

اثر آتش سوزی بر خصوصیات کمی پوشش‌های گیاهی و تعیین گونه‌های مقاوم به آتش در مراتع مشجر (مطالعه موردی مرتع کرماک شهرستان رودبار گیلان)

مسعود امین املشی^{۱*}، ایوب مرادی^۲ و مسعود علی دوست^۳

*۱- نویسنده مسئول، استادیار پژوهش، بخش تحقیقات منابع طبیعی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی گیلان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، رشت، ایران. پست الکترونیک: msd_amin@yahoo.com

۲- دانش‌آموخته دکتری، بخش تحقیقات منابع طبیعی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی گیلان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، رشت، ایران

۳- کارشناس ارشد پژوهش، بخش تحقیقات منابع طبیعی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی گیلان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، رشت، ایران

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۴/۰۸

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۱/۲۲

چکیده

آتش‌سوزی یکی از عوامل شایع در اختلال و تغییر در بسیاری از زیست‌بوم‌ها است و می‌تواند ترکیب گونه‌ها را تحت تأثیر قرار دهد. مراتع از جمله عرصه‌های طبیعی هستند که هر ساله در سرتاسر جهان دستخوش آتش‌سوزی می‌شوند. تحقیق پیش‌رو در نظر دارد با شناخت شدت آتش‌سوزی، تأثیر آن را روی پوشش گیاهی مراتع مشجر مطالعه کند. مرتع کرماک که طی سال‌های اخیر یکی از وسیع‌ترین آتش‌سوزی‌های مرتعی گیلان در آن رخ داده است، برای این منظور انتخاب شد. آماربرداری به شکل تصادفی-سیستماتیک با انتخاب ۴ ترانسکت و ۴۰ قطعه نمونه به تفکیک در هر یک از دو قطعه آتش‌سوزی شده و شاهد اجرا شد. ویژگی‌های مورد مطالعه شامل مقدار تولید، تراکم و تاج‌پوشش در هر قطعه نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد. پس از تجزیه و تحلیل داده‌ها، نتایج به‌دست آمده نشان داد که آتش‌سوزی منطقه تابع مدل سوخت GRI و از نوع سبک و گذراست. نتایج همچنین ضمن اثر کوتاه‌مدت آتش بر صفات مورد مطالعه، مشخص کرد که گونه‌هایی مانند *Trachynia distachya* و *Arenaria serpyllifolia* از جمله گونه‌های مقاوم و گونه‌های کلیدی: آتش‌سوزی، مرتع، گونه حساس، گونه مقاوم، تخریب

مقدمه

مرتع عبارت از زمینی است اعم از کوه و دامنه، یا زمین مسطح که در فصل چرای پوششی از نباتات مرتعی و علوفه‌ای خودرو بوده و با توجه به سابقه چرای مرتع شناخته می‌شود (Moghaddam, 2014). در مورد اهمیت مراتع تنها ذکر این نکته کافی است که در سراسر جهان ۷۰ درصد نیاز غذایی نشخوارکنندگان اهلی و ۹۵ درصد

خوراک دام‌های وحشی از مراتع تأمین می‌شود (Eftekhari et al., 2018). Siahmsnsour و همکاران (۲۰۱۴) ارزش یک هکتار مرتع را سالانه ۲۳۲ دلار برآورد کرده‌اند، همچنین ارزش آن در کنترل فرسایش خاک و رواناب ۳/۲ برابر ارزش تولید علوفه و ارزش زیست‌محیطی آن بیش از ۴ تا ۸ برابر تولید علوفه برآورد شده است. دفتر فنی سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور

قرار می‌گیرند، بازخورد متفاوتی از آتش دارند (Ruckman et al., 2012). Tahmasebi (۲۰۱۳) در مراتع نیمه‌استپی استان چهارمحال و بختیاری با توجه به وقوع، تکرار و وسعت آتش، از آن به‌عنوان مهمترین عاملی یاد می‌کند که ترکیب، تنوع، ساختار و عملکرد جوامع گیاهی را تحت تأثیر قرار می‌دهد. Eftekhari و همکاران (۲۰۱۸) نتیجه تغییرات بر ویژگی‌های گیاهان مرتعی در نتیجه آتش‌سوزی را عملکردی مهم و قابل تأمل در مدیریت مراتع نام می‌برند. نتایج پژوهش‌های آنان در مراتع سیراچال نشان داد که مراتع این ناحیه پس از آتش‌سوزی به مرور زمان از گیاهان بوته‌ای کاهش یافته و با افزایش گیاهان علفی و گندمی چندساله همراه می‌شود و ترکیب مرتع از گیاهان چوبی به سمت گیاهان علفی سوق می‌یابد. Siahmsnsour و همکاران (۲۰۱۴) در ویسیان استان لرستان تأثیر آتش‌سوزی را در مراتع بررسی کردند، نتایج این پژوهش نشان داد که تأثیر معنی‌داری بین مقدار متوسط تولید، تاج‌پوشش، مواد سوختنی سلولزی مرده و تجزیه‌نشده کف بستر و ... در مناطق آتش‌سوزی شده و نشده وجود دارد. گونه‌های مختلف گیاهی می‌توانند حساسیت‌های متفاوتی در برابر آتش داشته باشند (Nasiri, 2012). به گفته Zouhar و همکاران (۲۰۰۸) میزان زنده‌مانی درختان در برابر آتش‌سوزی متفاوت است و خصوصیات درختان و توانایی برای رشد دوباره و رقابت برای دسترسی به منابع بسیار مؤثر است. در اثر آتش‌سوزی و تحت تأثیر گرمای آتش، به دلیل کاهش رقابت در آب و نور، فارغ از فنولوژی که مهمترین آنها پس از گل‌دهی تا رسیدن گیاه است، بهره‌وری برخی گیاهان علفی چندساله مثبت است (Bond, 2014). در ایالت تگزاس آمریکا، تأثیر آتش‌سوزی روی ترکیب گونه‌ها در کوتاه‌مدت و میان‌مدت گزارش شده است (Wester et al., 2014). تأثیر آتش روی لگوم و گیاهان با دانه‌های دارای پوشش سخت، با ایجاد ترک خوردگی پوشش دانه‌ها، جوانه‌زنی آنها را سرعت می‌بخشد (Rasmussen & Wright, 1988). در آتش‌سوزی‌های عادی مراتع، جوانه‌های ریزوم زیرزمینی گیاهان علفی چندساله بدون صدمه می‌توانند

سطح مراتع ایران را حدود ۷۰ تا ۸۰ میلیون هکتار برآورد کرده است، با در نظر گرفتن این که اراضی نیمه‌صحرايي و جنگل‌های مخروطيه و نیز اراضی آیش ديم و اراضی زیر کشت ديم پس از برداشت محصول به‌عنوان چرای دام مورد استفاده قرار می‌گیرند، می‌توان حدود مساحت مراتع ایران را برابر ۱۱۴ میلیون هکتار در نظر گرفت (Moghaddam, 2014). مراتع استان گیلان با وسعتی برابر ۳۴۲۷۹۵ هکتار، کمترین سطح را در بین استان‌های شمالی ایران دارد (Ghelichnia, 2018). تغییر ترکیب گونه‌ها، از دست دادن دامنه تنوع زیستی، کاهش تولید زیست‌توده، پوشش گیاهی کمتر، کم‌بهره‌وری نشخوارکنندگان کوچک و فرسایش خاک از مهمترین شاخص‌های تخریب مراتع هستند (Zerga, 2015). آتش‌سوزی عامل شایع و منظم برای ایجاد اختلال و تغییر در بسیاری از زیست‌بوم‌ها است و نقش اکولوژیکی بسیار مهمی دارد و می‌تواند ترکیب گونه‌ها را تحت تأثیر قرار دهد (Van Etten, 2010). البته باید توجه داشت آتش‌سوزی‌ها با توجه به رژیم خود و با تغییر کیفی پوشش گیاهی می‌توانند سبب استقرار گونه‌های نامرغوب شوند (Podur et al., 2002). عوامل مختلفی در خطر وقوع آتش‌سوزی تأثیر دارند (Eskandari & Jalilvand, 2017)، اما جدای از عوامل شکل‌گیری آتش، تغییری که یک آتش‌سوزی در آینده یک زیست‌بوم ایجاد می‌کند، حائز اهمیت است که باید مورد توجه و کنکاش قرار گیرد. Siahmsnsour و همکاران (۲۰۱۶) به نقل از Reinwald (۲۰۱۳) آتش را برای سلامتی مرتع و پایداری آن لازم می‌دانند و بر این باورند که اگر چرخه آتش متوقف شود، سلامتی و غلبه گراس‌های پایا و گیاهان مرغوب به خطر می‌افتد. پاسخگویی گیاهان به آتش‌سوزی‌ها براساس مشاهدات انجام‌شده پس از آتش‌سوزی و جوامع گیاهی بعدی توسعه‌یافته تعیین می‌شود (Pyke et al., 2010) و آتش‌سوزی در کوتاه‌مدت، زیست‌توده گیاهی را حذف یا کاهش می‌دهد (Zavala et al., 2014). باوجوداین، در میان‌مدت و بلندمدت آثار آتش‌سوزی پیچیده‌تر است. برای نمونه گیاهان که در مراحل مختلف فنولوژی در معرض آتش

(۲۰۰۴) نیز در آتش‌سوزی‌ها بر افزایش گراس‌های یکساله در کوتاه‌مدت تأکید دارند. تحقیقات Siahmsnsour و همکاران (۲۰۲۰) نشان داده است، آتش‌سوزی در کوتاه‌مدت در مراتع ویسیان استان لرستان تأثیر شدیدی بر تولید و تاج‌پوشش گیاهان به‌ویژه گراس‌ها دارد.

در مورد آتش‌سوزی باید به این نکته مهم توجه کرد که آتش‌سوزی‌ها در دو نقطه، هیج‌گاه کاملاً یکسان نیستند. Gill و همکاران (۲۰۰۳) در نتایج تحقیق خود گزارش کردند، به دلیل تفاوت رفتار آتش در مکان‌های متفاوت، اثر آتش باید در مقیاس رویشگاهی بررسی شود و Govender و همکاران (۲۰۰۶) اشاره کردند، فصل آتش‌سوزی و مقدار سوخت، تأثیر مهمی در شدت آتش‌سوزی‌ها دارند. شاید با تجارب زیاد و تفسیر آنچه از حادثه آتش‌سوزی باقی می‌ماند و نیز تهیه مدل‌های سوخت در هر منطقه بتوان از کم و کیف آتش‌سوزی تصویری واقعی تهیه کرد. بنابراین، وقتی از آتش‌سوزی صحبت می‌شود به آن معنی نیست که نتایج حاصل از رخداد آتش‌سوزی در مناطق مختلف شبیه هم هستند و می‌توان برای آن یک نسخه واحد تجویز کرد.

بر اساس مدل‌سازی‌هایی که در بررسی تغییرات آب‌وهوایی جهان انجام شده است، دانشمندان نشان داده‌اند، در دهه‌های آینده، وقوع آتش‌سوزی در جنگل‌ها و مراتع جهان افزایش خواهد یافت (Cannon & De Graff, 2009) و این خود توجه بیشتر به پدیده آتش را نشان می‌دهد. به دنبال آتش‌سوزی، از جمله عواملی که دستخوش تغییر و اغلب نقصان می‌شوند، تنوع و تراکم گونه‌های گیاهی هستند. به طوری که با کاهش پوشش، فرسایش خاک تشدید می‌شود. این پژوهش می‌تواند با بررسی ابعاد آثار آتش‌سوزی بر پوشش گیاهی، تغییرات به وجود آمده را بر تنوع و تراکم پوشش گیاهی مراتع کرماک، از مراتع نیمه‌استپی گیلان نشان دهد. این پژوهش، با بررسی تعیین مقادیر کمی اثر آتش‌سوزی بر گیاهان مرتعی و به دنبال آن تعیین گونه‌های مقاوم برای به‌کارگیری آنها در احیای عرصه‌ها، کاهش خطر هزینه‌های اجرایی و افزایش میزان موفقیت عملیات احیای مراتع، گامی در جهت حفظ و حمایت از آنها برمی‌دارد.

باقی بمانند و اگر آتش‌سوزی برای یک دهه یا بیشتر وجود نداشته باشد، برخی از گیاهان علفی چندساله ممکن است به دلیل لایه ضخیم از بستر گیاه که سطح زمین را می‌پوشاند و جوانه‌های ریزوم را سرکوب می‌کند ناپدید شوند (Bond, 2014). به طور کلی، به نظر می‌رسد که تأثیر آتش‌سوزی‌ها بر تنوع گونه‌های گیاهی به ویژگی‌های منطقه و به بسیاری از عوامل وابسته و ممکن است منفی یا مثبت باشد (Deák et al., 2014). در شرایط خاص، آتش‌سوزی ممکن است باعث جانشینی ثانویه از پوشش گیاهی اوج شده و چنین فرایندی حوادثی را تعریف می‌کند که در آن افزایش شدت و فرکانس آتش‌سوزی ایجاد می‌شود و تسلط تروفیت‌ها را که گونه‌های مقاوم در برابر آتش هستند تشویق می‌کند (Reeves et al., 2016).

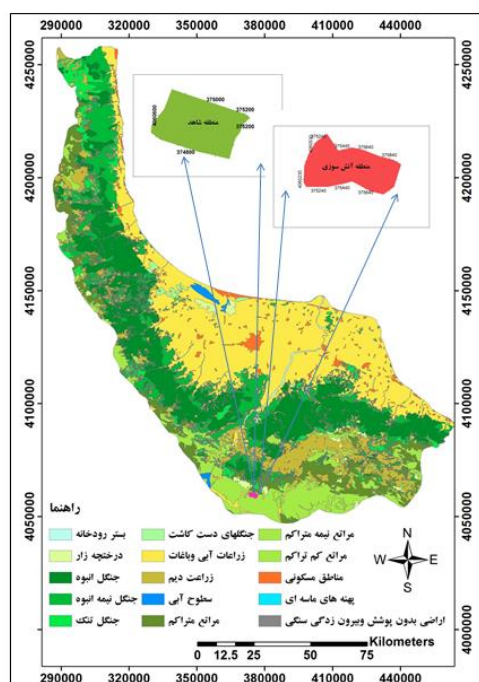
تحقیقات Ffolliott و همکاران (۲۰۱۲) در حوزه آبخیز Cascabel در ایالات متحده آمریکا نشان می‌دهد که تولید گراس‌ها در بهار و پاییز به دنبال وقایع آتش‌سوزی نسبت به قبل از آن، به طور چشمگیری بیشتر است. در مراتع مشجر تولید بیشتر چمن‌ها به دنبال وقوع آتش‌سوزی به ترکیبی از عوامل نسبت داده شده است، از جمله آن کاهش درختان است، بنابراین باید توجه داشت که علاوه بر شرایط بیولوژیکی و فیزیکی قبل از آتش‌سوزی، زمان (یعنی فصلی بودن) آتش عامل مهمی در تعیین آثار آن است (Stavi, 2019). گیاهان از طریق اجتناب یا دوری از آتش، یا تحمل در برابر آتش می‌توانند زنده بمانند یا مقاومت کنند که با توجه به دمای شدید ناشی از آتش‌سوزی و ویژگی‌های حیاتی یک گیاه می‌تواند تغییر کند (Noble & Slatyer, 1980; Pyke et al., 2010). در بررسی اثر آتش‌سوزی مراتع سردول خلخال، درصد کل پوشش گیاهی منطقه نسبت به پیش از آتش‌سوزی کاهش یافت (Sharifi & Iemanie, 2006). ادامه بررسی‌های آنان در سال بعد نشان داد که حدود ۳۰ درصد از بوته‌های *Astragalus aureus* و حدود ۱۰۰ درصد گندمیان دائمی مانند *Festuca ovina* و *Bromus tomentellus* تجدید حیات یافته‌اند و پوشش کل به ۶۴/۵ درصد افزایش یافته است. Antonio و Corbin

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

استان گیلان با وسعتی برابر با ۱۴ هزار کیلومترمربع در شمال ایران واقع شده و مراتع این استان با وسعتی برابر ۳۴۲۷۹۵ هکتار شامل ۴ گروه گیاهی و ۳۴ تیپ گیاهیست (Ghelichnia, 2018). مرتع کرماک به مساحت ۳۰۰۰ هکتار از مراتع نیمه‌استپی استان گیلان است که در جنوب استان در شهرستان رودبار قرار دارد و در سال ۱۳۹۶، وسعتی در حدود ۲۵ هکتار از آن طعمه آتش شد. با هدف ارزیابی آثار آتش‌سوزی، این محدوده در موقعیت جغرافیایی ۳۷۴۹۴۷ و ۳۷۵۸۶۵ طول شرقی و ۴۰۶۰۸۳۳ و ۴۰۶۰۰۰۸ عرض شمالی در مختصات یوتی‌ام (utm) و نیز

منطقه شاهد با وسعت ۱۸ هکتار، واقع در امتداد منطقه آتش‌سوزی شده به طرف غرب در موقعیت جغرافیایی ۳۷۴۷۰۴ و ۳۷۵۰۹۱ طول شرقی و ۴۰۶۰۷۶۷ و ۴۰۶۰۲۹۴ عرض شمالی در مختصات یوتی‌ام ارزیابی شدند. محدوده ارتفاعی آتش‌سوزی منطقه بین ۱۱۰۰ متر تا ۱۳۵۰ متر از سطح دریاست (شکل ۱). در واقع، مرتع کرماک مرتع مشجری است که گونه درختی اُرس *Juniperus excelsa*، درختچه بادام کوهی *Amygdalus lycioides* گونه گندمی یکساله *Trachynia distachya* و چندساله *Poa bulbosa* و گونه علفی چندساله *Stachys inflata* پوشش گیاهی آن را تشکیل می‌دهند.



شکل ۱- محدوده آتش‌سوزی و محدوده شاهد در مراتع کرماک استان گیلان

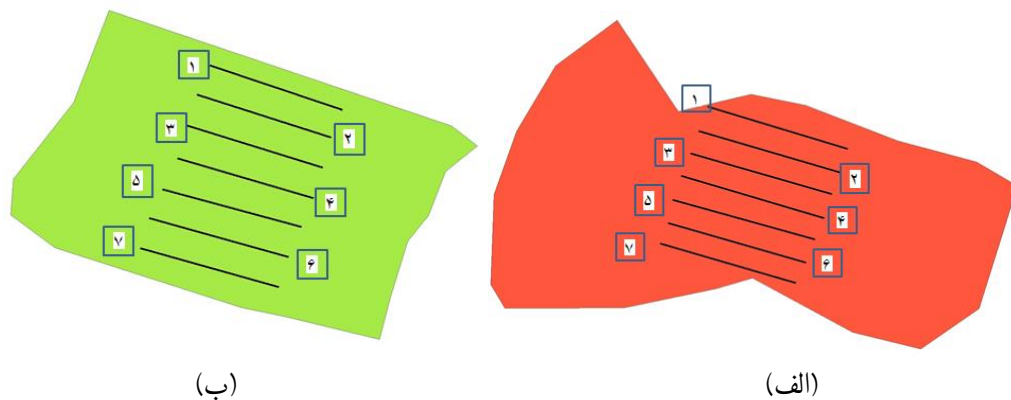
رخداد آتش‌سوزی

آتش‌سوزی در مرتع کرماک در تاریخ ۱۳۹۶/۶/۳ در ساعت ۱۲ ظهر از سمت شرقی منطقه شروع شد و تا ساعت ۱۹ همان روز ادامه داشت، به طوری که وسعتی برابر ۲۵

هکتار از این مراتع در آتش سوخت.

بازدیدهای اولیه در عرصه نشان داد، پوشش علفی که دوره سخت تابستان را به همراه چرای دام سپری کرده بود، با وجود مقدار بسیار اندک و با توجه به از دست دادن

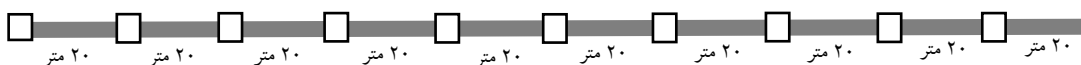
Earth مشخص و بعد پلی‌گون آنها در نرم‌افزار ArcMap ترسیم شد. در منطقه آتش‌سوزی با توجه به عرض منطقه به فواصل هر ۳۵ متر، یک خط نمونه (ترانسکت) ۲۰۰ متری و در نهایت ۷ خط نمونه مشخص شد (خط نمونه ۱ تا ۷). در منطقه شاهد نیز با تهیه پلی‌گون منطقه که از عرض بیشتری برخوردار بود، به فواصل هر ۵۰ متر، ۷ خط نمونه نیز در این منطقه با شماره ۱ تا ۷ تعیین شد (شکل ۲).



شکل ۲- خطوط نمونه در دو منطقه آتش‌سوزی: الف- منطقه شاهد، ب- مراتع کرماک

به فواصل ۲۰ متر برای نمونه‌برداری مشخص شد و در کل از هر یک از ۴ خط نمونه در منطقه آتش‌سوزی شده، ۴۰ قطعه نمونه‌برداری و در منطقه شاهد نیز ۴۰ قطعه نمونه‌برداری تعیین گردید (Arzani, 1997). شکل ۳ طرح‌واره یک خطوط نمونه را نشان می‌دهد.

برای انتخاب خطوط نمونه برای نمونه‌برداری‌هایی صحرائی، از روش آماربرداری تصادفی استفاده شد که در این روش از بین ۷ خط نمونه در منطقه آتش‌سوزی، ۴ خط نمونه (خطوط نمونه ۱، ۴، ۵ و ۶) و در منطقه شاهد نیز ۴ خط نمونه (خطوط نمونه ۲، ۴، ۵ و ۷) انتخاب شد. در هر خط نمونه ۲۰۰ متری، ۱۰ قطعه نمونه ثابت یک مترمربعی



شکل ۳- طرح‌واره (شماتیک) یکی از خطوط نمونه‌برداری

شد. به دنبال آن در تصاویر تهیه‌شده از هر قطعه نمونه، سطح تقریبی پوشش گونه‌ها مشخص گردید (Seefeldt & Terrance Boott, 2006). برای این منظور، با استفاده از روی هم‌گذاری کاغذ میلی‌متری شفاف روی هر عکس، درصد سطحی که هر گونه پوشش می‌داد، با شمارش تعداد

در هر قطعه آماربرداری اعم از منطقه شاهد و منطقه آتش‌سوزی، نمونه‌های لازم شامل درصد پوشش علفی از هر گونه تهیه شد، برای دقت بیشتر، این کار با استفاده از دوربین دیجیتال و در ارتفاع بالایی قطعات و از مرکز هر قطعه، طوری که کل سطح پلات قابل مشاهده باشد، انجام

رطوبت خود، از نظر شدت آتش و سختی آتش می‌تواند در محدوده آتش‌سوزی‌های سبک که تأثیر کمی بر محیط دارند، نقش داشته باشد.

روش تحقیق

پس از انتخاب مناطق مورد مطالعه و بازدیدهای میدانی محدوده دو منطقه آتش‌سوزی و شاهد در نرم‌افزار Google

را پس از جداسازی در ظروف آلومینیومی قرار داده و به مدت ۲۴ ساعت در آون با درجه حرارت ۷۰ درجه سانتی‌گراد نگهداری و خشک شدند، سپس برای تعیین وزن تولید خشک هر گونه، با استفاده از ترازوی دیجیتال با دقت صدم گرم، وزن شدند. نمایی از منطقه آتش‌سوزی و منطقه شاهد در مرتع کرماک در شکل ۴ نشان داده شده است.



شکل ۴- تصویر منطقه آتش‌سوزی و منطقه شاهد در مراتع کرماک در شهریورماه ۱۳۹۶

Scott و Burgan (۲۰۰۵)، مرتع کرماک در فصل آتش‌سوزی جزو مدل سوخت GR1 است. طبق توصیف این مدل سوخت، درجه گسترش آتش کم تا متوسط و حدود ۱/۸ کیلومتر در ساعت است و ارتفاع شعله‌ها نیز در این مدل کم است و با عنایت به اینکه شدت آتش‌سوزی ارتباط مستقیم با ارتفاع شعله و سختی آتش نیز ارتباط مستقیم با نوع سوخت دارد، در قالب مدل‌های سوخت تعریف می‌شود. تجزیه و تحلیل آتش‌سوزی مراتع کرماک حکایت از آن دارد که سختی آتش‌سوزی در منطقه کم بوده، در نتیجه باید خسارت کمی بر پوشش علفی منطقه داشته باشد و تأثیر آن نیز در طول زمان کم و ناچیز باشد.

با استفاده از آزمون T مستقل دو منطقه شاهد و آتش‌سوزی از نظر تولید، تراکم گونه و درصد تاج‌پوشش با یکدیگر مقایسه شدند (جدول ۱).

نقاط کاغذ میلی‌متری تعیین می‌شد. تراکم گونه‌ها نیز با شمارش پایه‌ها انجام شد، برای برآورد مقدار تولید، پوشش علفی هر گونه به تفکیک با قیچی معمولی برای پوشش علفی و قیچی باغبانی برای پوشش خشبی، برداشت، داخل پاکت‌های کاغذی جمع‌آوری و بعد برای انجام عملیات خشک‌کردن و تعیین وزن به آزمایشگاه منتقل شد. نمونه‌ها

تجزیه و تحلیل داده‌ها

پس از برداشت داده‌های زمینی با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS، شاخص‌های تراکم، تولید و تاج‌پوشش مرتعی در دو عرصه آتش‌سوزی و شاهد در دو گروه با فرم رویی علفی‌های پهن‌برگ و گراس‌ها از هم تفکیک شدند، سپس برای تعیین نرمال بودن داده‌ها برای تمام صفات مورد بررسی از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف استفاده شد. پس از نرمال بودن داده‌ها، برای مقایسه آنها در دو منطقه آتش‌سوزی و شاهد به‌عنوان دو گروه مستقل، از آزمون T مستقل استفاده شد (Bihanta & Zarechakohi, 2011).

نتایج

براساس ارزیابی‌های انجام‌شده از مقدار ماده سوختنی در عرصه باید گفت، مطابق مدل‌های سوخت معرفی‌شده

جدول ۱- تجزیه و تحلیل مقدار تولید در دو منطقه شاهد و آتش سوزی با استفاده از آزمون T مستقل (۱۳۹۷ و ۱۳۹۸)

سال انجام پژوهش	مقدار معنی داری	درجه آزادی	مقدار t	مقدار F	فرم رویشی
۹۷	۰/۰۳*	۷۸	۲/۲۲	۱۳/۷۵	علفی پهن برگ
۹۷	۰/۰۰**	۷۸	۴/۲۱	۱۷/۳۶	گراس
۹۸	۰/۹۲ ^{ns}	۷۸	۰/۱۱	۰/۰۳	علفی پهن برگ
۹۸	۰/۸۵ ^{ns}	۷۸	۰/۱۹	۰/۰۱	گراس

** : معنی دار در سطح اطمینان ۹۹ درصد

* : معنی دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد

^{ns} : معنی دار نبودن

در تجزیه و تحلیل تراکم پوشش گیاهی در بین رویش های علفی پهن برگ و گراس نتایج مشابه حاصل شد (جدول ۲).

مقایسه درصد تاج پوشش دو منطقه شاهد و آتش سوزی در سال های ۹۷ و ۹۸ نیز به دنبال صفات تولید و تراکم، نتایج مشابه داشتند (جدول ۳).

جدول ۱ نشان می دهد، در سال ۱۳۹۷ بین مقدار تولید پوشش گیاهی فرم های رویشی علفی پهن برگ و گراس در مناطق شاهد و آتش سوزی، اختلاف معنی داری وجود دارد و بر خلاف آن در سال ۱۳۹۸ این اختلاف مشاهده نمی شود و نشان دهنده فراهم شدن شرایط مناسب برای ثبات مقدار تولید در دو منطقه است.

جدول ۲- تجزیه و تحلیل مقدار تراکم پوشش در دو منطقه شاهد و آتش سوزی با استفاده از آزمون T مستقل (۱۳۹۷ و ۱۳۹۸)

سال انجام پژوهش	مقدار معنی داری	درجه آزادی	مقدار t	مقدار F	فرم رویشی
۹۷	۰/۰۰**	۷۸	۵/۲۶	۴۱۷/۴۸	علفی پهن برگ
۹۷	۰/۰۰**	۷۸	۵/۱۲	۳۳/۱۱	گراس
۹۸	۰/۹۲ ^{ns}	۷۸	۰/۴۵	۰/۱۳	علفی پهن برگ
۹۸	۰/۸۵ ^{ns}	۷۸	۱/۸۴	۴/۳۱	گراس

** : معنی دار در سطح اطمینان ۹۹ درصد

* : معنی دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد

^{ns} : معنی دار نبودن

جدول ۳- تجزیه و تحلیل تاج پوشش در فرم های مختلف رویشی در دو منطقه شاهد و آتش سوزی با استفاده از آزمون T مستقل (۱۳۹۷ و ۱۳۹۸)

سال انجام پژوهش	مقدار معنی داری	درجه آزادی	مقدار t	مقدار F	فرم رویشی
۹۷	۰/۰۰**	۷۸	۷/۶۵	۳۰/۳۲	علفی پهن برگ
۹۷	۰/۰۲*	۷۸	۱/۲۰	۱/۰۰	گراس
۹۸	۰/۶۲ ^{ns}	۷۸	۰/۵۱	۰/۴۵	علفی پهن برگ
۹۸	۰/۹۲ ^{ns}	۷۸	۰/۱۰	۰/۲۰	گراس

** : معنی دار در سطح اطمینان ۹۹ درصد

* : معنی دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد

^{ns} : معنی دار نبودن

جدول ۴- میانگین تغییرات صفات عمده پوشش‌های گیاهی در گونه‌های شاخص در مرتع کرماک آزمون T مستقل (۱۳۹۸-۱۳۹۷)

گونه	سال	تیمار	میانگین تولید (gr/m ²)	میانگین تراکم (N/m ²)	میانگین تاج پوشش (%)
<i>Aegilops tauschii</i>	۹۷	آتش‌سوزی	^{ns} ۲/۰۸ ± ۰/۴۶	^{ns} ۴/۹۰ ± ۰/۲۲	^{ns} ۴/۴۰ ± ۰/۶۶
		شاهد	۲/۱۱ ± ۰/۴۴	۴/۷۰ ± ۱/۹۰	۴/۷۵ ± ۰/۸۲
	۹۸	آتش‌سوزی	**۱/۶۴ ± ۰/۳۰	**۱/۹۵ ± ۰/۲۲	**۲/۰۵ ± ۰/۳۹
		شاهد	۲/۲۱ ± ۰/۲۹	۴/۰۵ ± ۰/۲۲	۳/۸۳ ± ۰/۳۸
<i>Helianthemum ledifolium</i>	۹۷	آتش‌سوزی	^{ns} ۱/۳۳ ± ۰/۰۴	^{ns} ۱/۹۸ ± ۰/۱۶	^{ns} ۱/۷۹ ± ۰/۳۹
		شاهد	۱/۵۲ ± ۰/۲۰	۲/۲۰ ± ۰/۱۶	۱/۹۲ ± ۰/۰۳
	۹۸	آتش‌سوزی	**۰/۸۵ ± ۰/۱۰	**۴/۹۸ ± ۰/۱۶	*۱/۹۸ ± ۰/۲۸
		شاهد	۱/۸۶ ± ۰/۲۴	۶/۰۵ ± ۰/۳۲	۳/۲۰ ± ۰/۴۶
<i>Stachys inflata</i>	۹۷	آتش‌سوزی	**۱/۴۱ ± ۰/۳۳	**۳/۹ ± ۰/۳۳	**۴/۵۰ ± ۰/۲۰
		شاهد	۰/۴۹ ± ۰/۰۴	۰/۹۵ ± ۰/۱۳	۰/۸۰ ± ۰/۰۳
	۹۸	آتش‌سوزی	**۲/۰۸ ± ۰/۱۷	**۴/۰۳ ± ۰/۱۶	**۸/۰۰ ± ۰/۲۳
		شاهد	۱/۳۹ ± ۰/۱۲	۱/۰۳ ± ۰/۱۶	۳/۰۲ ± ۰/۱۷
<i>Trachynia distachya</i>	۹۷	آتش‌سوزی	۲۰/۲۸ ± ۳/۸۱ **	**۷۰/۷۳ ± ۳/۲۰	**۳۵/۴۱ ± ۱/۳۸
		شاهد	۱۸/۴۰ ± ۱/۰۲	۵۹/۸۴ ± ۰/۹۰	۲۵/۹۴ ± ۰/۳۶
	۹۸	آتش‌سوزی	**۲۲/۷۹ ± ۲/۳۰	**۶۹/۸۷ ± ۰/۷۹	*۴۰/۲۰ ± ۰/۸۵
		شاهد	۱۹/۶۰ ± ۱/۵۶	۶۳/۱۴ ± ۲/۲۶	۴۰/۷۰ ± ۱/۳۴
<i>Vulpia myuros</i>	۹۷	آتش‌سوزی	**۱/۰۲ ± ۰/۰۵	**۳/۹۸ ± ۰/۱۵	**۱/۱۵ ± ۰/۴۲
		شاهد	۲/۶۷ ± ۰/۰۶	۱۵/۶ ± ۲/۵۰	۲/۰۳ ± ۰/۴۸
	۹۸	آتش‌سوزی	**۱/۶۳ ± ۰/۴۷	**۱۱/۱۰ ± ۳/۲	**۱/۸۵ ± ۰/۵۳
		شاهد	۱/۰۴ ± ۰/۱۳	۸/۰۳ ± ۰/۱۶	۱/۰۳ ± ۰/۱۶
<i>Agropyron trichophorum</i>	۹۷	آتش‌سوزی	**۳/۰۰ ± ۱/۳۹	**۳/۸۵ ± ۱/۰۶	**۱/۷۵ ± ۰/۶۷
		شاهد	۲/۷۰ ± ۰/۷۸	۱/۶۰ ± ۰/۰۳۶	۰/۸۵ ± ۰/۰۵
	۹۸	آتش‌سوزی	*۳/۷۸ ± ۰/۲۰	*۴/۲۰ ± ۰/۱۶	*۱/۵۵ ± ۰/۱۶
		شاهد	۲/۶۸ ± ۳/۸۰	۳/۱۰ ± ۰/۱۵	۱/۰۱ ± ۰/۲۲
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	۹۷	آتش‌سوزی	۰/۳۴ ± ۰/۱۸	۲/۴۷ ± ۱/۱۵	۱/۶۰ ± ۰/۸۱
		شاهد	۰/۲۶ ± ۰/۰۲	۱/۹۵ ± ۰/۲۲	۱/۷۰ ± ۰/۲۲
	۹۸	آتش‌سوزی	**۰/۵۱ ± ۰/۰۸	**۱/۹۸ ± ۰/۱۶	**۱/۹۰ ± ۰/۰۳
		شاهد	۰/۱۶ ± ۰/۰۳	۰/۸۸ ± ۰/۰۵	۰/۸۷ ± ۰/۰۳
<i>Crupina crupinastrum</i>	۹۷	آتش‌سوزی	^{ns} ۰/۳۷ ± ۰/۰۵	^{ns} ۲/۱۸ ± ۱/۳۶	^{ns} ۱/۹۰ ± ۰/۹۱
		شاهد	۰/۲۹ ± ۰/۰۶	۱/۹۳ ± ۰/۲۷	۱/۴۳ ± ۰/۲۵

گونه	سال	تیمار	میانگین تولید (gr/m2)	میانگین تراکم (N/m2)	میانگین تاج پوشش (%)
	۹۸	آتش سوزی	*.۰/۷۴ ± ۰/۰۴	**۲/۷۸ ± ۰/۸۰	**۱/۸۵ ± ۰/۵۳
		شاهد	۱/۰۰ ± ۰/۱۱	۱/۰۵ ± ۰/۲۲	۱/۰۳ ± ۰/۰۳
<i>Phlomis olivieri</i>	۹۷	آتش سوزی	ns ۲/۳۸ ± ۱/۰۹	ns ۳/۱۰ ± ۱/۲۱	ns ۰/۹۵ ± ۰/۰۶
		شاهد	۱/۹۹ ± ۰/۰۶	۲/۹۶ ± ۰/۷۲	۰/۸۷ ± ۰/۰۵
	۹۸	آتش سوزی	**۲/۷۳ ± ۰/۲۱	**۲/۰۳ ± ۰/۱۶	۱/۰۳ ± ۰/۱۵
		شاهد	۱/۶۱ ± ۰/۳۱	۲/۹۳ ± ۰/۴۷	۰/۹۸ ± ۰/۱۶
<i>Vinca herbacea</i>	۹۷	آتش سوزی	ns ۰/۷۵ ± ۰/۰۶	ns ۲/۲۸ ± ۰/۰۸	ns ۱/۴۳ ± ۰/۱۳
		شاهد	۰/۹۲ ± ۰/۰۳	۲/۹۳ ± ۰/۰۸	۱/۷۵ ± ۰/۰۸
	۹۸	آتش سوزی	**۰/۴۸ ± ۰/۰۷	**۰/۵۰ ± ۰/۰۸	**۰/۴۸ ± ۰/۰۹
		شاهد	۰/۷۷ ± ۰/۰۵	۱/۸۵ ± ۰/۰۸	۰/۹۳ ± ۰/۰۴
<i>Minuartia hamata</i>	۹۷	آتش سوزی	ns ۱/۹۱ ± ۰/۱۷	ns ۴/۲۵ ± ۰/۶۰	ns ۲/۵۰ ± ۰/۴۱
		شاهد	۱/۷۶ ± ۰/۹۶	۴/۱۵ ± ۳/۹۵	۲/۴۳ ± ۰/۰۲
	۹۸	آتش سوزی	ns ۱/۱۲ ± ۰/۶۲	**۱/۰۵ ± ۰/۵۵	**۱/۹۵ ± ۰/۰۵
		شاهد	۱/۱۴ ± ۰/۶۳	۳/۸۱ ± ۱/۲۶	۴/۵۰ ± ۱/۱۵
<i>Poa bulbosa</i>	۹۷	آتش سوزی	ns ۱/۲۹ ± ۰/۱۸	ns ۸/۵۰ ± ۱/۵۸	ns ۱/۴۳ ± ۰/۲۳
		شاهد	۱/۴۷ ± ۰/۰۵	۷/۸۰ ± ۰/۲۰	۱/۸۳ ± ۰/۰۷
	۹۸	آتش سوزی	**۱/۸۹ ± ۰/۲۹	**۱۹/۹۷ ± ۰/۶۱	**۶/۵۸ ± ۰/۸۷
		شاهد	۱/۶۰ ± ۰/۳۸	۱۴/۹۸ ± ۰/۱۵	۲/۸۸ ± ۰/۹۷
<i>Festuca ovina</i>	۹۷	آتش سوزی	ns ۰/۹۲ ± ۰/۱۹	ns ۲/۵۰ ± ۰/۵۳	ns ۰/۵۰ ± ۰/۱۱
		شاهد	۰/۹۴ ± ۰/۱۹	۲/۶۳ ± ۰/۶۰	۰/۶۸ ± ۰/۱۵
	۹۸	آتش سوزی	ns ۰/۳۶ ± ۰/۱۴	ns ۰/۹۵ ± ۰/۳۷	ns ۰/۱۵ ± ۰/۰۵
		شاهد	۰/۴۱ ± ۰/۱۱	۱/۰۵ ± ۰/۴۱	۰/۲۰ ± ۰/۰۸
<i>Ziziphora capitata</i>	۹۷	آتش سوزی	**۰/۰۵ ± ۰/۰۱	**۰/۲۵ ± ۰/۰۷	**۰/۳۰ ± ۰/۰۹
		شاهد	۲/۶۹ ± ۰/۱۶	۴/۰۰ ± ۲/۰۳	۲/۸۰ ± ۰/۰۶
	۹۸	آتش سوزی	**۰/۰۳ ± ۰/۰۱	**۰/۱۰ ± ۰/۰۵	**۰/۱۰ ± ۰/۰۴
		شاهد	۱/۷۳ ± ۰/۷۴	۳/۷۰ ± ۱/۱۶	۰/۹۳ ± ۰/۲۶
<i>Echinaria capitata</i>	۹۷	آتش سوزی	**۴/۰۷ ± ۰/۲۸	**۱/۰۲ ± ۰/۱۵	**۱/۰۰ ± ۰/۱۴
		شاهد	۲/۶۴ ± ۰/۱۴	۰/۷۵ ± ۰/۱۰	۰/۲۵ ± ۰/۱۰
	۹۸	آتش سوزی	**۴/۳۰ ± ۰/۱۳	**۱۳/۵۰ ± ۱/۴۹	**۲/۶۵ ± ۱/۸۷
		شاهد	۱/۴۱ ± ۰/۱۵	۵/۹۷ ± ۰/۱۶	۱/۰۳ ± ۰/۱۵

** : معنی دار در سطح اطمینان ۹۹ درصد

* : معنی دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد

ns : معنی دار نبودن

از Gill و همکاران (۲۰۰۳) تأکید کردند، با توجه به مقیاس‌های مختلفی که از ماهیت آتش‌سوزی می‌توان شاهد پیامدهای محیط‌زیستی مختلفی از آتش‌سوزی بود. براساس نتایج حاصل، از گونه گیاهی نمونه‌برداری شده در این بررسی، ۲۶ درصد آنها به شکل کلی در طبقه رویشی گراس و ۷۴ درصد آنها در قالب پوشش‌های رویشی علفی پهن‌برگ دیده می‌شوند.

در سال ۱۳۹۷ یعنی یکسال پس از آتش‌سوزی، بین صفات مختلف پوشش گیاهی در دو منطقه شاهد و آتش‌سوزی، اختلاف معنی‌داری مشاهده می‌شود، بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که هرچند آتش‌سوزی از نظر شدت و سختی در گروه آتش‌سوزی‌های ضعیف قرار داشته، ولی توانسته است بر مقادیر تولید، تراکم و تاج‌پوشش در سال بعد تأثیرگذار باشد. در سال ۱۳۹۸ (جدول‌های ۱، ۲ و ۳)، بر خلاف سال ۱۳۹۷ ادامه تأثیر آتش‌سوزی بر پوشش گیاهی مشاهده نمی‌شود، به عبارتی اختلافی از نظر تولید، تراکم و تاج‌پوشش بین دو منطقه آتش‌سوزی و شاهد مشاهده نمی‌شود که این خود دال بر کم بودن شدت وقوع آتش‌سوزی در منطقه است که نتوانسته آثار ادامه‌داری در روند تولید و سایر صفات داشته باشد.

ناگفته نماند مدل سوخت مرتع کرماک که در زمان آتش‌سوزی در زمره مدل سوخت GRI بود، به ترتیب بین سایر مدل‌های سوخت مراتع، نخستین مدل سوخت است و به لحاظ کم بودن مقدار ماده سوختنی کمترین شدت را داشت، بنابراین کمترین تأثیر را می‌تواند بر اکوسیستم منطقه داشته باشد.

جدول ۴ که تغییرات شاخص‌های عمده گیاهی را نشان می‌دهد، گونه گیاهی *T. distachya* از گراس‌ها با فاصله زیاد از سایر گونه‌های علفی از نظر تولید، تراکم و تاج‌پوشش قرار دارد. بی‌تردید این گونه یکی از شایع‌ترین و معروف‌ترین گونه‌های علفی در مرتع کرماک است و می‌تواند به‌عنوان یک شاخص یا به‌اصطلاح اندیکاتور برای پدیده آتش‌سوزی در منطقه بیان شود. *T. distachya* از نظر شاخص زیستی براساس طبقه‌بندی رانکایر در گروه

نتایج ارزیابی درصد تاج‌پوشش‌ها در سال ۱۳۹۷ در بین گراس‌ها و علفی‌های پهن‌برگ نشان داد، بین منطقه شاهد و آتش‌سوزی اختلاف معنی‌داری وجود دارد، ولی در سال ۱۳۹۸ یعنی سال دوم پس از آتش‌سوزی اختلاف معنی‌داری دیده نشد.

پس از ارزیابی تأثیرات کلی آتش‌سوزی بر صفات عمده پوشش‌های گیاهی در مرتع کرماک، روند تغییرات این صفات در گونه‌های شاخص با استفاده از آزمون T مستقل مطالعه و بررسی شد که نتایج آن در جدول ۴ مشاهده می‌شود.

نتایج این جدول نشان می‌دهد، پوشش گیاهی غالب منطقه، فرم‌های رویشی گراس هستند، به طوری که گراس یکساله *T. distachya* (گیس‌بافته) به تنهایی ۴۹ درصد میزان تولید، ۵۳ درصد تراکم و ۶۶ درصد تاج‌پوشش منطقه را دربر می‌گیرد و می‌تواند به‌عنوان یک اندیکاتور یا شاخص ویژه در روند این ارزیابی‌ها نقد و بررسی شود.

بحث

مرتع کرماک با پوشش پراکنده درختان کوچک و درختچه‌ای به همراه گونه‌های علفی مرتعی که ویژگی مناطق شبه‌باغی را به نمایش می‌گذارد، از جمله مناطق اکوتونی است که نشان‌دهنده اتمام مرزی هر یک از مناطق جنگلی و مرتعی است. وقوع آتش‌سوزی در این منطقه در شهریورماه ۱۳۹۶ با دوره شدید تنش‌های خشکی تابستانه همزمان بود که به همراه سپری شدن چرا در فصل بهار و تابستان، مقدار و سطح پوشش علفی منطقه را به حداقل ممکن کاهش داده است.

بررسی پوشش ماده سوختنی منطقه در این فصل، مرتع کرماک را در مدل سوخت GRI قرار داده است و نتایج این پوشش و حوادث بعد از آتش‌سوزی نشان می‌دهد، سختی آتش در منطقه محدود و کم بود. همانطور که پیش‌از این اشاره شد نتایج حاصل از رخدادهای آتش‌سوزی، حتماً شبیه هم نیستند و به‌همین دلیل نمی‌توان یک نتیجه واحد را از آتش‌سوزی‌ها در عرصه‌های متفاوت انتظار داشت (Deák *et al.*, 2014). Siahmsnsour و همکاران (۲۰۱۴) به نقل

آن کاهش چرای دام دارد، ولی از دیدگاه محیط‌زیستی باید از کلمه فرصت استفاده کرد و خوش‌بینانه به آن نگاه کرد، زیرا در منطقه نیمه‌خشک این ناحیه که در برابر حوادث طبیعی بسیار شکننده است، گونه *T. distachya* باید به‌عنوان یک گونه حامی از خاک منطقه مورد توجه و حمایت قرار گیرد، زیرا با رشد خود از خاک در مقابل فرسایش قطره‌های باران و فرسایش آبی و بادی محافظت می‌کند.

پس از گونه *T. distachya* و در بین گونه‌های مطرح و بررسی‌شده در مرتع کرماک، گونه *Agropyron trichophorum* از نظر شاخص تولید در منطقه آتش‌سوزی و شاهد مقام دوم را دارد و پس از گونه *T. distachya* نقش مهمی را در پوشش منطقه ایفا می‌کند. Chad و Davies (۲۰۱۰) در نتایج تحقیق خود پیرامون آتش‌سوزی در مراتع، افزایش *Agropyron* را در اثر حذف بوته‌ای‌ها گزارش کرده‌اند که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد. Siahmsnour و همکاران (۲۰۱۶) به نقل از Trollope و همکاران (۱۹۹۹)، Rimer و Evans (۲۰۰۶) و Tizon و همکاران (۲۰۱۰) به افزایش گراس‌های پایا مانند *A. trichophorum* در یکسال پس از آتش‌سوزی اشاره کردند. در مورد حساسیت این گونه به آتش‌سوزی‌های سبک نیز ذکر این نکته ضروری است که از این گونه به‌عنوان گونه مقاوم یاد می‌شود که از نظر تولید و سایر صفات اختلاف معنی‌داری با منطقه شاهد دارد. در مورد مقاومت این گونه به آتش، باید به نتایج تحقیقات Godarzi و همکاران (۲۰۱۸) اشاره کرد، آنان نشان دادند که واکنش انواع گراس‌ها در مقابل آتش‌سوزی متفاوت است، همچنین اعلام کردند، آتش‌سوزی بر عملکرد تولید *Agropyron* اثر مثبت و بر تولید *Stipa* اثر منفی دارد.

Amozegar و همکاران (۲۰۲۰) در تحقیقات خود در مراتع کجور شهرستان نوشهر نشان دادند، تعداد ۴۴ گونه گیاهی بین دو منطقه آتش‌سوزی و شاهد در این مراتع مشترک هستند و فقط تعداد سه گونه به‌طور انحصاری در عرصه آتش‌سوزی وجود دارد، همچنین ۱۲ گونه تنها در منطقه شاهد مشاهده شد. در منطقه آتش‌سوزی گونه

تروفیت‌ها جای دارد و به‌طورکلی حساسیت تروفیت‌ها در برابر آتش‌سوزی به فصل آتش‌سوزی و شدت آن بستگی دارد (Pyke et al., 2010)، بنابراین ذکر این نکته لازم است که آتش‌سوزی منطقه کرماک پس از سیری شدن دوره رویشی به وقوع پیوسته است و ارزیابی آن نیز نشان داده است که شدت آن نیز کم و ناچیز بود. *T. distachya* از گونه‌های غیرخوش‌خوراک است که هم در منطقه آتش‌سوزی و هم در منطقه شاهد، حضور بارزی دارد. البته، حضور آن در منطقه آتش‌سوزی پررنگ‌تر بوده و اختلاف معنی‌داری با منطقه شاهد دارد و این نشان از همراهی یا مقاومت این گونه نسبت به آتش‌سوزی منطقه است. Dasti و همکاران (۲۰۰۷) *T. distachya* را به‌عنوان یکی از گونه‌های شاخص مناطق نیمه‌خشک معرفی کرده‌اند، به گفته آنان در برخی موارد تراکم زیاد این گونه در مناطق خشک نیز گزارش شده است. Ünal و همکاران (۲۰۱۳) در تحقیقات خود اشاره کردند، *T. distachya* از گونه‌های مهاجم است که در مناطق تخریب‌شده به‌شدت افزایش می‌یابد. Gholami و همکاران (۲۰۱۹)، *T. distachya* را از گونه‌های شاخص منطقه قرق و مرتعی مراتع قشلاقی منطقه حرار بلوط ماهور شهرستان ممسنی در استان فارس معرفی می‌کنند. Miguel (۲۰۰۸) نیز این گونه را یکی از مشخص‌ترین گونه‌های زیرتیپ مناطق شبه‌استپی معرفی کرده است. بر اساس Barani و Rastgar (۲۰۱۰) در مراتع مراوه‌تپه شهرستان کلالة استان گلستان، *T. distachya* مهمترین گراس یکساله معرفی شده است که سهم آن در ترکیب گونه‌های گیاهی ۶۰/۷ درصد اعلام شده است. Antonio و Corbin (۲۰۰۴) بر افزایش گراس‌های یکساله در کوتاه‌مدت پس از آتش‌سوزی تأکید دارند. ÜNAL و همکاران (۲۰۱۳) از *T. distachya* به همراه گونه‌هایی مانند *Phlomis* و *Marrubium parviflorum* و *Alyssum pateri* به‌عنوان گونه‌های مهاجم یاد می‌کنند.

اگرچه هجوم گونه *T. distachya* در مرتع کرماک، چه در عرصه شاهد و چه در عرصه آتش‌سوزی که مقدار آن به‌مراتب بیشتر است، حکایت از کاهش کیفی مراتع و در پی

کوتاه‌مدت و محدود به سال اول بعد از آتش‌سوزی است. گونه‌های *A. serpyllifolia*, *T. distachya* از جمله گونه‌های مقاوم به آتش‌سوزی بودند و گونه‌های *S. inflata* و *trichophorum* *Vinca*, *Ziziphora capitata* و گونه‌های *Aegilops* و *Helianthemum ledifolium herbacea* به‌عنوان گونه‌های حساس به آتش‌سوزی در این مراتع معرفی شدند.

منابع مورد استفاده

- Amozegar, L., Gholami, p. and Alvani nejad, S., 2020. Effect of fire in *Juniperus communis* stands on vegetation composition and some soil characteristic of summer rangeland in Angas, Noshahr city, Mazandaran province. *Journal of Plant Research (Iranian Journal of Biology)*, 31(4): 1-13.
- Arzani, H., 1997. Instructions for rangeland assessment plan of different climatic regions of Iran. National Forests and Rangelands Research Institute, IRAN, 31p.
- Barani, H. and Rastgar, S.H., 2010. Comparison of different equations in order to estimate the appropriate number of samples in vegetation studies. (Case study: steppe rangelands northeast of Golestan province). *Journal of Rangeland Research*, 3(4): 559-570.
- Bihamta, M. and Zarechakohi, M.A., 2011. Principles of Statistics in Natural Resources Science. University of Tehran Press; Tehran, 300p.
- Bond, W., 2014. Fires, ecological effects of. In: Rideout-Hanzak, S., Britton, C.M., Whitlaw, H., (Eds). *Encyclopedia of Biodiversity*, Volume 2; Academic Press: Cambridge D.B, USA, Community Ecol., pp. 435-442.
- Cannon, S.H. and De Graff, J., 2009. The increasing wildfire and post-fire debris-flow threat in Western USA, and implications for consequences of climate change: 117-190. In: Sassa, K. and Canuti, P. (Eds.). *Landslides disaster risk reduction*. Springer Verlag Berlin Heidelberg Press, 650p.
- Chad, S.B. and Davies, K.W., 2010. Shrub Microsite Influences Post-Fire Perennial Grass Establishment. *Rangeland Ecology and Management*, 63(2): 248-252.
- Corbin, J.D. and D'Antonio, C.M., 2004. Competition between native perennial and exotic annual grasses: Implications for an historical invasion. *Ecology*, 85: 1273-1283.
- Dasti, A.A., Sima, S., Athar, M., Rahman, A.U. and *Stachys byzantine*, گونه غالب است و پس از آن گونه‌های *Poa bulbosa* و *Galium verum* درصد تاج‌پوشش بالایی داشتند، به‌طوری‌که سه گونه *Alyssum*, *P. bulbosa* و *draba* و *S. byzantina* در منطقه آتش‌سوزی به‌طور معنی‌داری بیشتر بودند. گونه *S. byzantine* یکی از جنس‌های تیره Lamiaceae است که غالب بودن برخی جنس‌های این تیره در اکوسیستم‌ها و مناطق مختلف رویشی کشور دال بر برخی آشفتگی‌ها مانند چرای مفرط دام، تغییر کاربری اراضی مرتعی و آتش‌سوزی است. در مرتع کرماک نیز مشابه نتایج Amozegar و همکاران (۲۰۲۰)، گونه *S. inflata* به همراه *P. bulbosa* سهم زیادی را در عرصه آتش‌سوزی داشتند. تحقیقات Karimi و همکاران (۲۰۱۷) در منطقه جنگلی بزازخانه در مسیر کرمانشاه به بیستون نشان داد، اهمیت نسبی *P. bulbosa* در منطقه آتش‌سوزی بیشتر است و اختلاف معنی‌داری با منطقه شاهد دارد. نتایج تحقیقات Naghipour Borj و همکاران (۲۰۱۷) که در مراتع نیمه استپی زاگرس مرکزی در استان‌های اصفهان و چهارمحال و بختیاری انجام شد، نشان‌دهنده نقش عمق خاک در کاهش تأثیر آتش است. از آنجایی‌که *S. inflata* در لایه دوم خاک یا عمق زیرین خاک (۵-۱۰ سانتی‌متری) حضور داشته است، احتمالاً دارای بانک بذر بادوامی بوده است و آتش‌سوزی هیچ‌گونه اثر قابل‌توجهی بر آن نداشته است. نتایج این مطالعه نشان داد، فراوانی این گونه طی دو سال در منطقه آتش‌سوزی افزایش یافته است، با توجه به نتایج Naghipour Borj و همکاران (۲۰۱۷)، بذر این گونه در اعماق خاک قرار دارد و آتش‌سوزی کرماک، به‌عنوان یک آتش‌سوزی سبک و گذرا، تأثیری بر رکود زادآوری آن نداشته است. در مقابل، شاید موانع و پوشش‌هایی را که به هر جهت مانع جوانه‌زنی بذرهای این گونه بوده، حذف و برطرف کرده و محیط را برای جوانه‌زنی بذرهای آن مهیا کرده است.
- در پایان باید گفت، آتش‌سوزی در مراتع کرماک، از نوع آتش‌سوزی با شدت ضعیف بوده است، بنابراین تأثیر و پیامد شدیدی بر پوشش علفی منطقه نداشته است و آثار آن

- the Thero-Brachypodietea. European Commission, 23p.
- Moghaddam, M.R., 2014. Range and Range management. University Tehran, Tehran, 470p.
- Naghypour Borj, A., Khajeddin, S.J., Bashari, H., Irvani, M. and Tahmasebi, P., 2017. Effects of fire and grazing on density, diversity and richness of soil seed bank in semi- steppe rangelands of Central Zagros region, Iran. *Iranian Journal of Range and Desert Research*, 23(3): 442-453.
- Nasiri, M., 2012. Investigation on wood resistance of different tree species to fire at Caspian forests of Iran. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 20(3): 505-512 (In Persian).
- Noble, I.R. and Slatyer, R.O., 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetation*, 43: 5-21.
- Pelaez, D.V., Boo, R.M. and Mayor, M.D., 2003. El Fuego y la Vegetacion del Sur del Caldenal, pp. 71-78. In: Kunst, C.R., Bravo, S.Y. Panigatti (Eds.). *Fire influence on the Caldenal vegetation. J.L. Fuego en los Ecosistemas Argentinos. Ediciones, INTA*, 332p.
- Podur, J., Martell, D.L. and Knight, K., 2002. Statistical quality control analysis of forest fire activity in Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 195-205.
- Pyke, D.A., Brooks, M.L. and D'Antonio, C., 2010. Fire as a restoration tool: A decision framework for predicting the control or enhancement of plants using fire. *Restoration Ecology*, 18(3): 274-284.
- Rasmussen, G.A. and Wright, H.A., 1988. Germination requirements of flamelaf sumac. *Journal of Range Management*, 41: 48-52.
- Reeves, M.C., Manning, M.E., Di Benedetto, J.P., Palmquist, K.A., Lauenroth, W.K., Bradford, J.B. and Schlaepfer, D.R., 2016. Effects of climate change on rangeland vegetation in the Northern Rockies, pp. 97-114. In: Halofsky, J.E. and Peterson, D.L. (Eds.). *Climate Change and Rocky Mountain Ecosystems. Advances in Global Change Research*, Springer, Berlin, Germany, 236p.
- Reinwald, A.D., 2013. Effects of disturbing restoration treatments on native grass revegetation and soil seed bank composition in chaetgrass-invaded sagebrush-steppe ecosystems. *All Graduate Theses and Dissertations*, 1-21. 119.
- Rimer, R.L. and R.D. Evans., 2006. Invasion of downy brome (*Bromus tectorum* L.) causes rapid changes in the nitrogen cycle. *American Midland Naturalist*, 156: 252-258.
- Ruckman, E.M., Schwinning, S. and Lyons, K.G., 2012. Effects of phenology at burn time on post-fire recovery in an invasive C4 grass. *Restoration Ecology*, 20: 756-763.
- Malik, S.A., 2007. Botanical composition and multivariate analysis of vegetation on the Pothowar plateau, Pakistan. *Journal of Botanical Research Institute of Texas*, 1(1): 557-568.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Végvári, Z., Hartel, T., Schmotzer, A., Kapocsi, I. and Tóthmérész, B., 2014. Grassland fires in Hungary—Experiences of nature conservationists on the effects of fire on biodiversity. *Applied Ecology and Environmental Research*, 12: 267-283.
- Eftekhari, A., Goudarzi, M., Ashouri, P. and Khalifehzadeh, R., 2018. Changes in vegetation cover of Sirachal mountain rangelands due to fire. *Iranian Journal of Range and Desert Research*, 26(2): 352-366.
- Ffolliott, P.F., Gottfried, G.J., Chen, H., Stropki, C.L. and Neary, D.G., 2012. Fire effects on herbaceous plants and shrubs in the oak savannas of the Southwestern Borderlands. *Res. Pap. RMRS-RP-95*. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture , Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 15p.
- Eskandari, S. and Jalilvand, H., 2017. Effect of weather changes on fire regime of Neka and Behshahr forests. *Iranian Journal of Forest and Range Protection Research*, 15(1): 30-39 (In Persian).
- Ghelichnia, H., 2018. A review of rangeland research in rangelands in northern Iran with emphasis on the existing natural capacities of rangelands. 7th National Rangeland and Rangeland Management Summit of Iran, p.11.
- Gholami, P., Alvaninejad, S. and Amouzgar, L., 2019. Effect of fire in *Juniperus communis* stands on vegetation composition and some soil characteristic of summer rangeland in Angas, Noshahr city, Mazandaran province. *Journal of plant research (Iranian journal of Biology)*, 24(2): 385-398.
- Gill, A.M., Allan, G. and Yates, C., 2003. Fire created patchiness in Australian savannas. *International journal of wildland fire*, 12: 323-331.
- Godarzi, M., Azimi M.A. and Zandi Esfahan, A., 2018. Forbe Cover changes due to fire. 7th National Rangeland and Rangeland Management Summit of Iran, 9p.
- Govender, N., Trollope, W.S.W. and Van Wilgen, B.W., 2006. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa 2006. *Journal of Applied Ecology*, 43: 748-758.
- Karimi, S., Pourbabaie, H. and KHodakarami, Y., 2017. The effect of fire on the index of relative importance (SIV) and models of distribution of plant species abundance in Zagros forests. *Journal of natural ecosystems Iran*, 8(3): 109-124.
- Miguel, A., 2008. Management of Natura 2000 habitats. Pseudo-steppe with grasses and annuals of

- effects and potentials of using fire as a vegetation management tool in semi-steppe rangelands. *Journal of Rangeland and Watershed Management*, 66(2): 287-298.
- Tizon, F.R., Pelaez, D.V. and Elia, O.R., 2010. The influence of controlled fires on a plant community in the south of the Caldenal, and its relationship with a regional state and transition model. *Fyton*, ISSN 0031 9457, 79: 141-146.
- Trollope, W.S.W., 1999. Veld burning. In: Tainton, N.M. (Eds.). *Veld and pasture management in South Africa*. Shutter and Shooter, Pietermaritzburg. pp. 217-243.
- Ünal, S., Mutlu, Z. Urla, Ö., Şahin, B. and Koc, A., 2013. The determination of indicator plant species for steppe rangelands of Nevşehir Province in Turkey. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 37: 401-409.
- Van Etten, E.J.B., 2010. Fire in ranglands and its role in management. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, 2: 10p.
- Wester, D.B., Rideout-Hanzak, S., Britton, C.M. and Whitlaw, H., 2014. Plant community response to the east Amarillo complex wildfires in the Southern High Plains, USA. *Community Ecology*, 15: 222-234.
- Zavala, L.M., de Celis, R. and Jordán, A., 2014. How wildfires affect soil properties. A brief review. *Cuadernos investigation, Geoge*, 40: 311-331.
- Zerga, B., 2015. Rangeland degradation and restoration: a global perspective. *Point Journal of Agriculture and Biotechnology Research*, 1: 37-54.
- Zouhar, K., Smit, J.K., Sutherland, S. and Brooks, M.L., 2008. *Wildland Fire in Ecosystems: Fire and Nonnative Plants*. Published by United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, USA, 355p.
- Scott, J., Burgan. H. and Robert, E., 2005. Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-153. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research, Station, 72p.
- Seefeldt, S.S. and Terrance Boott, D., 2006. Measuring plant cover in sagebrush steppe rangelands: A comparison of methods. *Environmental management*, 37: 703-711.
- Sharifi, F. and Iemanie, A.A., 2006. An evaluation of the effect of controlled firing on plant cover change and variety composition in semi-steppe rangelands of Ardebil province (case study: Khalkhal preserved research rangeland). *Iranian Journal of Natural Resources Research*, 59(2): 517-526.
- Siahmsnsour, R., Arzani, H., Jafari, M., Javadi, S.A. and Tavili, A., 2014. The effect of fire on production, canopy cover, composition, density and soil cover of the habitat, case study: Alpine rangelands of Zagheh basin. *Journal of Watershed Engineering and Management*, 5(4): 275-281.
- Siahmsnsour, R., Arzani, H., Jafari, M., Javadi, S.A. and Tavili, A., 2016. Investigation of short-term effect of fire on vegetative forms and palatable classes in Lorestan slum pastures. *Journal of Range and Watershed Management*, 5(3): 517-531.
- Siahmsnsour, R., Karimian, R., Mohammadian, A. and Jahanpoor, R., 2020. Investigating the effect of fire on quantitative and qualitative indicators of rangelands and determining fire-resistant species in order to rehabilitate rangelands in critical areas. *Report of the National Forests and Rangelands Research Institute, Iran*, 62p.
- Stavi, I., 2019. Wildfires in grasslands and shrublands: a review of impacts on vegetation, soil, hydrology, and geomorphology. *Water*, 11(5): 1024.
- Tahmasebi, P., 2013. Investigation of destructive

Effect of fire on quantitative characteristics of vegetation and determination of fire resistant species in wooded rangelands (Case study of Karmak rangeland in Rudbar, Guilan)

M. Amin Amlashi^{1*}, A. Moradi² and M. Alidost²

1* - Corresponding author, Guilan Agricultural and Natural Resources Research Center, Agriculture Research, Education and Extension Organization (AREEO), Rasht, Iran, E-mail: msd_amin@yahoo.com

2- Guilan Agricultural and Natural Resources Research Center, Agriculture Research, Education and Extension Organization (AREEO), Rasht, Iran

Received: 11.04.2021

Accepted: 29.06.2021

Abstract

Fires can be a common cause of disruption and change in many ecosystems and can affect species composition. Pastures are one of the areas that fire every year around the world. The present study aims to study the effect of fire on the vegetation of wooded pastures by recognizing the severity of fire. Kermak rangelands was selected for this study, because one of the largest fires has been occurred in Guilan in recent years. Random-systematic inventory measurement was performed by selecting four transects and 40 sample plots separately in each of the fire and non-fire areas. The studied characteristics were production amount, density and canopy in each sampling plot. The results showed that the surface fire was a function of the GR1 fuel model and the severity of fire was light and transient. The results also showed the short-term effect of fire on the traits that species such as *Trachynia distachya* and *Arenaria serpyllifolia* are resistant species and species of *Ziziphora capitata* and *Vinca herbacea* are sensitive species to fire in Karmak rangeland.

Key words: Fire, rangelands, resistance species, tolerance species, degradation.