

## تأثیر آتش‌سوزی بر ساختار و زادآوری طبیعی جنگل در جنگل‌های شاندرمن، استان گیلان

بهرام نعمتی<sup>۱</sup>، مهرداد قدس‌خواه دریایی<sup>۲\*</sup> و محمدنقی عادل<sup>۳</sup>

۱- کارشناس ارشد جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، ایران.  
(bahram.nemate@gmail.com)

۲- دانشیار گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، ایران. (mdaryaei9@gmail.com)

۳- دکتری علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، ایران. (mn.adel87@gmail.com)

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۳/۲۰

تاریخ دریافت: ۹۶/۱۰/۱۴

### چکیده

هدف از این پژوهش بررسی تأثیر آتش‌سوزی بر پوشش گیاهی و زادآوری طبیعی جنگل هفت سال پس از وقوع آتش‌سوزی در جنگل‌های امبرادول شاندرمن در استان گیلان بود. بدین منظور، دو منطقه آتش‌سوزی‌شده و شاهد بررسی شدند. در مجموع ۴۰ قطعه نمونه ۱۰۰۰ متر مربعی (۲۰ قطعه نمونه در منطقه آتش‌سوزی‌شده و ۲۰ قطعه نمونه در منطقه شاهد) به روش منظم تصادفی و با استفاده از شبکه آماری ۱۵۰ × ۱۵۰ متر برداشت شد. برای بررسی تراکم زادآوری از پلات‌های ۱۰۰ مترمربعی استفاده شد. زادآوری در سه طبقه ارتفاعی کمتر از ۱/۳ متر، قطر کمتر از ۲/۵ سانتی‌متر و بین ۲/۵ تا ۷/۵ سانتی‌متر بررسی شد. نتایج نشان داد که تراکم، قطر برابر سینه و سطح مقطع برابر سینه گونه‌های درختی و تراکم گونه‌های درختچه‌ای پس از آتش‌سوزی کاهش یافت. همچنین، تراکم زادآوری پس از آتش‌سوزی افزایش یافت. در لایه درختی تراکم بلندمازو، ممرز، آزاد و انجیلی پس از آتش‌سوزی به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. در لایه درختچه، تراکم آلوچه، ازگیل، سرخ و لیک و کوله خاس به‌طور معنی‌داری پس از آتش‌سوزی کاهش یافت. ساختار جنگل در هر دو منطقه ناهمسال بود. ترکیب و الگوی چیرگی در لایه‌های درختی، درختچه و زادآوری تغییر نکرد.

واژه‌های کلیدی: آتش‌سوزی، بازسازی، ترکیب، جنگل شاندرمن، زادآوری، ساختار.

های دیگر و تغییر در رویش درختان آشکوب فوقانی شود (Shokri et al., 2017).

بازسازی روند بهبود اکوسیستمی است که تخریب شده، آسیب دیده یا نابود شده است. هدف بازسازی بازگشت یک اکوسیستم به شرایط گذشته است. این بازسازی یا از طریق دخالت مستقیم توسط نهالکاری یا بذرپاشی صورت می‌گیرد و یا به طور غیرمستقیم از طریق کمک به زادآوری طبیعی انجام می‌شود، در واقع بازسازی غیرمستقیم بر اساس حفاظت منطقه در برابر اختلالات بیشتر و اجازه به توالی اکولوژیکی است. زادآوری طبیعی در مناطق سوخته شده ممکن است از بذرها یا جست‌دهی درختان و کنده‌های سوخته‌شده رخ دهد. بازسازی غیرمستقیم منجر به مداخلات کمتر و کم‌هزینه‌تر همراه با نرخ بالاتر بازسازی پوشش گیاهی خواهد شد. بسته به نوع خدمات اکوسیستم، برگشت‌پذیری اکوسیستم‌های جنگلی ممکن است به روش‌های مختلفی تعریف شود. برگشت‌پذیری اکولوژیکی بدین صورت توصیف می‌شود که سیستم چگونه سریع به شرایط قبل از اختلالات برگردد. زمان برگشت‌پذیری به عوامل مختلفی مانند شرایط اکوسیستم جنگل، شدت، مقیاس و نوع آشفتگی (رژیم آشفتگی)، نوع خطرات طبیعی و دیگر عوامل محیطی مانند تراکم جانوران چراکننده بستگی دارد (Vergani et al., 2017).

برای مدیریت آتش‌سوزی، ما به شناخت عوامل محرک اشتعال‌پذیری جنگل و چگونگی تغییرپذیری آن‌ها از نظر زمان و مکان در سراسر منطقه نیاز داریم. رطوبت پوشش گیاهی زنده و مرده عامل کلیدی در اشتعال‌پذیری است. رطوبت مقدار سوخت در دسترس برای سوختن را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Cawson et al., 2017). با توجه به شرایط محیطی، جنگل‌ها ممکن است سوخته شوند اما به سرعت بازسازی

جنگل‌ها در معرض انواع مختلفی از آشفتگی‌ها مانند آتش‌سوزی، طوفان و شیوع عوامل بیماری‌زا و حشرات قرار دارند. این آشفتگی‌ها ممکن است سبب کاهش یا حذف موقت اثرهای حفاظتی جنگل شوند (Seidl et al., 2016). یکی از عوامل محیطی که می‌تواند بر اکوسیستم جنگل تأثیرگذار باشد عامل آتش‌سوزی است. آتش‌سوزی جنگل‌ها و مراتع نه تنها از دیدگاه زیست محیطی، بلکه از دیدگاه اقتصادی، اجتماعی و امنیتی نیز یکی از اصلی‌ترین موضوعات و نگرانی‌ها در بسیاری از نقاط جهان بوده و از عمده‌ترین عوامل محدودکننده توسعه پایدار اقتصادی جنگل در جهان است (Amiri et al., 2017). هرساله سطح زیادی از پوشش گیاهی موجود بر روی زمین طعمه آتش می‌شود. آتش‌سوزی در جنگل موجب از بین رفتن چوب، رستنی‌های کف جنگل، زادآوری‌ها، فرسایش شدید خاک، انتشار گازهای گلخانه‌ای، برهم زدن ساختار جنگل و اتلاف مواد غذایی موجود در بخش‌های اکوسیستم ناشی از سوختن لایه گیاهی و لاشبرگ است (Vakalis et al., 2004., Beygi, 2015). آتش‌سوزی به‌عنوان یک عامل پر قدرت تغییردهنده محیط زیست، دارای تأثیرات بلندمدتی بر ترکیب گونه‌ها، رشد گیاهان، فرسایش خاک، موجودات خاکزی، چرخه عناصر غذایی اکوسیستم و چرخه آب است. آتش‌سوزی موجب تغییر در اندازه و بازده فتوسنتز پوشش گیاهی و تغییر فیزیولوژی می‌شود که در نهایت بر قدرت رقابت و مراحل توالی تأثیرگذار است. همچنین تغییرات فیزیولوژیکی ایجادشده در پوشش گیاهی بعد از وقوع آتش‌سوزی ممکن است موجب کاهش نرخ رشد بعضی از گونه‌ها و در مقابل افزایش رشد گونه-

هدف از این پژوهش بررسی تأثیر آتش‌سوزی بر پوشش گیاهی و زادآوری در جنگل امبرادول شاندرمن در استان گیلان است.

### مواد و روش‌ها

#### منطقه مورد پژوهش

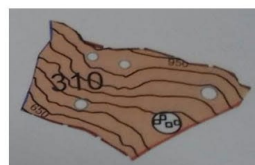
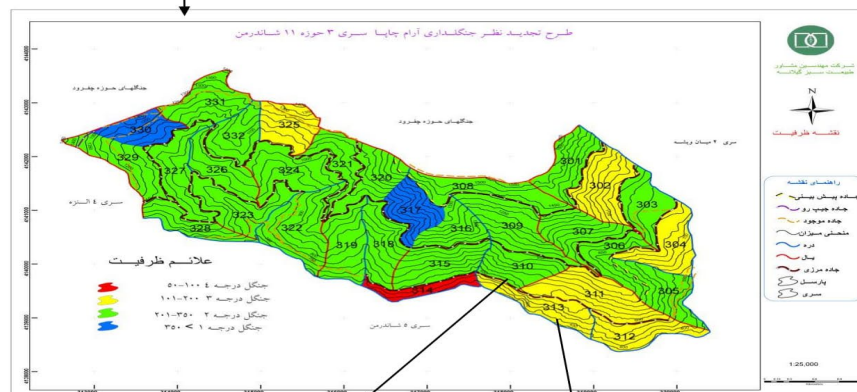
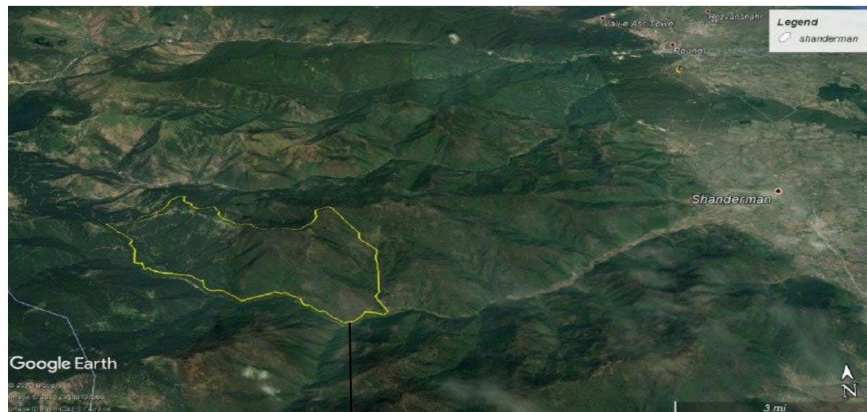
منطقه مورد پژوهش در سری ۳ جنگل امبرادول در بخش شاندرمن شهرستان ماسال در استان گیلان قرار دارد. مساحت کل این سری ۱۹۵۷ هکتار است. سری ۳ جزء جنگل‌های میان‌بند و بالابند محسوب می‌شود. در حدود ۷۰ درصد از این سری بین ارتفاع ۴۰۰ تا ۱۶۰۰ متر از سطح دریا واقع است. پارسل ۳۱۳ این سری که در سال ۱۳۸۸ در آن آتش‌سوزی رخ داده است به‌عنوان منطقه سوخته مورد بررسی قرار گرفته است. همچنین پارسل ۳۱۰ نیز که از نظر جغرافیایی و توپوگرافی شرایط مشابه با پارسل ۳۱۳ را داشت به‌عنوان پارسل شاهد ارزیابی شد. جمع‌آوری داده‌ها در ۱۳۹۵ انجام شد. جهت عمومی هر دو پارسل جنوبی است. تیپ هر دو جنگل آمیخته پهن‌برگ و گونه‌های غالب آن، بلندمازو، ممرز، انجیلی و آزاد است. از نظر خاک‌شناسی پارسل ۳۱۳ دارای بافت خاک شنی-لومی و تیپ خاک تکامل نیافته رانکر است و مقدار اسیدیته بین ۵/۶ تا ۵/۹ است. پارسل ۳۱۰ از نظر خاک‌شناسی دارای بافت شنی-لومی و تیپ خاک تکامل یافته قهوه‌ای شسته شده و مقدار اسیدیته آن بین ۷/۳ و ۶/۶ است. مساحت پارسل ۳۱۳، حدود ۵۲ هکتار و مساحت پارسل ۳۱۰، حدود ۵۳ هکتار است. مقدار بارش سالیانه حدود ۹۸۹/۷ میلی‌متر است. بیشترین مقدار بارش در ماه مهر با ۱۴۸/۹ میلی‌متر و کمترین مقدار بارش در ماه تیر با ۴۴/۲ میلی‌متر مشاهده شده است. میانگین دما ۱۶ درجه سانتی‌گراد است که کمترین مقدار آن در ماه بهمن با ۶/۹ درجه

شوند. وقوع آتش‌سوزی‌های بزرگ یا آتش‌سوزی‌های مکرر ممکن است منجر به تغییرات دائمی در ساختار و ترکیب فلوربستیکی پوشش گیاهی شود (Araujo et al., 2017). آتش‌سوزی کیفیت و کمیت زیستگاه گیاهان و حیوانات و فرآیندهای مربوط به خدمات اکوسیستم را تحت تأثیر قرار می‌دهد. فهم اثرهای ناشی از آتش‌سوزی برای فرآیندهای جنگل ضروری است. طبیعت ساختار پوشش گیاهی پس از آتش-سوزی عامل تعیین‌کننده توانایی گونه‌ها به‌منظور حضور در مناطق تحت تأثیر آتش‌سوزی است (Bassett et al., 2017). در طول آتش‌سوزی، تغییرات محیطی (مانند رطوبت در دسترس)، خصوصیات سوخت و تغییر در شرایط آب و هوا منجر به تغییر در شدت و قدرت تخریب آتش‌سوزی می‌شود (Leonard et al., 2014).

پژوهش‌های مختلفی در مورد آتش‌سوزی در جنگل‌های شمال ایران صورت گرفته است که می‌توان به Banj Shafiei و همکاران (2006, 2010) در جنگل خیرودکنار مازندران، Adel و همکاران (2012, 2013) در جنگل رودبار گیلان و Yadegarnejad و همکاران (2015) در جنگل سرحداری گرگان گلستان اشاره کرد. بر اساس جدیدترین آمار اداره حفاظت اداره کل منابع طبیعی استان گیلان از سال ۱۳۸۵ تا سه ماه نخست ۱۳۹۶ تعداد ۱۱۸۹ فقره آتش‌سوزی رخ داده است که در مجموع ۲۶۵۵/۴ هکتار از جنگل‌های این استان را سوزانده است. با توجه به اینکه جنگل‌های شمال ایران از نظر اقتصادی و زیست محیطی بسیار حائز اهمیت هستند، تحقیقات مربوط به اثرهای آتش-سوزی نیز در این مناطق افزایش یافته است. داشتن اطلاعات در مورد اثرهای آتش‌سوزی طبیعی سبب افزایش درک ما از نقش آتش‌سوزی در جنگل‌ها خواهد داشت و به تصمیمات مدیریتی کمک می‌کند.

اقلیم نمای دومارتن این منطقه در طبقه خیلی مرطوب (الف) قرار می‌گیرد (Anonymous, 2005).

سانتی‌گراد و بیشترین مقدار آن در ماه مرداد با ۲۵/۷ درجه سانتی‌گراد ثبت شده است. از نظر طبقه‌بندی



پارسل ۳۱۰: شاهد

Control area



پارسل ۳۱۳: آتش‌سوزی شده

Burned area

شکل ۱- موقعیت منطقه مورد پژوهش

Figure 1. Study area location

شدند. برای جمع‌آوری اطلاعات در هر یک از این دو منطقه با استفاده از شبکه آماربرداری ۱۵۰×۱۵۰ متر به‌صورت تصادفی سیستماتیک قطعات نمونه دایره‌ای

جمع‌آوری داده‌ها

در هر یک از دو منطقه آتش‌سوزی‌شده و شاهد ۲۰ قطعه نمونه و در مجموع ۴۰ قطعه نمونه برداشت

نتایج نشان داد که بین دو منطقه آتش‌سوزی‌شده و آتش‌سوزی‌نشده از نظر درصد تاج‌پوشش، درصد پوشش علفی، تعداد در هکتار درختان سالم، تعداد در هکتار درختان مرده، میانگین قطر برابر سینه و مجموع سطح مقطع برابر سینه در سطح ۹۵ درصد اختلاف معنی‌دار وجود دارد ( $p < 0/05$ ) به این صورت که درصد پوشش گونه‌های علفی و تعداد در هکتار درختان مرده در منطقه آتش‌سوزی‌شده به‌طور معنی‌داری بیشتر از منطقه شاهد بود. همچنین، تعداد در هکتار درختان سالم، درصد تاج‌پوشش، میانگین قطر برابر سینه و مجموع سطح مقطع برابر سینه در منطقه شاهد به‌طور معنی‌داری بیشتر از منطقه آتش‌سوزی‌شده بود (جدول ۱). از نظر تعداد در هکتار نتایج نشان داد که تراکم به‌طور معنی‌داری در منطقه شاهد بیشتر از منطقه آتش‌سوزی‌شده بود. همچنین، تراکم گونه‌های بلوط بلندمازو، ممرز، آزاد و انجیلی به‌طور معنی‌داری در منطقه شاهد بیشتر از منطقه آتش‌سوزی‌شده شده بود. دیگر گونه‌ها اختلاف معنی‌داری از نظر تراکم نداشتند (جدول ۲). تراکم درختچه‌ها به‌طور معنی‌داری در منطقه شاهد بیشتر از منطقه آتش‌سوزی‌شده بود. همچنین، تراکم گونه‌های آلوچه، ازگیل، سرخ‌ولیک و کوله‌خاس به‌طور معنی‌داری در منطقه شاهد بیشتر از منطقه آتش‌سوزی‌شده بود. دیگر گونه‌ها اختلافی بین دو منطقه نداشتند (جدول ۲). از نظر گونه‌ها، میانگین قطر برابر سینه و سطح مقطع بلندمازو، ممرز، آزاد و انجیلی در منطقه شاهد به‌طور معنی‌داری بیشتر از منطقه آتش‌سوزی‌شده بود (جدول ۳).

شکل هر یک به مساحت ۱۰۰۰ متر مربع پیاده شدند. پس از مشخص شدن قطعات نمونه با ابعاد ۱۰۰۰ متر مربعی، در هر قطعه نمونه درصد تاج‌پوشش و درصد پوشش علفی به‌صورت تخمین ارزیابی شد. تعداد و قطر برابر سینه گونه‌های درختی سالم قطورتر از ۷/۵ سانتی‌متر، تعداد درختان مرده و همچنین تعداد گونه‌های درختچه‌ای اندازه‌گیری شدند. به‌منظور بررسی وضعیت زادآوری در دو منطقه آتش‌سوزی‌شده و شاهد نیز یک ریزقطعه‌نمونه ۱۰۰ مترمربعی در مرکز هر قطعه نمونه پیاده شد و تعداد و نوع نهال‌ها در سه طبقه ارتفاعی کمتر از ۱/۳ متر، قطر کمتر از ۲/۵ سانتی‌متر و بین ۲/۵ تا ۷/۵ سانتی‌متر ثبت شد. برای بررسی گونه‌های علفی از ریزقطعه‌نمونه های ۳۲ مترمربعی استفاده شد، که با استفاده از روش تعیین سطح حداقل به‌دست آمد. در این ریزقطعه‌نمونه‌ها درصد پوشش گونه‌های علفی بر اساس معیار برون بلانکه تخمین زده شد (Banj Shafiei et al., 2010; Adel et al., 2013).

#### تحلیل داده‌ها

برای بررسی نرمال‌بودن داده‌ها از آزمون کولموگوروف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) و برای همگن بودن واریانس‌ها از آزمون لون (Leven) استفاده شد. برای مقایسه شاخص‌هایی که دارای توزیع نرمال بودند از آزمون تی مستقل (Independent Sample t test) و شاخص‌هایی که دارای توزیع نرمال نبودند از آزمون ناپارامتری من‌ویننی (Mann-Whitney U) استفاده شد. آنالیزهای آماری توسط نرم‌افزار SPSS VER 22 انجام شد.

#### نتایج

جدول ۱- مشخصات منطقه آتش سوزی شده و شاهد

Table 1. Properties of burned and control areas

شاهد	آتش سوزی شده	
Control	Burned	
30.7	27.5	شیب (درصد) Slope (%)
730	625.8	میانگین ارتفاع از سطح دریا (متر) Elevation (m)
83 <sup>a</sup>	73.5 <sup>b</sup>	تاج پوشش (درصد) Canopy cover (%)
47.5 <sup>b</sup>	56.33 <sup>a</sup>	پوشش علفی (درصد) Herbal layer (%)
387 <sup>a</sup>	280 <sup>b</sup>	درختان سالم (تعداد در هکتار) Stand density (trees/ha)
38 <sup>b</sup>	91 <sup>a</sup>	درختان مرده (تعداد در هکتار) Dead tree density (trees/ha)
32.14 <sup>a</sup>	25.29 <sup>b</sup>	میانگین قطر برابر سینه (cm) Mean DBH (cm)
85.13 <sup>a</sup>	56.63 <sup>b</sup>	میانگین سطح مقطع برابر سینه (m <sup>2</sup> ) Mean basal area (m <sup>2</sup> )

جدول ۲- تراکم (تعداد در هکتار) درختان و درختچه‌ها در منطقه آتش سوزی شده و شاهد ۷ سال پس از وقوع آتش سوزی

Table 2. Density of trees and shrubs in burned and control areas 7 years after fire

شاهد	سوخته	گونه	شاهد	سوخته	گونه
Control	Burned	Species	Control	Burned	Species
79.8 <sup>a</sup>	32.34 <sup>b</sup>	آلوچه <i>Prunus divaricata Ledeb</i>	158.8 <sup>a</sup>	112 <sup>b</sup>	بلوط بلند مازو <i>Quercus castaneifolia C. A. Mey</i>
62.7 <sup>a</sup>	29.4 <sup>b</sup>	ازگیل <i>Mespilus germanica L.</i>	91.31 <sup>a</sup>	64.4 <sup>b</sup>	ممرز <i>Carpinus betulus L.</i>
22.8 <sup>a</sup>	16.17 <sup>a</sup>	سیاه ولیک <i>Crataegus pentagyna Waldst. and Kit.</i>	11.91 <sup>a</sup>	8.4 <sup>a</sup>	اوجا <i>Ulmus carpinifolia</i>
42.75 <sup>a</sup>	19.11 <sup>b</sup>	سرخ ولیک <i>Crataegus microphylla C. Koch</i>	3.97 <sup>a</sup>	2.8 <sup>a</sup>	خرمندی <i>Diospyros lotus L</i>
19.55 <sup>a</sup>	13.23 <sup>a</sup>	سیب جنگلی <i>Malus orientalis Ugl.</i>	3.97 <sup>a</sup>	2.8 <sup>a</sup>	گیلاس وحشی <i>Cerasus avium L. Moench</i>
17.1 <sup>a</sup>	11.76 <sup>a</sup>	گلابی جنگلی <i>Pyrus communis L.</i>	59.55 <sup>a</sup>	42 <sup>b</sup>	آزاد <i>Zelkova carpinifolia</i>
25.65 <sup>a</sup>	14.7 <sup>b</sup>	کوله خاس <i>Ruscus hyrcanus Woron.</i>	11.91 <sup>a</sup>	8.4 <sup>a</sup>	شیردار <i>Acer cappadocicum Gled.</i>
14.25 <sup>a</sup>	10.29 <sup>a</sup>	خاس <i>Ilex spinigera Loes</i>	7.94 <sup>a</sup>	5.6 <sup>a</sup>	داغداغان <i>Celtis australis</i>

ادامه جدول ۲.

Continued table 2.

شاهد	سوخته	گونه	شاهد	سوخته	گونه
Control	Burned	Species	Control	Burned	Species
			27.79 <sup>a</sup>	19.6 <sup>b</sup>	انجیلی <i>Parrotia persica</i> C. A. Mey.
			7.94 <sup>a</sup>	5.6 <sup>a</sup>	پلت <i>Acer velutinum</i> Boiss.
			11.91 <sup>a</sup>	8.4 <sup>a</sup>	توسکا بیلاقی <i>Alnus subcordata</i> C. A. Mey.
285 <sup>a</sup>	147 <sup>b</sup>	جمع	397 <sup>b</sup>	280 <sup>a</sup>	جمع

جدول ۳- میانگین قطر برابر سینه (سانتی‌متر) و سطح مقطع برابر سینه (مترمربع) درختان در هکتار در منطقه آتش‌سوزی شده

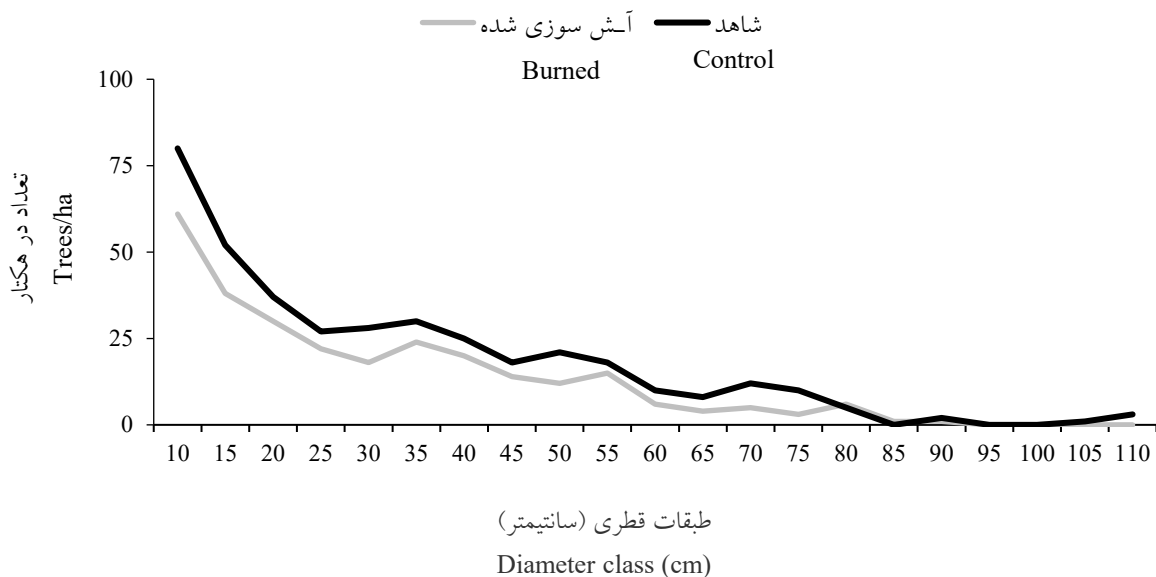
و شاهد

Table 3. DBH (cm) and basal area (m<sup>2</sup>) of trees in burned and control areas

سطح مقطع برابر سینه (مترمربع)		میانگین قطر برابر سینه (سانتی‌متر)		گونه Species
Basal area (m <sup>2</sup> )		DBH (cm)		
شاهد	آتش‌سوزی شده	شاهد	آتش‌سوزی شده	
Control	Burned	Control	Burned	
26.65 <sup>a</sup>	17.77 <sup>b</sup>	48.07 <sup>a</sup>	36.3 <sup>b</sup>	بلوط بلند مازو <i>Quercus castaneifolia</i> C. A. Mey
21.33 <sup>a</sup>	14.9 <sup>b</sup>	44.52 <sup>a</sup>	31.33 <sup>b</sup>	ممرز <i>Carpinus betulus</i> L.
1.35 <sup>a</sup>	1.75 <sup>a</sup>	22.63 <sup>a</sup>	24.5 <sup>a</sup>	اوجا <i>Ulmus carpiniifolia</i>
2.57 <sup>a</sup>	1.36 <sup>a</sup>	21.7 <sup>a</sup>	17.55 <sup>a</sup>	خرمندی <i>Diospyros lotus</i> L
0.95 <sup>a</sup>	1.25 <sup>a</sup>	22.85 <sup>a</sup>	23.18 <sup>a</sup>	گیلاس وحشی <i>Cerasus avium</i> L. Moench
13.88 <sup>a</sup>	7.75 <sup>b</sup>	36.72 <sup>a</sup>	28.43 <sup>b</sup>	آزاد <i>Zelkova carpiniifolia</i>
2.25 <sup>a</sup>	1.27 <sup>a</sup>	36.15 <sup>a</sup>	32.05 <sup>b</sup>	شیردار <i>Acer cappadocicum</i> Gled.
1.5 <sup>a</sup>	1.11 <sup>a</sup>	21.03 <sup>a</sup>	18.45 <sup>a</sup>	داغداغان <i>Celtis australis</i>
10.75 <sup>a</sup>	6.77 <sup>b</sup>	34.18 <sup>a</sup>	20.87 <sup>b</sup>	انجیلی <i>Parrotia persica</i> C. A. Mey.
2.33 <sup>a</sup>	1.95 <sup>a</sup>	35.75 <sup>a</sup>	30.67 <sup>a</sup>	پلت <i>Acer velutinum</i> Boiss.
1.57 <sup>a</sup>	0.75 <sup>a</sup>	33.92 <sup>a</sup>	30.5 <sup>a</sup>	توسکا بیلاقی <i>Alnus subcordata</i> C. A. Mey.
85.13 <sup>a</sup>	56.63 <sup>b</sup>	32.5 <sup>a</sup>	26.71 <sup>b</sup>	جمع

منطقه شاهد فاقد زادآوری بودند، ولی در منطقه آتش-سوزی شده دارای زادآوری بودند. محاسبات آماری نشان داد که بین دو منطقه شاهد و آتش سوزی شده در هر سه طبقه و همچنین مجموع زادآوری در سطح  $p \leq 0.05$  اختلاف معنی داری وجود دارد، به طوری که زادآوری در طبقه ارتفاعی کمتر از ۱/۳ متر، طبقات قطری ۲/۵-۷/۵ و ۰-۲/۵ سانتی متر و مجموع زاد-آوری در منطقه آتش سوزی شده بیشتر از منطقه شاهد است. مجموع زادآوری در منطقه آتش سوزی شده بیش از دو برابر مجموع زادآوری در منطقه شاهد است. بیشترین تعداد زادآوری در هر دو منطقه مربوط به طبقه ارتفاعی کمتر از ۱/۳ است (جدول ۴).

شکل ۲ نشان می دهد که تعداد در هکتار درختان در هر دو منطقه آتش سوزی شده و شاهد در طبقات قطری ۱۰ تا ۳۵ سانتی متر بیشتر از دیگر طبقات بود. در منطقه آتش سوزی شده بیشترین قطر در طبقه قطری ۱۱۰ سانتی متر دیده می شود، در حالی که در منطقه آتش سوزی نشده بیشترین قطر در طبقه قطری ۹۰ سانتی متر دیده می شود. در هر دو منطقه الگوی مشابهی از پراکنش قطری گونه ها دیده می شود که هر دو ساختار ناهمسال جنگل را نشان می دهد (شکل ۲). بیشترین تراکم زادآوری در هر سه طبقه و در مجموع مربوط به گونه ممرز بود، به طوری که نیمی از زادآوری در هر دو منطقه مربوط به گونه ممرز بود. گونه های اوجا، خرمنندی، گیلان و داغداغان در



شکل ۲- پراکنش قطری همه گونه ها در منطقه آتش سوزی شده و شاهد هفت سال پس از آتش سوزی

Fig 2. Diameter distribution of species in study area 7 years after fire



جدول ۴- تراکم زادآوری (تعداد در هکتار) در دو منطقه آتش‌سوزی شده و شاهد

Table 4. Density (trees/ha) of regeneration in study area

جمع Total	سانتی‌متر ۷/۵ < قطر <		سانتی‌متر ۲/۵ - ۰ قطر		ارتفاع متر ۱/۳ <		گونه Species	
	شاهد Control	سوخته Burned	شاهد Control	سوخته Burned	شاهد Control	سوخته Burned		
182.09 <sup>b</sup>	454.44 <sup>a</sup>	52.29 <sup>b</sup>	113.61 <sup>a</sup>	35.68 <sup>b</sup>	136.33 <sup>a</sup>	94.12 <sup>b</sup>	204.5 <sup>a</sup>	بلوط بلند مازو <i>Quercus castaneifolia</i> C. A. Mey
351.09 <sup>b</sup>	681.66 <sup>a</sup>	87.77 <sup>b</sup>	170.41 <sup>a</sup>	105.32 <sup>b</sup>	204.5 <sup>a</sup>	158 <sup>b</sup>	306.75 <sup>a</sup>	ممرز <i>Carpinus betulus</i> L.
-	16.23	-	4.06	-	4.87	-	7.3	اوجا <i>Ulmus carpiniifolia</i>
-	32.46	-	8.11	-	9.74	-	14.61	خرمندی <i>Diospyros lotus</i> L
-	16.23	-	4.06	-	4.87	-	7.3	گیلاس وحشی <i>Cerasus avium</i> L. Moench
82.16 <sup>b</sup>	178.53 <sup>a</sup>	20.54 <sup>b</sup>	44.63 <sup>a</sup>	24.65 <sup>b</sup>	53.56 <sup>a</sup>	36.97 <sup>b</sup>	80.34 <sup>a</sup>	آزاد <i>Zelkova carpiniifolia</i>
22.4 <sup>b</sup>	48.69 <sup>a</sup>	5.6 <sup>a</sup>	12.17 <sup>a</sup>	6.72 <sup>a</sup>	14.61 <sup>a</sup>	10.08 <sup>a</sup>	21.91 <sup>a</sup>	شیردار <i>Acer cappadocicum</i> Gled.
-	16.23	-	4.06	-	4.87	-	7.3	داغداغان <i>Celtis australis</i>
44.83 <sup>b</sup>	97.37 <sup>a</sup>	11.21 <sup>b</sup>	24.34 <sup>a</sup>	13.45 <sup>b</sup>	29.21 <sup>a</sup>	20.17 <sup>b</sup>	43.82 <sup>a</sup>	انجیلی <i>Parrotia persica</i> C. A. Mey.
22.4 <sup>b</sup>	<sup>a</sup> ۴۸/۶۹	5.6 <sup>a</sup>	12.17 <sup>a</sup>	6.72 <sup>a</sup>	14.61 <sup>a</sup>	10.08 <sup>a</sup>	21.91 <sup>a</sup>	پلت <i>Acer velutinum</i> Boiss.
14.93 <sup>b</sup>	<sup>a</sup> ۳۲/۴۶	3.73 <sup>a</sup>	8.11 <sup>a</sup>	4.48 <sup>a</sup>	9.74 <sup>a</sup>	6.72 <sup>a</sup>	14.61 <sup>a</sup>	توسکا بیلاقی <i>Alnus subcordata</i> C. A. Mey.
747 <sup>b</sup>	۱۶۲۳ <sup>a</sup>	186.75 <sup>b</sup>	405.75 <sup>a</sup>	224.1 <sup>b</sup>	486.9 <sup>a</sup>	336.15 <sup>b</sup>	730.35 <sup>a</sup>	جمع

## بحث

اند و در طرف مقابل درختان با طبقات قطری متوسط و بالاتر نیز تخریب شده‌اند به طوری که در منطقه آتش‌سوزی شده بالاترین قطر مشاهده شده ۹۰ سانتی-متر بود ولی در منطقه شاهد پایه‌های با قطر ۱۱۰ سانتی‌متر نیز مشاهده شده است. در کنار تأثیراتی که آتش‌سوزی بر خصوصیات کمی گونه‌ها می‌گذارد ولی نتوانسته ساختار جنگل را تغییر دهد. در هر دو منطقه الگوی به‌دست آمده ساختار ناهمسال است که نشان می‌دهد آتش‌سوزی تغییری بر ساختار جنگل نگذاشته است و در هر دو منطقه شکل ساختار به صورت J بر عکس است. Adel و همکاران (2013) در پژوهشی که در جنگل‌های رودبار استان گیلان در شمال ایران انجام دادند اعلام کردند که ساختار جنگل پس از آتش‌سوزی تغییر نکرده است و هر دو منطقه آتش‌سوزی شده و آتش‌سوزی نشده ساختار جنگل ناهمسال و شکل پراکنش طبقات قطری به صورت J بر عکس است. در تحقیقات Banj Shafiei و همکاران (2010) در جنگل‌های نوشهر در استان مازندران و Yadegarnejad و همکاران (2015) در جنگل‌های گرگان در استان مازندران در شمال ایران نیز نتایج مشابهی است. از نظر ترکیب جنگل نیز آتش‌سوزی نتوانست ترکیب جنگل را تغییر دهد. یازده گونه مشابه در هر دو منطقه حضور داشتند. گونه‌هایی که در منطقه شاهد بیشترین تراکم و قطر را داشتند یعنی بلندمازو، ممرز، آزاد و انجیلی، در منطقه آتش‌سوزی شده نیز بیشترین تراکم و قطر داشتند. در واقع، آتش‌سوزی نتوانسته ترکیب جنگل و الگوی چیرگی را تغییر دهد. بر اساس نتایج به‌دست آمده، گونه‌های درختچه‌ای به‌طور معنی‌داری پس از آتش‌سوزی کاهش یافتند. در واقع، پس از آتش‌سوزی با وجود کاهش تعداد درختان و ایجاد فضا، ولی گونه‌های درختچه‌ای نتوانستند در شرایط پس از آتش‌سوزی حضور موفق

نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که آتش‌سوزی تأثیرات منفی بر خصوصیات کمی گونه‌های درختی گذاشته است. تراکم، قطر برابر سینه و سطح مقطع برابر سینه به‌طور معنی‌داری پس از آتش‌سوزی کاهش یافتند. از طرفی تعداد درختان خشک‌شده نیز بیش از دو برابر منطقه شاهد است. این نتایج نشان می‌دهد که آتش‌سوزی نتوانسته تأثیرات جبران‌ناپذیری بر درختان در منطقه مورد پژوهش بگذارد. Bennett و همکاران (2016) در پژوهشی که در جنگل‌های ویکتوریا در جنوب شرقی استرالیا انجام دادند اعلام کردند که آتش‌سوزی سبب کاهش تراکم درختان و افزایش پایه‌های مرده می‌شود. (Dunn and Bailey 2016) در پژوهشی که در جنگل‌های غرب اورگون در آمریکا انجام دادند مشاهده کردند که آتش‌سوزی سبب کاهش قابل توجه تراکم گونه‌های درختی، قطر و سطح مقطع می‌شود. آن‌ها اعلام کردند که شدت آتش‌سوزی مهم‌ترین عامل مؤثر بر کاهش خصوصیات کمی جنگل است. در پژوهشی دیگر، Knapp و همکاران (2015) در پژوهشی که در جنگل‌های میزوری آمریکا انجام دادند به این نتیجه رسیدند که آتش‌سوزی سبب کاهش تراکم گونه‌های درختی و درصد تاج‌پوشش می‌شود. در پژوهشی دیگر، Maringer و همکاران (2016) با پژوهشی که در جنگل‌های ایتالیا و سویس در جنوب غربی کوه‌های آلپ در اروپا انجام دادند مشاهده کردند که آتش‌سوزی با تأثیر بر گونه‌های درختی سبب افزایش قابل توجه درختان مرده و خشک شده در جنگل می‌شود. آن‌ها شیوع بیماری‌های قارچی پس از آتش‌سوزی را عامل اصلی این مسئله معرفی کردند.

تأثیر آتش‌سوزی بر درختان در تمامی طبقات قطری صورت گرفته است. در واقع، از طرفی پایه‌های جوان در معرض آتش‌سوزی قرار گرفته و نابود شده-

طبیعی به‌طور چشمگیری پس از آتش‌سوزی افزایش می‌یابد. Bennett و همکاران (2016) در جنگل‌های ویکتوریا در جنوب شرقی استرالیا و همچنین Kaczynski and Cooper (2015) در جنگل‌های کلرادو آمریکا به این نتیجه رسیدند که آتش‌سوزی سبب افزایش تراکم زادآوری می‌شود.

یکی از دلایلی که سبب افزایش زادآوری در منطقه آتش‌سوزی شده است افزایش نور رسیده به جنگل به‌علت کاهش درصد تاج‌پوشش است. با توجه به اینکه گونه‌های اصلی تشکیل‌دهنده منطقه نورپسند هستند نور دریافتی کمک زیادی را به استقرار زادآوری می‌کند. دلیل دیگر احتمالاً کاهش چشمگیر درختچه‌ها بود. این مسئله سبب می‌شود تا فضای بیشتری در اختیار نهال‌ها قرار بگیرد. آتش‌سوزی با تأثیر بر گونه‌های درختچه‌ای و کاهش تراکم آن‌ها سبب افزایش تراکم زادآوری می‌شود. Chambers و همکاران (2016) در پژوهشی که در جنگل‌های کلرادو آمریکا انجام دادند به این نتیجه رسیدند که علت افزایش زادآوری پس از آتش‌سوزی به‌علت نزدیکی به درختان سالم و وجود منابع بذر و نور است. همچنین در نتیجه افزایش نور دریافتی، تجزیه لاشبرگ‌ها نیز افزایش می‌یابد و این سبب می‌شود تا عناصر غذایی بیشتری در اختیار نهال‌ها قرار بگیرد. Adel و همکاران (2013) در پژوهشی که در جنگل‌های رودبار استان گیلان در شمال ایران انجام دادند مشاهده کردند که تراکم زادآوری پس از آتش‌سوزی افزایش یافته است، به‌طوری که زادآوری در منطقه آتش‌سوزی شده چهار برابر زادآوری در منطقه نسوخته است. آن‌ها افزایش نور رسیده به سطح زمین، کاهش تراکم درختچه‌ها و کاهش عمق لاشبرگ را از دلایل اصلی افزایش زادآوری عنوان کردند.

داشته باشند و خود را بازسازی کنند. از طرفی رقابت با نهال‌های ظهور یافته نیز دلیل دیگری بر کاهش تعداد درختچه‌ها است. نکته دیگری که در مورد درختچه‌ها وجود دارد این است که ترکیب و الگوی چیرگی درختچه‌ها تغییر نکرده است. گونه‌هایی که بیشترین تراکم را در منطقه شاهد داشتند و گونه‌های اصلی تشکیل‌دهنده آن بودند در منطقه آتش‌سوزی- شده نیز شرایط مشابهی را داشتند. Adel و همکاران (2013) در پژوهشی که در جنگل‌های رودبار استان گیلان در شمال ایران انجام دادند مشاهده کردند که آتش‌سوزی سبب کاهش قابل توجه تراکم گونه‌های درختچه‌ای می‌شود. همچنین، Fernandez و همکاران (2013) در پژوهشی که در جنگل‌های اورنسه در شمال غربی اسپانیا داشتند اعلام کردند که تراکم گونه‌های درختچه‌ای به‌طور معنی‌داری پس از آتش‌سوزی کاهش می‌یابد.

پس از آتش‌سوزی زادآوری شرایط بسیار مناسبی نسبت به درختان و درختچه‌ها داشت. تراکم زادآوری به‌طور معنی‌داری پس از آتش‌سوزی افزایش یافت به‌طوری که تعداد آن بیش از دو برابر تعداد زادآوری در منطقه شاهد بود. نکته‌ای که در مورد زادآوری وجود دارد این است که برخی گونه‌ها که در منطقه شاهد فاقد زادآوری بودند در منطقه آتش‌سوزی‌شده حضور داشتند که این مسئله نشان می‌دهد ترکیب زادآوری پس از آتش‌سوزی در مقایسه با منطقه شاهد تغییر کرده است. نکته دیگری که وجود دارد این است که الگوی چیرگی در لایه زادآوری تغییر نکرده است. گونه‌هایی مانند ممرز، بلندمازو، آزاد و انجیلی در منطقه آتش‌سوزی شده نیز گونه‌های اصلی تشکیل‌دهنده زادآوری بودند. Adamek و همکاران (2016) در پژوهشی که در جنگل‌های شمال غربی جمهوری چک انجام دادند به این نتیجه رسیدند که زادآوری

شده است و با گذشت ۷ سال پس از وقوع آتش-سوزی در مسیر بازگشت به شرایط اولیه قرار گرفته است. این روند بازسازی ممکن است نیازمند تعداد سال‌های بیشتری پس از وقوع آتش‌سوزی باشد و در صورتی که دخالت‌های پرورشی مورد نیاز باشد می‌توان به بهبود روند بازسازی کمک کرد.

نتایج این پژوهش نشان داد که آتش‌سوزی ساختار و ترکیب جنگل را تغییر نداده است، ولی سبب کاهش چشمگیر تراکم و قطر درختان و تراکم درختچه‌ها شد. از طرفی افزایش زادآوری هم در سه طبقه و هم در مجموع زادآوری مشاهده شد. این افزایش زادآوری طبیعی در منطقه آتش‌سوزی شده نشان می‌دهد که شرایط بازسازی جنگل سوخته آغاز

forest of northern Iran, *Pakistan Journal of Biological Science*, 9(12): 2273-2277.

## References

- Adamek, M., V. Hadincová & J. Wild, 2016. Long-term effect of wildfires on temperate *Pinus sylvestris* forests: Vegetation dynamics and ecosystem resilience, *Forest Ecology and Management*, 380: 285-295
- Adel, M. N., H. Pourbabaei, A. Omid & D. C. Dey, 2013. 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.
- Adel, M. N., H. Pourbabaei, A. Omid & D. Pothier, 2012. Long-term effect of fire on herbaceous species diversity in oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) forests in northern Iran, *Forestry Studies in China*, 14(4): 260-267.
- Amiri, T., A. Banj Shafiei, M. Erfanian, O. Hosseinzadeh & H. Beygi Heidarlou, 2017. Determining of effective criteria in locating firefighting station in forest, *Journal of Forest Research and Development*, 2(4): 379-393. (In Persian)
- Anonymous., 2005. Shanderman, district 3 forest management planning. Forests, Rangeland and Watershed Management Organization, Natural Resources Office-Guilan, 308 p.
- Araujo, F. D. C., D. Y. P. Tng, D. M. G. A. Apgaua, P. A. Coelho, D. G. S. Pereira & R. M. Santos, 2017. Post-fire plant regeneration across a closed forest-savanna vegetation transition, *Forest Ecology and Management*, 400: 77-84.
- Banj Shafiei, A., M. Akbarinia, Gh. Jalali & S. M. Hosseini, 2010. Forest fire effects in beech dominated mountain forest of Iran, *Forest Ecology and Management*, 259(11): 2191-2196.
- Banj Shafiei, A., M. Akbarinia, Gh. Jalali, P. Azizi & S. M. Hosseini, 2006. Effect of fire on herbal layer biodiversity in a temperate forest of northern Iran, *Pakistan Journal of Biological Science*, 9(12): 2273-2277.
- Bassett, M., S. W. J. Leonard, E. K. Chia, M. F. Clarke & A. F. Bennett, 2017. Interacting effects of fire severity, time since fire and topography on vegetation structure after wildfire, *Forest Ecology and Management*, 396: 26-34.
- Bennett, L.T., M. J. Bruce, J. MacHunter, M. Kohout, M. A. Tanase & C. Aponte, 2016. Mortality and recruitment of fire-tolerant eucalypts as influenced by wildfire severity and recent prescribed fire. *Forest Ecology and Management*, 380: 107-117.
- Beygi Heidarlou, H., A. Banj Shafiei & M. Erfanian, 2015. Evaluating the Fuzzy Weighted Linear Combination Method in Forest Fire Risk Mapping (Case study: Sardasht Forests, West Azerbaijan Province, IRAN), *Journal of Wood & Forest Science and Technology*, 22(3): 77-91. (In Persian)
- Cawson, J. G., T. J. Duff, K. G. Tolhurst, C. C. Baillie & T. D. Penman, 2017. Fuel moisture in Mountain Ash forests with contrasting fire histories, *Forest Ecology and Management*, 400: 568-577.
- Chambers, M. E., P. J. Fornwalt, S. L. Malone & M. A. Battaglia, 2016. Patterns of conifer regeneration following high severity wildfire in ponderosa pine – dominated forests of the Colorado Front Range, *Forest Ecology and Management*, 378: 57-67.
- Dunn, C. J. & J. D. Bailey, 2016. Tree mortality and structural change following mixed-severity fire in *Pseudotsuga* forests of Oregon's western Cascades, USA, *Forest Ecology and Management*, 365: 107-118.
- Fernandez, C., J. A. Vega & T. Fonturbel, 2013. Does fire severity influence shrub resprouting after spring prescribed burning?, *Acta Oecologica*, 48: 30-36.
- Kaczynski, K. M. & D. J. Cooper, 2015. Post-fire response of riparian vegetation in a

- heavily browsed environment, *Forest Ecology and Management*, 338: 14-19.
- Knapp, B. O., K. Stephan & J. A. Hubbart, 2015. Structure and composition of an oak-hickory forest after over 60 years of repeated prescribed burning in Missouri, U.S.A, *Forest Ecology and Management*, 344: 95-109.
  - Leonard, S. W. J., A. F. Bennett & M. F. Clarke, 2014. Determinants of the occurrence of unburnt forest patches: potential biotic refuges within a large, intense wildfire in south-eastern Australia, *Forest Ecology and Management*, 314: 85-93
  - Maringer, J., D. Ascoli, N. Küffer, S. Schmidtlein & D. M. Conedera, 2016. What drives European beech (*Fagus sylvatica* L.) mortality after forest fires of varying severity?, *Forest Ecology and Management*, 368: 81-93.
  - Seidl, R., T. A. Spies, D. L. Peterson, S. L. Stephens & J. A. Hicke, 2016. Searching for resilience: addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services, *Journal of Applied Ecology*, 53(1): 120-129.
  - Shokri, R. A., R. Basiri & H. Taleshi, 2017. Effect of fire on structure and regeneration of oak coppice trees in Lorestan province (Case study: Tangeh Ghale area in Kuhdasht), *Journal of Forest Research and Development*, 3(2): 163-174. (In Persian)
  - Vakalis, D., H. Sarimveis, C. Kiranoudis, A. Alexandridis & G. Bafas, 2004. A GIS based operational system for wildland fire crisis management I. Mathematical modelling and simulation, *Applied Mathematical Modelling*, 28(4): 389-410.
  - Vergani, CH., M. Werlen, M. Conedera, D. Cohen & M. Schwarz, 2017. Investigation of root reinforcement decay after a forest fire in a Scots pine (*Pinus sylvestris*) protection forest, *Forest Ecology and Management*, 400: 339-352.
  - Yadegarnejad, S. A., M. Dylam Jafarabad & N. Mohammadi Savadkoohi, 2015. Surface wildfire in conifer broad-leaved forests of the Hyrcanian region of Iran: short-term effect on regeneration and damage to trees, *Journal of Forestry Research*, 26(2): 425-434.

## Effect of fire on structure and natural regeneration in Shanderman forest, Guilan province

B. Nemati<sup>1</sup>, M. Ghodskhah Daryaei<sup>\*2</sup> and M. N. Adel<sup>3</sup>

1- M.Sc. of Silviculture and Forest Ecology, Natural Resources Faculty, University of Guilan, I. R. Iran. (bahram.nemate@gmail.com)

2- Associate Professor of Forestry, Natural Resources Faculty, University of Guilan, I. R. Iran. (mdaryaei9@gmail.com)

3- Ph.D. of Forest Sciences, Natural Resources Faculty, University of Guilan, I. R. Iran. (mn.adel87@gmail.com)

Received: 04.01.2018

Accepted: 10.06.2018

### Abstract

The aim of this study was to study effect of fire on vegetation and natural regeneration in Shanderman forests, Guilan province 7 years after burning. For this purpose, two burned and unburned areas were selected. Within each of the study areas, we used a random systematic 150 m × 150 m sampling grid to locate 40 circular plots of 1000 m<sup>2</sup> for tree and shrub species (20 plots in burned area and 20 plot in control area). In each plot, density and DBH of tree species and density of shrub species were measured. Regeneration density was studied by 100m<sup>2</sup> plots. Regeneration was studied in three classes as height < 1.3 m, DBH < 2.5 cm, and 2.5 cm < DBH < 7.5 cm. The results showed that density, the DBH and basal area of tree species and density of shrub species significantly decreased after burning. Also, density of regeneration significantly increased after burning. In tree layer, density of *Quercus castaneifolia*, *Carpinus betulus*, *Zelkova carpinifolia* and *Parrotia persica* significantly increased after burning. In shrub layer, density of *Prunus divaricate*, *Mespilus germanica*, *Crataegus microphylla* and *Ruscus hyrcanus* significantly decreased after burning. Forest structure was uneven-aged with a reverse J distribution in each two areas. Composition and pattern of dominance didn't changed in tree, shrub and regeneration layers.

**Keywords:** Composition, Fire, Regeneration, Restoration, Shanderman Forest, Structure.

---

\* Corresponding author

Tel: +9813443599