فصلنامهٔ علمی - پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران
جلد ۲۱ شمارهٔ ۱، صفحهٔ ۱۶-۱، (۱۳۹۲)

تأثیر آشفتگی بر تنوع گیاهی و گونه‌های مهاجم در بلوطستان‌های غرب ایران (مطالعه موردی: جنگل دالاب ایلام)

حمیدرضا میرداودی[1*]، محمدرضا مروی مهاجر[2]، قوام‌الدین زاهدی[3] و وحید اعتماد[4]

۱- مربی پژوهش، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان مرکزی، اراک. پست‌الکترونیک: hmirdavoodi@yahoo.com
۲- استاد، گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج
۳- دانشیار، گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج
٤- استادیار، گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج
تاریخ دریافت: ۹۱/۱۱/۲۱ تاریخ پذیرش: ۹۲/۲/۱۳

چکیده

ترکیب و تنوع گونه‌ای جوامع گیاهی در طول زمان با تغییر شرایط محیطی، واکنش عوامل زنده و افزایش گونه‌های مهاجم در اثر آشفتگی‌های انسانی یا طبیعی، تغییر می‌کند. بنابراین اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای می‌تواند در تجزیه و تحلیل آشفتگی و مدیریت اکوسیستم‌ها مفید باشد. توده‌های بلوط موجود در پارک دالاب که در ۲۵ کیلومتری شمال‌غرب شهرستان ایلام واقع شده‌اند، با دارا بودن رژیم‌های مختلف آشفتگی، برای بررسی تنوع گونه‌ای و تهاجم گونه‌های گیاهی انتخاب شد. تأثیر عوامل آشفتگی موجود شامل «چرای دام» و «آتش‌سوزی» بر پوشش گیاهی اجتماعات بلوط، در مقایسه با مناطق بدون آشفتگی بررسی گردید. اطلاعات مربوط به پوشش گیاهی، خاک و سایر متغیرهای محیطی در آشفتگی‌های مختلف در قالب ۷۷ قطعه نمونه و به‌صورت تصادفی برداشت شد. اندازه قطعات نمونه ۱۶×۱۶ متری برای گونه‌های درختی و درختچه‌ای و ابعاد ۱×۱ متری برای گونه‌های علفی مورد استفاده قرار گرفت. به‌طوری‌که مساحت قطعات نمونه با استفاده از روش حداقل سطح و براساس تکنیک قطعات نمونه حلزونی و منحنی سطح- گونه تعیین شد؛ و از روش پلاتهای تودرتوی ویتاکر برای ثبت گونه‌های علفی استفاده شد. برای طبقه‌بندی پوشش گیاهی از روش تجزیه و تحلیل دوطرفه گونه‌های شاخص، برای تعیین گونه‌های معرف هر کلاس از آنالیز گونه‌های شاخص، برای مشخص کردن ارتباط گروه‌های گیاهی با عوامل مختلف مورد بررسی از روش رسته‌بندی تحلیل تطبیقی متعارفی و برای ارزیابی تنوع گونه‌ای از شاخص‌های عددی استفاده گردید. نتایج نشان داد که آشفتگی بر ترکیب و تنوع گونه‌ای این جنگلها تأثیر گذاشته و طبقه‌های آشفتگی «چرای دام» و «آتش‌سوزی» در کنار عوامل خاکی و پستی بلندی به‌عنوان تأثیرگذارترین عوامل بر ترکیب گیاهی شناخته شدند. آتش‌سوزی منجر به تغییر پوشش‌گیاهی به سمت گونه‌های یکساله و فرصت‌طلب، مانند *Taeniatherum crinitum*، *Boissiera squarrosa*، *Torilis leptophylla*، *Coronilla scorpoides*، *Onopordon carduchorum*، *Cirsium spectabile*، *Eryngium billardieri*، *Gundelia tournefortii* و *Carduus pycnocephalus* و چرای دام به‌طور عمده سبب افزایش فراوانی گونه‌های غیرخوشخوراک و مقاوم به چرای دام و کوبیدگی خاک مانند *Bromus tectorum*، *Picnomon acarna*، *Stellaria media*، *Rochelia disperma*، *Holesteum umbellatum*، *Euphorbia macroclada*، *Turgenia latifolia*، Rhagadiolus angulosus و *Valerianella vesicaria* شده است. مناطقی با طبقه آشفتگی چرای متوسط دام و فاقد آشفتگی، بالاترین مقدار غنا و تنوع گونه‌ای و طبقه آشفتگی چرای شدید و سبک دام، کمترین غنا و تنوع‌گونه‌ای را داشتند، این موضوع منطبق با تئوری آشفتگی متوسط است.

واژه‌های کلیدی: رسته‌بندی، چرا، آتش، پوشش گیاهی، خاک، پستی و بلندی

Archive of SID
www.SID.ir

مقدمه

آشفتگی 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 اکو سیستم تحت تأثیر قرار می‌دهد (Fleming *et al*., 2009). آشفتگی به هر گونه فرایندی گویند که به‌صورت مستقیم یا غیرمستقیم موجب تغییر محیط، ساختار و فرایندهای اکوسیستم شده و سبب افزایش سرعت گسترش گونه‌های مهاجم در زمان مشخصی گردد (Godefroid *et al*., 2005). مهمترین ویژگیهای گونه مهاجم عبارتند از: رشد سریع، قدرت تولیدمثل 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).

به‌طورکلی آشفتگی یکی از دلایل افزایش حالت موزائیکی جوامع بوده و بر تنوع گونه‌ای تأثیر می‌گذارد (Łaska, 2001). رابطه تنوع گونه‌ای و آشفتگی بیشتر یک رابطه دوسویه و دوره‌ای است، به این ترتیب که آشفتگی سبب کاهش تنوع شده و موجب تغییر در پاسخ آن جامعه به آشفتگی‌های بعدی می‌شود و این دوره دائماً تکرار می‌شود (Hughes *et al*., 2007). بنابراین اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای در طبقه‌های مختلف آشفتگی کمک مؤثری در تجزیه و تحلیل آشفتگی، تعیین حساسیت اکوسیستم به آشفتگی و میزان آن و همچنین شناسایی گونه‌های مهاجم می‌کند (Łaska, 2001; Torok, 1991).

چرای دامهای اهلی و آتش‌سوزی، پس از کشاورزی و قطع یکسره درختان از مهمترین عوامل کاهش تنوع گونه‌ای در جنگلهاست (Hamilton & Hamilton, 2006). چرای دام موجب کاهش تراکم و زی‌توده پوشش علفی کف جنگل و گاه حذف نهالها و نونهالها درختان شده و ضمن تغییر در ترکیب و تراکم جنگل، موجب کاهش مواد سوختنی کف و در نتیجه تغییر رژیم آتش‌سوزی در جنگل می‌شود. آتش‌سوزی نیز موجب تغییر مواد آلی به معدنی شده، ساختار جوامع را تغییر می‌دهد و به‌عنوان یکی از عوامل تحول در جوامع محسوب می‌گردد. چرای دام در جنگلها دارای اثرهای منفی مانند فرسایش خاک، کاهش نفوذ آب، کاهش مواد غذایی، فشردگی خاک و اسیدی شدن آن می‌شود (Belsky & Blumenthal, 1997; Barnes *et al*., 1998).

چرای دام با فراوانی متوسط موجب غالب شدن فراوانی و غنای گونه‌ای گونه‌های علفی می‌شود (Royo *et al*., 2010). چرای دام به‌دلیل اثر غیرمسقیم بر روی خاک (کوبیدگی خاک)، سبب کاهش پوشش و زی‌توده گیاهان گلدار به میزان ۳۰-۲۵ درصد می‌گردد. همچنین استفاده دامها از گونه‌های خوشخوراک موجب کاهش پوشش این گونه‌ها و حذف تعدادی از آنها می‌شود. بنابراین چرای دام در حد پایین و متوسط (کمتر از ۰/۲۵ واحد دامی در هکتار در سال) برای حفظ حالت موزائیکی و تنوع گونه‌های گیاهی کف جنگل باید مورد توجه قرار گیرد (Van Van Uytvanck & Hoffmann, 2009). همچنین چرای دام اثر منفی قوی بر روی جوانه‌زنی، رویش نهالها و مرگ و میر گونه‌های گیاهی دارد (Wassie *et al*., 2009).

Keeley *et al*. (2003) نتیجه گرفتند که در اثر چرای دام در رویشگاه‌های بلوط، گونه‌های غیربومی کاملاً غالب شده‌اند. بیشتر این گونه‌ها یکساله بوده و جایگزین گندمیان بومی در منطقه شده‌اند. 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.

Salami *et al.* (2008) نشان دادند که عرصه قرق از نظر غنا، یکنواختی و تنوع گونه‌ای بیشتر از عرصه تحت چرای دام بود و تفاوت معنی‌داری بین تنوع گونه‌ای در این دو عرصه وجود داشت. به‌علاوه اینکه عرصه قرق شده به علت دربرداشتن مجموعه‌ای متنوع‌تر و حضور متعادل گونه‌ها با دامنه‌های اکولوژیک متغیر، از پایداری اکولوژیکی بیشتری در مقابل عرصه تحت چرا برخوردار بود.

Shakeri (2012) نشان داد که آشفتگی بر ترکیب و ساختار جنگلهای شمال ایران تأثیر گذاشته و از میان طبقه‌های آشفتگی موجود «روشنه» و «چرا» در کنار عوامل ادافیکی به‌عنوان تأثیرگذارترین عامل بر ترکیب گیاهی شناخته شدند. روشنه‌ها منجر به تغییر پوشش گیاهی به سمت گونه‌های نورپسند، خرابه‌روی (Ruderal) و متعلق به مراحل اولی توالی می‌شوند. درحالی‌که چرای دام به‌طور عمده منجر به کاهش فراوانی گونه‌های خوشخوراک و حساس به چرا و گونه‌های شاخص جنگلهای راش شده و منجر به افزایش گونه‌های خزنده، مقاوم به چرا و کوبیدگی می‌شود.

جنگلهای بلوط غرب ایران با تنوع گونه‌ای منحصر به فرد خود و دارا بودن جوامع گیاهی متعدد جزو مهمترین اکوسیستم‌های طبیعی محسوب می‌شوند (Jazirehi & Rostaaghi, 2003; Mohadjer, 2012). تمرکز بهره‌برداریها و دخالت انسان به‌ویژه کشاورزی، چرای خارج از فصل و بیش از حد ظرفیت علوفه تولیدی دامهای عشایر و روستائیان و آتش‌سوزی در این جوامع، موجب پیدایش شرایط جدید محیطی شده که قابلیت پذیرش جوامع گیاهی و استقرار گونه‌های مهاجم خاصی را دارد و متأسفانه ترکیب فلورستیکی و تنوع گونه‌ای جوامع گیاهی موجود در این جنگلها بر اثر این آشفتگی‌ها دچار تغییرات زیادی شده است (Fattaahi, 1994; Hamzeh'ee *et al.*, 2008).

امروزه با تغییر در رویکرد طرحهای جنگلداری و تأکید بر حفظ تنوع زیستی و دستیابی به پایداری اکولوژیک در اکوسیستمهای طبیعی، مدیریت منابع در پیش‌بینی اینکه کدام گونه‌ها مهاجم بوده، کدام اکوسیستم‌ها در معرض خطر قرار دارند و اینکه چطور مراحل مختلف تهدید اکوسیستم را مدیریت کرد، نقش مهمی پیدا کرده است (Keeley *et al.*, 2003)، و بیشتر محققان بر این عقیده‌اند که مدیریت گیاهان مهاجم در اکوسیستم‌های جنگلی باید در اولویت برنامه‌های مدیریتی قرار گیرد تا سلامت و یکپارچگی آنها حفظ شده و استمرار آن برای نسلهای آینده تضمین شود (Kumar Kohli *et al.*, 2009). بنابراین مشخص کردن این گونه‌ها به‌دلیل ارتباط معنی‌دارشان با حفظ اکوسیستم‌ها ضروریست.

کمبود اطلاعات در جنگلهای بلوط غرب ایران در مورد وضعیت گونه‌های مهاجم و عوامل مؤثر بر استقرار و پراکنش آنها و تأثیر متقابل آنها بر جوامع جنگلی و همچنین اهمیت این گونه‌ها به‌دلیل ارتباط معنی‌دارشان با حفظ اکوسیستم‌ها، سبب شد تا در تحقیق حاضر وضعیت این جوامع از لحاظ محورهای زیر مورد ارزیابی قرار گیرد و اطلاعاتی در خصوص این مسائل در جوامع بلوط پارک دالاب که در منطقه حفاظت شده مانشت و قلارنگ در استان ایلام قرار گرفته است بدست آید.

آشفتگی چرای دام و آتش‌سوزی بر تنوع گونه‌های گیاهی، غنای گونه‌ای و یکنواختی گونه‌ها در گروه‌های اکولوژیک تأثیرگذار است.

در صورت مثبت بودن اثر آشفتگی بر ترکیب گونه‌ای، آیا گونه‌های شاخص در رژیم‌های مختلف آشفتگی وجود دارد.

لازم به ذکر است که در این مطالعه ویژگیهای اکولوژیک گونه‌ها برای تعیین گونه‌های مهاجم در نظر گرفته شد (Simberloff & Rejmanek, 2011).

Archive of SID

www.SID.ir

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه با نام محلی پارک دالاب با مساحت حدود ۲۰۰۰ هکتار در ۲۵ کیلومتری شمال‌غرب شهرستان ایلام و در مختصات ٤٦ درجه و ۲۰ دقیقه تا ٤٦ درجه و ۳۰ دقیقه طول شرقی و ۳۳ درجه و ٤۰ دقیقه تا ۳۳ درجه و ٤۵ دقیقه عرض شمالی واقع شده است. حداقل و حداکثر ارتفاع از سطح دریا به‌ترتیب برابر ۱۳۰۰و ۲۱۰۰ متر است که دارای جوامع بلوط با آشفتگی چرای دام، آتش‌سوزی و مناطق طبیعی بدون آشفتگی (حدود ۲۵ سال است که با حصار کشی و قرقبان محافظت می‌شود) می‌باشد.

میزان متوسط بارندگی سال زراعی براساس ایستگاه هواشناسی سینوپتیک ایلام طی یک دوره ۲٦ ساله (۱۳۹۱-۱۳٦۵) برابر ۵٦۵ میلی‌متر، میانگین دمای حداقل و حداکثر سالیانه به‌ترتیب ۱۱/۵ و ۲۲/٤ درجه سانتی‌گراد و اقلیم منطقه براساس روش آمبرژه، نیمه‌خشک معتدل می‌باشد.

روش تحقیق

در این مطالعه ابتدا مناطقی که دارای پوشش غالب بلوط (*Quercus brantii*) دست‌نخورده و مناطق متناظر دارای آشفتگی چرای دام و آتش‌سوزی (اتفاق افتاده در سال ۱۳۸۸) مشخص شدند. این مناطق از لحاظ گونه‌های غالب و نمود ظاهری (Physiognomy) مشابه بودند. پس از تعیین واحدهای رویشی یکنواخت در هر منطقه، اطلاعات مربوط به پوشش‌گیاهی، خاک و سایر متغیرهای محیطی در آشفتگی‌های مختلف به‌صورت تصادفی و در قالب ۷۷ قطعه نمونه برداشت شد. سپس مساحت قطعات نمونه با استفاده از روش حداقل سطح و براساس تکنیک قطعات نمونه حلزونی و منحنی سطح- گونه تعیین شد. به‌طوری‌که اندازه قطعات نمونه ۱٦×۱٦ متری برای گونه-های درختی و درختچه‌ای و ابعاد ۱×۱ متری برای گونه-های علفی مورد استفاده قرار گرفت، و از روش پلاتهای تودرتوی ویتاکر برای ثبت گونه‌های علفی استفاده شد (Whittaker, 1956). محل قطعات نمونه ثابت و موقعیت تمامی قطعات نمونه با استفاده از دستگاه موقعیت‌یاب (GPS) مدل Garmin 60 ثبت شد. در هر قطعه نمونه اطلاعات مربوط به پوشش گیاهی شامل درصد پوشش گیاهی و فراوانی (Abundance-Dominance) با استفاده از ضرایب بروان بلانکه (Atri, 1997) برای هر گونه گیاهی (در چهار نوبت در طول فصل رویش گیاهان) به‌همراه خصوصیات اکولوژیکی مثل تاریخچه آشفتگی، جهت جغرافیایی، درصد شیب (با استفاده از دستگاه Vertex IV Transponder T3)، ارتفاع از سطح دریا (با استفاده از ارتفاع‌سنج)، 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 وایکلی- بلاک)، ازت کل (با استفاده از روش کجدال؟)، رطوبت حجمی خاک (با استفاده از دستگاه رطوبت‌سنج Time Domain Reflectometry، مدل $6050X_1$)، فشردگی خاک (با استفاده از دستگاه نفوذسنج مخروطی یا Penetrometere مدل Eijkelkamp)، 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. 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.

اطلاعات مربوط به دام با استفاده از آمار موجود در اداره منابع طبیعی شهرستان ایلام و اطلاعات محلی بدست

Archive of SID

www.SID.ir

آمد، سپس میزان موجودی دام در هکتار در سال (Stocking rate) به‌عنوان شاخصی از شدت چرای دام مورد استفاده قرار گرفت (Shakeri, 2012). همچنین برای اطمینان بیشتر تعداد فضولات دامها نیز در داخل میکروپلات‌ها ثبت گردید.

از تمامی گونه‌های موجود در داخل قطعات نمونه و حتی خارج از آن، نمونه‌برداری شده و پس از خشک شدن در هرباریوم مؤسسه تحقیقات جنگلها و مراتع کشور و هرباریوم دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران با استفاده از منابع زیر مورد شناسایی قرار گرفتند.

فلور ایران (Assadi *et al*., 1963-2011)، درختان و درختچه‌های ایران (Mozaffarian, 2005)، فلورا ایرانیکا (Rechinger, 1963-2006)، فلور ترکیه (Davis, 1965-1985) و فلور استان ایلام (Mozaffarian, 2009).

شکلهای زیستی گونه‌ها براساس تعریف Raunkeir (1934) مشخص شدند (Atri, 1997). برای مطالعه تنوع گونه‌ای از شاخص غنای گونه‌ای مارگالف، شاخص یکنواختی شانون و شاخص تنوع شانون- واینر استفاده شد (Basiri & Karami, 2006). قبل از بررسی تأثیر عوامل محیطی و آشفتگی بر روی شاخص‌های تنوع گونه‌ای، ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگراف- اسمیرنف (Kolmogorov-Smirnov) و همگن بودن واریانس‌ها توسط آزمون لون (Levene) بررسی شد و با توجه به نرمال بودن داده‌ها و همگن بودن واریانس‌ها، تأثیر آشفتگی بر روی تنوع گونه‌ای با استفاده از آنالیز واریانس یک طرفه (One way ANOVA) و گروه‌بندی میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن (Duncan) انجام شد.

به‌منظور طبقه‌بندی قطعات نمونه در ارتباط با عوامل محیطی و تعیین گروه‌گونه‌های اکولوژیک از روش آنالیز گونه‌های شاخص دوطرفه (TWINSPAN) استفاده 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 مشخصه مکانی مورد ارزیابی قرار گرفت (Borcard *et al*., 1992). برای تعیین مهمترین عوامل تأثیرگذار بر ترکیب پوشش‌گیاهی، از روش انتخاب رو به جلو (Interactive-Forward-selection) و نرم‌افزار Canoco 4.99 استفاده شد (Ter Braak & Petr Smilauer, 2012).

برای مشخص کردن تأثیر گروه متغیرهای انتخاب شده بر ترکیب پوشش گیاهی از روش رسته‌بندی تطبیقی متعارفی جزئی (Constrained-Partial-Canonical Correspondence Analysis) و برای بررسی معنی‌داری رابطه بین ترکیب گونه‌ای و محورهای بدست‌آمده از متغیرهای محیطی، از آزمون جایگشت (Permutation) مونت‌کارلو (Monte Carlo) استفاده شد (Ter Braak, 1987).

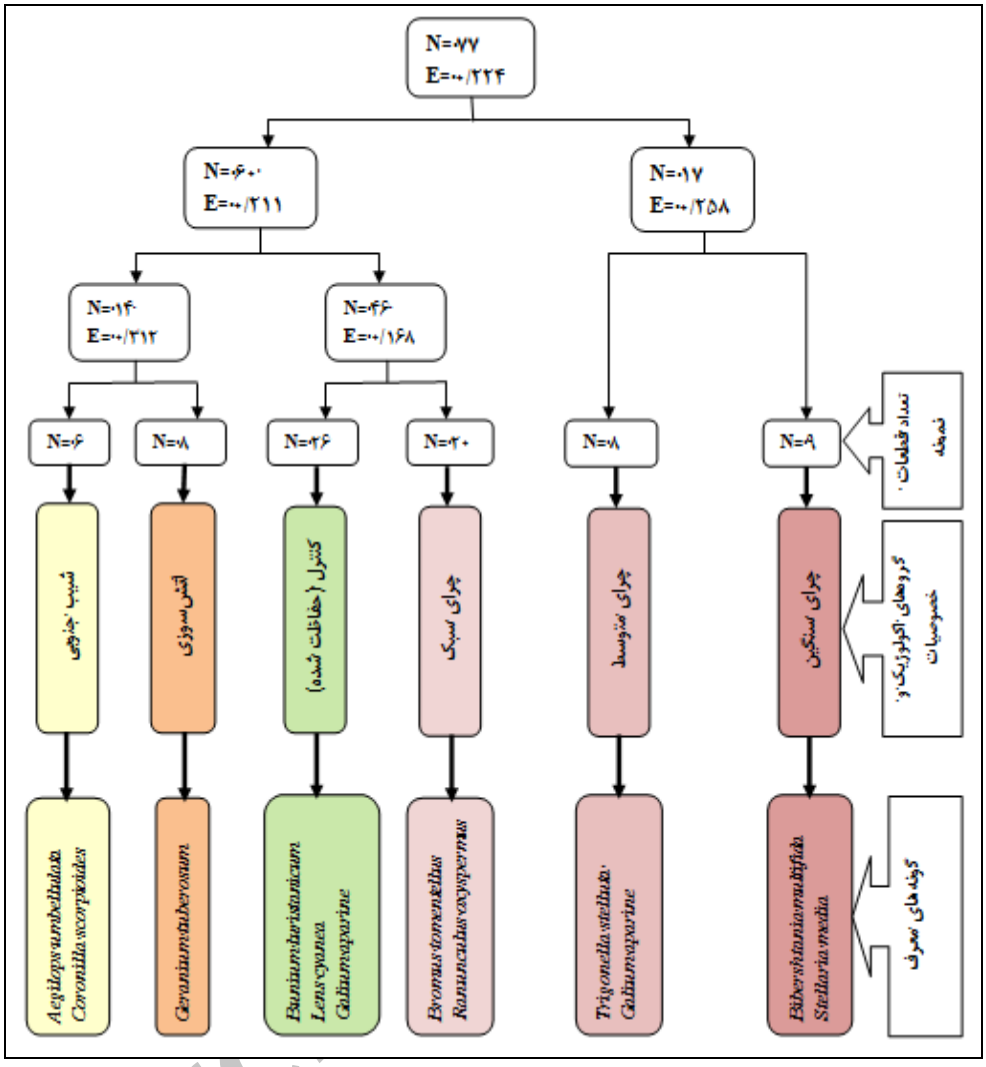
نتایج

مطالعه رستنی‌های موجود در منطقه، وجود ۱۴۷ گونه گیاه آوندی متعلق به ۱۱۳ جنس و ۳۳ 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 دوطرفه (TWINSPAN) با ۷۷ قطعه نمونه و ۱۴۷ گونه گیاهی منجر به تفکیک شش گروه اکولوژیک گردید (شکل ۱).

Archive of SID

www.SID.ir



شکل ۱- گروه‌گونه‌های اکولوژیک حاصل از آنالیز گونه‌های شاخص دوطرفه

(E: مقادیر ویژه و N: تعداد قطعات نمونه در هر گروه اکولوژیک است)

گونه‌های معرف هر گروه براساس روش Dufrene & Legender (1997) تعیین شد (جدول ۱).

www.SID.ir

جدول۱- گونه‌های معرف مربوط به طبقه‌های آشفتگی

گروه اکولوژیک	مشخصه گروه اکولوژیک	تعداد قطعه نمونه	گونه معرف	مقادیر شاخص مشاهده شده	(P)*
۱	بدون آشفتگی (شیب جنوبی)	٦	*Teucrium polium*	٥٥/٦	۰/۰۰۰٤
			Aegilops umbellulata	٤٨/٩	۰/۰۰۰٦
			Centaurea behen	٣٨/٥	۰/۰۰٥۰
			Centaurea koeieana	٣٥/٨	۰/۰۰٥۰
۲	بدون آشفتگی (سایر شیب‌های جغرافیایی)	٢٦	*Quercus brantii* (SD)	٣٢/٦	۰/۰۱۱٤
			Chaerophyllum macropodum	٣٨/٩	۰/۰۰۰٤
			Trigonella elliptica	٢٧/٣	۰/۰۲۲٤
			Bunium luristanicum	٤٢	۰/۰۰۱۲
			Cerasus microcarpa	٣٨	۰/۰۰۰۲
			Alyssum linifolium	٣٩	۰/۰۰۰۲
			Ranunculus oxyspermus	٤٥/٦	۰/۰۰۰۲
			Lens cyanea	٣١/٣	۰/۰۱۰٦
			Bromus sterilis	٣٣/٩	۰/۰۱۲٦
۳	آتش‌سوزی	٨	*Vicia sativa*	٢٦/٧	۰/۰۳۰٤
			Galium aparine	٣٤/٤	۰/۰۰٤٤
			Coronilla scorpioides	٤٤/٥	۰/۰۰۱٤
			Torilis leptophylla	٣۰/۱	۰/۰۲۰٤
			Onopordon carduchorum	٤٨	۰/۰۰۰۲
			Anthemis odontostephana	٢٧/٧	۰/۰۲۱۲
			Carduus pycnocephalus	٣٦/٣	۰/۰۰٦۰
			Helianthemum salicifolium	٣١/٢	۰/۰۱۰۰
			Geranium tuberosum	٢٩/٣	۰/۰۲۱٤
			Boissiera squarrosa	٣٥/٧	۰/۰۰٤٤
			Taeniatherum crinitum	٣٨/٨	۰/۰۰٤۰
			Eryngium billardieri	٣٢/٧	۰/۰۰۹۰
			Cirsium spectabile	٣١/٧	۰/۰۰٦۰
			Gundelia tournefortii	٣۰/۱	۰/۰۰۰٤
			Avena fatua	٢١	۰/۰٤٣٢
			Parapholis incurva	٢٣/٢	۰/۰٤٥٨
٤	چرای سبک	٢۰	*Daphne mucronata*	٢٥/٢	۰/۰۲۱۲
			Asyneuma cichoriforme	٢٦/٢	۰/۰٤٧۰
			Bromus tomentellus	٤٤/٨	۰/۰۰۰٤
			Festca ovina	٣٨/۱	۰/۰۰٣٨
			Smyrniopsis aucheri	٢٥/٢	۰/۰۲۱۲
			Acer monspesulanum (SD)	٣٢/٤	۰/۰۰۹۲
٥	چرای متوسط	٨	*Rhagadiolus angulosus*	٥۰/۹	۰/۰۰۰۲
			Ceratocephalus falcatus	٤۱/٦	۰/۰۰۲۰
			Erodium cicotarium	٣٤/٥	۰/۰۰۳۲
			Valerianella dactylophylla	٢٤/٩	۰/۰۳۳٦
٦	چرای بی‌رویه (شدید)	۹	*Stellaria media*	٧٧/٨	۰/۰۰۰۲
			Picnomon acarna	٣٢/٤	۰/۰۰٧٨
			Valerianella vesicaria	٤۱/۹	۰/۰۰۰٤
			Holesteum umbellatum	٦٤/٣	۰/۰۰۰۲
			Rochelia disperma	٤۹/٤	۰/۰۰۰٤
			Ficaria Kochii	٥٦/٧	۰/۰۰۰٤
			Bromus tectorum	٣٨/٥	۰/۰۰۲۲
			Turgenia latifolia	٤۱	۰/۰۰۱٦
			Euphorbia macroclada	٤٤/٦	۰/۰۰۱۲

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

Archive of SID

www.SID.ir

انتخاب رو به جلو در رسته‌بندی کانونیک منجر به انتخاب ۱۲ متغیر از بین ۳۷ متغیر اولیه شد (جدول۲). متغیرهای انتخاب شده در پنج گروه خلاصه شدند. از گروه «آشفتگی (D)» چهار طبقه چرای متوسط، چرای سبک، چرای بی‌رویه و فاقد چرا، از گروه «خاک (S)» درصد لاشبرگ، رطوبت حجمی، ازت کل و درصد خاک لخت، از گروه «نور (L)» متغیر پوشش تاجی طبقه فوقانی به‌عنوان معیاری از میزان نور رسیده به کف جنگل (Rodríguez-Calcerrada *et al.*, 2008)، از گروه «توپوگرافی (T)» ارتفاع از سطح دریا و شیب و از گروه «همبستگی مکانی (SP)» نیز متغیر عرض جغرافیایی انتخاب شدند.

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	۳/۳	۳/۱	۰/۰۰۲
	چرای متوسط	۱/٦	۱/٦	۰/۰۰۲
	چرای سنگین	۱/٦	۱/٦	۰/۰۱۲
	آتش‌سوزی	٦/۲	۵/۳	۰/۰۰۲
	بدون آشفتگی (شیب جنوبی)	٤/٤	٤	۰/۰۰۲
	بدون آشفتگی (سایر جهت‌های جغرافیایی)	۳/۷	۳/۵	۰/۰۰۲
خاک	درصد لاشبرگ	۱/۳	۱/٤	۰/۰٤۹
	رطوبت حجمی	۲	۲	۰/۰۰۲
	درصد خاک لخت	۹/۲	۷/۵	۰/۰۰۲
	درصد ازت کل	۱/٤	۱/٤	۰/۰۰۲
	درصد مواد خنثی شونده	۱/۷	۱/۸	۰/۰۰۲
توپوگرافی	ارتفاع	۲ /۳	۲/۲	۰/۰۰۲
	درصد شیب	۱/٤	۱/٤	۰/۰۳
نور	درصد پوشش گیاهی اشکوب فوقانی	۲/۲	۲/۲	۰/۰۰۲
همبستگی مکانی	عرض جغرافیایی	۱/۷	۱/۷	۰/۰۰٦

* F آماره آزمون محاسبه شده برای معنی‌داری محورهای کانونی، P مقدار سطح احتمال بدست‌آمده 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 ۳/٤۲٦ 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 ۲٦/٤ درصد از کل این واریانس را بیان می‌نماید، که این مقدار با توجه به پیچیدگی‌های موجود در جوامع طبیعی، بسیار مطلوب به‌نظر می‌رسد (Leps & Smilauer, 2003).

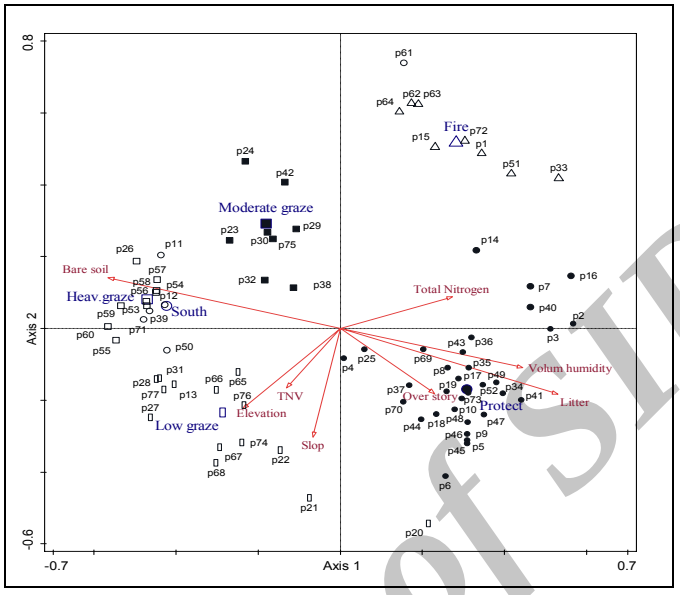
برای هر کدام از گروه‌متغیرهای موجود تأثیر خالص و ناخالص نیز محاسبه شد. تأثیر ناخالص بیانگر تأثیر محض یک گروه‌متغیر است در صورتی که اثر خالص بیانگر تأثیر گروه‌متغیرها بر ترکیب گیاهی با لحاظ کردن تأثیر سایر متغیرهاست. تأثیر ناخالص برای گروه آشفتگی، خاک، توپوگرافی و پوشش گیاهی طبقات فوقانی به‌عنوان معیاری برای مقدار نور رسیده به کف جنگل به‌ترتیب برابر ۱۹/۸، ۱۲/۷، ۲/۷ و ۳/۲ درصد می‌باشد. با در نظر گرفتن تمامی متغیرهای دیگر به‌عنوان متغیر کنترلی، تأثیر خالص هر کدام از گروه‌ها هنوز معنی‌دار بوده و گروه آشفتگی، توپوگرافی، خاک و پوشش گیاهی به‌ترتیب با

Archive of SID

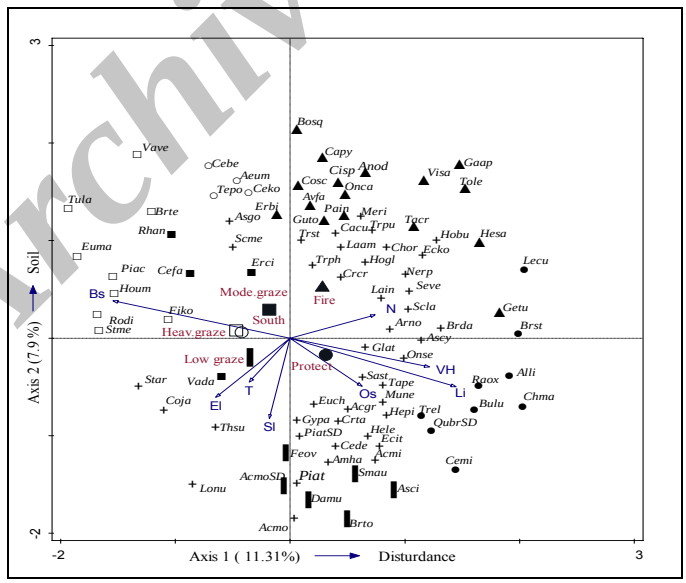
www.SID.ir

۱۱، ۱، ۵/۲ و ۲/۲ درصد به‌ترتیب بیشترین میزان واریانس را توجیه می‌نمایند.

نتایج حاصل از رسته‌بندی تطبیقی متعارفی (CCA) با عوامل انتخاب شده حاصل از آنالیز انتخاب رو به جلو در قالب شکلهای۲ و ۳ ارائه شده است.



شکل۲- توزیع قطعات نمونه در ارتباط با متغیرهای محیطی (گروه ۱ مربوط به چرای بی‌رویه با مربع تو خالی، گروه ۲ مربوط به چرای سبک با مستطیل تو خالی، گروه ۳ مربوط به چرای متوسط با مربع سیاه، گروه ٤ مربوط به منطقه حفاظت شده (فاقد آشفتگی) با دایره سیاه، گروه ۵ مربوط به آتش‌سوزی با مثلث تو خالی و گروه ٦ مربوط به شیب جنوبی با دایره تو خالی نشان داده شده‌است)



شکل۳- توزیع گونه‌های گیاهی در ارتباط با عوامل اکولوژیک (Bs: درصد خاک لخت، Sl: درصد شیب، Li: درصد لاشبرگ، VH: رطوبت حجمی، N: ازت کل خاک، Os: درصد پوشش گیاهی اشکوب فوقانی، T: مقدار مواد خنثی‌شونده و El: ارتفاع از سطح دریا) (گونه‌های معرف چرای سنگین با مربع تو خالی، گونه‌های معرف چرای سبک با مستطیل سیاه، گونه‌های معرف چرای متوسط با مربع سیاه، گونه‌های معرف منطقه حفاظت شده با دایره سیاه، گونه‌های معرف منطقه سوخته با مثلث سیاه و گونه‌های عادی با علامت به اضافه مشخص شده‌اند)

Archive of SID

www.SID.ir

توزیع گونه‌ها در فضای رسته‌بندی نیز نشان‌دهنده تمرکز گونه‌های یکساله و فرصت‌طلب به‌طور عمده در سمت چپ محور دوم و گونه‌های مربوط به مراحل نهایی توالی جنگل به‌طور عمده در سمت راست این محور می‌باشد.

بررسی تنوع گونه‌ای در گروه‌های اکولوژیک با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه بیانگر تأثیر معنی‌دار آشفتگی بر روی شاخص تنوع (P=۰/۰۰۰)، غنای گونه‌ای (P=۰/۰۰۰) و عدم تأثیر معنی‌دار بر یکنواختی (P=۰/۵٤٦) می‌باشد. البته مقایسه میانگین‌های تنوع گونه-ای با استفاده از آزمون دانکن وجود اختلاف معنی‌داری را بین گروه‌های گیاهی نشان داد (جدول٤).

جدول٤- مقایسه میانگین‌های تنوع، غنا و یکنواختی گونه‌ها در گروه‌های اکولوژیک در سطح پنج درصد

شاخص‌های تنوع	شیب جنوبی (بدون آشفتگی)	آتش‌سوزی	بدون آشفتگی	چرای سبک	چرای متوسط	چرای شدید	F	P
تنوع گونه‌ای	۲/۳٤ b*	۲/۹۱۵ a	۳/۰۲٦ a	۲/٦٦۷ ab	۳/۰۱۲ a	۲/٦۵۲ ab	۵/۲۷۳	۰/۰۰۰
یکنواختی گونه‌ها	۰/٦٤۹	۰/۵۵۲	۰/۵۷۵	۰/٦۱۸	۰/٦۳۲	۰/۵۸۷	۰/۸۱	۰/۵٤٦
غنای گونه‌ای	۳/۹۸۷ d	۷/۰۹ ab	۷/۵۹۸ a	۵/۸۹۷ bc	۷/۲۷۱ ab	۵/٦۰۹ c	۸/۷۱٤	۰/۰۰۰

*: حروف، مشخص کننده تفاوت معنی‌دار بین طبقه‌های آشفتگی هستند.

گروه سوم و پنجم که تمامی قطعات نمونه آنها به-ترتیب متعلق به طبقه فاقد آشفتگی و آشفتگی چرای متوسط هستند، دارای بیشترین تنوع گونه‌ای و گروه ششم که بیشتر قطعات نمونه آن مربوط به آشفتگی چرای شدید دام می‌باشد، کمترین تنوع گونه‌ای را دارند. مقایسه میانگین‌های غنای گونه‌ای نیز نشان داد که گروه یک که تمام قطعات نمونه آن در شیب جنوبی قرار گرفته‌اند، دارای کمترین غنای گونه‌ای و طبقه فاقد آشفتگی دارای بیشترین غنای گونه‌ای هستند. بررسی یکنواختی در بین گروه‌ها نشان داد که به‌رغم معنی‌دار نبودن تفاوت بین طبقه‌های مختلف آشفتگی، شیب جنوبی بیشترین و طبقه آشفتگی سوختگی و فاقد آشفتگی کمترین یکنواختی را در بین گروه‌ها دارا بودند.

بحث

نتایج مطالعات پوشش‌گیاهی در منطقه نشان داد که ۳۹/٦ درصد از گونه‌های شناسایی شده دارای شکل زیستی تروفیت بودند که قادرند در مدت کوتاهی رشد نموده و بذرهای بسیار زیادی تولید نمایند. این مشخصه‌ها یکی از خصوصیات گونه‌های مهاجم بوده و فراوانی آنها در داخل مناطق دارای آشفتگی بیشتر می‌باشد. این موضوع نشان می‌دهد که آشفتگی چرای دام و آتش‌سوزی در فراهم نمودن شرایط محیطی در تغییر ترکیب گیاهی به نفع گونه‌های مهاجم نقش مهمی داشته‌اند.

براساس مطالعه حاضر، گونه‌های Onopordon carduchorum، Carduus pycnocephalus، Cirsium spectabile، Eryngium billardieri، Gundelia tournefortii، Boissiera squarrosa، Taeniatherum crinitum و Coronilla scorpioides در طبقه آشفتگی آتش‌سوزی و گونه‌های Stellaria media، Holesteum umbellatum، Bromus tectorum، Euphorbia macroclada، Turgenia latifolia، Valerianella vesicaria، Picnomon acarna، Rochelia disperma، Rhagadiolus angulosus، Erodium cicotarium و Ceratocephalus falcatus در طبقه آشفتگی چرای دام و گونه Bromus sterilis در طبقه فاقد آشفتگی براساس

Archive of SID

www.SID.ir

تراکم، حضور و منابع موجود به‌عنوان مهاجم شناخته شدند؛ زیرا این گونه‌ها از آشفتگی‌های ایجاد شده در جنگلهای بلوط بهره برده و جمعیت خود را به‌سرعت افزایش داده‌اند و می‌توانند ترکیب اجتماعات گیاهی را تغییر دهند. این امر در طبقه آشفتگی آتش‌سوزی به‌دلیل تغییر در منابع قابل دسترس (افزایش میزان نور و در نتیجه گرم شدن خاک و افزایش سرعت تجزیه مواد) و ایجاد فضای مناسب (در اثر از بین بردن بیوماس و لاشبرگ کف جنگل) می‌باشد (Knnap & Seastedt, 1986; Davis et al., 2000). افزایش گونه‌های مهاجم در طبقه آشفتگی چرای دام نیز به‌دلیل داشتن ویژگیهای خاص این گونه‌ها همچون همانند عدم خوشخوراکی، پایین بودن خوشخوراکی نسبت به سایر گونه‌ها و یا قابل استفاده بودن آنها برای مدت کوتاهی از مراحل فنولوژیکی به‌دلیل داشتن ترکیبات فنلی، تانن، لیگنین و سلولز بالا (Augustine & McNaughton, 1998; Sheley & Petroff, 1999)، سازگاری به کوبیدگی خاک، پراکنش بسیار خوب آنها به‌طور مستقیم و یا توسط دامها می‌باشد (Vavra et al., 2007).

با وجود همبستگی مکانی بین داده‌ها و تأثیر معنی‌دار آن بر روی داده‌ها، با در نظر گرفتن این عامل به‌عنوان متغیر همکار در تجزیه و تحلیل داده در آنالیز کانونیک، متغیرهای مربوط به خاک، آشفتگی، توپوگرافی و پوشش گیاهی طبقات بالایی، تأثیر معنی‌داری بر روی ترکیب گیاهی نشان دادند. به‌نظر می‌رسد واکنش بین آشفتگی و عوامل محیطی مثل خاک، افزایش ارتفاع از سطح دریا، میزان شیب زمین و مقدار نور رسیده به کف جنگل نقش مهمی در توزیع گونه‌ها داشته باشند (Biaou, 2009; Shakeri, 2012). این متغیرها جمعاً ۲٦/٤ درصد از واریانس موجود در پوشش گیاهی را توجیه می‌نمایند که این مقدار با توجه به پیچیدگی‌های موجود در جوامع طبیعی بسیار مطلوب به‌نظر می‌رسد (Leps & Smilauer, 2003).

آشفتگی‌های موجود در منطقه با بیان ۱۱ درصد از تغییرات موجود در پوشش گیاهی، بیشترین اثر را بر تغییرات ترکیب گیاهی دارد. از گروه آشفتگی، چرای دام در سه طبقه، فاقد آشفتگی در دو طبقه (شیب جنوبی با تاج‌پوشش فوقانی و رطوبت کمتر به‌عنوان یک گروه و سایر جهت‌ها در گروه دیگر قرار گرفتند) و آتش‌سوزی به‌عنوان متغیرهای تأثیرگذار در رسته‌بندی کانونیک انتخاب شدند. چرای دام در شدتهای متفاوت تأثیر زیادی بر ترکیب گونه‌ای جوامع بلوط دارد. چرای شدید دام موجب حذف گونه‌های خوشخوراک و حساس به چرا (Bouahim *et al*., 2010) و افزایش توان رقابتی، پراکنش و استقرار بیشتر گونه‌های مهاجم و غیرخوشخوراک می‌شود (Bakker & Wilson, 2001; Salami *et al*., 2008).

نونهالهای گونه‌های درختی، به‌ویژه گونه بلوط در مناطق فاقد آشفتگی که دارای پوشش تاجی بالایی در اشکوب فوقانی هستند، قابل توجه می‌باشد. این نکته ضمن تأیید نقش چرای دام در حذف نونهالهای بلوط، اهمیت سایه و رطوبت در استقرار نهالهای بلوط که در این مرحله به نور کم نیاز دارند را روشن می‌سازد (Biaou, 2009; Wassie *et al*., 2009) که باید در احیاء این جنگلها از طریق بذر یا نهال‌کاری مورد توجه قرار گرفته و از گونه‌های پرستار در استقرار بهتر نهالها استفاده نمایند (Jazirehi & Rostaaghi, 2003; Mohadjer, 2012).

در طبقه آشفتگی آتش‌سوزی نیز به‌دلیل کاهش پوشش تاجی طبقه فوقانی جنگل از یک طرف و از بین رفتن لاشبرگ و ایجاد فضای باز (Chaneton & Facelli, 1991)، زمینه برای جوانه‌زدن بذرهای موجود در بانک بذر خاک (Zida *et al*., 2007) موجود در کف جنگل فراهم شده و به‌طور عمده گونه‌های یکساله و رودرال با نیاز نوری بالا رویش بیشتری می‌کنند (Keely *et al*.,

Archive of SID

www.SID.ir

2003; Formwalt *et al*., 2010).

تعیین فراوانی گونه‌ها و محاسبهٔ مشخصه‌های تنوع گونه‌ای در سه عرصهٔ بدون آشفتگی، آشفتگی چرای دام و آتش‌سوزی نشان داد که غنای گونه‌ای بالا در مناطق فاقد آشفتگی (Salami *et al*., 2008; Ejtehadi *et al*., 2002)، آشفتگی چرای متوسط دام (Zahedipour, 1996; Connell 1978; Mackey & Currie 2001) و آشفتگی آتش‌سوزی (Hill & French, 2004; Biaou, 2009; Royo *et al*., 2010)، به‌ترتیب با مقادیر عددی ۷/۵۹۸، ۷/۲۷۱ و ۷/۰۹ بیشترین مقدار را دارا بودند. اگرچه تفاوت زیادی بین این سه عرصه و اختلاف معنی‌داری بین دو طبقه آشفتگی چرای متوسط دام و آتش‌سوزی از نظر غنای گونه‌ای وجود نداشت، اما ترکیب گونه‌ای به‌نحوی است که گونه‌های یکساله و فرصت‌طلب عمدتاً در آشفتگی آتش‌سوزی (Formwalt *et al*., 2010; Knnap & Seastedt, 1986) افزایش یافته و در واقع می‌توان بیان کرد که آتش‌سوزی مسیر توالی را تغییر داده و به مراحل قبلی توالی (توالی پسرونده) در جوامع هدایت نموده است؛ به‌عبارتی توالی ثانویه در این جوامع شروع شده است (Platt & Connell, 2003; Keeley *et al*., 2005).

در آشفتگی چرای متوسط، به‌دلیل انتقال اندامهای زایشی و بذرهای گیاهان مهاجم از مناطق با آشفتگی چرای شدید به این مناطق (Naaf & Wulf, 2007; Shakeri, 2012)، ترکیب گونه‌های یکساله و فرصت‌طلب بیشتر وجود دارند.

تنوع گونه‌ای عرصه فاقد آشفتگی، مناطق تحت تأثیر آشفتگی چرای متوسط دام و دارای آشفتگی آتش‌سوزی به‌ترتیب با ۳/۰۲۶، ۳/۰۱۲ و ۲/۹۱۵ بالاترین مقدار تنوع را دارا هستند. همان‌طور که مشاهده می‌شود تنوع گونه‌ای در آشفتگی آتش‌سوزی پایین‌تر از طبقه فاقد آشفتگی است (Collins & Smith, 2006)، ولی این تفاوت معنی‌دار نیست. در طبقه آشفتگی چرای بی‌رویه دام تنوع گونه‌ای، غنا و یکنواختی پایین می‌باشد (Zida *et al*., 2007). در این جوامع تعداد کمی از گونه‌ها (گونه‌های مهاجم) سهم بسیار زیادی از میدان اکولوژیک را اشغال نموده‌اند. با کاهش شدت چرای دام فراوانی این گونه‌ها نیز کاهش می‌یابد، بنابراین اصلاح و احیاء این مناطق با گونه‌های مرتعی و جنگلی بومی به‌همراه 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 کشت شده در عملیات اصلاحی و همچنین استقرار نونهال‌های طبیعی بلوط به‌ویژه در سال بذردهی فراوان این گونه) در طرحهای مدیریتی باید مورد توجه قرار گیرد. امری که با وجود لحاظ در طرحهای جنگل‌داری و مرتع‌داری متأسفانه تحقق نیافته است.

همچنین مقایسه تنوع گونه‌ای در شدتهای متفاوت چرایی در عرصه‌های تحت تأثیر چرای دام نشان داد که شدتهای متوسط چرا دارای تنوع گونه‌ای، یکنواختی و غنای گونه‌ای بالا و شدتهای پایین و بالای آن دارای تنوع گونه‌ای پایینی هستند که فرضیه آشفتگی متوسط (Intermdiate Disturbance Hypothesis) را حمایت می‌کند (Zahedipour, 1996; Connell 1978).

با توجه به تنوع گونه‌ای بالا در طبقه فاقد آشفتگی و ترکیب نسبتاً مناسب گونه‌ای در اثر قرق ۲۵ ساله جنگل دالاب، به‌نظر می‌رسد که جریان ترمیم و بازسازی پوشش گیاهی این جنگلها از آشفتگی چرای دام به سمت مرحله تعادل اتفاق افتاده است، از طرفی با توجه به بالا بودن تنوع گونه‌ای در طبقه‌های فاقد آشفتگی و آشفتگی چرای متوسط دام و عدم تفاوت معنی‌دار بین این دو منطقه، لازم است مطالعات جامع و وسیعتری در رابطه با تأثیر چرای متوسط دام بر اجتماعات مختلف گیاهی به‌ویژه استقرار نونهالهای گونه‌های درختی در شرایط متفاوت رویشگاهی و همچنین ترکیب متفاوت گونه‌ای انجام شود.

Archive of SID

www.SID.ir

منابع مورد استفاده

References

Assadi, M., Maassoumi, A.A., Khatamsaz, M. and Mozaffarian, V., 1963- 2011. Flora of Iran, Nos. 1-74. Research Institute of Forests and Rangelands Press.

Atri, M., 1996. Introduced of some aspects of the Neozigmatist method in Pedology, systematic and Chorology. Iranian Journal of Biology, 2(1): 12 p.

Atri, M., 1997. Phytosociology (translation). Research Institute of Forests and Rangelands Press. No.171, 384 p.

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 Wildlife Management, 62: 1165-1183.

Bakker, J. and Wilson, S., 2001. Competitive abilities of introduced and native grasses. Plant Ecology, 157: 119-127.

Barnes, B.V., Denton, D.R. and Spurr, S.H., 1998. Forest Ecology, Fourth edit, John Wiley& Sons, Inc., New York, 774 p.

Basiri, R. and Karami, P., 2006. The use of diversity indices to assess the plant diversity in Marivan, Chenareh forests. Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources, 13(5): 163-172.

Becking, R.W., 1957. The Zurich- Montpellier School of phytosociology. The Botanical Review 23:411-488.

Belsky, A.J. and Blumenthal, D.M., 1997. Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the interior west. Conservation Biology, 11: 315–327.

Biaou, S.H., Sterck, Ir,F.J. and Holmgren, M., 2009. Tree recruitment in West African dry woodlands. The interactive effects of climate, soil, fire and grazing. PhD thesis, Wageningen University, The Netherlands, 182 p.

Borcard, D., Legendre, P. and Drapeau, P., 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. Ecology, 73: 1045-1055.

Bouahim, S., Rhazi, L., Amami, B., Sahib, N., Rhazi, M., Waterkeyn, A., Zouahri, A., Mesleard, F., Muller, S.D., 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.

Braun- Blanquet, J., 1932. Plant Sociology, The study of plant communities, In: Atri, M., 1997. Phytosociology (translation). Research Institute of Forests and Rangelands Press. No.171, 384 p.

Cain, S. A. and Castro. M., 1959. Manual of vegetation analysis. Harper and Bros. Publishers, New York. 325 p.

Chaneton, E.J. and Facelli, J.M., 1991. Disturbance effects on plant community diversity: spatial scales and dominance hierarchies. Plant Ecology, 93: 143-155.

Collins, S.L. and Smith, M.D., 2006. Scale-dependent interaction of fire and grazing on community heterogeneity in tall grass prairie. Ecology, 87: 2058-2067.

Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science, 199: 1302-1310.

Davis, M.A., Grime, J. P. and Thompson, k., 2000. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invisibility. Journal of Ecology, 88: 528-534.

Davis, P. H. (ed.) 1965- 1985. Flora of Turkey, Vols. 1-9. Edinburgh University Press, Edinburgh.

Dufrene, M. and Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs, 67: 345- 366.

Ejtehadi, A., 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., D'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.

Fattaahi, M., 1994. Study on Zagros oak forests and the most important their destruction causes. Research Institute of Forests and Rangelands Press. No.101, 63 p.

Fleming, G. M., Diffendorfer, J.E. and Aedler, P.H., 2009. The relative importance of disturbance and exotic- plant abundance in California coastal sage scrub. Ecological Applications, 19: 2210- 2227.

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., 2001. Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. Ed. 2. John Wiley and Sons, Chichester.

Grime, J.P., Hodgson, J.G., Hunt, R., 2007. Comparative Plant Ecology afunctional approach to commom British species. Castlepoint Press, Dalbeattie.

Gurarni, D., Arya, N., Yadava, A. and Ram, J., 2010.

Archive of SID

www.SID.ir

invasions: intentional introduction, stand dynamics and the role of shade tolerance. 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, U.S.A., 233 p.

Mohadjer, M.R., 2012. Silviculture. University of Tehran Press, Tehran. 418 p.

Mozaffarian, V., 2005. Trees and shrubs of Iran. Farhang Press, Tehran, 1003p.

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.

- Platt, W.J. & Connell, J.H., 2003. Natural disturbances and directional replacement of species. Ecological Monographs, 73: 507-522.

Raunkier, C. 1934. The life form of plants and statistical plant geography, Oxford. *In:* Phytosociology. Atri, M. 1997. Research Institute of Forests and Rangelands, 384 p.

Rechinger, K. H. (ed.) 1963- 2006. Flora Iranica, Nos. 1-176. Academische Druk-u. Verlagsanstalt. Graz.

Rodríguez-Calcerrada, J., Mutke, S., Alonso J., Gil, L., Pardos, J. A. and Aranda, I., 2008. Influence of overstory density on understory light, soil moisture, and survival of two under planted oak species in a Mediterranean Montana Scots pine forest. Forest systems, 17(1): 31-38.

Royo, A.A., Collins, R., Adams, M.B., Kirschbaum, C. and Carson, W.W., 2010. Pervasive interactions between ungulate browsers and disturbance regimes promote temperate forest herbaceous diversity. Ecology, 91(1): 93- 105.

Salami, A., Zare, H., Amini, E.T., Jafari, B. and Ejtehadi, A., 2008. Comparison of plant species diversity in the two grazed and ungrazed rangeland sites in Kohneh Lashak, Nowshahr. Pajouhesh & Sazandegi, 75: 37-46.

Shakeri, Z., 2012. Invasive plants resulting of disturbance in *Fagus orientalis* communities in Caspian forests, north of Iran. Ph.D. Thesis, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, 105 p.

- Sheley, R.L. and Petroff, J.K. (Eds.), 1999. Biology and management of noxious rangeland weeds. Oregon State University Press, Corvallis, Oregon, 464 p.

- Simberloff, D. and Rejmanek, M., 2011. Encyclopedia of biological invasions. University of California Press, Los Angeles, 792 p.

Ter Braak, C.J.F., 1987. The analysis of vegetation-environment relationship by canonical correspondence analysis. Vegatato, 69: 69-77.

Studies on plant biodiversity of pure *Pinus Roxburghii* Sarg. forest and mixed pine-oak forest in Uttarakhand Himalaya. New York Science Journal, 3(8):1-5.

Hamilton A. and Hamilton, P., 2006. An Ecosystem Approach. Earthscan, 324p.

Hamzeh'ee, B., Khanhasani, M., Khodakarami, Y. and Nemati, P.M., 2008. Floristic and phytosociological study of Chaharzebar forests in Kermanshah. Iranian Journal of Forest and Poplar, 16(2): 211-229.

Hill, S.L. and French, K., 2004. Potential impacts of fire and grazing in an endangered ecological community: plant composition and shrub and eucalypt regeneration in Cumberland Plain Woodland. Australian Journal of Botany, 52: 23-29.

Hodgson, J.G., Wilson, P.J., Hunt, R., Grime, J.P. and Thompson, K., 1999. Allocating CSR plant functional types: a soft approach to a hard problem. Oikos, 85, 282–294.

Hughes, A. R. and Byrnes, J. E., 2007. Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance. Ecology Letters, 10: 849-864.

Jazirehi, M.H. and Rostaaghi, E.M., 2003. Silviculture in Zagros. University of Tehran Press, Tehran, 560 p.

Kenneth, W.T., Edward, R.A., Neil, K.M., Melvin, R.G., 2003. Spatial and temporal patterns of cattle feces deposition on rangeland. J. Range Manage. 56: 432-438.

Knnap, A.K. and Seastedt, T.R., 1986. Detritus accumulation limits productivity of tall grass prairie. BioScience 36: 662-668.

Keeley, J.E., Lubin, D. and 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.

Keeley, J.E., Fotheringham, C.J. and Keeley, M.B., 2005. Determinants of post fire recovery and succession in Mediterranean climate shrublands of California. Ecological application, 15(5): 1515-1534.

Kumar Kohli, R., Jose, S., Singh, H.P. and Batish, D.R., 2009. Invasive plants and forest ecosystems. CRC Press, 437 pp.

Łaska, G., 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. Plant Ecology, 157: 77–99.

Leps, J. and Smilauer, P., 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, 269 p.

Mackey, R.L. and Currie, D.J., 2001. The diversity–disturbance relationship: is it generally strong and peaked? Ecology, 82: 3479-3492.

Martin, P. H., Canham, C.D. and Marks, P.L., 2009. Why forests appear resistant to exotic plant

Archive of SID

www.SID.ir

Ter Braak, C.J.F. and Smilauer, P., 2012. Canoco 4.99, Software for multivariate data exploration, Trial version.

Torok, K., 1991. The influence of biotic disturbance on the structure and natural state of rocky grassland: a case study in the Pilis Biosphere Reserve, Hungary. Abstracta Botanica, 13: 47-66.

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.

Whittaker, R.H., 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. Ecological Monographs, 26: 1-80.

Zahedipour, H., 1997. The investigation of diversity in three grazing treatments via models. Journal of Pajouhesh and Sazandegi, 33: 71-77.

Zida, D., Sawadogo, L., Tigabu, M. and Oden, P.C., 2007. Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective tree cutting for a decade. Forest Ecology and Management, 243: 102- 115.

Archive of SID

www.SID.ir

Disturbance effects on plant diversity and invasive species in western oak communities of Iran (Case study: Dalab Forest, Ilam)

H.R. Mirdavoodi[1*], M.R. Marvi Mohadjer[2], Gh. Zahedi Amiri[3] and V. Etemad[4]

[1*]- Corresponding author, Senior Expert, Agricultural and Natural Resources Research Center of Markazi province, Arak, I.R. Iran. E-mail: hmirdavoodi@yahoo.com

[2]- Professor, Department of Forestry and Forest Economics, Faculty of Natural Resources, Tehran University, Karaj, I.R. Iran.

[3]- Associate Professor, Department of Forestry and Forest Economics, Faculty of Natural Resources, Tehran University, Karaj, I.R. Iran.

[4]- Assistant Professor, Department of Forestry and Forest Economics, Faculty of Natural Resources, Tehran University, Karaj, I.R. Iran.

Received: 09.02.2013 Accepted: 02.05.2013

Abstract

Changed environmental conditions, reactions of biotic factors and increase in invasive species due to anthropogenic or natural disturbances, will change composition and diversity of plant communities over time. Therefore, measurement of species diversity can be useful for disturbance and ecosystem management analysis .Oak stands of Dalab Park is located 25 km north west of Ilam was selected for invasive plant and species diversity studies and their effects on plant vegetation, due to their different disturbance regimes, including "grazing", "fire" and "control". Information of vegetation, soil and other environmental variables were collected from 77 sample plots, using random sampling method at various disturbance classes. Surface area of sample plots was determined, based on minimal area, using Helical Technique and Area-Species Curve. The size of sampling plots was 16×16 m. for tree and shrub species and 1×1 m. for herbaceous species. Whittaker´s nested plot method was used in order to record the herbaceous species. Two-Way Indicator Species Analysis, Indicator Species Analysis, Canonical Correspondence Analysis and Numerical Index method were applied to classify ecological groups, determine indicator species in each class, identify relationship between environmental factors and the studied plant groups and assess species diversity, respectively. Results showed that t disturbance affected composition and diversity of such forests. Grazing, fire, soil and topographical factors were identified as the most influential factors on plant composition. Fire led to an increase in vegetation into annuals and ruderal species of plant vegetation, including *Coronilla scorpoides*, *Torilis leptophylla, Boissiera squarrosa, Taeniatherum crinitum, Onopordon carduchorum, Cirsium spectabile* and *Carduus pycnocephalus.* Grazing increased mostly frequency of non-palatable and resistant species to grazing and soil compaction, including *Bromus tectorum, Picnomon acarna*, *Stellaria media, Rochelia disperma, Holesteum umbellatum, Euphorbia macroclada, Turgenia latifolia, Rhagadiolus angulosus,* and *Valerianella vesicaria.* Highest richness and diversity of the species was recorded in moderate grazing disturbance and control classes, whereas the lowest richness and diversity was recorded in intense and light grazing which is consistent with the theory of intermediate disturbance.

Key words: ordination, grazing, fire, plant vegetation, soil, topography.

Archive of SID

www.SID.ir