مطالعه غنای گونه‌های گیاهی در زیستگاه‌های با شدت‌های مختلف چرا در پارک ملی گلستان و مناطق همجوار

علیرضا باقری[۱*]، رضا قربانی[۲]، محمد بنایان اول[۲] و اورس شافنر[۳]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۲/۲۲ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۵/۳۱)

چکیده

نظر به اهمیت تنوع گیاهی و به‌منظور ارزیابی اثر فشار چرا بر غنای گونه‌ای و ساختار جوامع گیاهی این مطالعه صحرایی در پارک ملی گلستان و نواحی اطراف، واقع در شمال شرقی ایران به اجرا در آمد. به این منظور از زیستگاه‌های دست نخورده، رها شده، تحت چرای فصلی و تحت چرای شدید، با استفاده از ویتاکر پلات اصلاح شده در ۴ مقیاس مکانی ۱، ۱۰، ۱۰۰ و ۱۰۰۰ مترمربعی و در ۶ تکرار نمونه‌برداری انجام شد. نتایج نشان دادند که زیستگاه‌های مختلف از نظر ترکیب تیره‌ها و گونه‌های گیاهی با یکدیگر متفاوت بودند و با افزایش شدت چرا بر اهمیت تروفیت‌ها افزوده و از اهمیت همی‌کریپتوفیت‌ها و فانروفیت‌ها کاسته شد. هم‌چنین افزایش شدت چرا منجربه کاهش غنای گونه‌ای شد. میانگین غنای گونه‌ای زیستگاه‌های مورد مطالعه در هر چهار مقیاس نمونه‌برداری تفاوت معنی‌داری با یکدیگر داشتند. براساس نتایج به‌دست آمده در مناطق تحت تأثیر چرای شدید غنای گونه‌ای به‌شدت کاهش یافته و حفاظت در برابر چرای دام در حفظ تنوع گونه‌های گیاهی نقش مهمی را ایفا کرده است.

واژه‌های کلیدی: پارک ملی گلستان، شدت چرا، نمونه‌برداری چند مقیاسه، مناطق حفاظت شده، غنای گونه‌ای

۱. گروه زراعت و اصلاح نباتات، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه رازی کرمانشاه

۲. گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

۳. گروه تحقیقات اکوسیستم، موسسه تحقیقاتی بین المللی CABI

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: a.bagheri@razi.ac.ir

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]

[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]

مقدمه

چرا، ممکن است تأثیرات متفاوتی را بر پوشش گیاهی و تنوع گونه‌ای داشته باشد. برخی محققین اثرات مثبت چرای سبک در افزایش تنوع گیاهی را گزارش کرده‌اند (۲۳) در صورتی‌که برخی دیگر دلایلی را مبنی بر اثرات منفی چرا بیان کرده‌اند (۱۷). طبیعت این اثرات، گوناگون است و دامنه‌ای از کاهش ساده در تاج پوشش گیاهی (۴) تا تغییر در تنوع کل (۲۳) و تغییرات ساختاری را در بر دارد. گزارش شده است که حفاظت چراگاه‌های نیمه‌طبیعی معتدله در برابر چرای دام، منجربه حرکت توالی به سمت تشکیل جنگل می‌شود (۸ و ۱۱). تغییرات ساختاری در اثر جایگزینی گونه‌های چندساله با یک‌ساله‌ها ایجاد می‌شود و در پاسخ به فشار انتخابی چرا، ترکیب پوشش گیاهی به سمت ناخواسته و غیرخوشخوراک می‌رود. در برخی موارد چرای انتخابی (انتخاب گونه‌های خوشخوراک توسط چرا کنندگان) می‌توانند منجربه غالبیت تعداد اندکی گونه غیرخوشخوراک (Unpalatable) و در نتیجه افزایش یکنواختی پوشش گیاهی شوند (۲). در آزمایش پویوآ و همکاران (۱۵) ساختار جامعه گیاهی همبستگی بالایی را در طول گرادیان شدت چرا نشان داد. زمین بدون پوشش در طول گرادیان شدت چرا افزایش یافت. آنها هم‌چنین مشاهده کردند که نسبت درختچه‌های چندساله با افزایش فشار چرا به طور معنی‌داری کاهش پیدا کرد.

اقلیم منطقه بر اثر چرا روی تنوع گیاهی می‌تواند تأثیرگذار باشد. در آزمایش اندرسون وهافمن (۲) چرا در افزایش پوشش گیاهان یک‌ساله در ساختار جوامع گیاهی منطقه مورد مطالعه اثری نداشت این در حالی بود که در آزمایش تاد وهافمن (۲۱) در همان منطقه افزایش معنی‌دار در این شکل رویشی گزارش شد. علت این امر را به تفاوت در بارندگی طی این سال‌ها ارتباط داده‌اند. در سال ۱۹۹۹ میزان بارندگی سالانه منطقه معادل ۳۷۳ میلی‌متر بود در حالی‌که در سال ۲۰۰۲ طی مراحل نمونه‌برداری میزان بارندگی معادل ۱۴۵/۵ میلی‌متر بوده است (میزان متوسط سالانه این منطقه ۲۰۰ میلی‌متر است). این فرضیه وجود دارد که در سال‌های با بارندگی بهتر، افزایش مشابه در پوشش یک‌ساله و ژئوفیت‌ها ثبت خواهد شد و تولید علوفه به میزان بارندگی بستگی دارد (۲۲).

اکثر مطالعات انجام شده در ارتباط با اثر فعالیت‌های انسان روی غنای گونه‌ای گیاهی و ترکیب پوشش گیاهی، در مقیاس‌های کوچکی انجام شده‌اند (۱۸). در حالی‌که الگوی غنای گونه‌ای و مکانیزم‌های مهم آن در مقیاس‌های مختلف مکانی می‌تواند بسیار قابل توجه باشد (۷). از آنجایی‌که رابطه بین تنوع و تولید ممکن است به مقیاس مکانی مطالعه، بستگی داشته باشد (۵)، از اینرو تجزیه و تحلیل این جنبه از تنوع در شرایط و مکان‌های مختلف برای افزایش آگاهی از اثرات تداخل انسان ضروری به‌نظر می‌رسد. زمانی که تخریب ناشی از چرا روی غنای گونه‌ای مورد تجزیه و تحلیل قرار می‌گیرد منحنی رابطه گونه و مساحت نمونه‌برداری می‌تواند امکان مطالعه و تفکیک‌بندی اجزای مکانی تنوع را فراهم آورد (۱۰). وجود تفاوت درافزایش غنای گونه‌ای با افزایش مقیاس مکانی ممکن است به‌دلیل وجود درجات مختلف ناهمگنی در مقیاس‌های مکانی وسیع باشد. این در حالی است که در مقیاس کوچک‌تر، رقابت بین گونه‌ها تعیین کننده است. در مقیاس چراگاه‌ها فاکتورهایی مانند زمین شناسی، توپوگرافی، هیدرولوژی و مدیریت با ایجاد ماتریسی از زیستگاه‌های با ترکیب پوشش گیاهی متفاوت، روی غنای گونه‌ای گیاهی تأثیرگذار هستند (۶).

در حال حاضر چرای بی‌رویه در مراتع و چراگاه‌های همجوار پارک ملی گلستان مشاهده می‌شود که پیش‌بینی می‌شود کاهش تنوع گونه‌ای و حضور گونه‌های ناخواسته را به همراه داشته باشد. این امر می‌تواند تهدیدی جدی برای اکوسیستم منطقه باشد، چرا که به‌دلیل محدودیت در پراکنش بذور، باززایی و فراهمی میکروسایت‌ها بازگشت از این حالت و افزایش تنوع گونه‌ای مشکل است (۲۰). با توجه به مطالب ذکر شده به منظور ارزیابی چگونگی پاسخ جوامع گیاهی به گرادیان شدت چرا و مقایسه ترکیب جوامع گیاهی در طول گرادیان شدت چرا در چهار مقیاس مکانی نمونه‌برداری در

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]

زیستگاه‌های مورد مطالعه این پژوهش به انجام رسید.

مواد و روش‌ها

الگوی تنوع گونه‌های گیاهی در مراتع را نمی‌توان بدون داشتن اطلاعات در مورد تاریخچه مدیریتی آن به خوبی درک کرد (۹ و ۱۴). از اینرو با هدف مقایسه غنای گونه‌ای در چهار زیستگاه با سطوح مختلف بهره‌برداری و حفاظت، این آزمایش انجام شد. زیستگاه‌های مورد آزمایش شامل موارد زیر بودند:

- زیستگاه بکر و دست نخورده (واقع در پارک ملی گلستان)
- زیستگاه رها شده (شامل مناطقی از پارک ملی گلستان که قبلاً در آنجا روستاهایی وجود داشته لیکن از حدود سال ۱۳۴۲ پس از تبدیل شدن منطقه به پارک ملی، تخیله شدند)
- زیستگاه‌های با چرای فصلی متوسط (شامل قسمت‌هایی از مناطق همجوار پارک ملی گلستان و منطقه حفاظت شده قرخود) واقع در استان خراسان شمالی
- زیستگاه‌های تحت چرای شدید (شامل مناطق اطراف روستاهای همسایه پارک ملی گلستان).

برای انتخاب محل‌های نمونه‌برداری به‌دلیل محدود بودن تعداد روستاهای رها شده، ابتدا محل این روستاها انتخاب و پس از آن سایر زیستگاه‌ها در ارتفاع همسان با آنها انتخاب شدند. از هر یک از زیستگاه‌های مورد نظر تعداد شش تکرار که از لحاظ عوارض جغرافیایی (مانند ارتفاع از سطح دریا) در شرایط یکسان بودند، به‌صورت تصادفی انتخاب شدند (شکل ۱). در هر تکرار یک ویتاکر پلات اصلاح شده (MWP: Modified Whittaker Plot) با ابعاد ۵۰ *۲۰ متر در یک ناحیه همگن از زیستگاه درنظر گرفته و در امتداد شیب اصلی به‌طور تصادفی قرار داده شد (شکل ۲) (۱۹). ویتاکر پلات اصلاح شده به‌صورت لایه لایه (Nested) بود، به این ترتیب که در درون پلات اصلی ذکر شده یک پلات فرعی ۱۰۰ مترمربع (۵ *۲۰ متر) درست در وسط و دو پلات فرعی ۱۰ مترمربعی (۲ *۵ متر) در زاویه‌های مقابل پلات اصلی قرار داده شد. ۱۰ پلات ۱ مترمربعی (۰/۵ *۲ متر) نیز در درون MWP قرار گرفت که شش عدد از آنها در قسمت داخلی پلات ۱۰۰۰ مترمربعی و چهار عدد پلات فرعی باقی‌مانده در قسمت خارجی پلات فرعی مرکزی ۱۰۰ مترمربعی قرار گرفتند (شکل ۱).

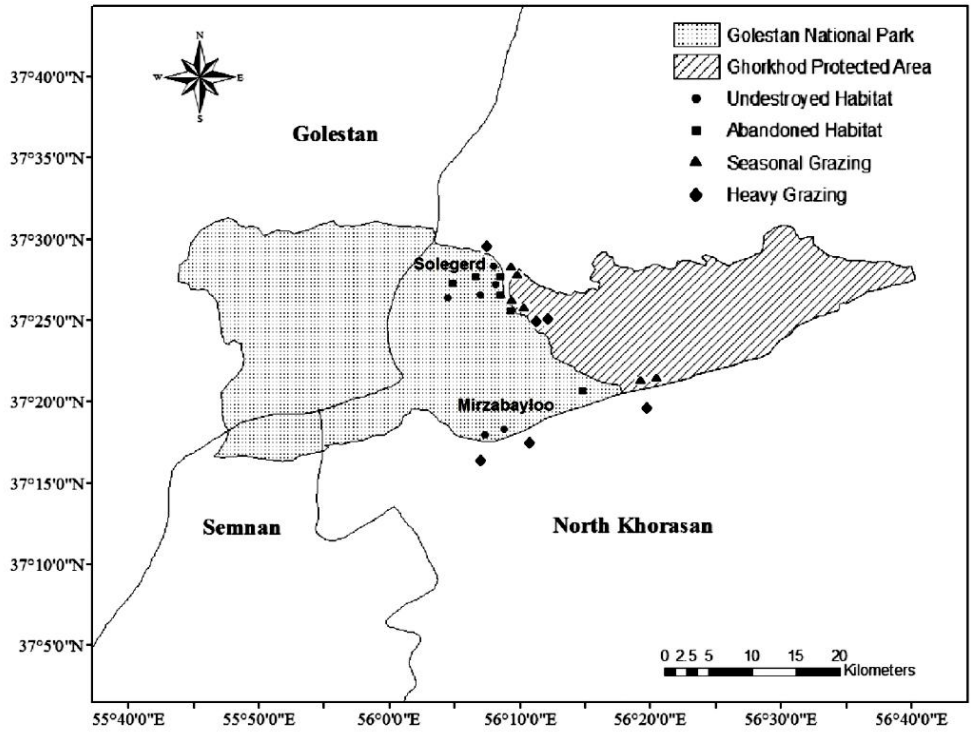
غنای گونه‌ای (تعداد کل گونه‌های مشاهده شده) به‌طور جداگانه در همه مقیاس‌های مکانی نمونه‌برداری (۱، ۱۰، ۱۰۰ و ۱۰۰۰ مترمربع) ثبت شدند. در پلات‌های فرعی یک مترمربعی که شامل مجموعاً ۶۰ پلات در هر منطقه بود، درصد پوشش گیاهی تمامی‌گونه‌های گیاهی (درصد پوشش تاجی) به‌صورت چشمی تخمین زده شد و بین زیستگاه‌های مختلف مورد مقایسه قرار گرفت. تعدادی از تکرارها در هریک از زیستگاه‌های مورد مطالعه در ناحیه دشت میرزابایلو و ناحیه سولگرد واقع بودند. از اینرو اثر ناحیه نمونه‌برداری نیز مورد مقایسه قرار گرفت و بر این اساس، ناحیه نمونه‌برداری به‌عنوان اثر تصادفی درنظر گرفته شد.

قبل از انجام ارزیابی‌های آماری و تجزیه واریانس، ابتدا از نرمال بودن توزیع داده‌های خام با استفاده از نرم‌افزار Minitab v. 16.00 اطمینان حاصل شد و در مواردی که داده‌ها از توزیع نرمال تبعیت نمی‌کردند با استفاده از روش تبدیل داده Box Cox داده‌ها توزیع نرمال پیدا کردند و پس از آن برای نشان دادن میانگین مربوط به هر یک از تیمارها از روش تبدیل برگشت (پس از برآورد آماری، نتایج از حالت تبدیل شده به حالت اولیه تبدیل برگشت داده شد) استفاده شد. پس از این مرحله با استفاده از روش تجزیه واریانس، معنی‌داری اختلافات بین داده بررسی گردید، سپس برای تکمیل تجزیه تحلیل‌های مورد استفاده در این مطالعه از روش تجزیه رگرسیون استفاده شد. برای انجام مراحل ذکر شده از نرم‌افزارهای Ecxel 2007، SigmaPlot v.11.0 و SAS v. 9.2 استفاده شد.

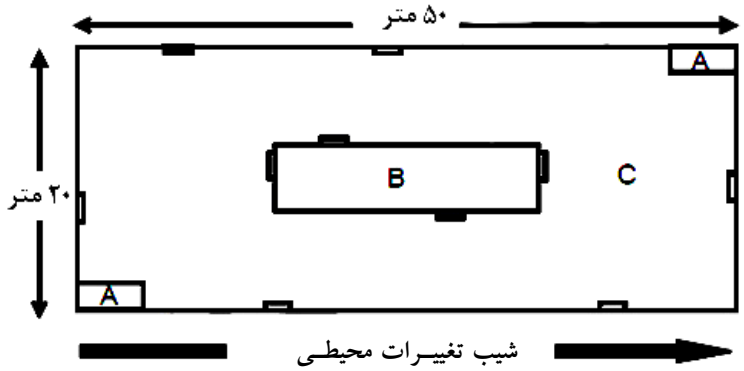
نتایج و بحث

با توجه به نتایج به‌دست آمده از پلات‌های ۱۰۰۰ مترمربعی، تعداد ۱۶۴ گونه گیاهی که به ۴۲ تیره مختلف تعلق داشتند، در زیستگاه‌های مورد مطالعه مشاهده شدند. هم‌چنین

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی نواحی نمونه‌برداری (زیستگاه‌های بکر ●، رها شده ■، چرای فصلی ▲ و چرای سنگین ♦)

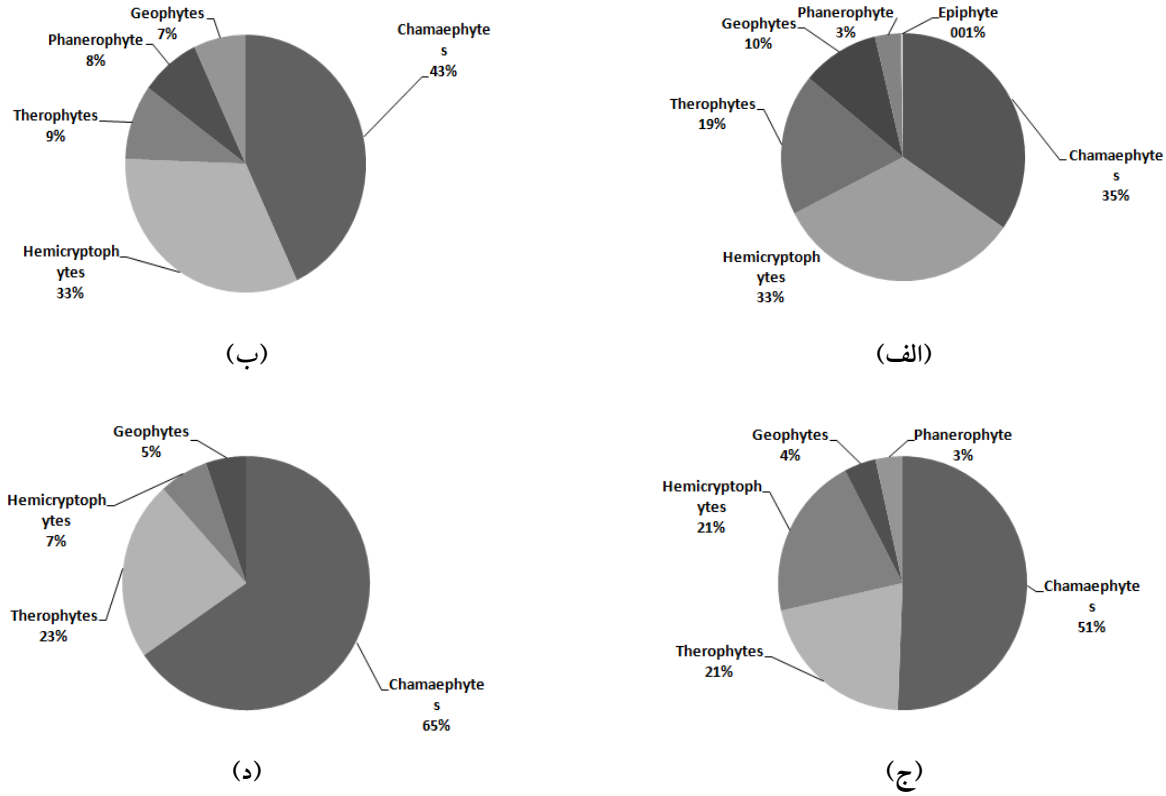


شکل ۲. ویتاکر پلات اصلاح شده

در هر یک از زیستگاه‌های بکر، رها شده، تحت چرای متوسط و چرای سنگین به‌ترتیب تعداد ۱۱۰، ۱۰۷، ۸۹ و ۵۳ گونه گیاهی مشاهده شد. علاوه بر این نتایج مربوط به درصد پوشش گونه‌ها و تیره‌های مختلف گیاهی در زیستگاه‌های مورد مطالعه براساس اطلاعات پلات‌های یک مترمربعی که در آنها درصد تاج پوشش گیاهی اندازه‌گیری شده بود در شکل‌های ۳، ۴ و ۵ و هم‌چنین جدول ۱ آمده است.

در زیستگاه بکر ۵۹/۸۸ درصد از گونه‌های مشاهده شده به دولپه‌ای‌ها و ۴۰/۱۲ درصد نیز به تک لپه‌ای‌ها تعلق داشتند. از لحاظ شکل زیستی نیز به‌ترتیب به گروه‌های کامئوفیت، همی‌کریپتوفیت، تروفیت، ژئوفیت، فانروفیت و اپی‌فیت‌ها تعلق داشتند (شکل ۳- الف). در زیستگاه رها شده ۶۹/۸۰ درصد به

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]

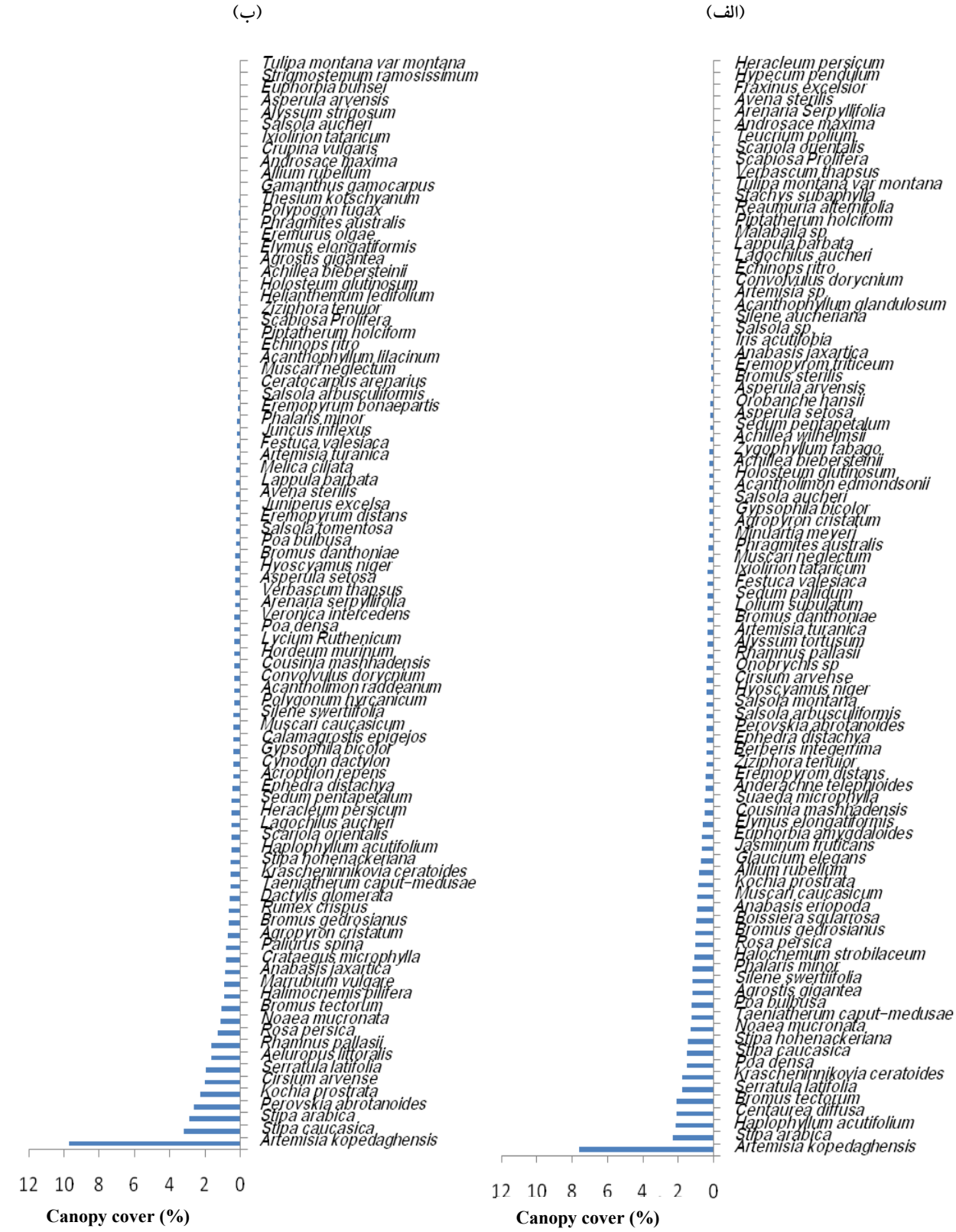


شکل ۳. درصد حضور شکل‌های مختلف زیستی در زیستگاه‌های
الف) بکر، ب) رها شده، ج) تحت چرای فصلی و د) تحت چرای سنگین

دو لپه‌ای‌ها و ۳۰/۱۹ درصد نیز به تک لپه‌ای‌ها تعلق داشتند. هم‌چنین در این زیستگاه بیشترین شکل زیستی به‌ترتیب به گروه‌های کامئوفیت، همی‌کریپتوفیت، تروفیت، فانروفیت و ژئوفیت‌ها تعلق داشت (شکل ۳- ب). در زیستگاه با چرای فصلی درصد گونه‌های دو و تک لپه‌ای نیز به‌ترتیب معادل ۷۴/۷۸ و ۲۴/۲۲ درصد بود. شکل زیستی گونه‌های ثبت شده در این زیستگاه به‌ترتیب در گروه‌های کامئوفیت، تروفیت، همی‌کریپتوفیت، ژئوفیت و فانروفیت‌ها در بیشترین مقدار خود بود (شکل ۳ ج). در نهایت در زیستگاه تحت چرای سنگین ۷۶/۰۲ و ۲۳/۹۷ درصد از گونه‌های مشاهده شده نیز به دو و تک لپه‌ای‌ها تعلق داشتند. علاوه بر این بیشترین درصد حضور گونه‌ها به‌ترتیب به گونه‌های با شکل زیستی کامئوفیت، تروفیت، همی‌کریپتوفیت، ژئوفیت تعلق داشت (شکل ۳- د).

نتایج نشان داد که با افزایش فشار تخریب از تعداد گونه‌های موجود و هم‌چنین تیره‌های گیاهی مربوطه کاسته شد. ارزیابی درصد تاج پوشش تیره‌های Poaceae و Asteraceae در بین چهار زیستگاه مورد مطالعه نشان می‌دهد که با افزایش شدت تخریب ناشی از حضور انسان از اهمیت تیره Poaceae کاسته شده و بر اهمیت تیره Asteraceae افزوده شده است. گونهٔ *Artemisia kopedaghensis* از تیره Asteraceae در تمامی زیستگاه‌های مورد مطالعه به‌عنوان گونه غالب مطرح بود، با این تفاوت که با حرکت از زیستگاه‌های بدون تخریب به سمت زیستگاه‌های با تخریب متوسط و سنگین مشاهده می‌شود که بر اهمیت این گونه افزوده شده و درصد بیشتری را از جوامع گیاهی به خود اختصاص داده است. این گونه به‌عنوان گونه‌ای غیرخوشخوراک مطرح است بنابراین وجود عامل چرا نیز باعث شده است که در شرایط عدم حضور گونه‌های دیگر در زیستگاه‌های با چرای متوسط و سنگین بر درصد حضور این

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]



شکل ۴. نمودار رتبه- وفور گونه‌های موجود در زیستگاه الف) بکر و ب) رها شده واقع در پارک ملی گلستان

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]



شکل ۵. نمودار رتبه- وفور گونه‌های موجود در زیستگاه الف) چرای فصلی و ب) چرای سنگین، واقع در اطرف پارک ملی گلستان

گونه نسبت به گونه‌های دیگر افزوده شود. گزارش شده است که در پاسخ به فشار انتخابی چرا، گونه‌های غیر خوشخوراک غالب می‌گردند. برخی چراهای انتخابی می‌توانند منجربه افزایش یکنواختی پوشش گیاهی شوند و در نتیجه تعداد اندکی گونه غیر خوشخوراک غالب شود (۲). افزایش اهمیت گونه *Artemisia kopedaghensis* در کنار کاهش اهمیت برخی

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]

جدول ۱. درصد سهم تیره‌های گیاهی در زیستگاه‌های بکر، رها شده، تحت چرای فصلی و چرای سنگین

تیره گیاهی	چرای سنگین	چرای متوسط	زیستگاه رها شده	زیستگاه بکر
Alliaceae	۰/۰	۰/۶	۰/۱	۱/۶
Amaranthaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۹
Apiaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۹	۰/۲
Asphodelaceae	۰/۰	۰/۴	۰/۲	۰/۰
Asteraceae	۵۰/۶	۳۴/۳	۲۸/۲	۲۳/۹
Berberidaceae	۰/۰	۲/۳	۰/۰	۰/۷
Boraginaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۴	۰/۰
Brassicaceae	۰/۴	۱/۹	۰/۱	۰/۷
Caryophyllaceae	۱/۵	۱/۱	۲/۴	۳/۹
Chenopodiaceae	۹/۴	۱۳/۴	۱۱/۸	۱۳/۰
Cistaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۲	۰/۰
Convolvulaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۶	۰/۱
Crassulaceae	۰/۳	۲/۲	۰/۹	۱/۰
Dipsacaceae	۰/۷	۰/۵	۰/۲	۰/۱
Ephedraceae	۰/۰	۱/۰	۰/۸	۰/۷
Euphorbiaceae	۰/۰	۰/۳	۰/۰	۱/۲
Fabaceae	۰/۴	۵/۶	۰/۰	۰/۷
Hyacinthaceae	۰/۰	۰/۴	۵/۸	۲/۲
Iridaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۲
Ixioliriaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۱	۰/۶
Juncaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۸	۰/۰
Lamiaceae	۶/۰	۵/۳	۲/۶	۱/۰
Liliaceae	۰/۰	۰/۱	۰/۲	۰/۹
Oleaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۱/۳
Orobanchaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۳
Papaveraceae	۰/۰	۰/۳	۰/۰	۱/۳
Plumbaginaceae	۳/۰	۲/۷	۰/۶	۰/۴
Poaceae	۲۴/۰	۲۲/۸	۲۸/۷	۳۳/۹
polygonaceae	۰/۰	۰/۰	۱/۹	۰/۰
Primulaceae	۰/۰	۰/۲	۰/۱	۰/۹
Rhamnaceae	۰/۰	۰/۲	۴/۶	۰/۷
Rosaceae	۲/۳	۱/۲	۳/۹	۱/۹
Rubiaceae	۰/۰	۰/۶	۰/۶	۰/۵
Rutaceae	۰/۰	۱/۶	۱/۰	۳/۸
Santalaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۲	۰/۰
Scrophulariacea	۰/۰	۰/۲	۱/۲	۰/۱
Solanaceae	۰/۰	۰/۲	۱/۲	۰/۷
Tamaricaceae	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۱
Zygophyllaceae	۱/۳	۰/۸	۰/۰	۰/۴

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]

م

گونه‌های تیره Poaceae مانند *Stipa Arabica* و *Poa densa* منجربه کاهش درصد حضور تیره Poaceae نسبت به Asteraceae در زیستگاه‌های با شدت تخریب بیشتر شد.

همان‌طور که بیان شد در بین زیستگاه‌های مختلف با افزایش فشار تخریب بر درصد گیاهان دو لپه‌ای افزوده شد. بررسی گونه‌های تک لپه‌ای و دو لپه‌ای نشان داد که حضور گونه‌های شورپسند و غیرخوشخوراکی از تیره‌های Chenopodiaceae و Asteraceae در این شرایط توانسته است منجربه افزایش دولپه‌ای‌ها نسبت به تک لپه‌ای‌ها شده باشد. بررسی شکل‌های زیستی مختلف نشان داد که با افزایش شدت تخریب بر اهمیت تروفیت‌ها افزوده شد. این نوع گیاهان زودگذر هستند و کل دورهٔ رویشی خود را در مدت زمان کوتاهی سپری می کنند (۱۲) و این امر می‌تواند پاسخی تکامل به افزایش فشار تخریب ناشی از چرا باشد. علاوه بر این از اهمیت همی‌کریپتوفیت‌ها و فانروفیت‌ها کاسته شده و درصد حضور آنها به شدت کاهش یافت به‌طوری که در زیستگاه با چرای سنگین فانروفیت‌ها مشاهده نشدند. در همی‌کریپتوفیت‌ها جوانهٔ احیا کننده در سطح زمین است، هم‌چنین در فانروفیت‌ها جوانهٔ احیا کنندهٔ آنها بالای ارتفاع cm ۲۵ است (۱۲). به همین دلیل این گروه‌ها در برابر عمل چرا به‌شدت حساس می‌باشند. در آزمایش تاد وهافمن (۲۱) یک کاهش معنی‌دار در گیاهان با برگ‌های شاداب و آبدار و درختچه‌های چوبی و یک افزایش متناظر در پوشش گیاهی یک‌ساله و ژئوفیت‌ها در پاسخ به چرای سنگین نشان رخ داد. پویوآ و همکاران (۱۵) مشاهده کردند که نسبت درختچه‌های چندساله با افزایش فشار چرا به‌طور معنی‌داری کاهش پیدا کرد. بر این اساس انتظار می‌رفت که با افزایش شدت تخریب از اهمیت کامئوفیت‌ها (گیاهانی که حالت پشته‌ای دارند و جوانهٔ احیا کننده آنها بین سطح زمین و ۲۵cm می‌باشد. از جملهٔ این گیاهان می‌توان به گیاهان تیرهٔ Chenopodiaceae که شورپسند هستند، اشاره کرد) نیز کاسته شود ولی این امر مشاهده نشد. حضور گونه‌های غیر خوشخوراک متعلق به این گروه را می‌توان از دلایل این امر دانست. توجه به گونه‌های موجود در زیستگاه‌های رها شده نشان می‌دهد که در این زیستگاه‌ها درصد حضور گونه‌های چندساله چوبی مانند فانرئوفیت‌ها و کامئوفیت بالا می‌باشد. این امر نشان‌دهنده روند حرکتی این زیستگاه‌ها در توالی به سمت مراحل بالاتر است. جانسون و همکاران (۸) بیان کردند که حفاظت در برابر چرای دام در نواحی معتدله منجربه حرکت توالی به سمت افزایش گونه‌های چندساله و در صورت وجود ظرفیت، تشکیل جنگل می‌شود.

نتایج این مطالعه نشان داد که میانگین غنای گونه‌ای به‌طور معنی‌داری ($P\leq0.01$) تحت تأثیر زیستگاه و مساحت واحد نمونه‌برداری قرار گرفت. این در حالی بود که اثر ساده ناحیه نمونه‌برداری روی میانگین غنای گونه‌ای معنی‌دار نبود. ارزیابی اثرات متقابل تیمارهای مورد آزمایش نشان داد که میانگین غنای گونه‌ای در زیستگاه‌های مختلف بسته به مساحت واحد نمونه‌برداری و ناحیه نمونه‌برداری تفاوت معنی‌داری را نشان داد. از اینرو بود که اثر متقابل زیستگاه- مساحت واحد نمونه‌برداری و هم‌چنین زیستگاه- ناحیه نمونه‌برداری با سطح احتمال $P\leq0.01$ تفاوت معنی‌داری را روی میانگین غنای گونه از خود نشان داد. این در حالی بود که سایر اثرات متقابل تفاوت معنی‌داری را نشان ندادند (جدول ۲).

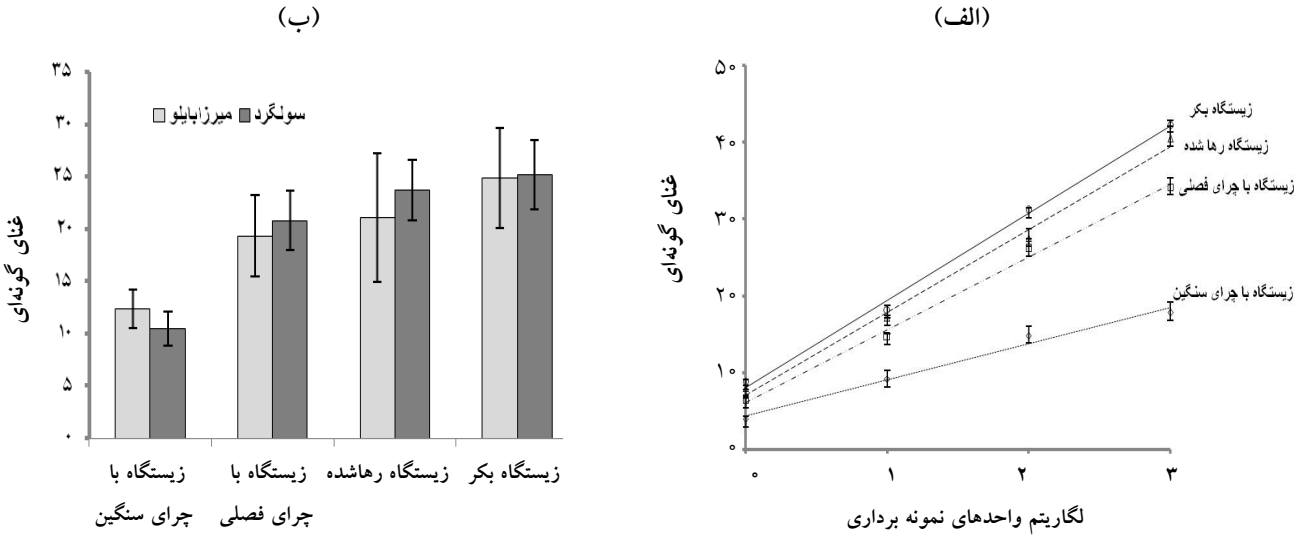
شکل ۶- الف رابطه بین مساحت نمونه‌برداری و میانگین غنای گونه‌ای را در زیستگاه‌های مختلف نشان می‌دهد. لورا (۱۰) بیان داشت که زمانی که تخریب ناشی از چرا روی غنای گونه‌ای مورد تجزیه و تحلیل قرار می‌گیرد منحنی مربوط به رابطه تعداد گونه و مساحت واحد نمونه‌برداری می‌تواند بسیار مفید باشد که امکان مطالعه تفکیک‌بندی اجزای مکانی تنوع را فراهم می‌آورد. نتایج به‌دست آمده نشان داد که میانگین غنای گونه‌ای زیستگاه‌های مورد مطالعه در هر چهار مقیاس نمونه‌برداری ۱، ۱۰، ۱۰۰ و ۱۰۰۰ مترمربع دارای تفاوت معنی‌داری با یکدیگر بودند. افزایش غنای گونه‌ای در مقیاس‌های مکانی بالاترمی‌تواند به‌دلیل وجود درجات مختلف ناهمگونی با افزایش مقیاس مکانی باشد. در مقیاس

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]

جدول ۲. تجزیه واریانس (میانگین مربعات) میانگین غنای گونه‌ای

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین غنای گونه‌ای
ناحیه نمونه‌برداری	۱	۰/۰۳۶^{ns}
زیستگاه	۳	۱۰/۵۰۲**
ناحیه نمونه‌برداری × زیستگاه	۳	۰/۲۸۳**
مساحت واحد نمونه‌برداری	۳	۳۵/۴۱۳**
ناحیه × مساحت واحد نمونه‌برداری	۳	۰/۰۱۴^{ns}
زیستگاه × مساحت واحد نمونه‌برداری	۹	۰/۳۹۶**
ناحیه × زیستگاه × مساحت واحد نمونه‌برداری	۹	۰/۰۲۳^{ns}
باقی‌مانده	۶۴	۰/۰۶۴
ضریب تغییرات (CV %)	----	۵/۹۳۵

** و ns به‌ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال P <۰/۰۱ و عدم معنی‌داری می‌باشند.



شکل ۶. الف) رابطه بین مساحت واحد نمونه‌برداری و زیستگاه و اثر آنها بر میانگین غنای گونه‌ای و ب) رابطه بین ناحیه نمونه‌برداری و زیستگاه و اثر آنها بر میانگین غنای گونه‌ای .

کوچک تر، تعاملات اکولوژیکی بین افراد گونه‌های گیاهی در میان انواع کاربری‌های زمین متفاوت است و عامل تعیین کننده در مقیاس‌های کوچک مکانی رقابت بین گونه‌ها است. در مقیاس وسیع، عواملی مانند زمین شناسی، توپوگرافی، هیدرولوژی و مدیریت با ایجاد انواع زیستگاه‌های با ترکیب پوشش گیاهی متفاوت، روی غنای گونه‌ای تأثیرگذار هستند (۶).

علاوه بر این ارزیابی میانگین غنای گونه‌ای در هر یک از واحدهای نمونه‌برداری بین چهار زیستگاه مورد مطالعه نشان داد که زیستگاه تحت چرای شدید با سایر زیستگاه‌ها در هر چهار مقایسه مورد مطالعه دارای تفاوت معنی‌دار بود، این در حالی بود که بین سایر زیستگاه‌ها این تفاوت در همه واحدهای نمونه‌برداری مشهود نبود (شکل ۴). اشپیگلبرگر و همکاران (۱۸) نیز کاهش در میانگین غنای گونه‌ای در زیستگاه‌های تحت

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]

چرای شدید را گزارش کردند. هوگو و همکاران (۶) بیان داشتند که چرای بیش از حد اغلب منجربه حذف پوشش گونه‌های علفی بومی، تخریب گسترده خاک و استقرار علف‌های هرز یک‌ساله غیربومی می‌شود.

نتایج مربوط به معادله پاسخ میانگین غنای گونه‌ای زیستگاه‌های مورد مطالعه در مساحت‌های مختلف نمونه‌برداری در جدول ۳ آمده است. روند تغییرات مربوط به میانگین غنای گونه‌ای در مساحت‌های مختلف نمونه‌برداری نشان می‌دهد که شدت این تغییرات با تغییر زیستگاه تغییر کرده است به‌طوری که بیشترین شیب این تغییرات در زیستگاه‌های بکر، رها شده، چرای متوسط و چرای شدید به‌ترتیب با مقادیر ۱۱/۳۵، ۱۰/۷۸، ۹۴/۴۷ و ۴/۷۲ مشاهده شد. توجه به خطای معیار مربوط به این روند نشان می‌دهد که افزایش غنای گونه‌ای با افزایش مساحت واحد نمونه‌بردرای در زیستگاه با چرای سنگین به‌طور معنی‌داری کمتر از سایر زیستگاه‌های مورد مطالعه بود. این در حالی است که بین زیستگاه‌های بکر و رها شده تفاوت معنی‌داری از این نظر مشاهده نشد. با این حال زیستگاه با چرای متوسط تفاوت معنی‌داری را با زیستگاه بکر از نظر تغییر میانگین غنای گونه‌ای به‌ازای افزایش مساحت واحد نمونه‌برداری از خود نشان داد (جدول ۳). این امر نشان‌دهنده احتمال بیشتر حضور گونه‌های جدید با افزایش مساحت واحد نمونه‌برداری در پارک ملی گلستان به‌دلیل حفاظت از این زیستگاه است.

غنای گونه‌ای زیستگاه‌های با چرای سنگین، متوسط فصلی، رها شده و بکر واقع در نواحی میزرابایلو و سولگرد فقط در زیستگاه تحت چرای سنگین با سایر زیستگاه‌ها تفاوت معنی‌دار نشان داد و بین سایر زیستگاه‌ها تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. علاوه بر این میانگین غنای گونه‌ای بین نواحی مختلف تفاوت معنی‌داری را براساس خطای معیار محاسبه شده نشان ندادند (شکل ۶- ب). دشت میرزابایلو دارای تعداد زیادی روستا بوده که چراگاه‌های منطقه به‌راحتی در دسترس دامدارن می‌باشد اما در منطقه سولگرد تعداد روستاهای اندکی وجود داشته و از سوی دیگر دسترسی به این نواحی در مقایسه با دشت میرزابایلو بسیار مشکل‌تر است. میزان بارندگی در دشت میزابایلو در مقایسه با منطقه سولگرد نیز کمتر است. میانگین بارندگی سالیانه در دشت میرزابایلو و منطقه سولگرد به‌ترتیب معادل ۲۴۵/۲ و ۴۳۳/۱۳ میلی‌متر است (۱) که این امر می‌تواند بر وجود تفاوت غنای گونه‌ای دو منطقه تأثیرگذار باشد. طی دو آزمایش در یک منطقه (۲ و ۲۱) تفاوت در میزان بارندگی در طی سال‌های آزمایش منجربه تفاوت در حضور و یا عدم حضور برخی گونه‌ها و تأثیر بر غنای گونه‌ای شد. بارندگی کم در منطقه میرزابایلو و هم‌چنین وجود روستاهای بیشتر در این منطقه و در نتیجه برداشت بیشتر از منطقه با میزان تولید کمتر می‌تواند پاسخی دیگر برای تکمیل این موضوع باشد. چرا که عمل چرا توسط حیوانات چرا کننده عامل مهمی در توزیع گیاهان در چراگاه‌ها است (۳).

نتیجه‌گیری

نتایج مربوط به این مطالعه نشان داد که با افزایش سطح حفاظت بر میزان غنای گونه‌ای افزوده شد. این در حالی است که برخی محققین عنوان کرده‌اند که چرای متوسط می‌تواند از طریق برخی مکانیزم‌ها موجب افزایش تنوع گونه‌های گیاهی گردد (۱۳). به‌طور مثال شاکلتون (۱۶) در مناطق تحت چرا نسبت به با نواحی حفاظت شده، غنای گونه‌ای گیاهی بیشتر را گزارش کرد. اشپیگلبرگر و همکاران (۱۸) نیز در آزمایش خود روی چراگاه‌های با سطح چرای متوسط، زیاد و بدون چرا، مشاهده کردند که بالاترین غنای گونه‌ای در چراگاه‌های با سطح چرای متوسط، به‌دست آمد. در مناطق حفاظت شده پارک ملی گلستان چرای طبیعی توسط برخی سم‌داران مانند آهو، میش و کل و بز وجود دارد که ممکن است حضور این چرا کنندگان وحشی منجربه ایجاد مکانیزم‌های شبیه به چرای متوسط در منطقه شده باشد و این امر منجربه افزایش غنای گونه‌ای در این نواحی شده باشد. علاوه بر این کمتر بودن غنای گونه‌ای در منطقه حفاظت شده قرخود با چرای فصلی نسبت به زیستگاه‌های بکر

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]

جدول ۳. پارامترهای رابطه خطی بین مساحت واحد نمونه‌برداری و میانگین غنای گونه‌ای در زیستگاه‌های مختلف به‌همراه خطای معیار (SE) شیب خط هر رابطه

زیستگاه	عرض از مبدا	شیب خط	خطای معیار شیب خط (SE)
بکر	۸/۱	۱۱/۳۵	۱/۳۱
رها شده	۷/۱۱	۱۰/۷۸	۲/۶۸
چرای متوسط	۶/۱۵	۹/۴۷	۲/۳۴
چرای سنگین	۴/۳۶	۴/۷۲	۲/۶۲

و رها شده موجود در پارک ملی گلستان، نشان می‌دهد که با وجود برنامه‌های حفاظتی، چرای بیش از حد متوسط در این منطقه انجام پذیرفته و به این ترتیب کاهش غنای گونه‌ای در منطقه حفاظت شده قرخود، مشاهده شد.

به‌طور کلی نتایج این آزمایش نشان داد که چرای بیش از اندازه در نواحی اطراف پارک ملی گلستان منجربه کاهش زیاد غنای گونه‌ای شده است، این در حالی است که حفاظت از منابع طبیعی در غالب پارک ملی گلستان توانسته است در حفظ غنای گونه‌های گیاهی نقش به سزایی داشته باشد. این نتایج می‌توانند از یک طرف هشداری در مورد کاهش شدید غنای گونه‌ای در نواحی تحت چرای سنگین و از سوی دیگر نتایجی نوید بخش در ارتباط با حفظ غنای گونه‌ای با حفاظت از منابع طبیعی باشد.

منابع مورد استفاده

۱. آخانی، ح. ۱۳۸۳. فلور مصور پارک ملی گلستان. انتشارات دانشگاه تهران، ۶۵ ص.

2. Anderson, P. M. L. and M. T. Hoffman. 2007. The impacts of sustained heavy grazing on plant diversity and composition in lowland and upland habitats across the Kamiesberg mountain range in the Succulent Karoo, South Africa. *Journal of Arid Environments* 70: 686-700.
3. Bruun, H. H., J. Moen, R. Virtanen, J. A. Grytnes, L. Oksanen and A. Angerbjörn. 2006. Effects of altitude and topography on species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in alpine communities. *Journal of Vegetation Science* 17: 37-46.
4. Eccard, J. A., R. B. Walther and S. J. Milton. 2000. How livestock grazing affects vegetation structures and small mammal distribution in the semi-arid Karoo. *Journal of Arid Environments* 46: 103-106.
5. Fridley, J. D. 2001. The influence of species diversity on ecosystem productivity: how, where, and why? *Oikos* 93:514-526.
6. Haugo, R. D., S. A. Hall, E. M. Gray, P. Gonzalez and J. D. Bakker. 2010. Influences of climate, fire, grazing, and logging on woody species composition along an elevation gradient in the eastern Cascades, Washington. *Forest Ecology and Management* 260: 2204-2213.
7. Huston, M. A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos* 393-401.
8. Johansson, L. J., K. Hall, H. C. Prentice, M. Ihse, T. Reitalu, M. T. Sykes and M. Kindström. 2008. Semi-natural grassland continuity, long-term land-use change and plant species richness in an agricultural landscape on Öland, Sweden. *Landscape and Urban Planning* 84: 200-211.
9. Lindborg, R. and O. Eriksson. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840-1845.
10. Loreau, M. 2000. Are communities saturated? On the relationship between α, β and γ diversity. *Ecology Letters* 3: 73-76.
11. Luoto, M., J. Pykälä and M. Kuussaari. 2003. Decline of landscape-scale habitat and species diversity

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]

after the end of cattle grazing. *Journal for Nature Conservation* 11: 171-178.
12. Memariani, F., M. R. Joharchi, H. Ejtehadi and K. Emadzade. 2009. Contributions to the flora and vegetation of Binalood mountain range, NE Iran: Floristic and chorological studies in Fereizi region. *Ferdowsi University International Journal of Biological Sciences* 3(1): 1-17.
13. Naveh, Z. and R. H. Whittaker. 1979. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. *Plant Ecology* 41(3): 171-190.
14. Partel, M., A. Helm, T. Reitalu, J. Liira and M. Zobel. 2007. Grassland diversity related to the Late Iron Age human population density. *Journal of Ecology* 95: 574-582.
15. Pueyoa, Y., C. L. Aladosa and C. Ferrer-Benimeli. 2006. Is the analysis of plant community structure better than common species-diversity indices for assessing the effects of livestock grazing on a Mediterranean arid ecosystem? *Journal of Arid Environments* 64: 698-712.
16. Shackleton, C. M. 2000. Comparison of plant diversity in protected and communal lands in the Bushbuckridge lowveld savanna, South Africa. *Biological Conservation* 94: 273-285.
17. Shaltout, K. H., E. F. ElHalawany and H. F. ElKady. 1996. Consequences of protection from grazing on diversity and abundance of the coastal lowland vegetation in Eastern Saudi Arabia. *Biodiversity and Conservation* 5: 27-36.
18. Spiegelberger, T., D. Matthies, H. Muller-Scharer and U. Schaffner. 2006. Scale-dependent effects of land use on plant species richness of mountain grassland in the European Alps. *Ecography* 29: 1-8.
19. Stohlgren, T. J., L. D. Schell and B. V. Heuvel. 1999. How grazing and soil quality affect native and exotic plant diversity in Rocky Mountain grasslands. *Ecological Applications* 9: 45-64.
20. Tilman, D. 1997. Community invasibility, recruitment limitation and grassland biodiversity. *Ecology* 78: 81-92.
21. Todd, S. and M. Hoffman. 1999. A fence-line contrast reveals effects of heavy grazing on plant diversity and community composition in Namaqualand, South Africa. *Plant Ecology* 142: 169-178.
22. Todd, S. and M. Hoffman. 2000. Correlates of stocking rate and overgrazing in the Leliefontein Communal Reserve, central Namaqualand. *African Journal of Range and Forage Science* 17: 36-45.
23. West, N. E. 1993. Biodiversity of ranglands. *Journal of Range Management* 46: 2-13.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.17.5.7]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.17.51]