Archive of SID

دو فصلنامه علمی- پژوهشی تحقیقات حمایت و حفاظت جنگلها و مراتع ایران
جلد ۱۴ شماره ۲، صفحه ۱۲۲-۱۳۵، (۱۳۹۵)

تأثیر آتش‌سوزی بر ساختار و تجدید حیات گونه‌های چوبی در اکوسیستم‌های جنگلی زاگرس میانی (مطالعه موردی: تنگه بزازخانه کرمانشاه)

سعیده کریمی[۱*]، حسن پورربابایی[۲]

۱*- نویسنده مسئول، دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، ایران. پست الکترونیک: karimi.narvan@gmail.com
۲- استاد، گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، ایران

تاریخ دریافت: ۹۵/۰۹/۳۰ تاریخ پذیرش: ۹۵/۱۲/۲۴

چکیده

آتش‌سوزی یکی از عوامل مهم ایجاد اختلال در اکوسیستم های جنگلی است و به عنوان یک آشفتگی بر ساختار و تجدید حیات گونه‌های گیاهی تأثیرگذار است. هدف از این تحقیق، بررسی اثر آتش بر ساختار گونه‌های چوبی و تجدید حیات آن‌ها در قسمتی از جنگل‌های زاگرس میانی واقع در شمال شرق استان کرمانشاه بود. بدین منظور ۸۰ هکتار از این جنگل‌ها (۴۰ هکتار منطقه آتش-سوزی شده و ۴۰ هکتار منطقه شاهد) مورد بررسی قرار گرفت. در مجموع ۸۰ قطعه نمونه ۱۰۰۰ مترمربعی به شکل دایره به روش تصادفی – سیستماتیک و با استفاده از شبکه آماربرداری ۱۰۰× ۱۰۰ متر برداشت شد. نتایج نشان داد که آتش‌سوزی در لایه درختی و زادآوری باعث تغییر در ترکیب جنگل نشده است و در هر دو منطقه برودار (*Q. brantii*) گونه غالب بود. اما تراکم درختی و زادآوری و همچنین تراکم جست‌ها به طور معنی‌دار در منطقه آتش‌سوزی شده بیش‌تر و بالعکس در لایه درختچه‌ای کمتر از منطقه شاهد به دست آمد. تعداد درختان در طبقات قطری پایین بیشتر بود. این موضوع در میانگین قطر برابرسینه و سطح مقطع برابر سینه اثر گذار بود، به‌طوری‌که با افزایش قابل توجه درختان کم قطر در منطقه آتش‌سوزی شده میانگین قطر و به تبع آن سطح مقطع کم‌تر از منطقه شاهد حاصل شد که این مسأله نشان می‌دهد که جنگل پس از گذشت نه سال از وقوع آتش‌سوزی تا حدودی مراحل بازسازی خود را طی کرده و تبدیل به جنگل جوان شده است.

واژه‌های کلیدی: آتش‌سوزی، ساختار، جست‌گروه، تراکم گونه‌های چوبی، زاگرس.

مقدمه

در حال حاضر با افزایش جمعیت کره زمین و اثر مخرب انسان بر طبیعت، سیمای آن حالت طبیعی خود را از دست داده است (Ghomi 2007) و در این میان اکوسیستم‌های جنگلی به ویژه گونه‌های گیاهی به طور دائمی بر اثر عوامل مخرب در حال تغییر هستند. آتش‌سوزی یکی از مهم‌ترین عوامل تخریب در جنگل‌ها محسوب می‌شود که می‌تواند تغییرات بزرگی در جوامع گیاهی بسته به طبیعت، شدت، وسعت، تکرار، فصل و خصوصیات برگشت پذیری گونه‌ها ایجاد کند (Valendik & Vekshin, 2005). هر ساله مناطق وسیعی از پوشش گیاهی توسط آتش‌سوزی طبیعی از بین می‌رود. این مسئله به ویژه در ایران که جزو کشورهای خشک تلقی می‌شود و از محدودیت شدید پوشش گیاهی رنج می‌برد بسیار مهم است (Mobaraghi *et al*., 2009).

www.SID.ir

Archive of SID

آتش‌سوزی‌های طبیعی و ایجاد شده توسط بشر باعث تغییرات پوشش گیاهی و ایجاد یک آشفتگی عمده اکولوژیکی می‌شود که بر چرخه طبیعی پوشش گیاهی و ساختار و عملکرد اکوسیستم تأثیر می‌گذارد (Koutsias & Karteris, 2000). امروزه شناسایی آتش و تأثیراتی که بر پویایی اکوسیستم‌ها دارد از اهمیت زیادی برخوردار است، زیرا در خیلی از موارد آتش نقش تعیین کننده‌ای در حضور گونه و پویایی اکوسیستم‌های جنگلی دارد (Stewart *et al*., 2005) همچنین مطالعه تأثیر آتش‌سوزی بر ساختار، ترکیب و زادآوری گونه‌های گیاهی این امکان را می‌دهد تا اطلاعاتی در مورد وضعیت پوشش گیاهی بعد از آتش-سوزی بدست آید به عبارتی می‌توان درک کرد که شدت تخریب به چه میزان بوده و چگونه به جنگل کمک کرده است تا به حالت اولیه خود بازگردد (Banjshafiei *et al*., 2007). البته باید اذعان کرد که تغییرات ایجاد شده در رابطه با آتش‌سوزی همواره نامطلوب نیست و بسته به شدت آتش‌سوزی گاهی به عنوان ابزاری برای کسب اهداف مدیریت مطرح بوده است (Brockway *et al*., 2002; Morgan & Lunt, 1999) زیرا در مواقعی آتش‌سوزی ممکن است باعث افزایش تجدید حیات شود (Martinez-Sanchez, *et al*., 1999). بعد از آتش‌سوزی دو روش برای استقرار پوشش گیاهی وجود دارد: رویش مجدد گیاهانی که قبل از آتش‌سوزی وجود داشتند یا استقرار گیاهان جدید حاصل از بذر (Bond & Midgiey, 2001). در بعضی از گونه‌ها، بعد از آتش‌سوزی مریستم‌ها قادر به زنده‌مانی و فعالیت مجدد برای جست‌دهی و برگ‌دهی هستند، با تحریک جوانه‌های خوابیده، جست‌دهی مجدد از کنده، ریزوم، پیاز، ریشه یا برآمدگی‌های چوبی صورت می‌گیرد. جست‌دهی واکنش به هر اختلالی است که پوشش بالای زمین را از بین می‌برد (Vesk & Westoby, 2004). جست‌دهی به گونه‌ها این امکان را می‌دهد تا در برابر آتش-سوزی مقاومت کنند و برگشت‌پذیری بالایی نسبت به آتش-سوزی داشته باشند. گونه بلوط ایرانی (*Qurcus brantii* Lindi) در جنگل‌های زاگرس از قدرت جست‌دهی بالایی برخوردار است، به‌طوری که این امر تنها رمز پایداری این گونه تحت فشارهای تخریب موجود طی سالیان متمادی است (Fattahi *et al*., 2000).

در ارتباط با عکس‌العمل پوشش گیاهی به آتش‌سوزی مطالعات قابل توجهی در سر تا سر جهان صورت گرفته است که در این میان با توجه به شرایط طبیعی اکوسیستم-های جنگلی و ویژگی‌های آتش اثرات مختلفی از آتش-سوزی مبنی بر تغییرات ساختار و زادآوری گونه‌های گیاهی گزارش شده است (Tessler *et al*., 2016; Varma & Jayakumal., 2015, Taylor *et al*., 2013; Hutchinson *et al*., 2012; Schweitzer & Dey, 2011; Scudieri *et al*., 2010; Judith *et al*., 2009; Gonza´ lez-Tagle *et al*., 2008; Smirnova *et al*., 2008; Youngblood *et al*., 2006; Nangendo *et al*., 2005; Franklin *et al*., 2003). در پژوهشی Tessler و همکاران (۲۰۱۶) به بررسی درصد پوشش و غنای گونه‌های گیاهی پس از آتش‌سوزی در اکوسیستم مدیترانه شرقی کوه کرمل در اسرائیل پرداختند و به این نتیجه رسیدند که پوشش درختی پس از آتش‌سوزی به شدت آسیب دیده است در حالی که تراکم درختچه‌ها افزایش یافته است، به‌طوری که در منطقه سوخته گونه‌های درختچه‌ای، پوشش غالب منطقه را تشکیل داده‌اند. در مطالعه‌ای دیگر Varma و Jayakumal (۲۰۱۵) در جنگل‌های خزان‌کننده مناطق خشک استوایی در هند مشاهده کردند که وقفه بین آتش‌سوزی یک فاکتور حیاتی در بازسازی گونه‌های درختی است و آتش‌سوزی با فواصل طولانی می‌تواند باعث افزایش تراکم نهال‌ها شود. همچنین Hutchinson و همکاران (۲۰۱۲) مشاهده کردند که هر چند آتش‌سوزی سبب افزایش زادآوری گونه بلوط شده است اما از طرف دیگر باعث کاهش تراکم درختان در آشکوب بالا (قطر برابر سینه بیش از ۲۵ سانتی‌متر)، آشکوب میانی (قطر برابر سینه بین ۲۵-۱۰ سانتی‌متر) و نهال‌ها (قطر برابر سینه بین ۹/۹- ۳ سانتی‌متر) و همچنین کاهش سطح مقطع درختان (قطر برابر سینه بیش از ۱۰ سانتی‌متر) شده است. علی رغم مطالعات صورت گرفته در

www.SID.ir

Archive of SID

زمینه تأثیرات آتش‌سوزی به عنوان یک عامل اکولوژیکی بر اکوسیستم‌های جنگلی، تاکنون مطالعات معدود و پراکنده‌ای در این زمینه در جنگل‌های زاگرس انجام شده است (Khosravi *et al*., 2014؛ Omidi, 2013؛ Pourreza *et al*., 2009). این جنگلها با غنای زیاد گونه‌های علفی و دارا بودن بیش از ۱۹۰ گونه چوبی از منابع مهم بیولوژیکی ایران محسوب می‌شوند (Jazirehi & Ebrahimi Rostaghi, 2003)، اما در طی دهه‌های اخیر گزارش‌های زیادی مبنی بر وقوع آتش‌سوزی در جنگل‌های زاگرس گزارش شده است (Mohammadi *et al*., 2011) که تا حد زیادی روند تخریب این جنگل‌ها را فراهم و استقرار زادآوری طبیعی در آن‌ها را بسیار محدود و با مشکل مواجه کرده است (Fattahi *et al*., 2000)، بنابراین مطالعه و شناخت کافی از وضعیت گونه‌های گیاهی پس از آتش‌سوزی به منظور ایجاد برنامه‌ریزی دقیق و آگاهانه و اصلاح امور مدیریت ضروری بنظر می‌رسد. از این رو این مطالعه با هدف بررسی ساختار و تجدید حیات گونه های چوبی پس از آتش‌سوزی در جنگل‌های زاگرس انجام شد. با توجه به اینکه در این رابطه مطالعه جامعی نیز انجام نشده است، نتایج این تحقیق می‌تواند با اجرای مدیریت و ترمیم برنامه‌های مناسب، به حفظ پوشش گیاهی در مقیاس محلی و منطقه‌ای کمک کند.

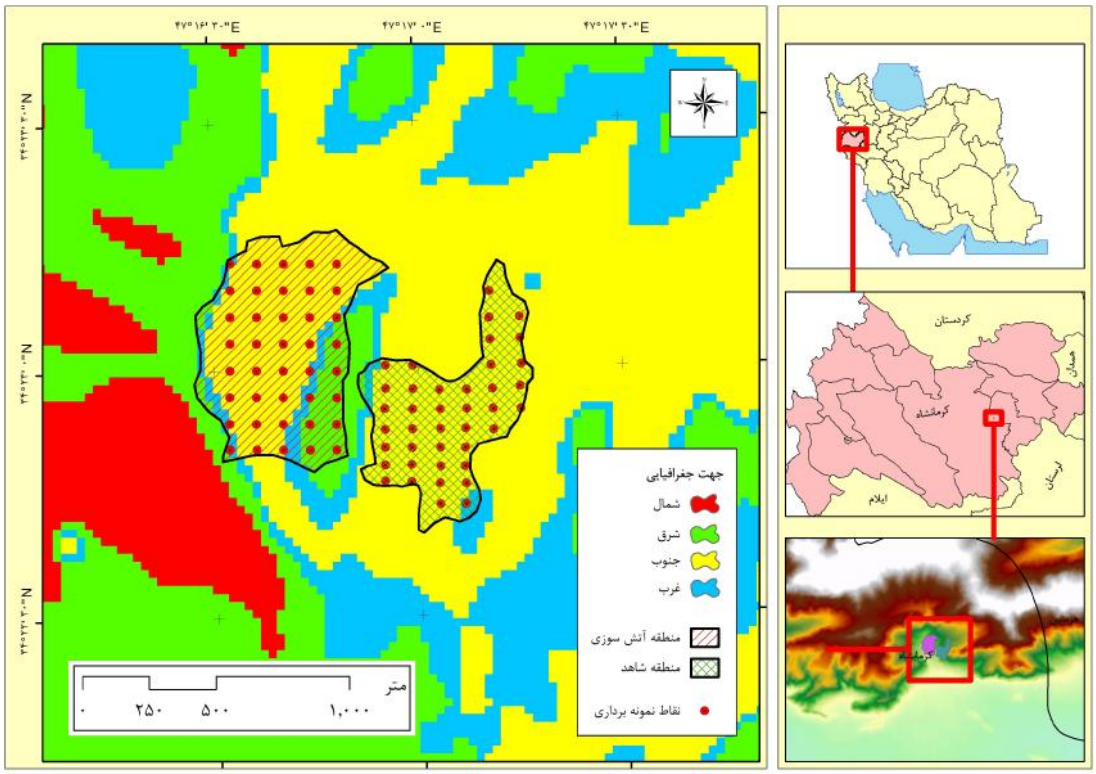
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه تنگه بزازخانه در دوازده کیلومتری شمال شرق کرمانشاه- بیستون (با طول جغرافیایی "۱۵ '۱۶ °۴۷ تا "۵ '۱۷ °۴۷ شرقی و عرض جغرافیایی"۳۶ '۲۲ °۳۴ تا "۱۳ '۲۳ °۳۴ شمالی) واقع شده است. جهت عمومی منطقه جنوبی و از شمال در امتداد کوه پرآو و در جنوب به جاده ارتباطی بیستون- کرمانشاه و در شرق به حریم روستای چالابه محدود می‌شود. براساس آمار نزدیک‌ترین ایستگاه هواشناسی (سرارود) میانگین بارش سالیانه ۴۲۹ میلی‌متر و حداکثر درجه حرارت در مردادماه ۲۸/۶ سانتی‌گراد و حداقل درجه حرارت در دی ماه ۲/۶ درجه سانتی‌گراد است، اقلیم منطقه بر اساس طبقه‌بندی آمبرژه (Q=۵۷/۱۵) در طبقه اقلیمی نیمه‌مرطوب معتدل قرار می‌گیرد. بافت خاک منطقه رسی- سیلتی و افق مواد مادری شامل رسوبات نرم با سنگ‌ریزه و سنگ مادر آهکی است. در این تحقیق به منظور حذف اثرات حاشیه‌ای، منطقه شاهد با رعایت فاصله مناسب به گونه‌ای انتخاب شد که از نظر خصوصیاتی از قبیل شیب، جهت و ارتفاع از سطح دریا بیش‌ترین همگنی را با منطقه سوخته داشته باشد (شکل ۱). در هفته اول مهر ماه سال ۱۳۸۵، قسمتی از این جنگل در آتش سوخت. آتش‌سوزی از نوع سطحی و عامل گسترش آن، علفهای خشک کف جنگل بود، به طوری که در قسمت‌هایی که علف‌های کف جنگل بنا به دلایلی (مثل وجود جاده) از بین رفته بود آتش‌گسترش زیادی نداشت. پوشش غالب منطقه از نظر جوامع جنگلی در جامعه بلوط ایرانی *Quercetum persicum* قرار داشته و گونه برودار *Quercus branti* Lindl با فرم رویشی شاخه‌زاد گونه غالب اشکوب فوقانی منطقه را تشکیل می‌دهد (Pourreza *et al*., 2009) و بیش از ۹۵ درصد از زادآوری این منطقه به صورت غیرجنسی متعلق به این گونه می‌باشد. مجموع گونه‌های چوبی (درختی، درختچه‌ای و زادآوری) مشاهده شده در عرصه مورد بررسی عبارتند از: برودار (*Quercus brantii* Lindl. *var.persica*)، داغداغان (*Celtis caucasica* Willd)، انجیر (*Ficus carica*)، زالزالک (*Crataeg aronia* var.*minuta*)، راناس (*Cerasus microcarpa* (C. A. Mey.)Boiss.)، نسترن وحشی (*Roza canina*) و بنه (*Pistacia atlantica* Desf) است.

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۱ . موقعیت منطقه مورد مطالعه (تنگه بزازخانه) در شهرستان کرمانشاه

روش تحقیق و جمع‌آوری داده‌ها

در این تحقیق به منظور اثر آتش‌سوزی بر فلور منطقه ابتدا با جنگل گردشی و آماربرداری اولیه از قطر درختان و تعیین درصد انحراف معیار و دقت آماربرداری با استفاده از رابطه ۱ تعداد قطعات نمونه تعیین شد (Zobeiri, 2000):

$$n = \frac{t^2 \times (s_x\%)^2}{(E\%)^2} \quad (۱)$$

در رابطه شماره ۱، n تعداد قطعات نمونه مورد نیاز، t مقدار آماره جدول t در سطح احتمال ۵ درصد، s انحراف معیار وE دقت آماربرداری است.

به این ترتیب تعداد ۴۰ قطعه نمونه به‌دست آمد که در هر منطقه ۴۰ قطعه نمونه دایره‌ای شکل هر یک به مساحت ۱۰۰۰ متر مربع (۱۰ آر) پیاده شد و در مجموع ۸۰ قطعه نمونه برداشت شد. روش نمونه برداری تصادفی-سیستماتیک بود و ابعاد شبکه آماربرداری ۱۰۰×۱۰۰ متر به‌دست آمد. نمونه‌برداری بعد از گذشت ۹ سال از وقوع آتش‌سوزی در شهریور سال ۱۳۹۴ انجام شد و در هر قطعه نمونه اطلاعات مربوط به نوع گونه‌های درختی، درصد تاج پوشش درختان، قطر قطورترین جست در ارتفاع برابر سینه و ارتفاع آن‌ها، تعداد جست‌های درختان، تعداد مرگ و میر و درختان خشک شده (مواردی از قبیل آفات، ترک خوردگی تنه، خشکی سرشاخه‌ها به عنوان مبنای ناسالمی در نظر گرفته شد)، جهت جغرافیایی، درصد شیب، ارتفاع از سطح دریا به همراه تعداد درختچه‌ها و زادآوری برداشت و ثبت شد.

پس از مشخص شدن قطعات نمونه به مساحت ۱۰ آر در هر کدام از قطعات نمونه ابتدا نوع گونه‌های درختی تعیین

www.SID.ir

Archive of SID

شد و سپس با استفاده از متر نواری و شیب سنج سونتو قطر قطورترین جست در ارتفاع برابر سینه و ارتفاع تمام گونه-های درختی با قطر بیش از ۵ سانتی‌متر برداشت شد (Khodakarami *et al*., 2011). سپس تعداد جست‌ها در هر پایه درختی شمارش شد. برای تعیین درصد تاج پوشش درختان، دو قطر عمود بر هم تاج درختان اندازه‌گیری شد (Mirzaei *et al*., 2008) و در نهایت با تقسیم مجموع تاج پوشش درختان در هر قطعه نمونه به مساحت قطعه نمونه، درصد تاج پوشش برای هر قطعه نمونه به‌دست آمد (Mohammadi *et al*., 2006 ؛Pourhashemi, 2003؛ Salehi, *et al*., 2011). سطح تاج پوشش تک تک درختان با استفاده از رابطه ۲ محاسبه شد (Khalilpour *et al*., 2014):

(۲)

$$CC_i = \frac{\pi}{4}(CD_{1i} \times CD_{2i})$$

CC_i: سطح تاج درخت به مترمربع، CD_{1i} و CD_{2i} به ترتیب قطر بزرگ و قطر کوچک تاج درخت i به متر است.

همچنین گونه‌های چوبی با قطر کمتر از ۵ سانتی‌متر (تجدید حیات) و درختچه‌ها شناسایی و تعداد آن‌ها شمارش شدند (Porbabaei *et al*., 2015).

به منظور مشخص کردن اهمیت گونه‌ها از معیار اهمیت نسبی گونه‌ها استفاده شد. برای محاسبه مقدار اهمیت گونه-های درختی (SIV)، درختچه‌ای و زادآوری در هر دو منطقه از فرمول زیر استفاده شد: (Adam *et al*, 2007).

برای اشکوب درختی از رابطه ۳ زیر استفاده شد:

(۳) چیرگی نسبی+ فراوانی نسبی+ تراکم نسبی= SIV

و برای اشکوب درختچه‌ای و زادآوری نیز از رابطه ۴ استفاده شد:

(۴) فراوانی نسبی+ تراکم نسبی= SIV

۱۰۰× (تعداد کل قطعات نمونه‌ای / تعداد قطعات نمونه‌ای که یک گونه در آن حضور دارد) = فراوانی نسبی

۱۰۰× (مجموع سطح مقطع برابر سینه کل گونه‌ها / مجموع سطح مقطع برابر سینه یک گونه) = چیرگی نسبی

۱۰۰ × (تعداد کل افراد گونه‌ها/ تعداد افراد یک گونه) =تراکم نسبی

برای مقایسه مشخصه‌های مورد نظر (تعداد در هکتار درختان، میانگین قطر برابر سینه قطورترین و غیره) در منطقه پس از حصول اطمینان از نرمال بودن داده‌ها (کولوموگروف اسمیرنوف) از آزمون پارامتری (t غیر جفتی) و برای داده‌های غیر نرمال از آزمون غیر پارامتری u من ویتنی در نرم افزار SPSS. 22 استفاده شد.

نتایج

نتایج مندرج در جدول ۱ نشان میدهد که بیش‌ترین مقدار اهمیت گونه‌های درختی به ترتیب در هر دو منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد با مقدار عددی ۲۹۱/۷۸ و ۲۸۶/۶ مربوط به گونه بلوط ایرانی است. سایر گونه‌ها نظیر انجیر و داغداغان با تفاوت چشمگیر در مقدار اهمیت گونه‌ای بلوط، در مرتبه بعدی این گونه قرار گرفتند. در لایه درختچه‌ای بیش‌ترین مقدار اهمیت گونه‌ای در منطقه آتش‌سوزی شده مربوط به زالزالک با مقدار ۱۳۰/۵۶ و کم‌ترین آن مربوط به گونه راناس با مقدار ۴۴/۴۳ است. در منطقه شاهد گونه راناس با مقدار ۱۲۹/۴۳در رتبه اول، زالزالک با مقدار ۱۰۲ در مرتبه دوم و گونه نسترن وحشی با مقدار ۸۸/۲ در مرتبه سوم قرار دارد. در لایه زادآوری همانند لایه درختی گونه بلوط ایرانی در منطقه آتش-سوزی شده با مقدار ۱۵۴/۷۶ و در منطقه شاهد با مقدار ۱۶۱/۷۲ بیش‌ترین مقدار اهمیت گونه‌ای را به خود اختصاص داده است.

www.SID.ir

Archive of SID

جدول۱- تراکم نسبی، چیرگی نسبی، فراوانی نسبی و ارزش اهمیت گونه‌های چوبی و زادآوری در مناطق آتش‌سوزی شده و شاهد

گونه	B				UB			
درختی	RD	RB	RF	SIV	RD	RB	RF	SIV
Quercus brantii	۹۹/۶۴	۹۹/۶۴	۹۵/۵	۲۹۱/۷۸	۹۹/۳۴	۹۹/۸	۸۷/۵	۲۸۶/۶
Celtis caucasica	–	–	–	–	۰/۶۵	۰/۲۳	۲/۵	۰/۵۲
Ficus carica	۰/۳۵	۰/۳۵	۵	۰/۷۵	–	–	–	–
درختچه‌ای								
Cerataeg aronia	۸۸/۲	–	۴۷/۵	۱۳۰/۵۶	۳۹/۵	–	۶۲/۵	۱۰۲
Cerasus microcarpa	۲۷/۵	–	۱۱/۷۹	۴۴/۴۳	۵۹/۴۳	–	۷۰	۱۲۹/۴۳
Roza canina	–	–	–	–	۱/۰۵	–	۷/۵	۸/۵۵
زادآوری								
Quercus brantii	۹۹/۷۶	–	۵۵	۱۵۴/۷۶	۹۹/۲۲	–	۶۲/۵	۱۶۱/۷۲
Ficus carica	۰/۲۳	–	۲/۵	۲/۷۳	–	–	–	–
Pistacia atlantica	–	–	–	–	۰/۷۷	–	۲/۵	۳/۲۷

B: منطقه آتش‌سوزی شده، UB: منطقه شاهد، RD : تراکم نسبی، RB: چیرگی نسبی، RF: فراوانی نسبی

جدول۲- مشخصات ساختاری منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد

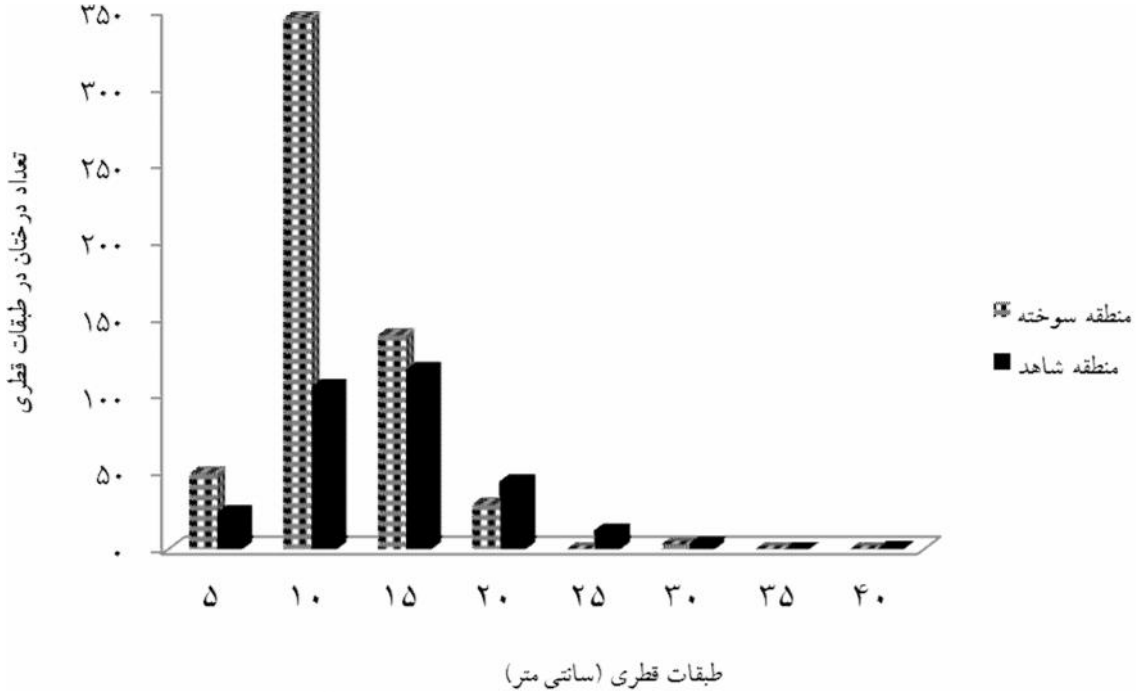
فاکتور	B	UB	P- value
درصد تاج پوشش	۵/۶۰۷۶۵۳	۶/۰۴۳۹۵۱	۰/۰۰۰**
تعداد در هکتار درختان سالم	۱۴۴/۷۵	۸۰/۵	۰/۰۰۱**
تعداد در هکتار درختان مرده	۸	۵/۲	۰/۰۶۴ ns
درصد شیب	۱۱	۱۱	–
میانگین درصد ارتفاع از سطح دریا (m)	۱۶۰۷/۷	۱۵۰۶/۵	–
میانگین قطر قطورترین جست (cm)	۸/۸۳	۱۱/۵۲	۰/۰۹۳ ns
میانگین سطح مقطع برابر سینه (cm^2/ ha)	۷۱۴/۰۲	۱۲۱۷/۳۵	۰/۰۰۰**
میانگین ارتفاع جست گروه درختان (m)	۳/۱۳	۳/۸۳	۰/۰۷۴ ns
میانگین تعداد جست در هکتار	۱۰۶/۴۷	۴۱/۰۷۵	۰/۰۰۱**

** نشانه اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها در سطح ۹۹ درصد و ns نشانه عدم معنی دار بودن است.

www.SID.ir

Archive of SID

در لایه درختی بین دو منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد از نظر تعداد در هکتار درختان سالم، میانگین سطح مقطع برابر سینه، درصد تاج پوشش و میانگین تعداد جست در هکتار درختان در سطح ۹۹ درصد اختلاف معنی‌دار وجود دارد (جدول ۲)، به این صورت که میانگین تعداد در هکتار درختان و میانگین تعداد جست در هکتار در منطقه آتش-سوزی شده بیش‌تر از منطقه شاهد به دست آمد. نتایج پیش‌رو از نظر توزیع درختان در لایه درختی، نشان داد که در منطقه آتش‌سوزی شده بیش‌ترین تعداد درختان در هکتار به طبقات قطری ۵ تا ۱۵ سانتی‌متر تعلق دارد. به طوری که در طبقه قطری ۱۰ سانتی‌متر این مقدار تقریبا سه برابر منطقه شاهد است. در حالی که در طبقات قطری بالاتر وضعیت بر عکس شده است به طوری که افزایش تعداد در هکتار درختان در طبقات قطری بالاتر در منطقه شاهد، بیش‌تر از منطقه آتش‌سوزی شده است (شکل۲).



شکل۲- پراکنش قطری گونه‌های درختی در منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد

جدول(۳) نشان می‌دهد که گونه بلوط در هر دو منطقه بیش‌ترین تعداد در هکتار و میانگین سطح مقطع را به‌خود اختصاص داده است، به‌طوری‌که در منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد به ترتیب ۹۹/۶۶ و ۹۹/۳۷ درصد درختان را تشکیل می‌دهد و گونه غالب در هر دو منطقه می باشد. سایر گونه‌ها نظیر گونه انجیر در منطقه آتش‌سوزی شده با ۰/۳۳ درصد و گونه داغداغان در منطقه شاهد با ۰/۶۲ درصد، سهم ناچیزی از پوشش منطقه را به‌خود اختصاص داده‌اند و از این‌رو کمترین تعداد در هکتار و مجموع سطح مقطع را دارا هستند. تعداد در هکتار درختان در منطقه آتش‌سوزی شده ۱۴۴/۷۵ و در منطقه شاهد ۸۰/۵ به دست آمد. میانگین قطر برابر سینه در منطقه آتش-سوزی شده ۸/۸۳ سانتی‌متر و در منطقه شاهد ۱۱/۵۲ سانتی‌متر می‌باشد.

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۳- تعداد در هکتار، میانگین قطر برابر سینه و مجموع سطح مقطع برابر سینه درختان سالم در منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد

گونه	تعداد در هکتار			میانگین قطر برابر سینه (cm)			میانگین سطح مقطع برابر سینه (cm/ha)		
	B	UB	P	B	UB	P	B	UB	P
Quercus brantii	۱۴۴/۲۵	۸۰	۰/۰۰۱**	۸/۷۴	۱۲/۲۷	۰/۰۸۶ ns	۷۱۴/۰۶	۱۲۲۱/۹۱	۰/۰۰۰**
Ficus carica	۰/ ۵	–	–	۸/۹۲	–	–	۷۱۳/۹۸	–	–
Celtis caucasica	–	۰/ ۵	–	–	۱۰/ ۷۷	–	–	۱۲۱۲/۷۸	–

علامت ** نشانه اختلاف معنی‌دار بین میانگین تعداد در هکتار، میانگین قطر برابر سینه و میانگین سطح مقطع برابر سینه درختان بلوط در سطح ۹۹ درصد و ns نشانه عدم معنی‌دار بودن است.

بین میانگین تعداد جست‌های شمارش شده گونه بلوط در دو منطقه از نظر آماری در سطح ۹۹ درصد اختلاف معنی‌داری وجود داشت. هم‌چنین نتایج حاصل از بررسی اختلاف جست در هکتار کل درختان نشان داد که به‌طور متوسط در منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد به ترتیب ۱۶۰۴/۷۵ و ۴۱۰/۷۵ اصله در هکتار حضور دارند که این اختلاف شمارش شده (۶۵۴) بین دو منطقه از نظر آماری در سطح ۹۹ درصد معنی‌دار است. گونه بلوط تقریباً تمام جست‌های موجود در دو منطقه را تشکیل می‌دهد که این مقدار در منطقه آتش‌سوزی شده تقریبا ۲/۵ برابر منطقه شاهد است (جدول ۴).

جدول۴- میانگین تعداد جست در هکتار درختان در دو منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد

گونه	B	UB	P
Quercus brantii	۱۰۶/۰۵ ± ۱۳	۴۰/۶۲۵ ± ۵	۰/۰۰۰**
Ficus carica	۰/۴۲ ± ۰/۲۹	–	–
Celtis caucasica	–	۰/۴۵ ±۰/۴۵	–
جمع	۱۰۶/۴۷ ± ۱۳	۴۱/۰۷۵ ± ۵	۰/۰۰۱**

علامت ** نشانه اختلاف معنی‌دار بین میانگین تعداد جست در هکتار در سطح ۹۹ درصد است.

در رابطه با تعداد در هکتار گونه‌های درختچه‌ای و زادآوری نتایج در جداول (۵) و (۶) نشان داده شده است. نتایج نشان داد که در لایه زادآوری گونه بلوط در منطقه آتش‌سوزی شده با ۹۷/۷۶ درصد (با تعداد ۲۰۹/۲۵ زادآوری در هکتار) و در منطقه شاهد با ۹۹/۲۲ (با تعداد ۳۲ زادآوری در هکتار) درصد پوشش غالب زادآوری منطقه را تشکیل می‌دهد. از نظر تعداد کل زادآوری، منطقه آتش‌سوزی شده تراکم بیشتری دارد که این مقدار در منطقه آتش‌سوزی شده ۶/۵ برابر منطقه شاهد است. محاسبات آماری نیز نشان داد که بین دو منطقه از نظر مجموع زادآوری اختلاف معنی‌داری در سطح ۹۹ درصد وجود دارد. سایر گونه‌ها نظیر گونه انجیر (۰/۵ – ٪ ۰/۲۳) در منطقه

www.SID.ir

Archive of SID

آتش‌سوزی شده و بنه (۰/۲۵ – ٪ ۰/۷۷) در منطقه شاهد درصد ناچیزی از زادآوری را تشکیل می‌دادند (جدول ۵).

در رابطه با لایه درختچه‌ای نیز نتایج نشان داد که دو گونه در منطقه آتش‌سوزی شده و سه گونه در منطقه شاهد حضور داشتند. گونه‌های زالزالک و راناس در هر دو منطقه حضور داشتند، در حالی‌که نسترن وحشی با کم‌ترین تعداد در هکتار (۱/۵ – ٪۱/۰۵) فقط در منطقه شاهد حضور داشت. تعداد در هکتار گونه‌ها در منطقه شاهد بیش‌تر از منطقه آتش‌سوزی شده به‌دست آمد. از نظر تعداد در هکتار کل، بین گونه‌های زالزالک و راناس در دو منطقه در سطح ۹۹ درصد اختلاف معنی‌داری وجود داشت، به طوری که تعداد کل درختچه‌ها در منطقه شاهد سه برابر منطقه آتش-سوزی حاصل شد (جدول ۶).

جدول ۵- تعداد در هکتار زادآوری در دو منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد

گونه	B	UB	P
Quercus brantii	۲۰۹/۲۵	۳۲	۰/۰۰۰**
Ficus carica	۰/۵	–	–
Pistacia atlantica	–	۰/۲۵	–
جمع	۲۰۹/۷۵	۳۲/۲۵	۰/۰۰۰**

علامت ** نشانه اختلاف معنی‌دار بین میانگین تعداد در هکتار زادآوری در سطح ۹۹ درصد است.

جدول ۶- تعداد در هکتار گونه‌های درختچه‌ای در دو منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد

گونه	B	UB	P
Crataeg aronia	۳۹/۲۵	۵۶	۰/۰۰۰**
Cerasus microcarpa	۸	۸۴/۲۵	۰/۰۰۰**
Roza canina	–	۱/۵	–
جمع	۴۷/۲۵	۱۴۱/۷۵	۰/۰۰۰**

علامت ** نشانه اختلاف معنی‌دار بین میانگین تعداد در هکتار درختچه‌ها در سطح ۹۹ درصد است.

بحث و نتیجه‌گیری

بررسی‌ها نشان داد که آتش‌سوزی باعث کاهش معنی‌دار درصد تاج پوشش و کاهش میانگین ارتفاع و افزایش معنی-دار تعداد در هکتار درختان در منطقه آتش‌سوزی شده است (جدول ۲). یکی از دلایل اصلی که می‌توان برای کاهش درصد تاج پوشش درختان در منطقه سوخته شده عنوان کرد این است که هر چند آتش‌سوزی حادث شده در منطقه از نوع سطحی بوده است اما به علت ارتفاع کم درختان در منطقه مورد مطالعه، آتش‌سوزی به تاج درختان سرایت کرده و باعث کاهش درصد تاج پوشش درختان شده است. افزایش تعداد در هکتار درختان در طبقات قطری پایین (۵ تا ۱۵ سانتی‌متر) صورت گرفته است، به‌طوری که میانگین قطر برابر سینه و به تبع آن سطح مقطع برابر سینه در منطقه آتش‌سوزی شده کمتر از منطقه شاهد به‌دست آمد و این مؤید این مطلب است که تخریب ناشی از آتش‌سوزی باعث تغییر در توزیع طبقات قطری و حرکت توده به سمت توده جوان شده است. در تحقیقی که در شمال آریزونا ۳۰ سال پس از وقوع آتش‌سوزی صورت گرفت مشاهده شد که

www.SID.ir

Archive of SID

تراکم درختان به میزان ٪ ۲۲۸ افزایش یافته است. در ضمن درصد تاج پوشش و متوسط قطر برابر سینه درختان در منطقه آتش‌سوزی شده کمتر از منطقه شاهد مشاهده شد (Bataineh *et al*., 2006). مطالعات Khosravi و همکاران (۱۳۹۳) در ارتباط با تأثیر آتش‌سوزی سطحی بر تنوع زیستی و ترکیب گونه‌های گیاهی کف جنگل در منطقه ایلام نیز نشان داد که آتش‌سوزی باعث کاهش درصد تاج پوشش درختان می‌شود به علاوه در تحقیقی دیگر که در جنگل‌های رودبار گیلان در شمال کشور انجام شد مشاهده شد که آتش‌سوزی سطحی باعث افزایش تعداد در هکتار درختان و کاهش درصد تاج پوشش و متوسط قطر برابر سینه شده است (Adel *et al*., 2012). همچنین نتایج تحقیقات دیگر (Smirnove *et al*., 2008؛ Banjshafiei *et al*., 2007) نیز نتایج پژوهش پیش‌رو را تأیید می‌کنند. به علاوه مشخص شد که در منطقه آتش‌سوزی شده تعداد در هکتار درختان مرده نیز نسبت به منطقه شاهد بالاتر است، اما این اختلاف معنی‌دار نبود (جدول ۳). مطالب فوق نشان می‌دهد که جنگل پس از گذشت ۹ سال از وقوع آتش‌سوزی مراحل بازسازی خود را طی کرده و با حذف درختان خشک‌شده و مرده، تبدیل به جنگلی جوان شده که اکثر افراد آن را درختان جوان با طبقه قطری کم‌تر از ۱۰ سانتی‌متر تشکیل داده‌اند. در هر دو منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد در بیش‌تر قطعات نمونه مورد بررسی گونه بلوط ایرانی به عنوان گونه غالب بود و بیش‌تر قطعات نمونه از نظر ترکیب گونه‌ای به صورت بلوط خالص مشاهده شد (جدول ۳). در واقع باید اذعان کرد که آتش‌سوزی سبب تغییر در ترکیب گونه‌ها نشده است. با توجه به اینکه گونه درختی بلوط فرم رویشی غالب در جنگل‌های زاگرس است نتیجه به دست آمده دور از انتظار نیست. Gonzales و همکاران (۲۰۰۸) ساختار جنگل و ترکیب گونه‌های چوبی در طول توالی آتش در جنگل آمیخته کاج- بلوط در رشته کوه شرقی مادره در شمال شرقی مکزیک را بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که پس از آتش‌سوزی ترکیب گونه‌های گیاهی چوبی پس از گذشت ۶۰ سال، شبیه شرایط قبل از آتش-سوزی است.

با توجه به تحقیق حاضر مشخص گردید که تقریباً تمام جست‌های موجود در دو منطقه، متعلق به گونه بلوط ایرانی بود که این مقدار در منطقه آتش‌سوزی شده تقریباً ۲/۵ برابر منطقه شاهد است. مهم‌ترین پاسخ بلوط ایرانی به آتش-سوزی به منظور حفظ بقای خود، جست‌دهی می‌باشد (Pourreza *et al*., 2009). این گونه پس از آتش‌سوزی به دلیل تحریک جوانه‌های خفته موجود در ساقه شروع به جست‌دهی می‌کند. در تحقیقی Talebi و همکاران (۱۳۸۵) خصوصیات بلوط ایرانی را بررسی و عنوان کردند که این درختان به طور متوسط در هر پایه ۴ تا ۵ جست تولید می-کنند. در مطالعه‌ای دیگر Fattahi (۱۳۷۴) با بررسی جنگل-های بلوط و مهم‌ترین علت تخریب آن‌ها، تنها رمز پایداری و استقامت این گونه را تولید جست فراوان علی رغم قطع زیاد بیان کرد. همچنین ممکن است این منطقه در سال‌های قبل نیز دچار آتش‌سوزی شده باشد و از آنجایی که دارای تعداد جست بیش‌تر و به تبع آن تعداد جوانه‌های خفته بیش-تری بوده است، بنابراین نسبت به منطقه شاهد دارای تعداد جست در هکتار بیش‌تری است. همان‌طور که در جدول ۴ مشاهده می‌شود، منطقه شاهد نیز دارای تعدادی جست است. از آنجایی که تولید جست می‌تواند به دلایل دیگری از جمله قطع درخت باشد، در منطقه شاهد به علت اینکه به روستا و زمین‌های کشاورزی نزدیک است درختان موجود در آن ممکن است برای مصارف کشاورزی و دامداری قطع شده باشند و جست‌دهی کرده باشند. نتایج این تحقیق با مطالعات دیگر (Naderzadeh, 2013 ؛Pourreza *et al*., 2009؛ Gould *et al*., 2001؛ Brton, 1999) همخوانی دارد.

نتایج بررسی میانگین تعداد در هکتار زادآوری در (جدول ۵) نشان داد که بین دو منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد از نظر تعداد در هکتار مجموع گونه‌ها اختلاف معنی-دار وجود دارد که این مقدار در منطقه آتش‌سوزی شده ۶/۵ برابر منطقه شاهد بود. با توجه به اینکه اکثر درختان مادری از گونه بلوط بود بیش‌ترین زادآوری نیز مربوط به گونه

www.SID.ir

Archive of SID

بلوط است (جدول۱) به‌طوری‌که بلوط در هر دو منطقه با درصد چشم‌گیری (بیش از ۹۵ درصد)، پوشش غالب زادآوری منطقه را تشکیل داده است. سازگاری فیزیولوژیکی گونه بلوط آن را قادر می‌سازد که از طریق سیستم ریشه خود در رویشگاه‌های خشک به رشد خود ادامه دهد و پس از عوامل تخریبی مانند آتش‌سوزی که موجب از بین رفتن ساقه‌ها و شاخه‌ها می‌شود، دوباره جست‌دهی کند (Johnson *et al*., 2002)، همین مسئله سبب شده است که این گونه چنان قدرت رقابت بالایی داشته باشد که بذرهای گونه‌های دیگر فرصت حضور در مناطق را پیدا نکنند. در مطالعه‌ای Green و همکاران (۲۰۱۰) با بررسی زادآوری در دشت کامبرلند آمریکا مشاهده کردند که در تیمارهای سوختن، قدرت زادآوری و زنده‌مانی بلوط قرمز بیشتر از گونه افرا قرمز است. از دلایل افزایش زادآوری در منطقه می‌تواند کاهش تعداد درختچه‌ها باشد، با توجه به اینکه در منطقه سوخته شده تعداد درختچه‌ها کاهش یافته بود (جدول۶)، فرصت برای رشد بهتر زادآوری با ایجاد فضای بیش‌تر فراهم شده است. در مطالعات O'Brion و همکاران (۲۰۰۷) در ارتباط با اثرات درختان و درختچه‌ها بر زادآوری طبیعی در توده‌های بومی *Pinus radiate* این نتیجه به دست آمد که استقرار زادآوری و نهال‌ها در مکان‌هایی با ترکیب کمتر از زیر اشکوب از طریق فراهم شدن فضای بیش‌تر برای رشد، بیش‌تراست و اثرات پوشش درختچه‌ای در استقرار زادآوری بیش‌تر از تاج پوشش درختان است بنابراین درصد بالای درختچه‌ها احتمال حضور زادآوری را کاهش داده است. در مطالعات دیگر Martinez- Sanchez و همکاران (۱۹۹۸) و De las Heras و همکاران (۲۰۰۲) گزارش دادند که تیمار حذف درختچه‌ها پس از آتش‌سوزی ارتفاع نهال‌های کاج حلبی را افزایش و مرگ و میر آن را کاهش داده است. در تحقیقات دیگر نیز نتایج مشابهی به‌دست آمد (Green *et al*., 2012؛ Clvo Adel *et al*., 2012؛Vockenhuber *et al*., 2011 Khosravi *et al*., ؛Franklin *et al*., 2003 *et al*., 2003; 2014).

در رابطه با لایه درختچه‌ای نیز نتایج نشان داد که بین دو منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد از نظر میانگین تعداد در هکتار گونه‌های زالزالک و راناس در سطح ۹۹ درصد اختلاف معنی‌دار وجود داشت که مقدار این میانگین در منطقه شاهد بیش‌تر از منطقه آتش‌سوزی بود به‌طوری‌که تعداد کل درختچه‌ها در منطقه شاهد سه برابر منطقه آتش-سوزی به‌دست آمد (جدول ۶). در واقع آتش‌سوزی تاثیری منفی بر درختچه‌ها داشته است و آن‌ها نتوانستند خود را با شرایط پس از آتش‌سوزی وفق دهند. در تحقیقی که در دشت‌های ساحلی جنوب کارولینای آمریکا ۲۰ سال پس از آتش‌سوزی صورت گرفت مشاهده شد که آتش‌سوزی باعث کاهش تراکم درختچه‌ها و یا حذف آن‌ها می‌شود (Lewis & Harshbarger, 1976). در تحقیقی دیگر که در جنوب آپالاش انجام شد، مشاهده گردید که اگر چه درختچه‌های خزان کننده افزایش و درختچه‌های همیشه سبز کاهش یافتند، ولی در مجموع، تعداد کل درختچه‌ها پس از آتش-سوزی به نصف کاهش یافت (Elliott *et al*., 1999). علت اصلی این مسئله را می‌توان به افزایش تراکم در لایه‌های زادآوری و درختی نسبت داد که با اشغال فضای مناسب فرصت بازسازی گونه‌های درختچه‌ای را گرفته‌اند (Adel *et al*., 2012)، دلیل دیگری که می‌توان بیان کرد توان یا استعداد کم گونه‌های درختچه‌ای موجود در منطقه از نظر بازسازی و زادآوری غیر جنسی آن‌ها پس از آتش‌سوزی است که خاصیت جست‌دهی مانند بلوط را نداشته‌اند. در منطقه شاهد گونه راناس جزء گونه چیره منطقه بوده است (جدول ۱) اما پس از آتش‌سوزی نتوانسته است الگوی چیرگی خود را حفظ کند و جای خود را به گونه پیشگام زالزالک داده است (Marvi Mohajer, 2005). به طوری‌که این گونه توانسته جمعیت خود را در منطقه به سرعت گسترش دهد.

به طور کلی نتایج مطالعات پوشش گیاهی در این تحقیق نشان داد که آتش‌سوزی تأثیری بر نوع و ترکیب گونه‌ها نداشته است و در هر دو لایه گونه بلوط، گونه غالب منطقه بوده است ولی افزایش تعداد در هکتار درختان در طبقات

www.SID.ir

Archive of SID

پایین اتفاق افتاده است، این مسئله نشان می‌دهد که جنگل پس از گذشت نه سال از وقوع آتش‌سوزی تا حدودی مراحل بازسازی خود را طی کرده و تبدیل به جنگل جوان شده است. از طرف دیگر میانگین جست در هکتار درختان در منطقه آتش‌سوزی شده به طور معنی‌داری بیشتر از منطقه شاهد بود. با توجه به اینکه قبلاً هم گفته شد گونه غالب منطقه، بلوط ایرانی است و این گونه با خاصیت جست‌دهی بالایی که دارد از این طریق در مقابل آتش‌سوزی مقاومت کرده است. لازم به ذکر است که که آتش باعث تغییر فرم جنگل‌های بلوط از فرم دانه‌زاد به شاخه‌زاد می‌شود. حال آنکه که تبدیل شدن یک جنگل دانه‌زاد به شاخه‌زاد یک روند تخریبی برای جنگل است، زیرا که جست‌های به‌وجود آمده به شدت در معرض آسیب قرار می‌گیرند که این خود ممکن است سبب کاهش پایداری اکوسیستم در برابر ناملایمات محیطی شود. بنابراین پیشنهاد می‌شود که در این منطقه عملیات اصلاح پرورش با هدف گزینش جست‌های مناسب، ایجاد ساختار مناسب در توده‌های آسیب دیده و هدایت توده‌های جنگلی شاخه‌زاد به سمت توده‌های دانه‌زاد و شاخه‌زاد با فراوانی بخش شاخه‌زاد انجام پذیرد. همچنین با توجه به اینکه رویشگاه مورد مطالعه وضعیت مناسبی را از نظر تنوع و غنای گونه‌های چوبی ندارد و همین مسئله سبب شده است که این رویشگاه حساسیت بیشتری نسبت به عوامل مخرب محیطی نظیر آتش‌سوزی داشته باشد، بنابراین اتخاذ رویکردهای پیشگیری از وقوع آتش‌سوزی مانند تهیه نقشه‌های موسوم به نقشه خطر آتش‌سوزی، ایجاد تاسیسات حفاظتی مثل جاده آتش‌بر، احداث برج‌های نگهبانی، اجرای قاطعانه مقررات و مجازات‌ها و تعلیم و تربیت و فرهنگ-سازی عامه مردم توسط مسئولین ذیربط ضروری بنظر می-رسد.

References

- Adam, J.H., A.M., Mahmud., and Muslim, N.E., 2007. Cluster analysis on floristic and forest structure of hilly lowland forest in Lak Kawi, Sabah of Malaysia. International Journal of Botany, 3(4): 351-358.
- Adel, M.N., Pourbabaei, H., Omidi, A., and Dey, D.C., 2012. Forest structure and woody plant species composition after a wildfire in beech forests in the north of Iran. Journal of Forestry Research, 24(2): 255- 262.
- Banjshafiei, A., Akbarinia, M., Jalali, S.Gh., Azizi, P. and Hosseini, S.M., 2007. The effects of fire on forest structure: Case study in Chelir, Kheyroudkenar, (Watershed number 45 Golband, Nowshahr). Pajouhesh & Sazandegi, 76: 105-112 (In Persian).
- Bataineh, A.L., Oswald, B.P., Bataineh, M.M., Williams, H.M., and Coble, D.W., 2006. Change in understory vegetation of a Ponderosa Pine forest in northern Arizona 30 Years after a wildfire. Forest Ecology and Management, 235(1):283- 294.
- Bond, W.J., and Midgley, J.J., 2001. Ecology of resprouting in Woody plant: the persistence nice. Trends in Ecology and Evolution 16, 45-51. In: Cerda, A., Robichaud, P.R., 2009. Fire effects on soils and restoration strategies.
- Brockway, D. G., Gatewood, R. G., and Paris, R. B., 2002. Restoring fire as an ecological process in short grass prairie ecosystems: initial effects of prescribed burning during the dormant and growing seasons. Journal of Environmental Management, 65 (2):135-152.
- Brton, A.M., 1999. pinus vesus oaks: effect of fire on the composition of Madrean forest in Arizona. Forest Ecology and Management, 120: 143- 156.
- Clvo, L., Santalla, S., Marcos, E., Valbuena, L., Tarrega, R. and Luis, E., 2003. Regeneration after wildfire in communities dominated by Pinus pinaster, an obligate seeder, and in others dominated by quercus pyrenaica, a typical resprouter. Forest Ecology and Management, 184: 209- 223.
- De las Heras, L., Martinez- Sanchez, J.J., Gonzales-Ochoa, A.I., Ferrandis, P., and Herranz., J. M., 2002. Establishment of Pinus Halepensis M: ll. Saplings following fire: Effects of competition with shrub species. Acta Oecologia, 23: 91-97.
- Elliott, K.J., 1999. The effect of prescribed fire on biodiversity in mixed pine- hardwood forest in Nantahala Natural Forest. In: Kennard, D., 2002. Effects of fire on biodiversity, www.forestencyclopedia.net/p/p 1766.
- Fattahi, M., 1994. Study of Zagros Forests and the Most Important Degradation Factors. Published by Research Institute of Forests and Rangelands, Tehran, 63p (In Persian).

www.SID.ir

Archive of SID

distribution of *Acer monspessulanum* in forests of Kermanshah provinces. Journal of Management System, 1 (4): 63-69 (In Persian).

Khosravi, I., Jamshidzadeh, H., Mirzaei, J., Rostami, A., Samadi, P., Abdollahi, R., 2014. The impact of fires on the forest floor area of diversity of plant species and Qalarang Manesht Ilam. Proceedings of the First National Conference on sustainable development of renewable natural resources. 15 October 2014, Hamedan (In Persian).

Koutsias, N., and Karteris, M., 2000. Burned areas mapping using logistic regression modeling of a single post-fire Landsat-5 Thematic Mapper image. International Journal of Remote Sensing, 21: 673-687.

- Lewis, C.E., and Harshbarger, T.J., 1976. Shrub and herbaceous vegetation after 20 years of prescribed burning in the south Carolina Coastal Plain. Journal of Range Management, 29 (1): 13- 18.

- Martinez-Sanchez, J.J., Ferrandis. P., De las Heras, J. and Herranz, J.M., 1998. Influence of a C. monspeliensis on early stages of development of Pinus halepensis seedlings after fire in Tus Valley (SE Spain). In Trabaud, L. (Ed), fire Management and Landscape Ecology. International Association of wildlandfire, Washington, 205-511.

- Martinez-Sanchez, J.J., Ferrandis. P., De las Heras, J. and Herranz, J.M., 1999. Effect of burnt wood removal on the natural regeneratio of Pinus halepensis after fire in a pine forest in Tus valley (SE Spain). For. Ecol. Manage., 123: 1- 10.

Marvie Mohajer, M.R., 2005. Silviculture. University of Tehran Press, Tehran, 387p (In Persian).

Mirzaei, J., Akbarinia, M., Hosseni, S.M., Kohzadi, M., 2008. Biodiversity Comparison of Woody and Ground Vegetation Species in Relation to Environmental Factors in Different Aspects of Zagros forest. Environmental Sciences, 5 (3): 85-94 (In Persian).

- Mobarghai, N., Sherzei, GH.A., Makhdoum, M., Yavari, A.R., and Jafari, H.R., 2009. The Spatial Valuation Pattern of Co2 Absorption Function in Caspian Forests of Iran. Journal of Environmental Science, 35(3): 57-68.

- Mohammadi, F., Shabanian, N., Pourhashemi, M., and Fataehi, P., 2011. Risk zone Mapping of forest fire using GIS and AHP in a part of Paveh forests. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 18: 569- 586.

- Mohammadi Samani, K., Jalilvand, H., Salehi, A., Shahabi, M., Goleij, A., 2006. Relationship between some soil chemical characteristics and few tree types of Zagros forests: case study of Marivan. Iranian

- Fattahi, M., Ansari, N., Abbasi, H.R., Khanhasani, M. 2000. Management of Zagros. Published by Research Institute of Forests and Rangelands, Tehran, 471p (In Persian).

Franklin, S.B., Robertson, P.A. and Fralish, J.S., 2003. Prescribed burning effects on upland Quercus forest structure and function. Forest Ecology and Management, 184 (1): 315- 335.

- Gonzales- tagle, M.A., Schwendenmann¸ L., Jimenez, J., and schulz¸R., 2008. Forest Structure and Woody Plant Species composition along a fire Chronose quence in Mixed Pine-Oak forest in the Sierra Madre oriental¸ Northeast Mexico. Forest Ecology and Management, 256: 161- 167.

- Ghomi Avili, A., Hosseini, S.M., Mataji, A., Jalali, S.Gh., 2007. Studying regeneration and biological diversity of wood species in two managed societies in Kheyroud-Kenar Region. Journal of Environmental Studies, 33 (2): 101-106 (In Persian).

- Gould, K.A., Fredericksen, T.S., Morales, F., Kennard, D., Putz, F.E., Mostacedo, B. and Toledo, M., 2001. Post-fire tree regeneration in lowland Bolivia. Implications for fire management, 167: 253- 265.

- Green, S. R., Arthur, M. A., and Blankenship, B. A., 2010. oak and red maple seedling survival and growth following periodic prescribed fire on xeric ridgetops on the Cumberland plateau forest ecology and management, 259: 2256- 2266.

- Hutchinson, T.F., Yaussy, D.A., Long, R.P., Rebbeck, J. and Sutherland, E.K., 2012. Long-term (13-year) effects of repeated prescribed fires on stand structure and tree regeneration in mixed-oak forests. Forest ecology and management, 286: 87- 100.

- Jazirehi, M.H. and Ebrahimi Rostaghi, M., 2003. Silviculture in Zagros. University of Tehran Press, Tehran, 560p (In Persian).

- Johnson, P.S., Shiflety, S.R., and Rogers, R., 2000. The Ecology and Silviculture of Oaks. CABI Publishing, New York, 503 pp.

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

- Khalilpour, M., Jalilvand, H., Pormajidian, M.R., Hojati, M., 2013. The impact of fires on plant species in Zagros forest (case study: Dayel protected region in Kohgilouyeh and Boyer-Ahmad province, Iran's National Conference on Environmental Research. 30 October 2013, pp. 1-23(In Persian).

- Khodakarami, Y., Khanhasani, M., Sagheb-Talebi, Kh., Zohrehvandi, Kh., Pourreza, M., Mashayekhi, S., 2011. Some effective ecological factors on

www.SID.ir

Archive of SID

Journal of Forest and Poplar Research, 14(2): 148-158 (In Persian).
- Morgan, J. W., and Lunt, I. D., 1999. Effects of time-since-fire on the tussock dynamics of a dominant grass in a temperate Australian grassland. Journal of Biological Conservation, 88 (3): 379-386.
- Naderzadeh, R., 2013. Evaluation firing effects on regeneration and biological diversity of wood species. M.Sc. thesis, Kordestan Natural Resources University, Sanandaj, 68p (In Persian).
- Nangendo, G., stein, A., ter steege, H., and bongers, F., 2005. change in woody plant composition of three vegetion type exposed to a similar fire regime for 46 years". forest ecology and management, 217: 351- 364.
- O'Brien, M.J., O'Hara, K.L., Erbilgin, N., and Wood, D.L., 2007. Overstory and shrub effects on natural regeneration processes in native Pinus radiate stands. Forest Ecology and Management, 240: 178-185.
- Omidi, Gh., 2013. Firing effects on regeneration and biological diversity of plant species in Bankol forest region of Ilam. M.Sc. thesis, Kordestan Natural Resources University, Sanandaj, 60p (In Persian).
Pourbabaei, H., Cheraghi, R., Ebrahimi, S., 2015. The Study of Woody Species Structure and Diversity in the Persian Oak (*Quercus brantii* Lindl.) Site, Dashtak, Yasouj, Western Iran. Journal of Zagros Forests Researches, 2 (1): 1-17 (In Persian).
Pourhashemi, M. 2003. Natural regeneration of *Quercus* spp. in Marivan Forests. Ph.D. thesis, Faculty of Natural Resources, Tehran University, Tehran, 166p (In Persian).
Pourreza, M., Safari, H., Khodakarami, Y., Mashayekhi, S., 2009. Preliminary results of post fire resprouting of manna oak (*Quercus brantii* Lindl.) in the Zagros forests, Kermanshah. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 17(2): 225-236 (In Persian).
- Salehi, A., Mohammadi, A., Safari, A., 2011. Investigation and comparison of physical and chemical soil properties and quantitative characteristics of trees in less-damaged and damaged area of Zagross forests (Case study: Poldokhtar, Lorestan province). Iranian Journal of Forest, 3 (1): 81-89 (In Persian).
- Schweitzer, C.J. and Dey, D.C., 2011. Forest structure, composition, and tree diversity response to a gradient of regeneration harvests in the mid-Cumberland Plateau escarpment region, USA. Forest Ecology and Management, 262(9): 1729- 1741.
- Scudieri, C.A., sieg, C.H., Haase, S.M., Thode, A.E., and sackett. S.S., 2010. Understory vegetation response after 30 years of interval prescribed burning in two ponderosa pine sites in northern Arizona, usa. Forest ecology and management, 260: 2134- 2142.
- Stewart, G.B, Coles, C.F and Pullin, A. S., 2005. Applying evidence- based practice in conservation.
- Smirnova, E., Bergern, Y., and Brais, S., 2008. in Fluence of fire in tensity on Structure and composition of jack pine stands in the boreal forest of Quebec live trees¸ understory vegetation and dead wood dynamics. forest Ecology and management, 225: 2916- 2927.
- Talebi, M., Sagheb-Talebi, Kh., Jahanbazi, H., 2006. Site demands and some quantitative and qualitative characteristics of Persian Oak (*Quercus brantii* Lindl.) in Chaharmahal & Bakhtiari Province (western Iran). Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 14(1): 67-79 (In Persian).
- Taylor, A.R., Hart, T., and Chen, H.Y., 2013. Tree community structural development in young boreal forests: a comparison of fire and harvesting disturbance. Forest Ecology and Management, 310: 19- 26.
- Tessler, N., Wittenberg, L., and Greenbaum, N., 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.
- Youngblood, A., Metlen, K.L., and Coe, K., 2006. Changes in stand structure and composition after restoration treatments in low elevation dry forests of northeastern Oregon. Forest Ecology and Management, 234 (1): 143- 163.
-Valendik, E., and Vekshin. V., 2005. Basics of fire management in Eurasia. International Forest Fire News, 32: 62-63.
-Varma, S., and Jayakumar, S., 2015. Post-fire regeneration dynamics of tree species in a tropical dry deciduous forest, Western Ghats, India". Forest Ecology and Management, 341:75- 82.
- Vesk, P.A., and Westroy, M., 2004. Sprouting ability across diverse disturbance and vegetation types worldwide. Journal of ecology, 92: 310-320.
- Vockenhuber, A. E., Scherber, C., Langenbruch, C., Meibner, M., Seidel, D., and Tscharntke, T., 2011. Tree diversity and environmental context predict herb species richness and cover in Germanys Largest connected deciduous forest. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 13: 111-119.
- Zobeiri, M., 1994. Forest Inventory (Measurement of Tree and Stand). University of Tehran Press, Tehran, 401p (In Persian).

www.SID.ir