فصلنامه علمی-پژوهشی تحقیقات مرتع و بیابان ایران
جلد ۲۵، شماره ۱، صفحه ۱۲۸-۱۱۶ (۱۳۹۷)
شناسه دیجیتال (DOI): 10.22092/ijrdr.2018.116230

تغییرات ترکیب گیاهی در شدت‌های مختلف چرای دام در جنگل بلوط دالاب استان ایلام

حمیدرضا میرداودی[۱*]، وحید اعتماد[۲]، محمدرضا مروی مهاجر[۳] و قوام‌الدین زاهدی[۳]

۱*- نویسنده مسئول، استادیار پژوهشی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان مرکزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اراک، ایران، پست الکترونیک: hmirdavoodi@yahoo.com

۲- دانشیار، گروه جنگل‌داری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

۳- استاد، گروه جنگل‌داری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

تاریخ دریافت: ۹۵/۱/۱۷ تاریخ پذیرش: ۹۵/۸/۲

چکیده

چرای دام یکی از مهمترین عوامل در فراهم نمودن شرایط محیطی برای تغییر در ترکیب گونه‌ای، ساختار و کارکردهای اکوسیستم‌ها می‌باشد. جنگل‌های غرب ایران نیز به‌عنوان یکی از اکوسیستم‌های ارزشمند از این تهدید مستثنی نبوده و ضروری است جنبه‌های مختلف این پدیده در این اکوسیستم‌ها مورد مطالعه قرار گیرد. بدین‌منظور اطلاعات مربوط به پوشش گیاهی، خاک و سایر متغیرهای محیطی در کف جنگل دالاب در استان ایلام با استفاده از ۵۳ قطعه نمونه (۱۶×۱۶ متری) به روش تصادفی در شدت‌های مختلف چرای دام برداشت شد. برای طبقه‌بندی گروه گونه‌های اکولوژیک از روش آنالیز دو طرفه گونه‌های شاخص، برای تعیین گونه‌های معرف هر کلاس از آنالیز گونه‌های شاخص و برای مشخص کردن ارتباط گروه‌های گیاهی با عوامل مختلف مورد بررسی از روش رسته‌بندی تحلیل تطبیقی متعارفی استفاده گردید. نتایج نشان داد که چرای دام در کنار فاکتورهای توپوگرافی، خاک و نور رسیده به کف جنگل به‌عنوان تأثیرگذارترین عوامل بر ترکیب گیاهی شناخته شدند. چرای دام با بیان ۱۱/۲ درصد از تغییرات موجود در گونه‌های گیاهی، بیشترین تأثیر را در ایجاد تغییر در فلور کف جنگل داشت. افزایش چرای دام عمدتاً باعث افزایش فراوانی گونه‌های غیر خوشخوراک و مقاوم به چرای دام و کوبیدگی خاک و همچنین افزایش گونه‌های یکساله مانند *Bromus tectorum*، *Picnomon acarna*، *Minuartia picta* ، *Rochelia disperma*، *Holesteum umbellatum*، *Lophocloa phlorides* و *Valerianella vesicaria* شده است. این گونه‌ها بر اساس تراکم، حضور و منابع موجود به‌عنوان مهاجم شناخته شدند. از سویی به نظر می‌رسد گسترش گونه‌های خوشخوراکی مانند*Vicia sativa*، *Trifolium physodes*، *Lens cyanea*، *Lathyrus inconspicaus* در سایت چرای متوسط، مبین نقش چرای متعادل دام در حفظ مناسب ترکیب گونه‌های گیاهی در مراتع است.

واژه‌های کلیدی: ایران، جنگل‌های بلوط، شدت چرای دام، رسته‌بندی، گونه‌های مهاجم.

مقدمه

آشفتگی (Disturbance) به‌عنوان یکی از اجزای کارکردی مهم اکوسیستم‌ها و از پدیده‌های شایع در طبیعت است (Gurarni *et al.*, 2010) که به‌طور قابل توجهی پویایی پوشش گیاهی، فرایندها و ساختار جوامع را در هر اکوسیستم تحت تأثیر قرار می‌دهد. چرای دام به‌عنوان یک آشفتگی مهم

Archive of SID
www.SID.ir

در فراهم نمودن شرایط محیطی برای تغییر در ترکیب گونه‌ای، ساختار و کارکردهای اکوسیستم نقش به‌سزایی دارد (Bouahim *et al.*, 2010). چرای دام با توجه به نوع و فراوانی دام، مدت و زمان چرا و نوع پوشش گیاهی می‌تواند باعث افزایش تنوع زیستی و کارکردهای اکوسیستم (Van Uytvanck & Hoffmann, 2009)، کاهش تنوع گونه‌ای و حذف گونه‌های حساس (Bouahim *et al.*, 2010) و یا تهاجم گونه‌های مهاجم گردد (Vavra *et al.*, 2007).

مهمترین ویژگی‌های گونه‌ای مهاجم عبارتند از: رشد سریع، قدرت تولید مثل بالا، توانایی پراکنش بالا، قدرت سازگاری و رقابت بالا، طول عمر کوتاه، مدت زمان بذردهی بالا، اندازه بذر کوچک و زنده‌مانی طولانی بذرها (Ewell *et al.*, 1999; Martin *et al.*, 2009). نظر محققان در مورد اطلاق صفت مهاجم به گونه‌های گیاهی و جانوری متفاوت می‌باشد، برخی از آنان معتقدند که فقط گونه‌های غیر بومی که زیستگاه واقعی آنها با زیستگاه فعلی پیوستگی نداشته و به‌صورت تصادفی و یا در اثر دخالت انسان وارد آن شده‌اند گونه‌های مهاجم محسوب می‌شوند (Blackburn *et al.*, 2011). در حالی که تعدادی از محققان بر این باورند که ویژگی‌های اکولوژی و تأثیر گونه‌ها بر جوامع باید مبنای تصمیم‌گیری در مورد گونه‌های مهاجم باشد نه مبنای جغرافیایی آن (Simberloff & Rejmanek, 2011).

Debrot و de Freitas (۱۹۹۳) رستنی‌های صخره‌ای منطقه‌ای در جنوب‌غرب دریای کارائیب را که قسمتی از آن تحت چرای دام‌های اهلی بود مقایسه و نتیجه گرفتند که چرا باعث حذف گونه‌های حساس به چرا شده، همچنین رقابت را برای گونه‌های مقاوم از بین می‌برد. چرای دام ممکن است سرعت توالی را به طرف یک جنگل بالغ کاهش داده و تنوع گونه‌ای را کاهش یا افزایش دهد، همچنین بر ساختار و باروری پوشش گیاهی تأثیر گذاشته و ممکن است تغییرات عمده‌ای را بر چرخه ازت داشته باشد. مطالعه اثرات چرای دام بر تنوع و ترکیب گونه‌ای در بوته‌زارهای یونان نشان داد که با افزایش شدت چرای دام، غنای گونه‌ای افزایش یافته و گونه‌های یکساله سهم بیشتری را در ترکیب گونه‌ها داشتند. همچنین غنای گونه‌ای فورب‌ها و گراس‌های چندساله نیز با افزایش شدت چرای دام افزایش یافت، هر چند که غالبیت آنها در ترکیب گونه‌ای کاهش یافت. غنای گونه‌ای بوته‌های کوتاه تحت تأثیر چرای دام قرار نگرفت و تنوع گونه‌ای بوته‌های بلند نیز کاهش نشان داد، این در حالی بود که غنای گونه‌ای گونه‌های مختلف در سایت تحت قرق نسبت به یکدیکر تغییری نیافت، بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که غنای گونه‌ای همبستگی مثبتی با چرای دام داشته و موجب افزایش تنوع گونه‌ای شده است (Papanikolaou *et al.*, 2011).

تأثیر چرای دام بر پوشش کف جنگل‌های شاخه‌زاد بلوط در یونان نشان داد که درصد پوشش گیاهی در منطقه حفاظت شده به‌طور معنی‌داری افزایش یافته و در منطقه تحت چرای دام گونه‌های بوته‌ای در چرای شدید به طور معنی‌داری در مقایسه با چرای متوسط افزایش و گونه‌های گراس کاهش داشته‌اند، این در حالی است که در منطقه قرق شده، نسبت گونه‌های بوته‌ای افزایش و سهم گونه‌های فورب کاهش یافته است، به‌طور کلی تنوع گونه‌ای در منطقه حفاظت شده به‌طور معنی‌داری کاهش نشان داد (Kyriazopoulos *et al.*, 2010).

Keeley و همکاران (۲۰۰۳) با استفاده از شاخص‌های تنوع، اثرات چرای دام را بر تنوع گونه‌ای و گونه‌های مهاجم غیر بومی در آمریکا مطالعه کرده و نتیجه گرفتند که در اثر چرای دام در رویشگاه‌های بلوط، گونه‌های غیر بومی به‌شدت غالب شده‌اند و بیشتر این گونه‌ها یکساله بوده و جایگزین گندمیان بومی در منطقه شده‌اند. غنای گونه‌ای گونه‌های غیر بومی (۵۶ گونه) افزایش یافته است و این نشان‌دهنده وقوع آشفتگی در منطقه می‌باشد. از گندمیان مهاجم مهم موجود در این جوامع، به جنس‌های *Avena* با دو گونه، *Bromus* با ۷ گونه به‌ویژه گونه‌های *B. diandrus* و *B. hordeaceous*، *Hordeum* با دو گونه، *Lolium multiflorum*، *Vulpia myuros* و از فورب‌های مهم می‌توان به *Centaurea melitensis*، *Geranium molle*، *Cerastium glomeratum* و جنس *Erodium* با چهار گونه، *Silene gallica* و دو گونه از جنس *Torilis* اشاره

Archive of SID

www.SID.ir

شده است.

Ejtehadi و همکاران (۲۰۰۲) شاخص‌های عددی تنوع گونه‌ای در دو رویشگاه مرتعی با مدیریت متفاوت چرای دام در حوزه آبخیز سد طرق مشهد را مطالعه و به این نتیجه رسیدند که رویشگاه قرق (فاقد چرای دام)، دارای غنا، یکنواختی و تنوع بیشتری نسبت به رویشگاه تحت چراست. همچنین بیان کردند که بعضی از گونه‌های خوشخوراک و با ارزش علوفه‌ای بالا، دارای فراوانی کمتر بوده و یا حذف شده‌اند.

جنگل‌های غرب ایران با تنوع گونه‌ای منحصر به فرد خود و دارا بودن جوامع گیاهی متعدد جزو مهمترین اکوسیستم‌های طبیعی ایران محسوب می‌شوند که متأسفانه تمرکز بهره‌برداری‌ها و دخالت انسان به‌ویژه چرای خارج از فصل و بیش از حد ظرفیت علوفه تولیدی دام‌های عشایر و روستائیان در این جوامع موجب پیدایش شرایط جدید محیطی گردیده که قابلیت پذیرش جوامع گیاهی و استقرار گونه‌های خاصی را دارد و متأسفانه ترکیب فلوریستیکی و تنوع گونه‌ای جوامع گیاهی موجود در این جنگل‌ها بر اثر این آشفتگی‌ها دچار تغییرات زیادی شده است. کمبود اطلاعات در مورد وضعیت گونه‌های مهاجم در کف جنگل‌های بلوط غرب ایران و عوامل مؤثر بر استقرار و پراکنش آنها و تأثیر متقابل آنها بر جوامع جنگلی و همچنین اهمیت این گونه‌ها به دلیل ارتباط معنی‌دارشان با حفظ اکوسیستم‌ها، سبب گردید تا در این تحقیق وضعیت این جوامع از لحاظ محورهای زیر مورد ارزیابی قرار گیرند و اطلاعاتی در مورد این مسائل در جوامع بلوط پارک دالاب که در منطقه حفاظت شده مانشت و قلارنگ در استان ایلام قرار گرفته است بدست آید.

آیا چرای دام بر ترکیب گونه‌های گیاهی در گروه‌های اکولوژیک تأثیرگذار است؟

در صورت مثبت بودن اثر چرای دام بر ترکیب گونه‌ای، آیا گونه‌های شاخص در شدت‌های مختلف چرای دام وجود دارد؟

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه با نام محلی پارک دالاب، منطقه کوهستانی از رشته‌کوه‌های زاگرس است که با مساحت حدود ۲۰۰۰ هکتار در ۲۵ کیلومتری شمال‌غرب شهرستان ایلام و در مختصات ۴۶ درجه و ۲۰ دقیقه تا ۴۶ درجه و ۳۰ دقیقه طول شرقی و ۳۳ درجه و ۴۰ دقیقه تا ۳۳ درجه و ۴۵ دقیقه عرض شمالی واقع شده است. حداقل و حداکثر ارتفاع از سطح دریا به‌ترتیب برابر ۱۳۰۰ و ۲۱۰۰ متر و جهت عمومی دامنه ارتفاعات شمالی می‌باشد. متوسط میزان بارندگی سال زراعی بر اساس ایستگاه هواشناسی سینوپتیک ایلام طی یک دوره ۲۶ ساله (۱۳۶۵-۱۳۹۱) برابر ۵۶۵ میلی‌متر است که بارش‌ها عمدتاً در فصل زمستان به صورت برف می‌باشد. میانگین دمای حداقل و حداکثر سالیانه به‌ترتیب ۱۱/۵ و ۲۲/۴ درجه سانتیگراد و اقلیم منطقه بر اساس روش آمبرژه، نیمه‌خشک معتدل است (Mirdavoodi *et al.*, 2015). منطقه دالاب جزو منطقه حفاظت شده مانشت و قلارنگ بوده و توده بلوط ایرانی (*Quercus brantii* Lindl.) مهمترین توده تشکیل دهنده این جنگل است که دارای جوامع بلوط با آشفتگی چرای دام در شدتهای مختلف و مناطق جنگلی بدون چرای دام (حدود ۲۵ سال تحت حفاظت) می‌باشد.

در این مطالعه ابتدا مناطقی که دارای پوشش غالب بلوط ایرانی (*Quercus brantii*) بدون چرای دام و مناطق مشابه در اطراف آن، که برای مدت ۲۵ سال تحت تأثیر شدت‌های مختلف چرای دام قرار داشتند، مشخص گردید. واحدهای رویشی یکنواخت و همگن در هر کلاس آشفتگی به طور دقیق انتخاب و بعد در هر گروه، سطح قطعه نمونه بر اساس روش قطعات نمونه حلزونی و منحنی سطح- گونه تعیین گردید (Asri, 2005). اندازه سطح قطعات نمونه ۱۶× ۱۶ متر برآورد گردید. اطلاعات مربوط به پوشش گیاهی، خاک و سایر متغیرهای محیطی در شدت‌های مختلف چرای دام به صورت تصادفی و در قالب ۵۳ قطعه نمونه در رده‌های مختلف آشفتگی و با توجه به مساحت هر سایت با استفاده از نمونه‌برداری با مونه‌بندی به روش تقسیم به نسبت، برداشت شد (Zobeiri, 2007). اطلاعات مربوط به تعداد دام طی ۲۵ سال گذشته، با استفاده از آمار موجود در اداره منابع

Archive of SID

www.SID.ir

طبیعی شهرستان ایلام و اطلاعات محلی به‌دست آمد و میزان موجودی دام در هکتار در سال (Stocking rate) به‌عنوان شاخصی از شدت چرای دام مورد استفاده قرار گرفت (Shakeri, 2012).

موقعیت تمامی قطعات نمونه با استفاده از دستگاه موقعیت‌یاب ثبت شد. برای کلیه گونه‌های ثبت شده در هر قطعه نمونه دو ویژگی فراوانی–چیرگی (Abundance–dominance) با استفاده از ضرایب براون– بلانکه تعیین گردید (Asri, 2005). برای بدست آوردن نمونه‌های همگن خاک، از چهار گوشه و مرکز قطعه نمونه و از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری خاک جمع‌آوری و با همدیگر مخلوط و نمونه آماده شده به این طریق برای مطالعات خاک‌شناسی مورد استفاده قرار گرفت. خصوصیات خاک شامل بافت خاک (روش هیدرومتر)، اسیدیته (گل اشباع و با استفاده از pH متر)، درصد مواد خنثی شونده (با استفاده از روش تیتراسیون)، فسفر قابل جذب (با استفاده از روش السون)، پتاسیم قابل جذب (با استفاده از روش استات آمونیوم)، کربن آلی (با استفاده از روش والکی–بلاک)، ازت کل (با استفاده از روش کجدال)، وزن مخصوص ظاهری خاک (با استفاده از سیلندرهای مخصوص نمونه‌برداری خاک)، درصد پروزیته، درصد خاک لخت و درصد لاشبرگ در سطح قطعه نمونه اندازه‌گیری شد. شکل‌های زیستی گیاهان بر اساس تعریف Raunkier (۱۹۳۴) مشخص شدند. برای اطمینان از سایت‌های انتخابی، طبقه‌بندی قطعات نمونه در ارتباط با عوامل محیطی و تعیین گروه گونه‌های اکولوژیک با استفاده از روش آنالیز گونه‌های شاخص دو طرفه (TWINSPAN) انجام گردید. با بررسی شدت چرای دام در هریک از پلات‌های موجود در هر گروه، تفکیک گروه‌های اکولوژیک از نظر آشفتگی چرای دام مشخص گردید. نقطه توقف برای شکل‌گیری خوشه‌ها سطح سوم انتخاب گردید (Basiri & Karami, 2006). برای تعیین گونه‌های شاخص در گروه‌های اکولوژیک روش (Dufrene & Legendre, 1997) و نرم‌افزار PC-ORD مورد استفاده قرار گرفت (McCune & Mefford, 1999). همبستگی مکانی بین قطعات نمونه با استفاده از ۹ پارامتر مکانی مورد ارزیابی قرار گرفت (Shakeri, 2012). برای تعیین مهمترین عوامل تأثیرگذار بر ترکیب پوشش گیاهی، از روش انتخاب رو به جلو (Interactive-Forward-selection) و نرم‌افزار Canoco 4.99 استفاده شد (Ter Braak & Smilauer, 2012). برای مشخص کردن تأثیر گروه متغیرهای انتخاب شده بر ترکیب پوشش گیاهی از روش رسته‌بندی تطبیقی متعارفی جزئی (Partial-Canonical Correspondence Analysis) و برای بررسی معنی‌داری رابطه بین ترکیب گونه‌ای و محورهای به‌دست آمده از متغیرهای محیطی، از آزمون جایگشت (Permutation) مونت کارلو (Monte Carlo) استفاده شد (Shakeri, 2012). همچنین پاسخ گونه‌های مهاجم به شدت چرای دام با استفاده از مدل افزایشی تعمیم‌یافته (Generalized Additive Models) آزمون شد (Godefroid & Koedam, 2004).

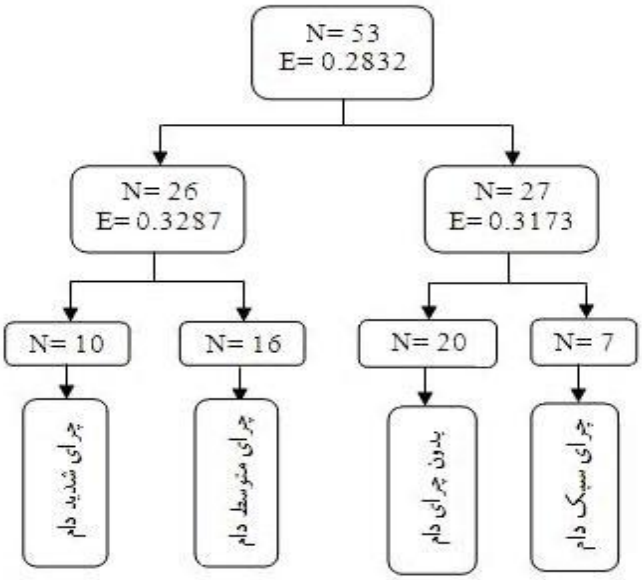
نتایج

مطالعه رستنی‌های موجود در منطقه، وجود ۱۷۸ گونه گیاه آوندی متعلق به ۱۲۵ جنس و ۳۵ تیره گیاهی را نشان داد. بیشترین تعداد گونه‌ها به‌ترتیب متعلق به تیره‌های Asteraceae با ۲۴ گونه، Fabaceae با ۲۰ گونه و Poaceae با ۱۵ گونه بود. در بین گیاهان این منطقه تروفیت‌ها با فراوانی ۳۹/۶ درصد شکل زیستی غالب را تشکیل داده است و بعد از آن همی‌کریپتوفیت‌ها، ژئوفیت‌ها، کاموفیت‌ها و فانروفیت‌ها به‌ترتیب با فراوانی ۲۵/۷، ۱۵/۹، ۱۳/۲ و ۵/۶ درصد قرار دارند.

نتایج حاصل از آنالیز گونه‌های شاخص دو طرفه (TWINSPAN) با ۵۳ قطعه نمونه و ۱۷۸ گونه گیاهی منجر به تفکیک چهار گروه اکولوژیک گردید (شکل ۱).

Archive of SID

www.SID.ir



شکل ۱- گروه گونه‌های اکولوژیک حاصل از آنالیز گونه‌های شاخص دو طرفه. (E) مقادیر ویژه، (N) تعداد قطعات نمونه

گروه‌های تفکیکی دقیقا با قطعات نمونه انتخاب شده در شدت‌های مختلف چرای دام هماهنگ بود. گونه‌های معرف هر گروه (شدت‌های محتلف چرای دام) بر اساس روش Dufrene و Legender (۱۹۹۷) تعیین گردید (جدول۱).

انتخاب رو به جلو در رسته‌بندی کانونیک منجر به انتخاب ۹ متغیر از بین ۳۷ متغیر اولیه شد. متغیرهای انتخاب شده در پنج گروه خلاصه شدند. از گروه "آشفتگی (D)"چهار کلاسه چرای متوسط، چرای سبک، چرای بی‌رویه و بدون آشفتگی، از گروه "خاک (S)" وزن مخصوص ظاهری خاک انتخاب شدند. از گروه "نور (L)" متغیر پوشش تاجی طبقه فوقانی به‌عنوان معیاری از میزان نور رسیده به کف جنگل، از گروه "توپوگرافی (T)" جهت و درصد شیب و از گروه " همبستگی مکانی (SP) " نیز متغیر عرض جغرافیایی انتخاب شدند (جدول ۲).

Archive of SID

www.SID.ir

جدول ۱– گونه‌های معرف مربوط به شدت‌های مختلف چرای دام

گروه اکولوژیک	مشخصه گروه اکولوژیک	تعداد قطعه نمونه	گونه معرف	مقادیر شاخص مشاهده شده	(P)*
			Bromus tomentellus	۳۳/۲	۰/۰۳۱
			Daphne mucronata	۳۰/۲	۰/۰۱۵
			Chaerophyllum macropodum	۴۲/۵	۰/۰۰۴
			Trigonella elliptica	۲۱/۱	۰/۰۴۸
			Euphorbia condylocarpa	۲۷/۲	۰/۰۳۳
			Asyneuma cichoriform	۳۴/۹	۰/۰۲۱
۱	چرای دام	۲۰	*Hesperis leucoclada*	۴۲/۱	۰/۰۰۴
			Cephalaria syriaca	۳۱/۶	۰/۰۳۲
			Bunium luristanicum	۴۰/۱	۰/۰۱۹
			Gypsophylla pallida	۳۱/۲	۰/۰۱
			Ranunculus oxyspermus	۳۸/۳	۰/۰۲۹
			Hypericum scabrum	۲۶/۳	۰/۰۳۷
			Stipa arabica	۴۱/۳	۰/۰۰۱
			Centaurea behen	۲۶/۴	۰/۰۱۹
			Gundelia tournefortii Picris strigosa	۳۴/۴	۰/۰۱۲
			Crupina crupinastrum	۳۲/۱	۰/۰۱۸
			Achillea aleppica	۲۸/۱	۰/۰۳۸
			Teucrium polium	۲۵	۰/۰۱۸
۲	چرای سبک دام	۷	*Avena fatua*	۵۶/۵	۰/۰۰۱
			Salvia multicaulis	۳۰/۳	۰/۰۱۳
			Astragalus adulterianus	۲۷	۰/۰۲۹
			Allium stamineum	۳۳/۳	۰/۰۱۶
			Stachys inflata	۳۷/۵	۰/۰۰۴
			Coronilla scorpioides	۴۱	۰/۰۰۱
				۲۸/۸	۰/۰۲۱
			Hordeum bulbosum	۳۶/۱	۰/۰۱۲
			Galium aparine	۵۵/۵	۰/۰۰۲
			Torilis leptophylla	۴۸/۱	۰/۰۰۱
			Vicia sativa	۴۷/۷	۰/۰۰۴
۳	چرای متوسط دام	۱۶	*Trifolium physodes*	۲۵	۰/۰۲۷
			Medicago rigidula	۳۲/۲	۰/۰۰۵
			Lens cyanea	۴۰/۷	۰/۰۰۴
			Lathyrus inconspicaus	۳۷/۴	۰/۰۱
			Alyssum linifolium	۴۲/۱	۰/۰۰۶
			Talaspi perfoliatum	۳۶/۷	۰/۰۳۷
			Helianthemum salicifolium	۳۰	۰/۰۴۴
۴	چرای شدید دام	۱۰	*Picnomon acarna*	۲۲/۹	۰/۰۴۶
			Valerianella vesicaria	۵۰	۰/۰۰۲
			Holesteum umbellatum	۷۶/۳	۰/۰۰۱
			Minuartia picta	۲۴/۸	۰/۰۳۹

Archive of SID

www.SID.ir

گروه اکولوژیک	مشخصه گروه اکولوژیک	تعداد قطعه نمونه	گونه معرف	مقادیر شاخص مشاهده شده	(P)*
			Rochelia disperma	۴۱/۴	۰/۰۰۲
			Ficaria Kochii	۳۰/۵	۰/۰۳۵
			Bromus tectorum	۴۱	۰/۰۰۵
			Lophocloa phlorides	۳۰	۰/۰۰۵
			Thalictrum sultanabadense	۲۸/۴	۰/۰۳۱

*: مقدار P معنی‌دار بودن مقادیر بدست آمده با استفاده از آزمون مونت کارلو با ۱۰۰۰ جایگشت تصادفی را نشان می‌دهد.

جدول ۲– متغیرهای انتخاب شده حاصل از انتخاب رو به جلو در آنالیز تطبیقی متعارفی

عوامل اکولوژیک	متغیرهای انتخاب شده	درصد واریانس بیان شده	F*	P*
آشفتگی	چرای سبک دام	۴/۷	۲/۵	۰/۰۰۲
	بدون چرای دام	۴/۵	۲/۵	۰/۰۰۲
	چرای سنگین دام	۴	۲/۳	۰/۰۰۲
	چرای متوسط دام	۴	۲/۳	۰/۰۰۴
خاک	وزن مخصوص ظاهری	۲/۳	۱/۳	۰/۰۲۴
توپوگرافی	درصد شیب	۲ /۳	۱/۳	۰/۰۱۸
	جهت شیب	۲/۲	۱/۳	۰/۰۳۲
نور	درصد پوشش گیاهی اشکوب فوقانی	۲/۲	۱/۳	۰/۰۳۸
همبستگی مکانی	عرض جغرافیایی	۲/۶	۱/۵	۰/۰۰۴

* F: آماره آزمون محاسبه شده برای معنی‌داری محورهای کانونی، P: مقدار سطح احتمال بدست آمده از آزمون جایگشت مونت کارلو (با ۱۰۰۰ جایگشت تصادفی)

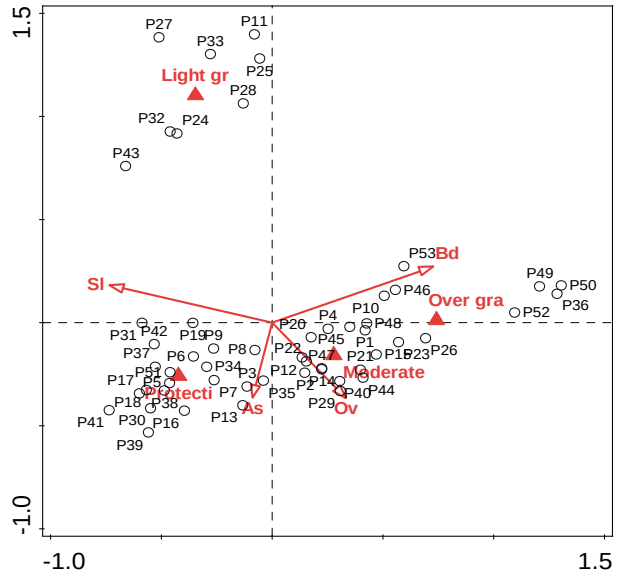
مقدار کل واریانس موجود در پوشش گیاهی، که با استفاده از رسته‌بندی کانونیک بیان شده است برابر ۴/۳۹۴ می‌باشد. با در نظر گرفتن تمامی متغیرهای انتخاب شده به‌عنوان متغیر محدوده کننده (Constraining Variable) و در نظر گرفتن همبستگی مکانی به‌عنوان متغیر کنترلی، مدل فوق ۲۲/۴ درصد از کل این واریانس را بیان می‌نماید.

سپس اثر خالص و ناخالص هریک از گروه متغیرهای موجود بر روی ترکیب گیاهی با استفاده از آزمون مونت کارلو با ۱۰۰۰ جایگشت تصادفی مورد تجزیه‌وتحلیل قرار گرفتند. تأثیر خالص بیانگر تأثیر یک گروه از متغیرها بر روی ترکیب گیاهی است بدون در نظر گرفتن اثر سایر متغیرها (متغیرهای همکار)، در صورتی که اثر ناخالص بیانگر تأثیر یک گروه از متغیرها، با توجه به اثر سایر متغیرهاست (Lososová *et al.*, 2004). تأثیر ناخالص برای گروه آشفتگی، توپوگرافی، خاک و پوشش گیاهی طبقات فوقانی به‌عنوان معیاری برای مقدار نور رسیده به کف جنگل به‌ترتیب برابر ۱۲/۹، ۶، ۳/۹ و ۲/۹ درصد می‌باشد. با در نظر گرفتن تمامی متغیرهای دیگر به‌عنوان متغیر همکار، تأثیر خالص هریک از گروه‌ها هنوز معنی‌دار بوده و گروه آشفتگی، توپوگرافی، خاک و پوشش گیاهی به‌ترتیب با ۱۱/۲، ۵/۸، ۲/۹ و ۲/۹ درصد به‌ترتیب بیشترین میزان واریانس را توجیه می‌نمایند.

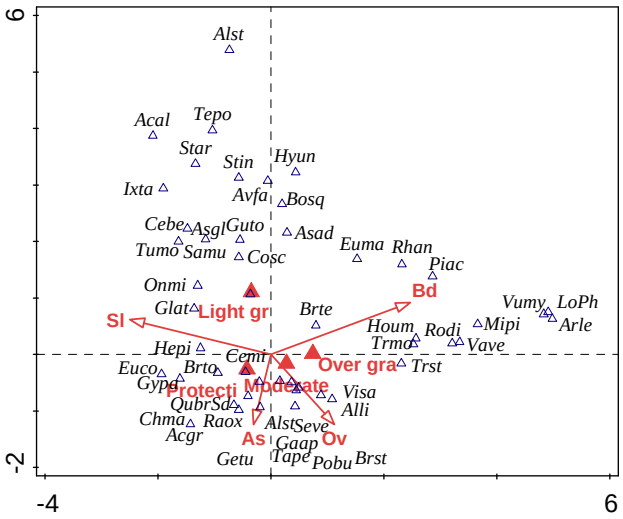
Archive of SID

www.SID.ir

نتایج حاصل از رسته‌بندی تطبیقی متعارفی (CCA) با عوامل انتخاب شده حاصل از آنالیز انتخاب رو به جلو در قالب شکل ۲ و۳ ارائه شده است.



شکل ۲- توزیع قطعات نمونه در ارتباط با متغیرهای محیطی



شکل ۳- توزیع گونه‌های گیاهی در ارتباط با عوامل اکولوژیک. **Bd** وزن مخصوص ظاهری خاک، **Sl** درصد شیب، **As** جهات مختلف جغرافیایی، **Ov** درصد پوشش گیاهی اشکوب فوقانی جنگل، **Light gr** چرای سبک، **Moderate** چرای متوسط، **Over gra** چرای مفرط، **Protecti** حفاظت شده (قرق)

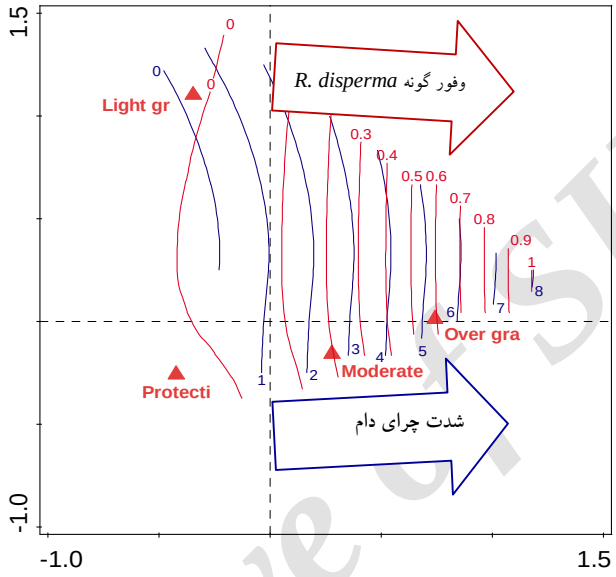
توزیع گونه‌ها در فضای رسته‌بندی نیز نشان‌دهنده تمرکز گونه‌های یکساله و فرصت‌طلب به‌طور عمده در سمت راست محور دوم و گونه‌های مربوط به مراحل نهایی توالی جنگل به‌طور عمده در سمت چپ این محور قرار گرفته‌اند. بررسی شدت چرای دام در شیب‌های مختلف نشان داد که چرای دام در شیب جنوبی به صورت سبک انجام شده و

www.SID.ir

گونه‌های موجود در این قسمت عمدتا مربوط به گونه‌هایی است که در شیب‌های جنوبی رشد کرده‌اند.

لازم به ذکر است که بررسی همبستگی بین شدت چرای دام و پارامترهای مهم خاک نشان داد که بین شدت چرای دام و وزن مخصوص ظاهری (۰/۳۵۸، P=۰/۰۰۲) همبستگی مثبت وجود دارد.

همچنین بررسی پاسخ گونه‌های فرصت‌طلب به شدت چرای دام، براساس مدل افزایشی تعمیم‌یافته در فضای رسته‌بندی کانونیک، نشان داد که بیشتر این گونه‌ها پاسخ مثبت و افزایشی داشته‌اند، به‌عنوان نمونه پاسخ گونه *Rochelia disperma* که یکی از گونه‌های معرف چرای بی‌رویه دام می‌باشد، در شکل ۴ نشان داده شده است.



شکل ۴- منحنی پاسخ گونه ***Rochelia disperma*** به میزان شدت چرای دام

بحث

نتایج مطالعات پوشش گیاهی در منطقه نشان داد که ۳۹/۶ درصد از گونه‌های شناسایی شده دارای شکل زیستی تروفیت بوده که قادرند در مدت کوتاهی رشد نموده و بذرهای بسیار زیادی تولید نمایند که این مشخصه‌ها یکی از خصوصیات گونه‌های مهاجم بوده و فراوانی آنها در داخل مناطق دارای آشفتگی بیشتر می‌باشد، هر چند که تمام این گونه‌ها لزوماً مهاجم نیستند. این موضوع نشان می‌دهد که چرای شدید دام در فراهم نمودن شرایط محیطی در تغییر ترکیب گیاهی به نفع گونه‌های یکساله و بعضاً مهاجم نقش مهمی داشته است. این موضوع همسو با نگرش محققانی مثل Crawley (۱۹۹۷) و Godefroid و همکاران (۲۰۰۵) به آشفتگی است. از مهمترین عوامل مؤثر در تغییر ترکیب گیاهی در رسته‌بندی کانونیک، به غیر از شدت‌های مختلف چرای دام، می‌توان به عوامل توپوگرافی (درصد و جهت شیب)، عوامل خاکی (وزن مخصوص ظاهری) و مقدار نور رسیده به کف جنگل (درصد پوشش تاجی طبقات فوقانی جنگل) اشاره کرد. عوامل توپوگرافی نه تنها باعث تغییر در ترکیب پوشش گیاهی، بلکه موجب تغییر در شدت چرای دام‌ها نیز شده‌اند، به‌طوری‌که اغلب پلات‌های موجود در سایت چرای سبک در شیب‌های جنوبی و یا در شیب‌های تند بودند، این موضوع تأییدی بر واکنش بین آشفتگی و عوامل محیطی در تنوع گونه‌ای می‌باشد. این نتایج در یافته‌های بدست آمده توسط سایر محققان نیز ملاحظه می‌گردد (Heydari & Pourbabaei *et al.*, 2010; Biaou, 2009; Arekhi *et al.*, 2010; Mahdavi, 2009).

Archive of SID
www.SID.ir

با توجه به وجود همبستگی مثبت بین شدت چرای دام با وزن مخصوص ظاهری خاک، به نظر می‌رسد که چرای شدید دام در طی ۲۵ سال گذشته موجب آشفتگی در خاک این سایت‌ها و پراکنش بیشتر گونه‌های فرصت‌طلب که پاسخ مثبت و افزاینده به میزان وزن مخصوص خاک داشتند، شده است. محققانی مانند Wassie و همکاران (۲۰۰۹)، Heydari و Mahdavi (۲۰۰۹)، VanUytvanck و Hoffmann (۲۰۰۹)، Dahlgren و همکاران (۱۹۹۷) و Carcey Hincz و Irma (۲۰۱۱) نیز به نتایج مشابه‌ای در این مورد دست یافته‌اند. همچنین افزایش مقدار نور رسیده به کف جنگل که بخشی ناشی از کاهش پوشش تاجی طبقات فوقانی جنگل به دلیل استفاده چرایی از سرشاخه‌های درختان و عدم تجدید حیات موفق آنها و بخش دیگر آن به دلیل قرار گرفتن در شیب‌های جنوبی است، موجب افزایش گونه‌های یکساله و نورپسند شده است. این یافته مشابه نتایج به‌دست آمده توسط Valipour و همکاران (۲۰۱۴) و Mirdavoodi و همکاران (۲۰۱۵) بود. بنابراین به نظر می‌رسد که باستثنای عوامل توپوگرافی، سایر عوامل محیطی تا حدودی تحت تأثیر چرای دام قرار داشته و چرای دام موجب تغییر شرایط محیطی شده است (Godefroid *et al.*, 2005). به‌طورکلی با در نظر گرفتن تمامی متغیرهای انتخاب شده به‌عنوان متغیر محدوده کننده (Constraining Variable) و در نظر گرفتن همبستگی مکانی به‌عنوان متغیر کنترلی، مدل فوق ۲۲/۴ درصد از کل این واریانس را بیان می‌نماید که این مقدار با توجه به پیچیدگی‌های موجود در جوامع طبیعی، بسیار مطلوب به نظر می‌رسد (Shakeri, 2012).

چرای دام با بیان ۱۱/۲ درصد از تغییرات موجود در پوشش گیاهی، اثر زیادی بر تغییرات ترکیب گیاهی دارد. چرای دام در چهار کلاس، به‌عنوان متغیر تأثیرگذار در رسته‌بندی کانونیک انتخاب شد. چرای دام در شدت‌های متفاوت تأثیر زیادی بر روی ترکیب گونه‌ای در جوامع بلوط دارد. دام نه تنها از طریق چرا، بلکه با حرکت در نقاط مختلف جنگل موجب پراکنش و انتقال اندام‌های زایشی بر پوشش گیاهی تأثیر می‌گذارد. این مطلب با توجه به شکل ۳ و فاصله گونه‌های گیاهی به یکدیگر در شدت‌های مختلف چرای دام در فضای رسته‌بندی، کاملا روشن است. البته این تأثیر چرای دامها بر پراکنش گونه‌های گیاهی توسط Naaf و Wulf (۲۰۰۷) نیز بیان شده است. افزایش فراوانی گونه‌های خوشخوراکی مثل *Trifolium ،Vicia sativa physodes*، *Lens cyanea*، *Lathyrus inconspicaus* در سایت چرای متوسط دام می‌تواند نقش چرای متعادل در حفظ ترکیب گونه‌های گیاهی در مراتع را نشان دهد. از سویی چرای شدید دام باعث حذف گونه‌های خوشخوراک و حساس به چرا (Bouahim *et al.*, 2010) و افزایش استقرار گونه‌های غیر خوشخوراکی همانند *Stellaria media*، *Picnomon acarne*، *Rhagadiolus congulosus*، *Bromus tectorum*، *Euphorbia macroclada*، *Rochbli*، *dispermum*، *Valerianella vesicaria*، *Ceratocephalus falcatus*، *Holesteum umbellatum*، *Valerianella dactylophyllosa*، *Erodium cicotarium* و *Turginia latifolia* شده است. این گونه‌ها بر اساس تراکم، حضور و منابع موجود (Mozaffarian, 2008; Grime *et al.*, 2007; Keeley, 2003)، به‌عنوان مهاجم شناخته شدند. افزایش این گونه‌ها در کلاس آشفتگی چرای شدید دام، به دلیل داشتن ویژگی‌های خاص این گونه‌ها همانند عدم خوشخوراکی، پایین بودن خوشخوراکی نسبت به سایر گونه‌ها، قابل استفاده بودن آنها برای مدت کوتاهی از مراحل فنولوژیکی به دلیل داشتن ترکیبات فنلی، تانن، لیگنین و سلولز بالا در بیشتر مراحل رویش گیاه می‌باشد، که توسط محققانی مثل Augustine و McNaughton (۱۹۹۸) و Sheley و Petroff (۱۹۹۹) هم به آنها اشاره شده است. همچنین سازگاری این گونه‌ها به کوبیدگی خاک و پراکنش بسیار خوب آنها به طور طبیعی و یا توسط دام‌ها، از دیگر دلایل حضور بیشتر آنها در سایت چرای شدید دام می‌باشد. این موارد نیز توسط Vavra و همکاران (۲۰۰۷) مطرح شده‌اند. در این جوامع تعداد کمی از گونه‌ها (عمدتاً گونه‌های زیاد شونده و مهاجم) سهم بسیار زیادی از میدان اکولوژیک را

Archive of SID

www.SID.ir

اشغال نموده‌اند. بنابراین چنانچه چرای شدید دام در این جوامع ادامه یابد و گونه‌های مهاجم با شدت‌های مختلف جایگزین گونه‌های شاخص جوامع در حالت طبیعی شوند، روند توالی پوشش گیاهی این منطقه به سمت قهقرایی خواهد رفت و اثرات نامطلوبی بر اکوسیستم منطقه خواهد گذاشت. از سویی به نظر می‌رسد که چرای سبک تا متوسط دام در منطقه بر بهبود وضعیت تنوع گونه‌ای و افزایش پایداری این جنگل‌ها تأثیر داشته است. بنابراین مدیریت صحیح دام در جنگل‌های غرب ایران (تناسب دام ورودی به جنگل با ظرفیت پذیرش دام در منطقه، رعایت فصل چرای دام، اجرای سیستم چرای تناوبی به‌منظور استقرار گونه‌های گیاهی مرتعی و همچنین نونهال‌های طبیعی بلوط به‌ویژه در سال بذردهی فراوان این گونه) به‌عنوان یک ابزار مدیریتی برای حفظ، نگهداری و یا حتی بازسازی این اکوسیستم‌ها در طرح‌های مدیریتی باید مورد توجه قرار گیرد.

منابع مورد استفاده

- Arekhi, S., Heydari, M. and Pourbabaei, H., 2010. Vegetation-environmental relationships and ecological species groups of the Ilam oak forest landscape, Iran. Caspian Journal of Environmental Sciences, 8(2): 115-125.
- Asri, Y., 2005. Ecology of vegetation. Payam Noor University Publisher, Iran, 209p.
- Augustine, D. J. and McNaughton, S. J, 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. Journal of Wild life Management, 62: 1165-1183.
- Basiri, R. and Karami, P., 2006. The use of diversity indices to assess the plant diversity in Marivan, Chenareh forests. Agricultural Science and Natural Resources, 13(5):163-172
- Biaou, S. H., Sterck, I. F. J. and Holmgren, M., 2009. Tree recruitment in West African dry woodlands. The interactive effects of climate, soil, fire and grazing. Ph.D. Thesis, Wageningen University, The Netherlands, 182p.
- Bouahim, S., Rhazi, L., Amami, B., Sahib, N., Rhazi, M., Waterkeyn, A., Zouahri, A., Mesleard, F., Muller, S.D. and Grillas, P., 2010. Impact of grazing on the species richness of plant communities in Mediterranean temporary pool (western Morocco). Comptes Rendus Bioloies, 333:670-679.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton6, J. T., Duncan R. P., Jarošĭk, V., Wilson, J. R. U. and Richardson, D. M., 2011. A proposed unified framework for biological invasions Trends in Ecology and Evolution, 26(7):333- 339.
- Carcey Hincz, P. A. and Diaz Aguilar, I., 2011. Impact of grazing on soil mesofauna diversity and community composition in deciduous forested rangelands of northwest Alberta. 23p.
- Crawley, M. J. 1997. Plant ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 736 p.
- Dahlgren, R. A., Singer, M. J. and Huang, X., 1997. Oak tree and grazing impacts on soil properties and nutrients in California oak woodland. Biogeochemistry, 39: 45–64.
- Debrot, A. O. and de Freitas, J. A., 1993. A comparison of ungrazed and livestock-grazed rock vegetation in Curacao. Bitropica, 25: 270- 280.
- Dufrene, M. and Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach, Ecological Monographs, 67:345- 366.
- Ejtehadi, H., Akkafi, H. and Ghorshi Alhoseini, J., 2002. Comparison of numerical indicators of diversity at two sites with different grazing management. Iranian Journal of Biology, 13(4):49-58.
- Ewell, J. J., O, Dowad, D. J., Bergelson, J., Daehler, C. C., Antonion, C. M., Gomes. L. D., Gordon, D. R., Hobbs, R. J., Holt, A., Hopper, K. R., Hughes, C. E., LaHart, M., Leakey, R. R. B., Wong, W. G., Loope, L. L., Lorence, D. H., Louda, S. M., Lugo, A. E., McEvoy, P. B., Richardson, D. M. and Vitousek, P. M., 1999. Deliberate introductions of species: Research needs- Benefits can be reaped, but risks are high. Bioscience, 49(8):619- 630.
- Godefroid, S. and Koedam, N., 2004. Interspecific variation in Soil compaction sensitivity among forest floor species. Biological Conservation, 119: 207-217.
- Godefroid, S., Phartyal, S. S., Weyembergh, G. and Koedam, N., 2005. Ecological factors controlling the abundance of non- native invasive black cherry (
- *Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. Forest Ecology and Management 210, 91-105.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G., Hunt, R., 2007. Comparative Plant Ecology a functional approach to commom British species. Castlepoint Press, Dalbeattie, 762p.
- Gurarni, D., Arya, N., Yadava, A., and Ram, J., 2010. Studies on plant biodiversity of pure Pinus Roxburghii Sarg. Forest and mixed Pine-Oak Forest

Archive of SID

www.SID.ir

– Pourbabaei, H., Heydari, M. and Najafifar, A., 2010. The relationship between plant diversity and physiographic factors in Ghalarang protected area. Ecology Environment Conservation, 16(4):1-7.
– Raunkier, C., 1934. The life form of plants and statistical plant geography, Oxford. In: Phytosociology. Atri, M. 1997. Research Institute of Forests and Rangelands, 384p.
– Shakeri, Z., 2012. Invasive plants following disturbances in *Fagus orientalis* communities in the Caspian forests, North of Iran. Ph.D. Thesis, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, 105p.
– Sheley, R. L. and Petroff, J. K., 1999. Biology and management of noxious rangeland weeds. Oregon State University Press, Corvallis, Oregon, 464p.
– Simberloff, D. and Rejmanek, M., 2011. Encyclopoedia of biological invasions. University of California Press, Los Angeles, 792p.
– Ter Braak, C. J. F. and Smilauer, P., 2012. Canoco 4.99, Software for multivariate data exploration, Trial version.
– Valipour, A., Plieninger, T., Shakeri, Z., Ghazanfari, H., Namiranian, M. and Lexer, M. J., 2014. Traditional silvopastoral management and its effects on forest stand structure in northern Zagros, Iran. Journal of Forest Ecology and Management 327:221–230.
– Van Uytvanck, J. and Hoffmann, M., 2009. Impact of grazing management with large herbivores on Forest ground flora and bramble understory. Acta Oecologica, 35: 523- 532.
– Vavra, M., Paks, C. G. and Wisdom, M. J., 2007. Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. Forest Ecology and Management, 246: 66- 72.
– Wassie, A., Sterck, F. J., Teketay, D. and Bongers, F., 2009. Effect of livestock exclusion on tree regeneration in church forests of Ethiopia. Forest Ecology and Management, 257: 765- 772.
– Zobeiri, M., 2007. Forest biometry. Faculty of natural resources, university of Tehran, Iran. 405p.
in Uttarakhand Himalaya. New York Science Journal, 3(8):1-5.
– Heydari, M. and Mahdavi, A., 2009. The survey of plant species diversity and richness between ecological species groups (Zagros ecosystem, Ilam). Journal of Applied Sciences 9: 745- 751.
– Keeley, J. E., Lubin D., Fortheringham C. J., 2003. Fire and grazing impacts on plant diversity and alien plant invasions in the Southern Sierra Nevada. Ecological Application, 13(5): 1355- 1374.
– Kyriazopoulos, A. P., Abraham, E. M., Parissi, Z. M., Korakis G. and Abas, Z., 2010. Floristic diversity of an open coppice oak forest as affected by grazing. Options Méditerranéennes, A no. 92:247- 250.
– Lososová, Z., Chytrý, Š., Cimalová, Z., Kropáč, Z., Otýpková, P., Pyšek, S. and Tichý, L., 2004. Weed vegetation of arable land in Central Europe: Gradients of diversity and species composition. Journal of Vegetation Science, 15: 414-422.
– Martin, P. H., Canham, C. D. and Marks P. L., 2009. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introduction, stand dynamics and the role of shade tolerance. Journal of Frontiers in Ecology and Environment, 7:142- 149.
– McCune, B. and Mefford, M. J., 1999. Multivariate analysis of ecological data. Version 4.17, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA, 233p.
– Mirdavoodi, H., Marvie Mohadjer, M., Davis, M., Zahedi Amiri, G., Etemad, V., Zandi Esfahan, E., 2015. Are disturbances altering the species composition of Iranian oak woodland?. Journal of Biodiversity and Environmental Sciences. 6(1), 499-510.
– Mozaffarian, V., 2009. Flora of Ilam. Farhang Press.Tehran, 700p.
– Naaf, T. and Wulf, M., 2007. Effects of gap size, light and herbivory on the herb layer vegetation in european beech forest gap. Forest Ecology and Management, 244:141-149.
– Papanikolaou , A. D., Fyllas, N. M., Mazaris, A. D., Dimitrakopoulos , P.G., Kallimanis, A. S. and Pantis, J. D., 2011. Grazing effects on plant functional group diversity in Mediterranean shrub lands. Biodivers Conserv, Published Online, 13p.

Archive of SID

www.SID.ir

Plant composition changes along a livestock grazing intensity gradient in Daalaab Park oak woodland of Ilam

H. Mirdavoodi[1*], V. Etemad[2], M. R. Marvie Mohadjer[3] and Gh. Zahedi Amiri[3]

1*-Corresponding author, Department of Natural Resources, Markazi Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Arak, Iran, E-mail: hmirdavoodi@yahoo.com

2-Associate Professor, Department of Forestry and Forest Economics, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran

3-Professor, Department of Forestry and Forest Economics, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran

Received:4/5/2016 Accepted:10/23/2016

Abstract

Grazing is one of the most important factors in providing environmental conditions for change in species composition, structure and function of ecosystems. West oak woodlands of Iran as a valuable ecosystem are not immune from this threat. Therefore, it is essential to study the various aspects of this phenomenon in these ecosystems. The aim of this study was to examine the effects of relative grazing intensity on vegetation characteristics in an oak forest dominated by *Quercus brantii*. The research was conducted in Dalab Park, located in Ilam province, west of Iran. Information of vegetation, soil and other environmental variables were collected from 53 sample plots (16×16 m) using the random sampling method in various disturbances classes. Two-way indicator species analysis was used for classification of the ecological groups. Indicator species analysis was used to determine indicator species in each class and canonical correspondence analysis to identify the relationship between factors and the plant groups studied. The results showed that the grazing as well as soil, topographic factors and the light reaching to the forest floor was identified as the most influential factors on plant composition. Grazing explained the highest percentage of variance (11.2%) in floristic composition and caused an increased frequency of non-palatable species and resistant species to grazing and soil compaction as well as increasing of annuals including *Bromus tectorum, Picnomon acarna, Minuartia picta, Rochelia disperma, Holesteum umbellatum, Lophocloa phlorides, and Valerianella vesicaria.* These species were identified as invasive species based on density, abundance, and available resources. On the other hand, it seems that the spread of palatable species such as *Vicia sativa, Trifolium physodes, Lens cyanea,* and *Lathyrus inconspicaus* in the moderate grazing site indicates the role of balanced livestock grazing in maintaining the proper species composition in rangelands.

Keywords*:* Iran, oak woodlands, grazing intensity, ordination, invader species.

Archive of SID

www.SID.ir