ارزیابی تأثیر آتش‌سوزی بر پراکنش پوشش گیاهی با استفاده از روش رسته‌بندی (بررسی موردی: تنگه بزازخانه در استان کرمانشاه)

سعیده کریمی[۱]*، حسن پوربابائی[۲]، یحیی خداکرمی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۷/۲۵ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۹/۲۶

چکیده

آتش‌سوزی قسمت جدانشدنی بیش‌تر اکوسیستم‌های جنگلی زاگرس است، به‌طوریکه هرساله آتش-سوزی‌های زیادی در این مناطق صورت می‌گیرد. به‌منظور بررسی شناخت اثرات آتش‌سوزی بر پراکنش پوشش گیاهی در قسمتی از جنگل‌های زاگرس، نه سال پس از آتش‌سوزی یعنی در اوایل فصل رویشی سال ۹۴ با استفاده از روش نمونه‌برداری تصادفی- سیستماتیک در هر یک از مناطق آتش‌سوزی و شاهد، ۴۰ قطعه نمونه به ابعاد هشت مترمربع پیاده شد و نوع و درصد پوشش گونه‌های علفی توسط معیار وان درمال ثبت شد. در این تحقیق برای درک بهتر از چگونگی پراکنش گونه‌ها پس از آتش-سوزی، از روش آنالیز تطبیقی نااریب (DCA) استفاده شد. نتایج بررسی نشان داد که اکثر گونه‌ها به-صورت مشترک بین مناطق آتش‌سوزی شده و شاهد حضور دارند و تنها تعداد کمی منحصر به مناطق آتش‌سوزی شده و شاهد بودند. همچنین نتایج حاصل از این آنالیز نشان داد که بیش‌تر گونه‌ها و قطعات نمونه در مرکز نمودار و در فواصل نزدیک به هم قرار دارند که این مسئله نشان از تغییرات کمتر گونه‌ای به آتش‌سوزی پس از گذشت نه سال از وقوع آتش‌سوزی است. با توجه به نتایج بدست آمده می‌توان بیان کرد که با گذشت زمان، بسیاری از گونه‌ها به سمت ترکیب اولیه خود در محیط گرایش پیدا کرده‌اند. با وجود این، نمی‌توان آتش‌سوزی را عاملی بی‌خطر برای این جنگل‌ها برشمرد، بلکه برعکس با توجه به وضعیت فعلی و اهمیت حفظ و احیای اکوسیستم‌های موجود در جنگل‌های زاگرس، الزامی است که در این جنگل‌ها سیاست پیشگیری و سرکوب آتش از طریق راهکارهای اصولی و منطقی، نهادینه شود.

واژه‌های کلیدی: آتش، آنالیز چند متغیره، ترکیب گونه‌های گیاهی، رسته‌بندی، محور نمودار.

[۱] دانش آموخته کارشناسی ارشد ، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، ایران، Karimi.narvan@gmail.com

[۲] استاد گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، ایران، Hpourbabaei@gmail.com

[۳] دکتری اکولوژی جنگل، مرکز تحقیقات منابع طبیعی شهرستان کرمانشاه، ایران، Ykhodakarami@gmail.com

مقدمه

در طول سالیان متمادی بوم‌شناسان سعی داشته‌اند عواملی که ترکیب گونه‌ای و تغییرات پوشش گیاهی را کنترل می‌کنند، مشخص سازند (Glenn et al.,۲۰۰۲). آتش به عنوان یک عامل بوم شناختی در بسیاری از اکوسیستم‌ها موجب ایجاد ترکیب و ساختار مشخصی در پوشش گیاهی می‌شود (Bond et al.,۲۰۰۳).

تغییر در ساختار و ترکیب پوشش گیاهی در اثر آتش‌سوزی امری اجتناب‌ناپذیر است (Mogadam,۲۰۰۴& Guevara et al.,۱۹۹۹). آتش‌سوزی با کاهش معنی‌دار گیاهان چوبی، خشبی، بوته‌ای زمینه مساعدی را برای رشد و گسترش گیاهان آشکوب تحتانی که اغلب گندمیان هستند، فراهم می‌کند(۱۹۹۷، Mcpherson ؛ Guevara et al.,۱۹۹۹ ؛ ۱۹۹۹، Morgan & Lunt ؛ Dale et al., ۲۰۰۲ ؛ Haubensak et al., ۲۰۰۹). به‌طوری‌که در سال‌های بعد از آتش‌سوزی، گندمیان چند ساله بیش‌تر خواهند شد، زیرا به‌دلیل موقعیت جوانه رشد در سطح یا زیر خاک در برابر آتش‌سوزی مقاومت می‌کنند(Carlton and Loftin, ۲۰۰۰; Provencher et al.,۲۰۰۷؛ Ortman & ۲۰۰۸ ؛Beran, Hubensak et al.,۲۰۰۹). با توجه به افزایش گندمیان و گونه‌های یکساله و کاهش گونه‌های چوبی، آتش را می‌توان به عنوان متغیری بازدارنده در دینامیسم تکاملی اکوسیستم به‌سوی کلیماکس دانست. اثرات آتش بر اکوسیستم‌های طبیعی بسیار پیچیده می‌باشد، زیرا پاسخ گیاهان به آتش با توجه به نوع آتش‌سوزی، پتانسیل ذاتی گونه‌ها در تجدید حیات و شرایط پوشش گیاهی قبل از آتش-سوزی متفاوت خواهد بود(et al., ۲۰۰۴ Caturla et al., ۲۰۰۰& Laughline). علاوه بر این، آتش‌سوزی با توجه به شرایط آب و هوایی هر منطقه و نوع پوشش گیاهی آن اثرات متفاوتی دارد (قربانی و همکاران، ۱۳۹۰). میرداوودی و همکاران (۱۳۹۲) نشان دادند که آتش‌سوزی با فراهم نمودن شرایط خاص محیطی موجب تغییر ترکیب گونه‌های گیاهی به نفع گونه‌های مهاجم می‌شود. طهماسبی و همکاران (۱۳۹۲) مشاهده کردند که در مناطقی که در سال‌های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ آتش سوزی رخ داده است، اختلاف معنی داری در ترکیب و تنوع پوشش گیاهی در بین مناطق آتش‌سوزی شده و شاهد وجود دارد، ولی این اختلاف در منطقه‌ای که در سال ۱۳۸۵ آتش گرفت، وجود ندارد بطوریکه ترکیب گونه‌ها در منطقه سوخته مشابه منطقه شاهد بود. Heydari و همکاران (۲۰۱۶) در بررسی خود به این نتیجه رسیدند که شباهت گونه‌ها در بین مناطق شاهد و سوختگی کم بسیار بیش‌تر از مناطقی با شدت زیاد سوختگی است. Judith و همکاران (۲۰۰۹) مشاهده کردند که فراوانی آتش باعث کاهش پوشش بومی، غنا و تنوع می‌شود بطوریکه گونه های بومی به گونه‌های مهاجم تبدیل می شوند.

در طی دو دهه گذشته استفاده از روش رسته-بندی برای آشکار ساختن ساختار و ترکیب جوامع زنده گیاهی و بیان روابط علمی بین آن‌ها و متغیرهای محیطی به‌طور چشم‌گیری افزایش یافته است. رسته‌بندی اصطلاحی است که برای توصیف مجموعه‌ای از فنون به‌کار می‌رود که این

فنون واحدهای نمونه‌برداری را براساس ارتباط آن‌ها با یک یا چند محور مختصاتی، در موقعیت مختصاتی خاصی در دستگاه مختصات قرار می‌دهند که حاصل آن ایجاد اطلاعاتی درباره تشابهات اکولوژیکی گونه‌هاست(Ludwig ،۱۹۸۹ & Reynolds,). به بیان ساده‌تر در دستگاه مختصات، نقاط نزدیک به یکدیگر شباهت بیش‌تری در واکنش به شرایط محیطی دارند تا نقاطی که دور از یکدیگر قرار دارند(Jongman et al., ۱۹۸۷). بنابراین در روش‌های رسته‌بندی تأکید روی تک تک نمونه‌ها یا گونه‌ها و درجه تشابهات آنهاست (مصداقی،۱۳۸۰). روش رسته‌بندی را می‌توان به دو دسته مستقیم و غیر مستقیم تقسیم کرد. در روش‌های رسته‌بندی مستقیم واحدهای نمونه‌برداری در امتداد شیب گرادیان تغییرات محیطی که مبنای مطالعه است مرتب می‌شوند(Ludwig & ۱۹۸۹ Reynolds,)، اما در روش‌های رسته‌بندی غیر مستقیم، گرادیان محیطی براساس چگونگی قرارگیری گونه‌ها مشخص می‌شود(Greieg-Smith, ۱۹۸۳). یکی از روش‌های رسته‌بندی که هنوز هم به طور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرد و علی‌رغم مسائل مختلف، برای بسیاری از موقعیت‌ها بهتر قابل تطبیق می‌باشد (مصداقی،۱۳۸۰) روش تحلیل تطبیقی قوس‌گیری شده (Dertrended Correspondence Analaysis= DCA) است. روش تحلیل تطبیقی قوس گیری شده توسط Hill و Gauch (۱۹۸۰) توسعه یافت(Jongman et al.,۱۹۸۷). در سال ۱۹۸۰ با همه‌گیر شدن استفاده از برنامه‌های کامپیوتری از روش DCA به‌طور گسترده در آنالیز پوشش گیاهی استفاده شد(Kent ،۱۹۸۸ & Ballant,). از اینرو در این تحقیق برای بررسی ارتباط بین گونه‌ها و واحدهای نمونه‌برداری با آتش‌سوزی از روش رسته‌بندی DCA استفاده شد. تا از این طریق بتوان به تغییرات پوشش گیاهی و میزان همبستگی آن‌ها با عامل آتش‌سوزی پی برد. این مسئله از نظر توسعه و احیای جوامع جنگلی به‌ویژه در جنگل‌های زاگرس که هر ساله مورد هجوم آتش‌سوزی‌های زیادی قرار می‌گیرد بسیار مهم و کاربردیست. با توجه به اینکه در این ناحیه رویشی مطالعات محدودی در این زمینه انجام شده است، هدف این تحقیق آن است که از طریق روش رسته‌بندی تعیین کند که به چه میزان آتش‌سوزی می‌تواند بر پراکنش گونه‌ها تاثیر داشته باشد تا بدین وسیله بتوان برای حفاظت و احیای این جنگل‌ها تصمیم گیری‌های بهتری اتخاذ کرد.

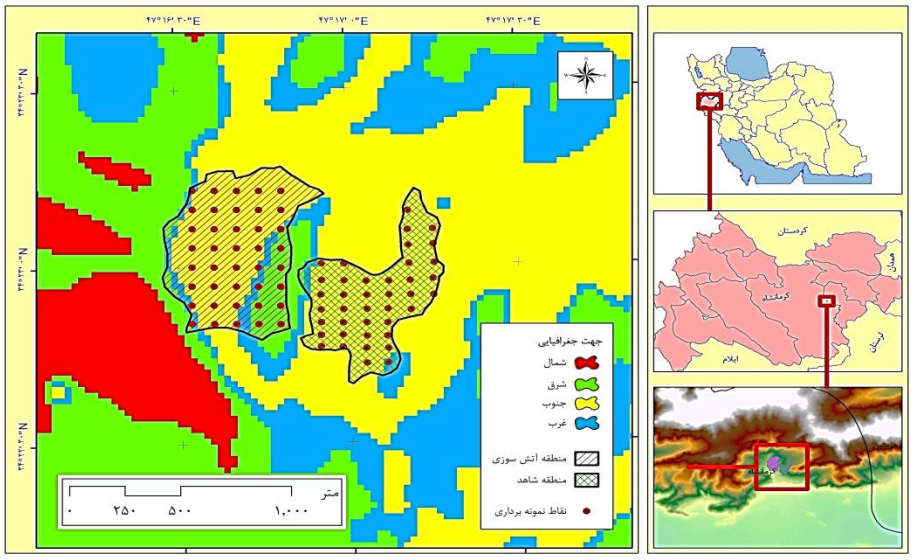
مواد و روش‌ها

منطقه جنگلی تنگه بزازخانه در شمال شرق کرمانشاه بین مختصات جغرافیایی "۱۵ ′۱۶ °۴۷ تا "۵ ′۱۷ °۴۷ شرقی و "۳۶ ′۲۲ °۳۴ تا "۱۳ ′۲۳ °۳۴ شمالی قرار گرفته است. شیب کلی منطقه جنوبی بوده که متوسط شیب آن ۴۰- ۳۰ درصد است. پوشش غالب منطقه مانند سایر نقاط جنگل‌های زاگرس متعلق به گونه برودار Quercus branti Lindl با فرم رویشی شاخه‌زاد است. از نظر زمین‌شناسی منطقه متشکل از سنگ آهک با رنگ خاکستری تیره تا روشن و دانه بندی ریز و متراکم بوده و مربوط به رسوبات کرتاسه از دوران مزوزوئیک هستند و از نظر خاک‌شناسی بافت خاک از نوع رسی‌سیلتی و دارای pH بازی است. اقلیم منطقه براساس روش آمبرژه نیمه مرطوب معتدل می‌-

باشد. میانگین بارندگی سالانه نزدیک به ۴۲۹ میلی‌متر و حداکثر درجه حرارت در مردادماه ۲۸/۶ سانتی‌گراد و حداقل درجه حرارت در دی ماه ۲/۶ درجه سانتی‌گراد است.

برای جمع‌آوری اطلاعات مربوط به پوشش علفی در فاصله نزدیک به منطقه سوخته (به مساحت ۴۰ هکتار)، منطقه‌ای با همین مساحت و شرایط توپوگرافی یکسان به عنوان منطقه شاهد انتخاب شد. نمونه‌برداری در فصل بهار سال ۹۴، نه سال بعد از وقوع آتش‌سوزی سطحی (آتش-سوزی به علت وفور علف های خشک در کف جنگل در سال ۸۵ اتفاق افتاد) انجام شد. در مرکز هر قطعه نمونه با استفاده از تکنیک قطعات نمونه حلزونی و منحنی سطح- گونه، حداقل سطح قطعه نمونه تعیین گردید (هشت مترمربع) (صائب،۱۳۹۰). با انجام نمونه‌برداری به روش تصادفی- سیستماتیک در هر یک از مناطق تعداد ۴۰ قطعه نمونه (تعداد پلات از فرمول اندازه نمونه تعیین شد) و در مجموع ۸۰ قطعه نمونه در هریک از مناطق برداشت شد و در هر قطعه نمونه اطلاعات مربوط به نوع و درصد پوشش گونه‌های گیاهی براساس معیار فراوانی- غلبه وان درمال به همراه جهت جغرافیایی، درصد شیب شیب و ارتفاع از سطح دریا ثبت شد.

پس از استاندارد سازی داده ها به منظور بررسی ترکیب گونه‌ها از روش تحلیل تطبیقی نااریب (DCA) در محیط نرم افزار Pc-ord version ۰.۵ استفاده شد.



شکل۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه (تنگه بزازخانه) در استان کرمانشاه

نتایج

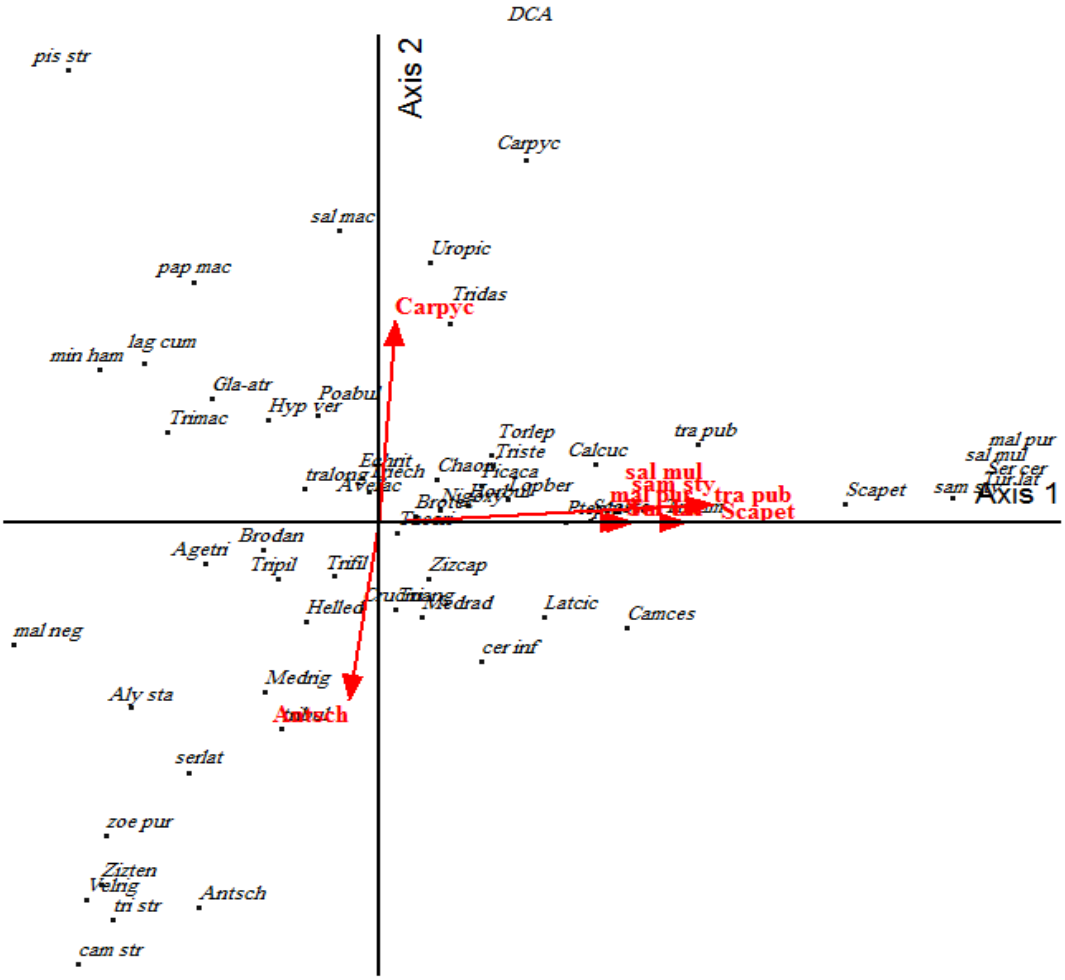
در این پژوهش ۵۹ گونه گیاهی تشخیص داده شد که به ۴۳ جنس و ۱۶ تیره گیاهی تعلق دارند که ۱۱ گونه آن فقط در منطقه شاهد و نه گونه انحصاری منطقه آتش‌سوزی شده بود، بقیه گونه‌ها به صورت مشترک در هر دو منطقه حضور داشتند (جدول ۱).

محورهای اول و دوم رسته‌بندی DCA برای نمایش انتخاب شدند زیرا این دو محور بیش-ترین ارزش ویژه (به ترتیب ۰/۸۹ و ۰/۸۰) را به خود اختصاص داده‌اند. همان‌طور که در نمودار رسته‌بندی حاصل از DCA در شکل‌های (۳) و (۴) مشخص است که بین جهت مثبت محورهای اول و دوم گونه‌های *Bromus tectorum*، *Hordeum bulbosum*، *Lophochloa berythea* از خانواده (*Poaceae*)، گونه *Nigella oxyeapetala* از خانواده (*Rununculaceae*)،گونه‌های *Carduus pycnocephalus*، *Chardinia orientalis*، *Picnomon acarna*، *Urospermum picroides*، *Tragopogonbuphthal*، *Carduus pycnocephalus*، *Serratula cerinthifolia* از خانواده (*Asteraceae*)، گونه‌های *Trifolium dasyurum*، *Trifolium stellatum*، *Trifolium campestre* از خانواده (Fabaceae)، گونه‌های *Scandix stellata*، *Scandix pectin*، *Turgenia latifolia*، *Torilis leptophylla*، *Malabli* porphyrodiscus از خانواده (*Apiaceae*)، گونه‌های *Alyssum stapfii* و *Sameraria stylophora* از خانواده (*Brassiacaceae*)، گونه*Pterocephalus plumosus* از خانواده (*Dipsacaceae*) و *Salvia multicaulis* از خانواده (*Lamiaceae*) حضور داشتند. در این ناحیه خانواده *Asteraceae* با حضور هفت گونه مهم‌ترین خانواده از لحاظ تعداد گونه بود و گونه *Bromus tectorum* دارای بیش‌ترین درصد پوشش نسبت به سایر گونه‌های این ناحیه است.

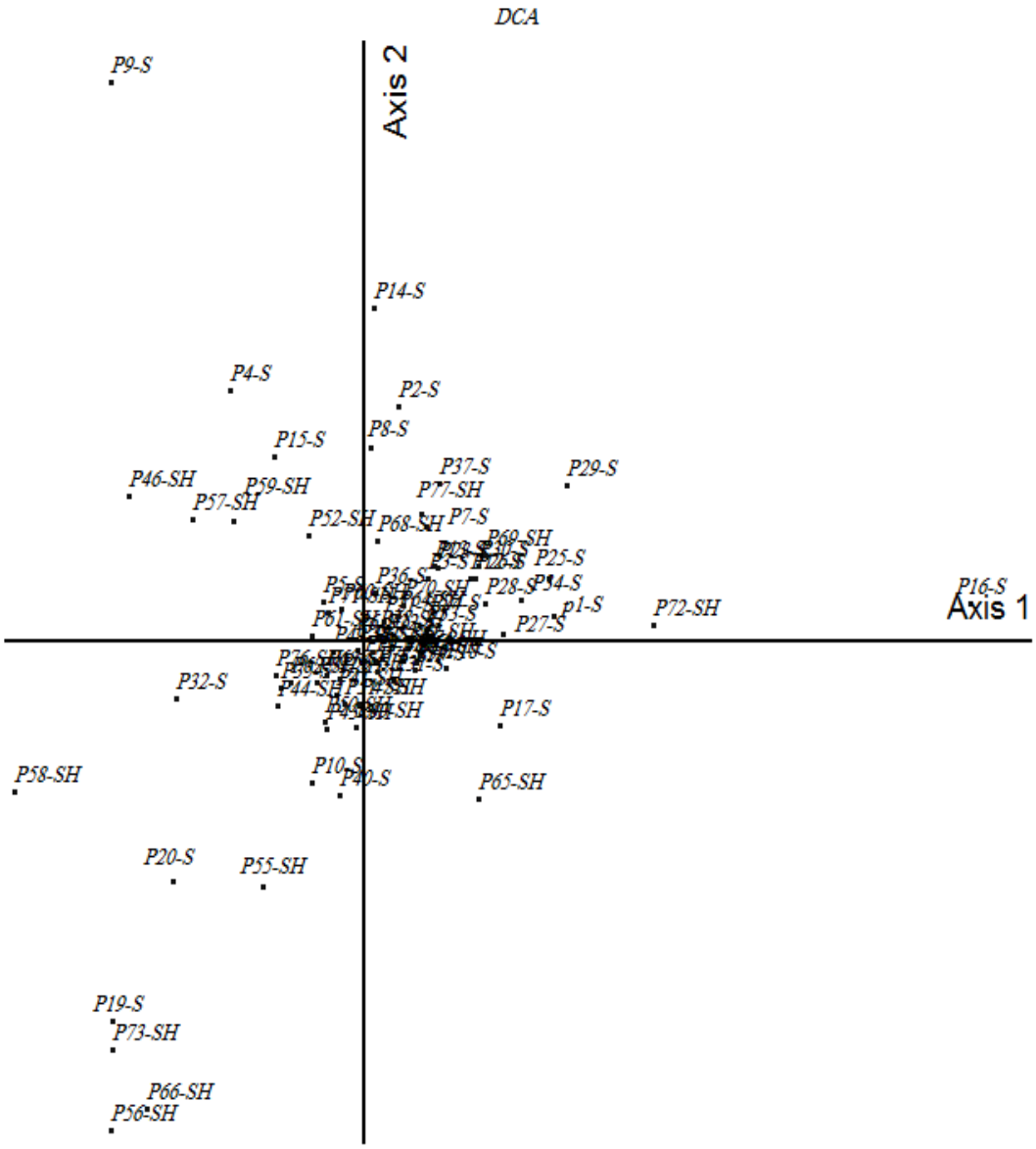
گونه‌های *Trifolium campestre*، *veneris*، *Scandix pectin*، *Salvia multicaulis*، *Alyssum stapfii*، *Sameraria stylophora*، *Malabli porphyrodiscus*، *Serratul cerinthifolia*، *Turgenia latifolia*، *buphthal* ، *Tragopogon* فقط در منطقه شاهد قرار دارند بطوریکه با محور اول نمودار در سطح یک درصد همبستگی مثبت و گونه *Carduus pycnocephalus* با محور دوم نمودار همبستگی مثبت دارد. در این ناحیه قطعات نمونه با شماره ۳۸- ۲۲- ۲۱- ۳۳- ۲۷- ۲۴- ۱- ۳۶- ۲۸- ۱۲- ۳۴- ۲۶- ۳- ۷- ۱۳- ۲۵- ۲۳- ۳۰- ۲۹- ۳۷- ۲- ۸- ۱۴- ۱۶- ۶۷- ۶۰- ۴۲- ۴۸- ۶۴- ۶۸- ۷۰- ۷۷- ۷۲ قرار دارند که بیش‌تر این پلات‌ها در منطقه آتش‌سوزی شده واقع شده‌اند. ناحیه بین بخش مثبت محور اول و منفی محور دوم گونه‌های *Taeniatherum crinitum* از خانواده (*Poaceae*)، *Ziziphora capitata* از خانواده (*Lamiaceae*)، *Trifolium angustifolium* ، *Medicago* radiatata، Lathyrus cicera از خانواده (*Fabaceae*)، *Cerastium inflatum* از خانواده (*Caryophyllaceae*)، *Campanul cecili* از خانواده (Campanulaceae) حضور دارند. در این ناحیه خانواده Fabaceae مهم‌ترین خانواده از لحاظ تعداد گونه بود و گونه *Trifolium angustifolium* دارای درصد بیش‌تری نسبت به سایر گونه‌های این ناحیه است. *گونه Cerastium inflatum* فقط در منطقه آتش‌سوزی شده قرار دارد. این ناحیه شامل قطعات نمونه شماره ۷۸-

۳۹- ۵۸- ۷۴- ۵۴- ۴۵- ۴۷- ۷۹- ۱۸- ۱۷- ۱۱- ۳۱ که بیش‌تر در منطقه شاهد قرار دارند. ناحیه بین قسمت مثبت محور دوم و منفی محور اول گونه‌های *Trifolium echinatum*، *Trigonella macroglochin* از خانواده (*Fabaceae*)، گونه‌های *Avena fatua* و *Poa bulbosa* از خانواده (*Poaceae*)، *Echinops ritrodes*، *Tragopogon longirostris*، *Picris strigosa* از خانواده (*Asteraceae*)، *Gladiolus atroviolaceus* از خانواده (*Iridaceae*)، *Papaver macrostomum* از خانواده (*Papaveraceae*)، *Hypericum vermiculare* از خانواده (*Guttiferae*)، *Minuartia hamate* از خانواده (*Caryophyllaceae*)، *Salvia macrosiphon* از خانواده (*Lamiaceae*)، *Lagoecia cuminoides* از خانواده (*Apiaceae*) حضور دارند. در این ناحیه مهم‌ترین خانواده از لحاظ تعداد گونه Asteraceae بود و گونه *Avena fatua* دارای درصد پوشش گیاهی بیش‌تری نسبت به سایر گونه‌های این ناحیه است. گونه‌های *Minuartia hamate*، *Hypericum vermiculare*، *Gladiolus atroviolaceus* فقط در منطقه آتش‌سوزی شده وگونه‌های *Salvia macrosiphon*، *Papaver macrostomum*، *Picris strigosa* فقط در منطقه شاهد قرار داشتند. گونه *Picris strigosa* با محور دوم نمودار همبستگی مثبت دارد. این ناحیه شامل پلات‌های شماره ۹- ۴- ۱۵- ۵۹- ۴۶- ۵۷- ۶۱- ۵- ۵۲- ۷۱- ۴۹-۶ که بیش‌تر در منطقه شاهد واقع شده‌اند.

ناحیه بین بخش منفی محور اول و دوم گونه-های *Trigonella filipes*، *Medicago rigidula*، *Trifolium bullatum* ، *Trifolium pilulare*، *Trigonella strangulate* از خانواده (*Fabaceae*)، گونه‌های *Bromus danthoniae* و *Aegilops triuncialis* از خانواده (*Poaceae*)، *Serratula latifolia*، *Zaegea purpurea*، *Anthemis schizostephana*، *Crupina crupinastrum* از خانواده (*Asteraceae*)، گونه‌های *Malva neglecta* از خانواده (*Malvaceae*)، *Alyssum stapfii* از خانواده (*Brassiacaceae*)، *Campanula strigosa* از خانواده (*Campanulaceae*)، *Velezia rigida* ازخانواده(*Caryophyllaceae*)، *Helianthemum Ledifolium* از خانواده (*Cistaceae*) و *Ziziphora Tenuior* از خانواده (*Lamiaceae*) حضور داشتند. در این ناحیه خانواده *Asteraceae* مهم‌ترین خانواده از لحاظ تعداد گونه و گونه *Aegilops triuncialis* متعلق به خانواده (*Poaceae*) دارای درصد پوشش گیاهی بیش‌تری نسبت به سایر گونه‌های این ناحیه است. گونه‌های *Malva neglecta*، *Trigonella strangulate*، *Campanula strigosa*، *Serratula latifolia* فقط در منطقه آتش‌سوزی شده قرار داشتند که در این میان گونه‌های *Trifolium bullatum* ، *Ziziphora Tenuior*، *Trigonella strangulata*، *Medicago rigidula*، *Velezia rigida*، *Campanula strigosa* با محور دوم نمودار همبستگی منفی دارند. این ناحیه شامل پلات-های شماره ۵۶- ۷۳- ۶۶- ۵۸- ۷۵- ۷۶- ۶۳- ۵۳-۴۱-۵۱- ۵۰- ۴۳-۸۰- ۵۵-۴۴-۶۲- ۱۹- ۲۰- ۳۲- ۳۵- ۱۰ که بیش‌تر در منطقه شاهد واقع شده‌اند



شکل۲. رسته‌بندی DCA گونه‌های علفی بر اساس حضور گونه‌های علفی در مناطق آتش سوزی شده و شاهد



شکل۳. رسته‌بندی DCA قطعات نمونه بر اساس حضور گونه‌های علفی در مناطق آتش سوزی شده و شاهد

P_{ni}- S=قطعات نمونه موجود در منطقه شاهد, P_{ni}- SH=قطعات نمونه موجود در منطقه سوخته

جدول۱. همبستگی پیرسون بین گونه‌ها و محورهای اول و دوم DCA در منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد

گونه‌های علفی	محور اول	همبستگی	محوردوم	همبستگی
Avena fatua L. var.Fatua	۰.-۱۱۱	ns	۰.-۰۲۱	ns
Aegilops triuncialis L	۰.-۲۸۰	ns	۰.-۱۷۱	ns
Bromus danthoniae	۰.-۰۸۱	ns	۰.-۰۳۹	ns
Salvia multicaulis	۰.۵۷۰	**	۰.۰۲۹	ns
Poa bulbosa L	۰.-۰۸۲	ns	۰.۲۶۲	ns
Campanula cecili	۰.۱۷۶	ns	۰.-۱۲۸	ns
Trifolium pilulare	۰.۱۴۱	ns	۰.-۰۹۷	ns
Chardinia orientalis	۰.۰۵۵	ns	۰.۰۴۳	ns
Turgenia latifolia	۰.۵۰۷	**	۰.۰۲۹	ns
Trifolium echinatum	۰.-۰۲۷	ns	۰.۰۶۸	ns
Trifolium angustifolium	۰.۰۱۵	ns	۰.-۰۹۹	ns
Hordeum bulbosum	۰.۰۰۶	ns	۰.۰۵۰	ns
Lophochloa berythea	۰.۱۹۴	ns	۰.۰۸۴	ns
Trigonella filipes	۰.۰۲۸	ns	۰.-۰۹۴	ns
Helianthemum Ledifolium	۰.-۲۰۵	ns	۰.-۰۴۱	ns
Anthemis schizostephana	۰.-۱۷۲	ns	۰.-۴۴۷	**
Ziziphora capitata	۰.۰۴۸	ns	۰.-۰۶۷	ns
Trigonella macroglochin	۰.-۱۷۶	ns	۰.۰۹۲	ns
Picnomon acarna	۰.۱۷۹	ns	۰.۱۰۲	ns
Urospermum picroides	۰.۰۵۵	ns	۰.۳۰۵	ns
Ziziphora Tenuior	۰.-۲۶۳	ns	۰.-۳۵۲	*
Trifolium campestre	۰.۴۱۸	*	۰.۰۵۷	ns
Medicago radiatata	۰.-۲۱۱	ns	۰.-۱۵۵	ns
Trifolium bullatum	۰.-۱۶۶	ns	۰.-۴۳۱	**
Medicago rigidula	۰.-۲۱۱	ns	۰.-۳۴۳	*
Malablia porphyrodiscus	۰.۵۰۷	**	۰.۰۲۹	ns
Torilis leptophylla	۰.۱۰۹	ns	۰.۰۴۰	ns
Lathyrus cicera	۰.۰۹۲	ns	۰.-۱۸۷	ns
Trifolium dasyurum	۰.۱۰۱	ns	۰.۱۳۰	ns
Nigella oxyeapetala	۰.۰۷۶	ns	۰.۰۳۰	ns
Echinops ritrodes	۰.۰۳۰	ns	۰.۰۸۷	ns
Trifolium stellatum	۰.۱۲۶	ns	۰.۱۲۳	ns
Sameraria stylophora	۰.۵۱۲	**	۰.۰۲۶	ns
Carduus pycnocephalus	۰.۱۳۵	ns	۰.۴۷۵	**
Crupina crupinastrum	۰.-۰۰۹	ns	۰.-۲۲۰	ns
Callipeltis cucullaris	۰.۲۳۸	ns	۰.۰۷۴	ns
Scandix stellata	۰.۱۸۱	ns	۰.-۰۱۷	ns
Scandix pectin	۰.۵۶۴	**	۰.۰۳۲	ns

Serratula latifolia	۰.-۱۵۲	ns	۰.-۲۷۵	ns
Minuartia hamate	۰.-۱۹۷	ns	۰.۱۰۸	ns
Campanula strigosa	۰.-۲۱۲	ns	۰.-۳۶۱	*
Malva neglecta	۰.-۲۹۲	ns	۰.-۱۱۱	ns
Gladiolus atroviolaceus	۰.-۱۱۸	ns	۰.۰۸۴	ns
Hypericum vermiculare	۰.-۰۴۶	ns	۰.۰۷۸	ns
Cerastium inflatum	۰.۰۹۵	ns	۰.-۱۱۶	ns
Trigonella strangulate	۰.-۱۸۲	ns	۰.-۳۴۴	*
Papaver macrostemum	۰.-۱۳۳	ns	۰.۲۲۷	ns
Tragopogon buphthalmoides	۰.۵۸۸	**	۰.۱۴۲	ns
Salvia macrosiphon	۰.۰۰۸	ns	۰.۲۴۷	ns
Velezia rigida	۰.-۳۰۰	ns	۰.-۴۰۸	**
Serratula cerinthifolia	۰.۵۰۷	**	۰.۰۲۹	ns
Pterocephalus plumosus	۰.۱۸۵	ns	۰.۰۰۹	ns
Tragopogon longirostris	۰.-۰۵۱	ns	۰.۰۳۷	ns
Zaegea purpurea	۰.-۲۶۳	ns	۰.-۳۲۴	ns
Alyssum stapfii	۰.-۱۶۰	ns	۰.-۱۷۷	ns
Bromus tectorum	۰.۰۴۳	ns	۰.۰۲۱	ns
Picris strigosa	۰.-۲۱۱	ns	۰.۴۱۳	*

** نمایانگر معنی‌دار بودن در سطح ۰/۰۱ درصد، * نمایانگر معنی‌دار بودن در سطح ۰/۰۵درصد، ns عدم معنی‌دار بودن را نشان می‌دهد

بحث و نتیجه‌گیری

آتش‌سوزی یک عامل اختلال در اکوسیستم-های جنگلی است و بر تولید دوباره بسیاری از گونه‌های گیاهی موثر است(Swanson,۱۹۸۱). در این تحقیق برای رسته‌بندی گونه‌های گیاهی و بررسی روند تغییرات ترکیبات گونه-ای پس از آتش‌سوزی از روش DCA به عنوان مهم‌ترین روش رسته‌بندی غیر مستقیم پوشش گیاهی استفاده شد (مصداقی،۱۳۸۰).

تجمع اکثر قطعات نمونه در مرکز نمودار و تداخل نسبی آن‌ها با یکدیگر (شکل‌های ۳ و ۴) بیانگر واکنش و تغییرات کم‌تر ترکیب گونه‌ای به آتش‌سوزی پس از گذشت نه سال بود. در واقع این قطعات نمونه از لحاظ ترکیب گونه‌ای شباهت بیش‌تری به یکدیگر داشته و از تشابه اکولوژیکی یکسانی برخوردارند. از سویی دیگر بین درصد حضور گونه‌های شاخص در هر دو منطقه تفاوت چندانی وجود نداشت (گونه‌های *Avena fatua* *Trifolium angustifolium*, *Bromus tectorum*, *Aegilops triuncialis*). بنابراین می‌توان بیان کرد که اکثر گونه‌های گیاهی، با پذیرش شرایط پس از آتش‌سوزی، خود راه احیای دوباره را از طریق استراژی‌هایی مثل رشد مجدد بذرهای باقی مانده در خاک، تجدید دوباره بذرهای مصون مانده در برابر آتش-سوزی و یا انتقال و استقرار بذرهایی از گونه-های موجود در مناطق مجاور در محیط پرورانده‌اند. به‌طوری‌که با گذشت زمان، با تکثیر و استقرار دوباره در محیط، فرصت زیست‌پذیری را برای سایر گونه‌های آتش-

دوست محدود کرده‌اند که همین مسئله سبب شده است که اکثر گونه‌ها به صورت مشترک بین مناطق آتش‌سوزی شده و شاهد حضور داشته باشند. وقفه بین آتش‌سوزی‌ها می‌تواند نقش اصلی در ساختار اکوسیستم جنگل باشد(Keeley et al.,۱۹۹۹). آتش‌سوزی‌هایی با فواصل کوتاه (۶-۴ سال) ممکن است پیامدهای مهمی برای ثبات چشم‌انداز داشته باشد بطوریکه ممکن است سبب کاهش فرآیندهای اکوسیستم و همچنین تغییر در تعادل آن‌ها شوند (Tessler et al.,۲۰۱۶ Pausas;۲۰۰۴). از طرف دیگر در صورتی که وقفه‌های بین آتش‌سوزی خیلی طولانی باشند ممکن است سبب مرگ تولیدات حاصل از بذر و از بین رفتن قابلیت زیست بانک بذر گونه‌ها شوند(Lamont et al.,۱۹۹۱). نتایج بدست آمده از این تحقیق نشان داد که وقفه نه ساله پس از وقوع آتش‌سوزی فرصت مناسبی برای تجدید دوباره گونه‌های علفی در منطقه بوده است.

Herman (۲۰۰۹) در جنگل‌های اسپانیا مشاهده کرد که پس از گذشت ۱۳ سال از وقوع آتش‌سوزی اکثر گونه‌های علفی به‌صورت مشترک بین مناطق سوخته و شاهد حضور دارند.

Neemant و همکاران (۱۹۹۵) بعد از یک دوره چهل ساله پس از آتش‌سوزی مشاهده کردند که ترکیب گونه‌های گیاهی شبیه به شرایط قبل از آتش‌سوزی شده است و از این نظر بین مناطق آتش‌سوزی شده و شاهد از لحاظ ترکیب گونه‌های گیاهی تفاوت چندانی مشاهده نکردند.

قربانی و همکاران (۲۰۱۱) با بررسی تغییرات پوشش گیاهی پس از آتش‌سوزی در مراتع نیمه خشک مشاهده کردند که با وجود تغییر محسوس درصد ترکیب پوشش گیاهی در سال نخست پس از آتش‌سوزی، با گذشت زمان پوشش گیاهی به سمت ترکیب اولیه قبل از آتش‌سوزی گرایش پیدا کرده است.

عباسی موصولو و همکاران (۱۳۸۸) در پارک بمو شیراز دریافتند که تعداد گونه‌های مشترک کمی بین مناطق حریق (حریق یکساله و حریق پنجساله) و مناطق شاهد مشاهده می شود و برخی گونه ها منحصر به مناطق حریق یا شاهد بودند و بر حسب تعداد سال، پس از آتش‌سوزی، تغییراتی در فلور بانک بذر دو منطقه اتفاق افتاد و پس از گذشت پنج سال از آتش‌سوزی ترکیب گیاهی به شرایط قبلی خود برگشت.

البته در کنار این تداخل نسبی، گروهی از گونه‌ها در فواصل دور از مرکز نمودار قرار دارند که گونه‌های: *Salvia multicaulis*، *Sameraria stylophora*، *Malabalia porphyrodiscus*، *Serratula cerinthifolia*،*Turgenia latifolia*، *Tragopogon buphthalmoides*، *Scandix pectin-veneris*، *Trifolium campestre* با داشتن همبستگی مثبت نسبت به محور اول DCA در انتهای جهت مثبت این محور قرار دارند، در واقع این همبستگی سبب شده است که قطعات نمونه‌ای که دارای درصد زیادی از گونه‌های مذکور هستند در این ناحیه از محور اول گروهی جداگانه تشکیل دهند. تمام گونه-های فوق به استثنای گونه‌های *Scandix*

pectin و *Trifolium campestre* گونه‌هایی هستند که فقط در منطقه شاهد حضور داشتند و پس از آتش‌سوزی در منطقه حذف شدند. از اینرو می‌توان بیان کرد که آتش-سوزی در سطح منطقه به نحوی باعث ایجاد تنش محیطی با شدت کم شده است. و تحت این امر جوانه‌زنی برخی گیاهان را در منطقه آتش‌سوزی شده تحت تاثیر خود قرار داده است (سرابی و همکاران، ۱۳۹۴). که به دنبال آن برخی گونه‌ها به علت عدم سازگاری و بردباری کم در برابر آتش در توده حذف شده-اند.

گونه *Trifolium campestre* با همبستگی مثبت که با محور دوم نمودار دارد سبب شده است که قطعات نمونه‌ای که گونه مورد نظر در آن قرار دارند در انتهای جهت مثبت این محور قرار گرفته‌اند. در ناحیه بین قسمت مثبت محور دوم و منفی محور اول گونه *Picris strigosa* قرار دارد که قبل از آتش‌سوزی در منطقه حضور نداشت ولی پس از آتش‌سوزی در منطقه ایجاد شد که با داشتن همبستگی مثبت نسبت به محور دوم در انتهای جهت مثبت این محور قرار گرفته است.

گونه‌های *Campanula strigosa*، *Trigonella strangulate*، *Velezia rigida*، *Ziziphora tenuior*، *Anthemis schizostephana* با داشتن همبستگی منفی نسبت به محور دوم در انتهای جهت منفی این محور قرار گرفته‌اند، در میان گونه‌های فوق گونه‌های *Trigonella strangulate* و *Campanula strigosa* فقط در منطقه آتش‌سوزی شده حضور داشتند. انتظار می‌رود که بذر این گیاهان در هر دو منطقه وجود داشته است اما بروز آتش‌سوزی به عنوان یک فاکتور مثبت باعث شکسته شدن خواب بذر این گونه‌ها شده است. بنابراین بروز آتش‌سوزی هم می‌تواند تاثیر مثبت و هم تاثیر منفی در وجود یا عدم وجود گونه‌های گیاهی داشته باشد (منصوری، ۱۳۸۷؛ قربانی و همکاران، ۱۳۸۷). با سوخته شدن و مصرف لاشبرگ جمع شده در سطح خاک، موانع رسیدن آب باران به خاک کاهش می‌یابد. آزاد کردن مواد غذایی ذخیره شده در لاشبرگ و بافت‌های گیاهی از طریق ترسیب خاکستر که باعث غنی‌سازی خاک شده در اختیار مصرف و رشد گونه‌های گیاهی در منطقه سوخته می شود(Debano et al., ۱۹۹۸)که با وجود این شرایط، بستر مناسبی برای حضور و استقرار گونه‌های خاص در منطقه سوخته ایجاد می-شود (جزیره‌ای، ۱۳۸۴). البته باید در نظر داشت تمام گونه‌هایی که دور از مرکز نمودار قرار دارند مخصوصا گونه‌هایی که پس از آتش-سوزی در منطقه حذف یا ایجاد شده‌اند، گونه-های شاخص مناطق نیستند و با حضور در تعداد محدودی از قطعات نمونه درصد کمی از پوشش منطقه را تشکیل می‌دهند، از این‌رو در تغییر ترکیب گونه‌ای منطقه دخالت چندانی نداشته‌اند.

نتایج تحقیق بالا نشان داد که وقفه بین آتش-سوزی فاکتور مهمی در بازگشت گیاهان به سمت شرایط اولیه خود بوده است، اما این بدان معنا نیست که آتش‌سوزی را نباید خطری برای پوشش گیاهی در اکوسیستم‌های جنگلی تلقی کرد، بلکه بالعکس، با توجه به شرایط نابسامان جنگل‌های زاگرس، به هیچ

وجهه بروز آتش‌سوزی چه به‌صورت عمدی و غیر عمدی در این مناطق توصیه نمی‌شود. بلکه الزامی است که در این جنگل‌ها سیاست پیشگیری و سرکوب آتش نهادینه شود.

یکی از راهکارهای موثر و مهم در جهت کاهش بروز آتش‌سوزی که در بسیاری از مناطق حوزه‌های مدیترانه نیز اجرا می‌شود، کاهش علوفه خشک در جنگل از طریق سوزاندن عمدی پوشش گیاهی است. از آنجایی که علوفه خشک کف جنگل در فصل گرم یکی از عامل‌های اصلی در ایجاد و گسترش حریق در جنگل‌های زاگرس است و همانطور که گفته شد عامل گسترش آتش‌سوزی در منطقه مورد مطالعه علوفه خشک در کف جنگل بوده است. در نتیجه با سوزاندن گیاهان خشک شده می‌توان تا حدودی از بروز آتش‌سوزی‌ها در این ناحیه کاست.

منابع

جزیره‌ای، م.ح. (۱۳۸۴). جنگل و آتش، شماره ۲۹، صص ۵۸-۵۴.

سرابی، س.، ابراهیمی، ا.م.، اسمعیلی، م. م. و روحانی، ح. (۱۳۹۴). اثر آتش‌سوزی بر تراکم و تنوع بانک بذر خاک (مطالعه موردی: مراتع حاجی قوشان گنبد کاووس). مجله پژوهش‌های آبخیزداری (پژوهش و سازندگی)، شماره ۶۲: ۶۲- ۵۲.

صائب، ک. (۱۳۹۰). بررسی و مقایسه تنوع زیستی پوشش گیاهی در محوطه‌های باستانی تول گیلان و مریان در حوزه گرگانرود تالش. مجله تحقیقات علوم و مهندسی جنگل، ۱ (۲):۱۱-۱.

طهماسبی، پ. (۱۳۹۲). بررسی آثار تخریبی و پتانسیل‌های استفاده از آتش به عنوان ابزار مدیریتی پوشش گیاهی مراتع نیمه استپی. نشریه مرتع و آبخیزداری، مجله منابع طبیعی ایران، ۶۶ (۲): ۲۹۸- ۲۸۷.

عباسی، ح. قربانی، ج.، صفائیان، ن. و تمرتاش، ر. (۱۳۸۸). اثر آتش‌سوزی بر ترکیب پوشش گیاهی بانک بذر خاک در پارک ملی بمو شیراز، مجله علمی پژوهشی مرتع، ۳ (۴): ۶۴۰- ۶۲۴.

قربانی، ج.، ایلون، ه.، شکری، م. و جعفریان، ر.(۱۳۸۷). مطالعه ترکیب گونه‌ای پوشش گیاهی و بانک بذر خاک در دو تیپ بوته زار و مشجر مرتعی، مجله علمی پژوهشی مرتع، ۷: ۲۷۶- ۲۶۴.

قربانی، ج.، منصوری، ع.، صفائیان، ن. و تمرتاش، ر. (۱۳۹۰). مسیر تغییرات پوشش گیاهی پس از آتش‌سوزی در مراتع نیمه‌خشک. همایش بین‌المللی آتش‌سوزی در گرگان، ۷ صفحه.

مصداقی، م. (۱۳۸۰). توصیف و تحلیل پوشش گیاهی (ترجمه)، انتشارات جهاد دانشگاهی مشهد، ۲۸۷ صفحه.

منصوری، ا. (۱۳۸۸). اثر آتش سوزی به عنوان یک عامل اکولوژیک بر ترکیبات گیاهی و پویایی در مراتع نیمه خشک (مطالعه موردی: پارک ملی بمو شیراز) پایاننامه کارشناسی ارشد. دانشگاه مازندران. ۸۳ صفحه.

میرداوودی، ح.ر، مروی مهاجر، م.ر، زاهدی، ق. ا. و اعتماد، و. .۱۳۹۲ تأثیر آشفتگی بر تنوع و گونه‌های گیاهی مهاجم در بلوطستان‌های غرب ایران (مطالعه موردی: منطقه حفاظت شده دالاب ایلام). فصلنامه علمی پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، دوره ۲۱ (۱): ۱۶-۱.

Bond, W. J., G. F. Midgley & F. I. Woodward, 2003. What controls South African vegetation climate or fire"? South African Journal of Botany, 69 (1):1- 13.

Carleton S.W. & S.R. Loftin, 2000. Response of ۲ semiarid grasslands to cool-season prescribed fire. Journal Rang Manage, 53:52-61.

Caturla, R. N., J. raventos, R. Guardia & V. R. Vallejo, 2000. Early post-fire regeneration dynamics of Brachypodium retusum pers. (Beauv.) in old, Fields of the Valencia region (Eastern spain), Acta Oecologica, 21: 1-120.

Dale, V.H., S.C. Beyeler & B. Jackson, 2002. Understory vegetation indicators of anthropogenic disturbance in longleaf pine forests at Fort Benning, Georgia, USA. Ecol. Indic, 1: 155 – 170.

DeBano, L.F., D.G. Neary & P.F. folliott, 1998. Phosphorus dynamics of pinyon-juniper soils following simulated burning, Soil science society of America journal, 52: 271-277.

Glenn, M., E. Robert, H. Brian, R. F. David, H. Jonathan & M. Dana, 2002. Vegetation variation across Cape Cod, Massachusetts: environmental and historical determinates. Journal of Biogeography, 29, 1439-1454.

Guevara, J.C. C.R. Stasi, C.F. Wuilloud & O.R. Estevez, 1999. Effects of fire on rangelandvegetation in south-western Mendoza plains Argentina: composition, frequency, biomass,productivity and carrying capacity, Journal of Arid Environments, 41:27- 35.

Grieig- Smith, P., 1983. Quantitative plant ecology. University of Califotnia Press, Berkeley, Calif., p 359.

Haubensak, K., C. D'antonio & D. Wixon, 2009. Effects of fire and environmental variables on plant structure and composition in grazed salt desert shrublands of the Great Basin (USA), Journal of Arid Environments, 73(6):643-650.

Herman, J., 2009. Fire Recurrence Effects on Aboveground Plant and Soil Carbon in Mediterranean Shrublands with Aleppo Pine (Pinus halepensis) (M.Sc. Thesis forest ecology and forest management group) Wageningen University, Forest Ecology and Forest Management, Wageningen.

Heydari, M., M. Faramarzi & D. Pothier, 2016. Post-fire recovery of herbaceous species composition and diversity,and soil quality indicators one year after wildfire in a semi-arid oakwoodland. Ecological Engineering, No. of Pages 10. (In Persian)

Exactly, M., 1380. Description and Analysis of Vegetation (translation), Mashhad University Press, 287 pages.

Jongman, R.H.G., C. G. F. Ter Braak & O. F. R. Van Tongeren, 1987. Data analysis in community and landscape ecology, Puduc, Waggeningen,p 320.

Judith¸ L.F., A.L. Wiliam¸ D. kingsley¸ D. Julie & j.V. Erik¸ 2009. Altered vegetation structure and composition linked to Fire frequency and plant invasion in a biodiverse woodland. Biological conservation, 142: 2270-2281.

Keeley, J.E. & C.C. Swift, 1995 . Biodiversity and ecosystem functioning in Mediterranean climate California. In: Davis, G., Richardson, D.M. (Eds.), Biodiversity and Function in Mediterranean-type Ecosystems , Springer-Verlag, New York, p 121–183.

Keeley, J.E., C.J. Fotheringham, 2000. Role of fire in regeneration from seed. CAB International. Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities, ۲nd edition (ed. M. Fenner).

Kent, M & P. Coker, 1994. Vegetation description and analysis (a practical approach), John Wiley and Sons puplication, p 363.

Lamont, B.B., D.C. Lemaitre, R.M., Cowling & N.J., Enright, 1991. Canopy seed storage in woody plants. Botanical Review, 57: 277- 317.

Laughline, D. C., J. D. Bakker, M. T., Stoddard, M. L., Daniels & J.D., Springer, 2004. Toward reference conditions: Wildfire effects on flora in an old-growth ponderosa pine forest. Ecological Management, 199:137-152.

Ludwing, A. J & F. J. Reynolds, ۱۹۸۸. Statistical Ecology, John Wiely and Sons Inc., p 328.

Moghadam, M.R. 2004. Ecology of terrestrial plants, Tehran University Pub, p 700. (In Persian)

Morgan, J.W & I.D. Lunt, 1999. Effect of time- since- fire on the tussock dynamics of a dominant grass in a temperate Australian grassland, Journal of Biological Conservation, 88: 379- 386.

McPherson, G.R. 3997. Ecology and Management of North American Savannas, University of Arizona Press.

Ne'eman, G., H. Lahav, I., Izhaki, 1995. Recovery of vegetation in natural east Mediterranean pine forest on Mount Carmel, Israel, as affected by management

strategies, For. Ecol. Manag. 75, 17–26. http://dx.doi.org/10.10.16/0378-1127(95)03544-K.

Ortman, J & D.D. Beran, 2005. Grassland management with prescribed Fire, Nebraska cooperative extension, EC, 148: 122-132.

Pausas, J.G., 2004. Changes in fire and climate in the Eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin), Clim. Chang. 63, 337–350. http://dx.doi.org/10.1023/B:CLIM.18508.94901.9c.

Provencher, L., T.A. Forbis, L. Frid & G. Medlyn, 2007. Comparing alternative management strategies of fire, grazing and weed control using spatial modeling, Journal of Ecological. 209: 249-263.

Swanson, F.j., 1981. Fire and Geomorphic processes, in Mooney, H.A. et al., eds., Proceedings, fire regimes and ecosystems conference: Honolulu, Hawaii, U.S., Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report WO- 26: 401-420.

Tessler, N., L. Wittenberg & N. Greenbaum, 2016. Vegetation cover and species richness after recurrent forest fires in the Eastern Mediterranean ecosystem of Mount Carmel, Israel, Science of the Total Environment, No of Pages 8.

Evaluation of fire effect on distribution of vegetation using ordination method, Case study: Bazzakhstan Strait in Kermanshah Province

Saeideh Karimi[1]*, Hassan Pourbabaei[2], Yahya Khodakarami[3]

Abstract

Fire is an inseparable part of most of the Zagros forest ecosystems, In order to investigate the effects of fire on the distribution of vegetation in part of Zagros forests, nine years after the fire in the early of the growing season of 2015, using a random-systematic sampling method in each of the burned and control areas, 40 sampling plots with an area 8m^{۲} were taken . The type and percentage of herbaceous species were recorded using Van der Marel criterion. In this research, Detrended Correspondence Analysis method (DCA) was used to explore the distribution of species after the fire. The results of this study showed that most species are commonly encountered between burned and control areas, and only a few were limited to burned and control areas. In addition, the result of this analysis indicated that most species and sample plots are located in the center of the chart and in close proximity this indicates less alteration of the fire after nine years . According to the results, it can be stated that over time, many species have tended to their primary conditions in the environment. However, the fire can not be considered a safe factor to these forests, On the contrary, given the current situation and the importance of preserving and rehabilitation of the ecosystems in the Zagros forests, It is necessary that in these forests a fire prevention and preventive policy be institutionalized through principled and rational solutions.

Keywords: Ordination, Fire, Multivariate analysis, Plant species composition, Chart axis.

[1] MSc.Graduate, Department of Natural Resources, University of Guilan, Iran, Email: Karimi.narvan@gmail.com

[2] Professor,Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Iran, Email: Hpourbabaei@gmail.com

[3] PhD. Forest Ecology , Center of Natural Resources Researches , Kermanshah city, Iran, Email: Ykhodakarami@gmail.com