *Applied Vegetation Science*, *18*(1), 75-85.

Liu, J., Bian, Z., Zhang, K., Ahmad, B., & Khan, A. (2019). Effects of different fencing regimes on community structure of degraded desert grasslands on Mu Us desert, China. *Ecology and Evolution*, *9*(6), 3367-3377.

Liu, M., Yin, F., Xiao, Y., & Yang, C. (2023). Grazing alters the relationship between alpine meadow biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Science of the Total Environment*, *898*, 165445.

Loreau, M. (2004). Does functional redundancy exist? *Oikos*, *104*(3), 606-611.

Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., & Tilman, D. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *science*, *294*(5543), 804-808.

Magurran, A.E. (1988). *Ecological Diversity & its Measurement*. By Princeton University Press. New Jersey 179 pp.

Michaels, J., Batzer, E., Harrison, S., & Eviner, V. T. (2021). Grazing affects vegetation diversity & heterogeneity in California vernal pools. *Ecology*, 102(4), e03295.

Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villeger, S., Mason, N.W.H., & Bellwood, D.R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecology and Evolution*, 28, 167e177.

Nadaf, M., Amiri, M. S., Joharchi, M. R., Omidipour, R., Moazezi, M., Mohaddesi, B., Taghavizadeh Yazdi, M.E., & Mottaghipisheh, J. (2023). Ethnobotanical diversity of trees and shrubs of Iran: a comprehensive review. *International Journal of Plant Biology*, *14*(1), 120-146.

Navarro, T., Alados, C. L., & Cabezudo, B. (2006). Changes in plant functional types in response to goat & sheep grazing in two semi-arid shrublands of SE Spain. *Journal of Arid Environments*, 64(2), 298-322.

Osem, Y., Perevolotsky, A., & Kigel, J. (2002). Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial & temporal variation in primary productivity. *Journal of Ecology*, 90(6), 936-946.

Pauler, C. M., Isselstein, J., Suter, M., Berard, J., Braunbeck, T., & Schneider, M. K. (2020). Choosy grazers: Influence of plant traits on forage selection by three cattle breeds. *Functional Ecology*, *34*(5), 980-992.

Pei, L., Wu, Z., Qian, Y., Li, X., Zhang, J., Sun, J., & Wang, Y. (2024). Plant community stability, indicator species & their driving factors at a gradient of grazing intensity in an alpine meadow. *Ecological Indicators*, 162, 112012.

Pywell, R. F., Bullock, J. M., Roy, D. B., Warman, L. I. Z., Walker, K. J., & Rothery, P. (2003). Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology*, 40(1), 65–77.

Schrama, M., Quist, C.W., Arjen de Groot, G., Cieraad, E., Ashworth, D., Laros, I., Hansen, L. H., Leff, J., Fierer, N., & Bardgett, R. D. (2023). Cessation of grazing causes biodiversity loss and homogenization of soil food webs. *Proceedings of the Royal Society B*, *290*(2011), 20231345.

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell system Technical Journal*, 27, 379-423.

Shimadzu, H. (2018). On species richness & rarefaction: size-and coverage-based techniques quantify different characteristics of richness change in biodiversity. *Journal of Mathematical Biology*, *77*(5), 1363-1381.

Simpson, C. E. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 688 pp.

Song, S., Zhu, J., Zheng, T., Tang, Z., Zhang, F., Ji, C., Shen, Z., & Zhu, J. (2020). Long-term grazing exclusion reduces species diversity but increases community heterogeneity in an alpine grassland. *Frontiers in Ecology & Evolution*, 8, 66.

Tilman, D., & Dowing, J. A. (1994). Biodiversity & stability in grasslands, *Nature*, 197, 363-365.

Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., & Tóthmérész, B. (2014). Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PLOS ONE*, 9(5), e97095.