اثر بوته‌میری بر افزایش رقابت گونه‌های علفزار پارک ملی گلستان

خدیجه بهلکه[۱]، مهدی عابدی[۱*]، قاسمعلی دیانتی تیلکی[۱] و عاطفه قربانعلی‌زاده[۲]

[۱] **ایران، نور، دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده منابع طبیعی، گروه مرتعداری**

[۲] **ایران، تهران، دانشگاه تهران، دانشکده علوم، گروه زیست شناسی**

تاریخ دریافت: ۹۵/۹/۱۲ تاریخ پذیرش: ۹۷/۶/۱۱

چکیده

روابط زیستی تأثیر زیادی بر کارکرد زیست‌بوم دارد. این مطالعه به دنبال بررسی تغییرات روابط زیستی تحت تأثیر بوته‌میری در جهت‌های مختلف است. برای این منظور در دو جهت شمالی و جنوبی ۲۰ بوته اسپرس زنده و ۲۰ بوته اسپرس مرده و به‌صورت جفتی به همان تعداد پلاتی در فضای بیرون به‌طور تصادفی انتخاب و گونه‌های زیراشکوب آن‌ها بررسی شد. برای تعیین اصلی‌ترین عامل تأثیرگذار بر گونه‌ها، از مدل خطی ترکیبی عمومی و مقایسه بین جهت‌ها و سلامت بوته از آزمون تی غیرجفتی استفاده شد. نتایج نشان داد در زیر بوته زنده و مرده، پهن‌برگان چندساله به‌ترتیب (۶/۳۵، ۲/۸ درصد) و بوته‌ای‌ها (۳/۲۵، ۰/۶۰ درصد) کاهش معنی‌داری داشتند. در دامنه جنوبی به‌ترتیب در زیر بوته زنده و مرده درصد پوشش مجموع گونه‌ها (۱۷/۵۵، ۶/۸۵ درصد)، گندمیان چندساله (۱/۷۰، ۵/۹۸ درصد)، پهن‌برگان چندساله (۲/۳۸، ۵/۲۸ درصد) و بوته‌ای‌ها (۱/۱۸، ۳/۴۰ درصد) در زیر بوته مرده کاهش معنی‌داری نشان دادند. بر اساس نتایج مدل، در مجموع گونه‌ها، سلامت بوته (F= ۲۱/۲۵; P<۰/۰۰۰۱) بیش‌ترین تأثیر را بر شاخص نسبی روابط زیستی گونه‌ها داشت. در دامنه جنوبی در زیر بوته مرده (۰/۵۸- درصد) میزان رقابت بیش‌تر از زنده (۰/۱۴- درصد) می‌باشد. همچنین در گندمیان چندساله، جهت (F= ۵۵۱/۴۷; P<۰/۰۰۰۱) بیش‌ترین تأثیر را داشت. در هر دو بوته زنده و مرده پوشش در دامنه شمالی بیش‌تر از جنوبی می‌باشد، بر پهن‌برگان چندساله سلامت بوته (F= ۷/۲۲; P<۰/۰۰۹) بیش‌ترین تأثیر را دارد به‌طوری که در دامنه شمالی پس از مرگ بوته (۰/۳۶- درصد) پوشش گونه‌ها نسبت به قبل (۰/۰۰۴- درصد) کاهش معنی‌داری داشت. به‌طور کلی بوته‌میری باعث افزایش رقابت می‌شود.

واژه های کلیدی: اسپرس، بوته‌میری، علفزار، رقابت، روابط زیستی.

* نویسنده مسئول، تلفن: ۰۹۱۱۷۷۳۱۶۷۲، پست الکترونیکی: mehdi.abedi@modares.ac.ir

مقدمه

ترکیب و ساختار پوشش گیاهی ناشی از روابط زیستی (Biotic interactions) و عوامل غیر زیستی (Abiotic factors) می‌باشد (۲۸) که در این بین روابط متقابل بین گونه‌ها با تغییر در فراوانی گونه‌ها موجب ایجاد جامعه‌ای متنوع می‌شود (۳۳). روابط زیستی گیاهی از تأثیر یکی از پایه‌های گیاهی روی پایه یک گونه همسان و یا گونه متفاوت ایجاد می‌شود (۱۹). تسهیل (Facilitation) و رقابت (Competition) در میان روابط زیستی بیش‌ترین تأثیر را بر تغییرات یک زیست‌بوم دارد (۳۵). تسهیل یک برهم‌کنش مثبت در میان جامعه گیاهی محسوب می‌شود که عمدتا توسط گیاهان بوته‌ای صورت می‌گیرد، این گیاهان با فرآیندهای خاصی موجب استقرار و رشد و بقای گونه‌های همراه خود می‌شوند که به‌وسیله ایجاد سایه، حفظ رطوبت، بهبود حاصل‌خیزی خاک و کاهش تنش‌های محیطی مثل سرما و چرای شدید صورت می‌گیرد (۲۰). از طرف دیگر رقابت بین گیاهان نیز دارای اهمیت زیادی است و در آن یک گیاه اثر منفی بر بقا، رشد یا تولید مثل گونه دیگر دارد (۴۲ و ۴۳). رقابت عمدتا بر سر آب، مواد

مغذی، نور، سایه و ... صورت می‌گیرد. تسهیل و رقابت دارای فرآیندهای مختلفی می‌باشند که شناخت آن‌ها برای تحلیل چگونگی تأثیر گیاهان بوته‌ای بر کارکرد یک زیست‌بوم ضرورت دارد. با توجه به اینکه این گیاهان پرستار بوته‌ای می‌باشند لذا افزایش گیاهان بوته‌ای در علفزارها تاکنون به‌عنوان یکی از عوامل مهم تغییردهنده ترکیب کارکردی گیاهان معرفی شده است (۴۴). عوامل مختلفی مانند چرای شدید، افزایش دی‌اکسیدکربن و کاهش فراوانی آتش‌سوزی از جمله عوامل محرک افزایش بوته‌ها در علفزارها محسوب می‌شوند (۱۷، ۱۶، ۵ و ۶). افزایش بوته‌ها نه‌تنها ساختار علفزارها، بلکه کارکرد رویشگاه را نیز تغییر داده (۱۰ و ۳۲)، و با تغییر چرخه آب منجر به افزایش نفوذپذیری می‌شود (۸) و نقش مثبتی در حفظ رطوبت، بهبود شرایط اکولوژیک و حفاظت در برابر علف‌خواران ایفا می‌نماید (۳۶). نه‌تنها افزایش بوته‌ها به‌تنهایی در علفزارها حائز اهمیت است بلکه بوته‌میری نیز در این بین بر کارکرد مراتع مؤثر است (۲۳).

در مورد دلایل بوته‌میری عواملی مانند کاهش چرای دام (۴۸)، خشک‌سالی (۴۶) بیماری‌ها (۹) و یا پیری (۳۷) ارائه شده است. اما در مورد چگونگی اثر آن بر مراتع اطلاعات چندانی در دست نیست. همچنین تراکم بوته (۲۲) و نوع عوامل خاک مانند بافت خاک نیز در بوته‌میری خیلی مؤثر است (۱۸). خشک‌سالی یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر روی بوته‌میری در مقیاس جهانی است (۱۴). بوته‌میری در فرآیندهای اکولوژیک نیز مؤثر است و باعث کاهش ترسیب کربن (۲۷ و ۲۳) و باعث تغییر کربوهیدرات‌های غیرساختاری نیز می‌شود (۱۳).

افزایش مرگ و میر گیاهان چوبی در زیست‌بوم‌های مختلفی مانند ساوانا (۲۴) بیابان (۲۶) آلپ (۳۷ و ۳۸) گزارش شده است. بوته‌میری در زیست‌بوم آلپی و کوهستانی و نیز گیاهان بالشتکی کم‌تر بررسی شده است (۳۱).

علاوه بر آن عوامل غیرزنده مانند جهت دامنه نیز تأثیر فراوانی بر نشو و نمای گونه‌ها دارد، که این عامل با تأثیر بر رطوبت و حاصل‌خیزی خاک تا حدودی بر ترکیب و ساختار جامعه گیاهی تأثیر می‌گذارد (۴۱). با توجه به این موارد در شیب‌های رو به جنوب میزان تابش خورشید و دما بیش‌تر از شیب‌های رو به شمال می‌باشد که موجب به وجود آمدن تنش خشکی به ویژه در فصل رشد گیاهان می‌شود، که حضور گیاهان پرستار در این محیط ها بسیار مهم و ضروری می‌باشد، زیرا به‌واسطه تاج پوشش باز و سایه ایجاد شده موجب استقرار و رشد و بقای برخی از گونه‌ها می‌شوند (۲۱). در مطالعات زیادی بر فرضیه شیب تنش(gradient hypothesis Stress) پرداخته شده است که بر طبق این فرضیه، در شرایط با وضعیت تنش یا آشفتگی متوسط گیاهان پرستار موجب تسهیل بقای گونه-های اطراف خود می‌شوند (۳۵).

با چندین سال مشاهده در پارک ملی گلستان و پرس و جو از محیط‌بانان، مشاهده شد که پدیده بوته‌میری در این پارک رو به افزایش است؛ که موجب ایجاد یک نوع خردزیستگاه جدید در چشم‌انداز شده است. لذا این تحقیق با توجه به اطلاعات کمی که در مورد اثر بوته‌میری به خصوص گیاهان بالشتکی وجود دارد به دنبال بررسی اثر بوته‌میری بر پوشش گونه‌های همراه در جهت‌های مختلف جغرافیایی می‌باشد.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه: منطقه مورد مطالعه منطقه‌ای حفاظت شده که در پارک ملی گلستان واقع شده است. این پارک در منتهی‌الیه شرق البرز و جنگل‌های شمال کشور در موقعیت جغرافیایی بین ″۴۳ ′۱۶ °۳۷ الی ″۳۵ ′۳۱ °۳۷ عرض شمالی و ″۲۵ ′۴۳ °۵۵ الی ″۴۷ ′۱۷ °۵۶ طول شرقی واقع شده است و مساحت آن حدود ۹۱ هزار هکتار ذکر شده است. اقلیم پارک ملی گلستان از بسیار مرطوب و جنگلی تا قسمت‌های نیمه‌خشک و استپی و شوره‌زار را شامل

می‌شود. میانگین سالیانه بارش بین ۱۴۲ تا ۸۶۶ میلی‌متر و دمای متوسط سالیانه بین ۱۱/۵ تا ۱۷/۵ درجه سانتی‌گراد متغیر است.

منطقه مورد مطالعه ما آلمه قره‌تیکان می‌باشد. این منطقه علفزار است و دارای ترکیبی از گیاهان علفی به همراه بوته‌ها است. دامنه‌های رو به شمال آن دارای خاک متراکم-تر و دامنه‌های رو به جنوب دارای سنگ و سنگ‌ریزه بیش-تری می‌باشد. این جهت‌های جغرافیایی باعث ایجاد شرایط مختلف محیطی از نظر رطوبت و دما می‌شود (۳ و ۴). گونه‌های غالب در این منطقه شامل گندمیان و پهن‌برگان چندساله و گیاهان بالشتکی از جمله اسپرس می‌باشد. ارتفاع متوسط این سایت ۱۸۰۰ متر از سطح دریا می‌باشد و نوع پوشش گیاهی آن جزو علفزارهای کوهستانی محسوب می‌شود (۱ و۳).

جهت تعیین روابط زیستی، در این مطالعه در مجموع ۴ متغیر در نظر گرفته شد که شامل جهت شمالی و جنوبی و بوته زنده و مرده اسپرس. به‌طور کلی ۱۶۰ پلات جهت تعیین روابط زیستی انتخاب شد. در هر دو جهت به طور جداگانه ۲۰ پایه اسپرس زنده و ۲۰ پایه اسپرس مرده به-صورت تصادفی انتخاب شد. واحد مطالعاتی در این تحقیق معادل لکه می‌باشد (۲ و ۷). برای بررسی نوع رابطه زیستی آن‌ها در نزدیکی هر پایه (کم‌تر از ۲ متر) با استفاده از یک سیم مفتولی (۱۵) به اندازه هر کدام از بوته‌ها، پلاتی در خارج از فضای بوته (۸۰ پلات) انتخاب شد. درصد پوشش گونه‌ها در زیر و بیرون بوته‌ها تخمین زده شد.

تجزیه و تحلیل آماری: به‌منظور تعیین مهم‌ترین عامل تأثیرگذار بر پراکنش گونه‌ها در جهت‌های مختلف و تحت تأثیر سلامت بوته اسپرس از مدل خطی ترکیبی عمومی (General Linear mixed model) استفاده شد. در مدل پلات‌ها به‌عنوان عامل تصادفی و اثر جهت و سلامت بوته به‌عنوان اثر اصلی لحاظ شد بدین منظور از توزیع گاوسی و نیز تابع پیوند همانی (Idendity) استفاده شد (۷) و اثر تصادفی داده‌ها بر اساس تعداد پلات در سایت در نظر گرفته شد. ارزیابی مدل بر اساس خروجی فیشر (F) تحلیل شد (۱۱و ۱۲). به‌منظور مقایسه میانگین تیمارها نیز از حداقل مربعات میانگین و آزمون تی غیرجفتی استفاده شد. کلیه آزمون‌ها در نرم افزار R نسخه ۳,۲,۲ انجام شد.

برای تعیین رابطه زیستی بین بوته اسپرس و گونه‌های اطراف از شاخص نسبی روابط زیستی (Relative Interaction Index) استفاده شد. این شاخص از ۱- تا ۱+ متغیر است. علامت منفی نشان‌دهنده رقابت بین گیاهان و علامت مثبت نشان‌دهنده تسهیل می‌باشد (۳۰).

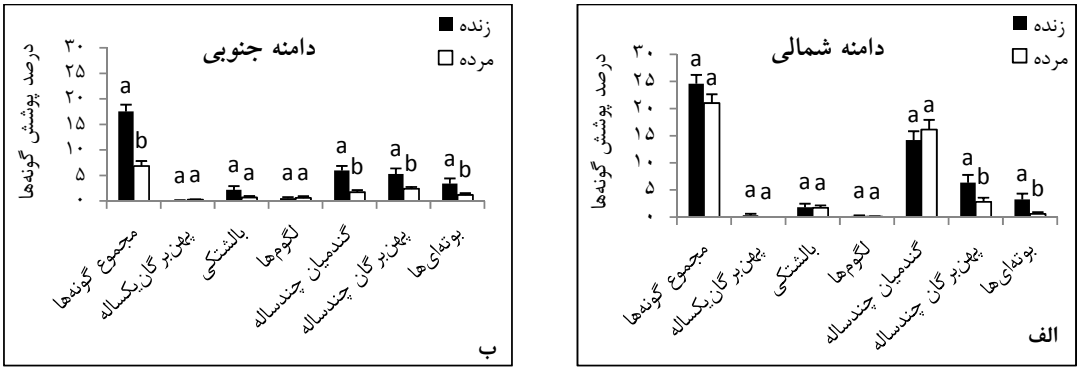
$$RII=(X_{\text{زیر بوته}} - X_{\text{بیرون بوته}}) / (X_{\text{زیر بوته}} + X_{\text{بیرون بوته}})$$

نتایج

با توجه به جدول ۳ لیست گونه‌ها در منطقه مورد مطالعه ۶۸ گونه گیاهی ثبت شد. این گونه‌ها متعلق به ۱۹ خانواده گیاهی می‌باشند. در بین آن‌ها، خانواده‌های Asteraceae (۱۳/۲۳ درصد)، Caryophyllaceae (۱۱/۷۶ درصد)، Labiatae (۱۱/۷۶ درصد)، Poaceae (۱۱/۷۶ درصد)، Fabaceae (۸/۸۲ درصد) و Brassicaceae (۷/۳۵ درصد) بیش‌ترین تعداد گونه را دارند. این گونه‌ها به ۸ گروه کارکردی گندمیان یکساله، پهن‌برگان یکساله، گیاهان بالشتکی، ژئوفیت‌ها، لگوم‌ها، گندمیان چندساله، پهن‌برگان چندساله و بوته‌ای‌ها تقسیم بندی (Dierschke) و با توجه به اینکه تعداد گندمیان یکساله و ژئوفیت‌ها کم بود این گروه‌ها حذف شدند. در سطح گونه‌ها در دامنه شمالی برخی از گونه‌ها با بوته‌میری افزایش یافتند. گونه‌هایی مانند در گروه گندمیان چندساله، *Elymus hispidus*، *Koeleria macrantha*، *Dactylis glomerata*، *Agropyron cristatum* ، در گروه گیاهان بالشتکی، *Acantholimon* spp. و *Dianthus orientalis* ، در پهن‌برگان چندساله، *Crucianella sintenisii*، *Euphorbia humilis* و *Haplophyllum acutifolium* افزایش یافتند. همچنین در دامنه جنوبی از گروه لگوم *Medicago sativa* ، از گروه

پهن‌برگان چندساله، *Serratula latifolia* و *Cousinia decipiens* ، در گروه گیاهان بالشتکی، *Dianthus orientalis* ، در پهن‌برگان یکساله، *Cerastium inflatum* و در گندمیان چندساله، *Elymus hispidus* میزان پوشش در زیر بوته مرده بیش‌تر از بوته زنده است. اکثر این گونه‌ها دارای توانایی تکثیر از طریق ریزوم می‌باشند و یا در مرزهای بوته مرده توانایی نفوذ در اسپرس مرده را داشتند.

با توجه به آزمون تی غیرجفتی (شکل ۱) مشاهده می‌شود که در دامنه شمالی درصد پوشش مجموع گونه‌ها در زیر بوته زنده و مرده اختلاف معنی‌داری ندارد. و در گروه‌های کارکردی نیز به جز در پهن‌برگان چندساله و بوته‌ای‌ها اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. در زیر بوته زنده و مرده، پهن‌برگان چندساله به ترتیب (۶/۳۵، ۲/۸ درصد) و بوته‌ای‌ها (۳/۲۵، ۰/۶۰ درصد) کاهش معنی‌داری در زیر بوته مرده داشتند. در دامنه جنوبی درصد پوشش مجموع گونه‌ها در زیر بوته زنده و مرده اختلاف معنی‌داری داشت. به طوری که در زیر بوته مرده درصد پوشش (۶/۸۵ درصد) کاهش معنی‌داری نسبت به پوشش در زیر بوته زنده (۱۷/۵۵ درصد) داشت. گروه‌های کارکردی به ترتیب در زیر بوته زنده و مرده، گندمیان چندساله (۵/۹۸، ۱/۷۰ درصد)، پهن‌برگان چندساله (۵/۲۸، ۲/۳۸ درصد) و بوته‌ای‌ها (۳/۴۰، ۱/۱۸ درصد)، در زیر بوته مرده کاهش معنی‌داری نشان دادند.



شکل ۱- مقایسه میانگین درصد پوشش گیاهی مجموع گونه‌ها و گروه‌های کارکردی در دامنه شمالی (الف) و دامنه جنوبی (ب). a به معنی عدم اختلاف معنی‌داری و b با استفاده از آزمون تی استیودنت

با توجه به جدول ۱ مشاهده می‌شود که در مجموع گونه‌ها سلامت بوته ($F= ۲۱/۲۵; P<۰/۰۰۰۱$)، اثر متقابل آن‌ها ($F= ۸/۷۴; P<۰/۰۰۵$) و جهت دامنه ($F= ۸/۸۲; P<۰/۰۰۴$) به‌ترتیب بر شاخص روابط زیستی گونه‌ها مؤثر است. که در بین این متغیرها، سلامت بوته که زنده یا مرده بودن بوته می‌باشد، تأثیر زیادی دارد. به گونه‌ای که در دامنه جنوبی در زیر بوته مرده (۰/۵۸- درصد) میزان رقابت بسیار بیش‌تر از بوته زنده (۰/۱۴- درصد) می‌باشد. و در گروه‌کارکردی گندمیان چندساله به‌ترتیب جهت دامنه (۰/۰۰۰۱ ; $F= ۵۵۱/۴۷P<$)، اثر متقابل آن‌ها ($F= ۲۳/۴۱; P<۰/۰۰۰۱$) و سلامت زنده یا مرده بودن ($F= ۲۲/۸۲; P<۰/۰۰۰۱$) بر روی پوشش گونه‌ها مؤثر است که در بین آن‌ها جهت دامنه بیش‌ترین تأثیر را بر روی پوشش زیر بوته اسپرس دارد. به‌طوری‌که هم زیر بوته زنده و هم زیر بوته مرده میزان پوشش در دامنه شمالی بیش‌تر از دامنه جنوبی می‌باشد. همچنین بر پهن‌برگان چندساله زنده یا مرده بودن ($F= ۷/۲۲; P<۰/۰۰۹$) بیش‌ترین تأثیر را دارد به‌طوری که در دامنه شمالی پس از مرگ بوته (۰/۳۶- درصد) پوشش گونه‌های همراه نسبت به قبل زنده (۰/۰۰۴- درصد) کاهش معنی‌داری داشته است (جدول ۲).

جدول ۱- نتایج اثر یک‌جانبه و متقابل اثر جهت و سلامت بر شاخص نسبی روابط زیستی با استفاده از مدل خطی ترکیبی عمومی

گروه‌های کارکردی	درجه آزادی	جهت		سلامت		جهت× سلامت	
		معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری	مقدار F
مجموع گونه‌ها	۱	۰/۰۰۴	۸/۸۲	۰/۰۰۰۱	۲۱/۲۵	۰/۰۰۵	۸/۷۴
پهن‌برگان یکساله	۱	۰/۸۵	۰/۰۴	۰/۱۲	۲/۶۸	۰/۳۲	۱/۰۶
گیاهان بالشتکی	۱	۰/۵۶	۰/۳۵	۰/۹۸	۰/۰۰	۰/۲۵	۱/۳۶
لگوم‌ها	۱	۰/۷۰	۰/۱۶	۰/۵۷	۰/۳۴	۰/۹۶	۰/۰۰
گندمیان چندساله	۱	<۰/۰۰۰۱	۵۵۱/۴۷	۰/۰۰۰۱	۲۲/۸۲	۰/۰۰۰۱	۲۳/۴۱
پهن‌برگان چندساله	۱	۰/۱۶	۱/۹۸	۰/۰۰۹	۷/۲۲	۰/۸۴	۰/۰۴
بوته ای‌ها	۱	۰/۸۷	۰/۰۳	۰/۲۷	۱/۲۸	۰/۷۴	۰/۱۱

جدول۲- نتایج مقایسه میانگین اثرجهت و سلامت بوته‌ها در روابط زیستی گروه‌های کارکردی

	جهت	زنده	مرده
مجموع گونه‌ها	جنوبی	$-۰/۱۴\pm۰/۰۵^{Ab}$	$-۰/۵۸\pm۰/۰۴^{Aa}$
	شمالی	$-۰/۱۴\pm۰/۰۸^{Aa}$	$-۰/۲۳\pm۰/۰۶^{Ba}$
AH	جنوبی	$۰/۰۷\pm۰/۴۵^{Aa}$	$۰/۲۸\pm۰/۳۰^{Aa}$
	شمالی	$-۰/۲۸\pm۰/۴۲^{Aa}$	$۱\pm۰/۰۰^{Aa}$
Cu	جنوبی	$-۰/۲۲\pm۰/۲۱^{Aa}$	$-۰/۴۸\pm۰/۲۴^{Aa}$
	شمالی	$-۰/۳۵\pm۰/۱۹^{Aa}$	$-۱/۰۰\pm۰/۲۱^{Aa}$
L	جنوبی	$۰/۲۷\pm۰/۳۰^{Aa}$	$-۰/۰۲\pm۰/۴۵^{Aa}$
	شمالی	$-۰/۰۹\pm۰/۴۰^{Aa}$	$-۰/۳۳\pm۰/۶۷^{Aa}$
PG	جنوبی	$-۰/۲۰\pm۰/۰۹^{Bb}$	$-۰/۷۸\pm۰/۰۵^{Ba}$
	شمالی	$۰/۹۳\pm۰/۰۳^{Aa}$	$۰/۹۴\pm۰/۰۶^{Aa}$
PH	جنوبی	$-۰/۲۰\pm۰/۱۲^{Aa}$	$-۰/۵۰\pm۰/۰۶^{Aa}$
	شمالی	$-۰/۰۰۴\pm۰/۱۴^{Ab}$	$-۰/۳۶\pm۰/۱۶^{Aa}$
S	جنوبی	$۰/۱۱\pm۰/۱۳^{Aa}$	$-۰/۰۶\pm۰/^{۲۰Aa}$
	شمالی	$۰/۲۲\pm۰/۲۳^{Aa}$	$-۰/۱۰\pm۰/۳۶^{Aa}$

[a] به معنی عدم اختلاف معنی‌داری و [b] به معنی اختلاف معنی‌داری در سطح اطمینان ۹۵ درصد می‌باشد. حروف بزرگ نشان دهنده مقایسه جهت در دو حالت بوته زنده و مرده و حروف کوچک نشان دهنده سلامت بوته در دو جهت شمالی و جنوبی است. (AH پهن‌برگان یکساله، Cu گیاهان بالشتکی، G ژئوفیت‌ها، L لگوم‌ها، PG گندمیان چندساله، PH پهن‌برگان چندساله، S بوته‌ای‌ها)

جدول ۳- پیوست لیست گونه‌های موجود در دو جهت شمالی و جنوبی

شماره گونه	نام گونه	نام خانواده	گروه کارکردی	شمالی				جنوبی			
				زنده		مرده		زنده		مرده	
				زیر بوته	بیرون بوته	زیر بوته	بیرون بوته	زیر بوته	بیرون بوته	زیر بوته	بیرون بوته
۱	*Acantholimon* spp.	Plumbaginaceae	Cu	۰/۷۵	۱/۴۵	۱/۲۵	۲/۵۰	۰/۰۰	۰/۲۵	۰/۰۰	۰/۲۰
۲	*Agropyron cristatum* (L.) Gaertn.	Poaceae	PG	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۶۵	۰/۲۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۰
۳	*Alyssum szovitsianum* Fisch. & C.A.Mey.	Brassicaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳
۴	*Alyssum tortuosum* Willd.	Brassicaceae	AH	۰/۳۵	۰/۰۸	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۵	*Astragalus* sp.	Fabaceae	L	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰

۶	*Astragalus* sp.	Fabaceae	L	۰/۱۵	۰/۳۰	۰/۰۰	۰/۲۵	۰/۳۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰
۷	*Astragalus* sp.	Fabaceae	L	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۰	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۰
۸	*Astragalus* sp.	Fabaceae	L	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۳	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۹	*Astragalus testiculatus* Pall.	Fabaceae	S	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۱۰	*Bromus tomentellus* Boiss.	Poaceae	PG	۰/۴۰	۰/۴۳	۰/۲۵	۰/۲۰	۰/۹۰	۰/۸۰	۰/۴۰	۰/۷۸
۱۱	*Callipeltis cucullaris* (L.) Rotham.	Rubiaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳
۱۲	*Centaurea iljinii* Czerniak.	Asteraceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۱۳	*Centaurea virgata* Lam.	Asteraceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۵
۱۴	*Cerasus pseudoprostrata* Pojark.	Rosaceae	S	۱/۰۸	۰/۸۰	۰/۳۰	۱/۶۵	۲/۷۵	۱/۹۵	۱/۱۸	۱/۲۵
۱۵	*Cerastium inflatum* Link ex Desf.	Caryophyllaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۸	۰/۱۵	۰/۱۰
۱۶	*Cephalaria microcephala* Boiss.	Dipsacaceae	PH	۱/۱۳	۰/۷۵	۰/۷۰	۲/۲۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۱۷	*Chorispora iberica* (M. Bieb.) DC.	Brassicaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۰۵
۱۸	*Cirsium arvense* (L.) Scop.	Asteraceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۸۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۱۹	*Cirsium bornmuelleri* Sint. ex Bornm.	Asteraceae	PH	۰/۱۵	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۲۰	*Convolvulus commutatus* Boiss.	Convolvulaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۳	۰/۹۰	۰/۱۰	۱/۴۵
۲۱	*Cousinia decipiens* Boiss. & Buhse.	Asteraceae	PH	۰/۲۰	۱/۱۵	۰/۰۵	۱/۸۰	۰/۲۰	۰/۴۰	۰/۳۵	۰/۶۵
۲۲	*Crucianella sintenisii* Born.	Rubiaceae	PH	۰/۰۵	۰/۱۵	۰/۱۳	۰/۱۳	۰/۷۰	۱/۴۳	۰/۲۵	۱/۰۵
۲۳	*Dactylis glomerata* L.	Poaceae	PG	۰/۵۰	۰/۰۰	۰/۷۰	۰/۱۰	۰/۴۵	۰/۱۵	۰/۰۵	۰/۳۵
۲۴	*Delphinium turkmenum* Lipsky.	Ranunculaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳
۲۵	*Dianthus orientalis* Adams.	Caryophyllaceae	Cu	۰/۰۵	۰/۲۰	۰/۱۰	۰/۹۰	۰/۱۳	۰/۶۳	۰/۲۰	۰/۴۳
۲۶	*Echinops ritrodes* Bunge.	Asteraceae	PH	۰/۰۵	۰/۱۵	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۴۰	۰/۰۰	۰/۴۰
۲۷	*Elymus hispidus* (Opiz) Melderis.	Poaceae	PG	۱/۳۵	۰/۹۵	۶/۱۵	۰/۳۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۱۳	۰/۱۰
۲۸	*Eremostachys labiosiformis* (Popov) Knorring.	Labiatae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۲۹	*Euphorbia buhsei* Boiss.	Euphorbiaceae	PH	۰/۱۳	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۱۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۳۰	*Euphorbia humilis* C. A. Mey.	Euphorbiaceae	PH	۰/۰۳	۰/۰۳	۰/۱۰	۰/۰۸	۰/۱۳	۰/۰۳	۰/۰۳	۰/۰۸
۳۱	*Ephedra major* Host.	Ephedraceae	S	۰/۵۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۳۲	*Fumana procumbens* (Dun.) Gren. & Godr.	Cistaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۳۳	*Ferula* spp.	Apiaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۲۵	۰/۰۰	۰/۰۳
۳۴	*Festuca valesiaca* Gaudin.	Poaceae	PG	۵/۹۸	۸/۴۵	۴/۰۵	۸/۷۰	۱/۵۰	۱/۹۵	۰/۴۰	۲/۹۵
۳۵	*Galium verum* L.	Rubiaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۳۶	*Haplophyllum acutifolium* G.Don (DC.).	Rutaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۰	۰/۰۰	۰/۲۵	۰/۴۰	۰/۲۳	۰/۶۳
۳۷	*Herniaria incana* Lam.	Caryophyllaceae	Cu	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۳۸	*Hypericum elongatum* Ledeb.	Hypericaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۴۰	۰/۴۸	۰/۰۰	۰/۵۸
۳۹	*Isatis tinctoria* L.	Brassicaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳
۴۰	*Jurinea monocephala* Aitch. & Hemsl.	Asteraceae	PH	۱/۳۳	۰/۳۵	۰/۰۵	۰/۳۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۴۱	*Koeleria macrantha* (Ledeb.) Schult.	Poaceae	PG	۲/۲۳	۴/۲۳	۳/۳۰	۳/۶۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۴۲	*Lappula barbata* (M. Bieb.) Gurke.	Boraginaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۸	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۴۳	*Medicago sativa* L.	Fabaceae	L	۰/۰۸	۰/۴۸	۰/۰۸	۰/۰۵	۰/۱۰	۰/۰۵	۰/۵۵	۰/۳۰
۴۴	*Mesostomma kotschyana* (Fenzl ex Boiss.) Vved.	Caryophyllaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۴۵	*Minuartia hamata* (Hausskn.) Mattf.	Caryophyllaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳
۴۶	*Onosma dichroantha* Boiss.	Boraginaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۲۰	۰/۱۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۴۷	*Opopanax hispidus* (Friv.) Griseb.	Apiaceae	PH	۰/۰۰	۰/۱۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۴۸	*Phlomis cancellata* Bunge.	Labiatae	PH	۰/۰۰	۰/۲۵	۰/۰۵	۰/۳۰	۱/۶۰	۱/۳۵	۰/۳۵	۰/۴۰
۴۹	*Phlomis herba-venti* L.	Labiatae	PH	۰/۰۰	۰/۱۵	۰/۰۰	۰/۲۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۵۰	*Pimpinella tragium* Vill	Apiaceae	PH	۰/۰۰	۰/۱۰	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰

۵۱	*Poa bulbosa* L.	Poaceae	PG	۰/۴۵	۲/۳۵	۰/۱۰	۱/۰۰	۰/۰۸	۰/۳۰	۰/۰۳	۰/۳۵
۵۲	*Potentilla recta* L.	Rosaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰
۵۳	*Rosa beggeriana* Schrenk.	Rosaceae	S	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۶۵	۰/۱۵	۰/۰۰	۰/۰۰
۵۴	*Salvia atropatana* Bunge.	Labiatae	PH	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۱۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۵۵	*Scabiosa rotata* M. Bieb.	Dipsacaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۰	۰/۰۳	۰/۰۰
۵۶	*Scandix stellata* Banks & Sol.	Apiaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۳
۵۷	*Serratula latifolia* Boiss.	Asteraceae	PH	۳/۲۵	۳/۴۵	۱/۳۸	۱/۷۰	۰/۹۰	۱/۱۵	۱/۰۰	۱/۵۳
۵۸	*Silene bupleuroides* L.	Caryophyllaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۵۹	*Silene cyri* Schischk.	Caryophyllaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۳	۰/۰۸
۶۰	*Silene latifolia* Poir.	Caryophyllaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۶۱	*Stachys turcomanica* Trautv.	Labiatae	Cu	۰/۳۵	۱/۷۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۴۸	۰/۶۰	۰/۳۵	۰/۵۵
۶۲	*Stipa lessingiana* Trin. & Rupr.	Poaceae	PG	۳/۲۵	۶/۹۵	۰/۹۳	۷/۷۰	۳/۰۰	۵/۴۰	۰/۷۰	۸/۳۰
۶۳	*Teucrium chamaedrys* L.	Labiatae	Cu	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۵	۰/۰۰	۰/۸۸	۰/۷۰	۰/۰۳	۰/۱۰
۶۴	*Teucrium polium* L.	Labiatae	Cu	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۷۰	۰/۸۰	۰/۱۰	۰/۵۵
۶۵	*Thlaspi perfoliatum* L.	Brassicaceae	AH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۰
۶۶	*Thymus kotschyanus* Boiss. & Hohen.	Labiatae	Cu	۰/۶۵	۱/۲۰	۰/۲۵	۰/۲۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۶۷	*Tragopogon graminifolius* DC.	Asteraceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
۶۸	*Verbascum speciosum* Schord.	Scrophulariaceae	PH	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۴۰	۰/۵۵	۱/۳۰	۰/۰۵	۰/۵۰

بحث

بوته‌ها تأثیر به‌سزایی در تعیین ترکیب و ساختار جامعه گیاهی دارند، زیرا یک خردزیستگاه متفاوت با فضای اطراف خود ایجاد می‌کنندکه این خردزیستگاه به واسطه تاج پوشش آن‌ها صورت می‌گیرد، با توجه به اینکه گونه اسپرس فرم بالشتکی و قد و قامت فشرده‌ای دارد می‌تواند تأثیر متفاوتی بر روی پوشش گیاهی زیراشکوب خود داشته باشد. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که گونه اسپرس زنده رابطه رقابتی با گونه‌های همراه خود دارد و این رقابت بعد از مرگ آن نیز افزایش می‌یابد، بنابراین می‌توان چنین نتیجه گرفت که این گونه بعد از مرگ نیز تأثیر منفی بر روی بقای گونه‌های همراه دارد. همچنین در بسیاری از تحقیقات مشاهده شده که این گونه توسط تاج پوشش خود موجب تعدیل دما در زیر تاج خود می‌شود (۳۱)، که پس از مرگ اسپرس به علت از بین رفتن عامل تسهیل کننده رقابت بسیار افزایش می‌یابد.

دلایل افزایش رقابت و نیز کاهش گونه‌های زیراشکوب در این مطالعه می‌تواند به علت فشرده بودن تاج اسپرس، عدم انتقال رطوبت از عمق خاک به سطح و یا اثر آللوپاتی بوته مرده باشد. با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق مشاهده شد که در زیر بوته‌های مرده میزان رقابت گونه‌های همراه بالا است. علت این امر بخاطر از بین رفتن بوته بالشتکی می‌باشد. بوته‌های بالشتکی به واسطه سیستم ریشه عمیق خود آب و مواد مغذی را از اعماق به سطح می‌رسانند و در نتیجه گونه‌های موجود در سطح از این منابع استفاده می‌کنند (۴۷ و ۴۳) ولی بعد از مرگ بوته‌ها این انتقال مواد مغذی و آب دیگر صورت نمی‌گیرد در نتیجه با توجه به کمبود این منابع گونه‌های همراه رقابت بیش‌تری با هم دارند و باعث کاهش تعداد آن می‌شود. از طرف دیگر فشردگی تاج پس از مرگ بوته نیز می‌تواند بر روی این نتایج مؤثر باشد. اگر چه برخی تحقیقات نشان داده است که بوته‌ها پس از مرگ دارای فضای باز بیش‌تری می‌شوند ک این امر باعث استقرار و تسهیل گونه‌های زیراشکوب و نیز افزایش تبخیر و تعرق آن گیاهان می‌شود (۴۰)، اما نتایج این تحقیق بر خلاف نتایج این محققان است زیرا بوته اسپرس پس از مرگ فشرده‌تر شده و فضای محدودتری برای رویش گیاهان فراهم می‌کند و تنها برخی گیاهان مقدار آن در زیر بوته مرده افزایش یافت. از علل مربوط به مرگ و میر و مهاجرت گونه‌ها از اطراف گونه

بالشتکی اسپرس می‌توان به خاصیت آللوپاتیکی نیز اشاره کرد، زیرا برخی از گونه‌ها بعد از مردن مواد آللوپاتیکی خارج شده در اثر شستشو مانع از استقرار گونه‌های دیگر در اطراف آن‌ها می‌شود (۳۹). مشاهدات میدانی نیز نشان داد بر خلاف بوته‌های زنده اسپرس که در اطراف بوته‌ها گونه‌های بیش‌تری مستقر شده‌اند، در بوته‌های مرده در اطراف بوته‌ها گونه‌ای مشاهده نشد که به علت آب‌شویی از بوته اسپرس مرده می‌تواند باشد. بافت گیاهان پس از مرگ تخریب می‌یابد و اثر آللوپاتی بر جوانه‌زنی گونه‌های زیراشکوب می‌توانند داشته باشند (۴۵). همچنین یکی از مهم‌ترین عوامل برای عدم امکان استقرار گونه‌ها لاشبرگ و ماده آلی بسیار ضخیم این بوته است. این لایه ضخیم از ماده آلی از جوانه‌زنی بذرها و یا استقرار نهال‌ها جلوگیری می‌کند (۲۹) و مشاهدات میدانی نیز نشان داد گونه‌های غالب در بوته‌های مرده اکثرا دارای ریزوم و استولون است و گونه‌های دارای توانایی تکثیر با بذر کم‌تر دیده می‌شود.

عوامل توپوگرافی می‌توانند بر روی میزان بوته‌میری تأثیر زیادی داشته باشند. در این بین جهت به‌عنوان عامل غیر-زنده تأثیر به سزایی در روابط گیاهان دارد. با توجه به شرایط نور، خاک و نیز حاصل‌خیزی خاک (۳۴) گیاهان متفاوتی مستقر می‌شوند و همچنین پاسخ‌های متفاوتی به بوته اسپرس می‌دهند. با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق مشاهده می‌شود که تفاوت معنی‌داری در میزان اثر بوته اسپرس بر روی روابط زیستی در دو جهت شمالی و جنوبی دیده نمی‌شود؛ این در حالی است که مطالعات زیادی تاکنون بیان کرده‌اند که با افزایش میزان تنش مطابق با فرضیه شیب تنش مانند دامنه جنوبی روابط گیاهی به سمت تسهیل تمایل پیدا می‌کند (۳۵ و ۲۵). جهت علاوه بر تأثیر کلی بر روابط زیستی بر روی اثر بوته‌میری نیز مؤثر است. در کل بوته‌میری در جهت جنوبی دارای رقابت شدیدتری نسبت به دامنه شمالی است. این امر به علت شکل تاج اسپرس مرده در دامنه شمالی و جنوبی است. در دامنه جنوبی اسپرس مرده به علت خشکی کاملا فشرده شده که محیط مناسبی برای استقرار گونه‌ها نیست در حالی که در دامنه شمالی به علت رطوبت بالاتر تاج اسپرس‌ها امکان استقرار برخی گونه‌ها را فراهم می‌کند.

علاوه برتغییرات کل روابط زیستی در سطح گروه های کارکردی نیز قابل توجه است. با تقسیم‌بندی گونه‌ها به گروه‌های کارکردی بهتر می‌توان درباره عکس‌العمل گونه‌ها قضاوت کرد، زیرا گونه‌ها پاسخ‌های متفاوتی به تنش‌های محیطی دارند. به‌صورت کلی درصد پوشش اکثر گروه‌های کارکردی در اثر بوته‌میری کاهش یافت. میزان این کاهش در بوته‌ای‌ها، پهن‌برگان علفی چندساله و نیز گندمیان چندساله قابل توجه بود. تنها در دامنه شمالی گندمیان چندساله با بوته‌میری افزایش یافت. این امر به دلیل استقرار بالای گندمیان ریزوم‌دار در این بوته‌های مرده است. در کل گونه‌های تکثیرشونده توسط بذر در اثر بوته‌میری محدود می‌شود، اما گیاهان ریزوم‌دار و استولن‌دار که عمدتا در مرز و یا خارج از بوته مستقر هستند و توانایی نفوذ در بوته را دارند می‌توانند در بوته‌های مرده مستقر شوند.

گندمیان چندساله متأثر از هر دو عامل سلامت و جهت بودند ولی جهت تأثیر بیش‌تری داشته است، به طوری که هم در زیر بوته زنده و هم در زیر بوته مرده میزان شاخص روابط زیستی این گروه‌ها در دامنه شمالی بیش‌تر از دامنه جنوبی می‌باشد به طوری که در دامنه جنوبی زیر بوته مرده این گروه‌ها رقابت بیش‌تری دارند و مرگ بوته تأثیر منفی بر این گروه داشته است زیرا در دامنه‌های رو به شمال شرایط محیطی از نظر رطوبت و نور برای این گروه‌ها مهیا می‌باشد و گونه اسپرس با تعدیل دمای زیر تاج پوشش خود و ایجاد پناهگاه از این گیاهان حفاظت می‌کند. همچنین در دامنه جنوبی پس از مرگ اسپرس رقابت پهن-برگان چندساله به شدت افزایش یافته است.

در تحقیقات آینده بهتر است در مورد علت بوته‌میری تحقیق بیش‌تری انجام شود و نقش آن در خصوصیات خردزیستگاهی و حاصل‌خیزی خاک بررسی شود تا اثر

بوته‌میری به‌صورت دقیق‌تری تحلیل شود. همچنین با استفاده از پلات‌های دائمی، تغییرات بوته‌میری در طول زمان پایش شود.

سپاسگزاری

از دانشگاه تربیت مدرس بابت تامین هزینه این تحقیق و نیز مسئولین محترم اداره محیط زیست استان گلستان و نیز رئیس کل پارک ملی گلستان و محیط بانان گرامی تشکر می‌گردد. هم‌چنین از مرکز مطالعات و همکاری‌های علمی بین المللی در قالب طرح ICRP بابت حمایت از این تحقیق تشکر می‌گردد.

منابع

۱- آخانی، ح.، ۱۳۸۳. فلور مصور پارک ملی گلستان، موسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران، ۲۰۱ص.

۲- ارزانی، ح.، عابدی، م.، ۱۳۹۴. ارزیابی مرتع: اندازه‌گیری پوشش گیاهی، انتشارات دانشگاه تهران. ۳۰۴.

۳- بهلکه، خ.، عابدی، م.، دیانتی تیلکی، ق.ع.، ۱۳۹۵. تغییرات خرداقلیمی گونه بالشتکی اسپرس تحت تأثیر آتش‌سوزی در علفزارهای پارک ملی گلستان. اکوهیدرولوژی، ۳(۴): ۶۲۳-۶۳۰.

۴- بهلکه، خ.، عابدی، م.، دیانتی تیلکی، ق.ع.، ۱۳۹۶. اثر بوته بالشتکی، فصل و جهت‌های جغرافیایی بر بهبود خردزیستگاهی مراتع کوهستانی. پژوهش‌های فرسایش محیطی. ۶(۴): ۸۰-۶۸.

۵- رفیعی، ف.، اجتهادی، ح.، و جنگجو، م.، ۱۳۹۳. بررسی تنوع گیاهی در زمان‌های مختلف پس از آتش‌سوزی. پژوهش‌های گیاهی، ۲۷(۵): ۸۶۴-۸۵۴.

۶- زکی، ا.، عابدی، م.، عرفانزاده، ر.، نقی نژاد، ع. ر.، ۱۳۹۵. پاسخ جوانه‌زنی بذرهای گروه‌های مختلف کارکردی به تیمارهای دود مایع وگازی، پژوهش‌های گیاهی. ۳۰(۴): ۸۱۴-۸۰۳.

۷- عابدی، م.، ۱۳۹۴. رویکرد کارکرد محور و اهمیت آن در تحلیل بوم شناسی مرتع .ششمین همایش ملی مرتع و مرتعداری ایران.

۸- عابدی، م.، ارزانی، ح.، شهریاری، ا.، تانگ وی، د.، امین زاده، م.، ۱۳۸۵. ارزیابی ساختار و کارکرد قطعات گیاهی در مراتع مناطق خشک و نیمه خشک. محیط شناسی.۳۲(۴۰)، ۱۱۷-۱۲۶.

۹- میرابوالفتحی، م.، ۱۳۹۲. شیوع بیماری ذغالی درختان بلوط و آزاد در جنگل‌های زاگرس و البرز. بیماری‌های گیاهی، ۲۹ (۲): ۲۵۷-۲۶۳.

۱۰- نظری، س.، قربانی، ج.، زالی، س.ح.، و تمرتاش، ر.، ۱۳۹۳. ترکیب گیاهی و تراکم بذر گونه‌ها در بانک بذر خاک علفزار کوهستانی در دامنه شمالی البرز. مجله پژوهش های گیاهی، ۲۷(۲): ۳۱۰-۳۱۹.

11- Abedi, M., Zaki, E., Erfanzadeh, R., Naqinezhad, A.R., 2017. Germination patterns of the scrublands in response to smoke: The role of functional groups and the effect of smoke treatment method. South African Journal of Botany.

12- Abedi, M., Bartelheimer, M., Poschlod, P., 2014. Effects of substrate type, moisture and its interactions on soil seed survival of three *Rumex* species. Plant and soil. 374 (1-2) pp. 485 - 495.

13- Adams, H.D., Germino, M.J., Breshears, D.D., Barron-Gafford, G.A., Guardiola-Claramonte, M., Zou, C. B. Huxman, T.E., 2013. Nonstructural leaf carbohydrate dynamics of Pinus edulis during drought-induced tree mortality reveal role for carbon metabolism in mortality mechanism. New Phytologist, 197(4), pp.1142-1151.

14- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. T., Gonzalez, P. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. Forest ecology and management, 259(4), 660-684.

15- Al Hayek, P., Maalouf, J.P., Baumel, A., Bou Dagher-Kharrat, M., Médail, F., Touzard, B., Michalet, R., 2015. Differential effects of contrasting phenotypes of a foundation legume shrub drive plant–plant interactions in a Mediterranean mountain, Journal of Vegetation Science, 26(2): 373-384.

16- Archer, S.R., 2010. Rangeland Conservation and Shrub Encroachment: New Perspectives on an Old Problem. Wild rangelands: Conserving

wildlife while maintaining livestock in semi-arid ecosystems, 53.

17- Briggs, J.M., Knapp, A.K., Blair, J.M., Heisler, J.L., Hoch, G.A., Lett, M.S., McCARRON, J.K., 2005. An ecosystem in transition: causes and consequences of the conversion of mesic grassland to shrubland. BioScience. 55(3), 243-254.

18- Bowker, M.A., Munoz, A., Martinez, T., Lau, M.K. (2012). Rare drought-induced mortality of juniper is enhanced by edaphic stressors and influenced by stand density. Journal of arid environments, 76, 9-16.

19- Brooker, R.W., 2006. Plant–plant interactions and environmental change. New Phytologist. 171(2), 271-284.

20- Callaway R.M. 2007. Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities. Dordrecht, The Netherlands, Springer.

21- Cavieres, L.A., Arroyo, M.T., Peñaloza, A., Molina-Montenegro, M., Torres, C., 2002. Nurse effect of *Bolax gummifera* cushion plants in the alpine vegetation of the Chilean Patagonian Andes, VegetationScience,13(4): 547-554.

22- Dwyer, J. M., Fensham, R. J., Fairfax, R. J., Buckley, Y. M., 2010. Neighbourhood effects influence drought-induced mortality of savanna trees in Australia. Vegetation Science. 21(3):573-85.

23- El-Keblawy, A., Kafhaga, T., Navarro, T., 2016. Live and dead shrubs and grasses have different facilitative and interfering effects on associated plants in arid Arabian deserts. Arid Environments, 125, pp.127-135.

24- Fensham, R. J., Fairfax, R.J., Ward, D.P., 2009. Drought-induced tree death in savanna. Global Change Biology, 15(2), pp.380-387.

25- He, Q., Bertness, M.D., 2014. Extreme stresses, niches, and positive species interactions along stress gradients. Ecology. 95(6), 1437-1443.

26- Hegazy, A. K., 1992. Age-specific survival, mortality and reproduction, and prospects for conservation *of Limonium delicatulum.* Applied Ecology, pp.549-557.

27- Huang, C.Y., Asner, G.P., Barger, N.N., Neff, J.C. Floyd, M.L., 2010. Regional aboveground live carbon losses due to drought-induced tree dieback in piñon–juniper ecosystems. Remote Sensing of Environment, 114(7), pp.1471-1479.

28- Holzapfel, C., Mahall, B.E., 1999. Bidirectional facilitation and interference between shrubs and annuals in the Mojave Desert. Ecology 80(5), 1747-1761.

29- Jensen, K and Gutekunst, K., 2003. Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. Basic and Applied Ecology, 4(6), pp.579-587.

30- Komac, B., Alados, C.L., Camarero, J.J., 2011. Influence of topography on the colonization of subalpine grasslands by the thorny cushion dwarf *Echinospartum horridum.* Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 43(4), pp.601-611.

31- Kos, M and Poschlod P., 2007. Seeds use temperature cues to ensure germination under nurse-plant shade in xeric Kalahari savannah. Annals of Botany. 99(4): 667-675.

32- Lavorel, S., 1999. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. Diversity and distributions, 5: 3-13.

33- Looijen, R.C and van Andel, J., 1999. Ecological communities: conceptual problems and definitions. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics. 2(2), 210-222.

34- McCune, B., Keon, D., 2002. Equations for potential annual direct incident radiation and heat load. Veterinary Science 13, 603e606.

35- Michalet, R., Brooker, R.W., Cavieres L. A., Kikvidze Z., Lortie C.J., Pugnaire F.I., Valiente-Banuet A., Callaway R.M., 2006. Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities*?* Ecology letters. 9(7), 767-773.

36- Michalet, R., Chen, S.Y., An, L.Z., Wang, X.t., Wang, Y.x., Guo, P., Ding, C.C, Xiao, S., 2015. Communities: are they groups of hidden interactions? Vegetation Science. 26(2), 207-218.

37- Molau, U., 1997. Age-related growth and reproduction in *Diapensia lapponica*, an arctic-alpine cushion plant. Nordic Journal o*f* Botany, 17(3), pp.225-234.

38- Morris, W and Doak, D., 1998. Life history of the long-lived gynodioecious cushion plant *Silene acaulis* (Caryophyllaceae), inferred from size-based population projection matrices. American Journal of Botany, 85(6), pp.784-784.

39- Morris, W.F., and Wood, D.M., 1989. The role of lupine in succession on Mount St. Helens:

facilitation or inhibition?. Ecology, 70(3), 697-703.

40- Moro, M, Pugnaire, F, Haase, P, Puigdefábregas, J., 1997a. Effect of the canopy of *Retama sphaerocarpa* on its understorey in a semiarid environment. Functional Ecology. 11(4): 425-431.

41- Noy Meir, I., 1973. Desert ecosystems: environment and producers. Annual Review of Ecology and Systematics 4, 25e52.

42- Pugnaire, F., Valladares, F., 1999. Handbook of functional plant ecology. CRC Press. 457-458.

43- Pugnaire, F. I., Armas, C., Maester, F. T., 2011. Positive plant interactions in the Iberian Southeast: mechanisms, environmental gradients, and ecosystem function. Journal of Arid Environments. 75(12), 1310-1320.

44- Peters, D.P., Havstad, K.M., Archer, S.R., Sala, O.E., 2015. Beyond desertification: new paradigms for dryland landscapes. Frontiers in Ecology and the Environment. 13(1), 4-12.

45- Snyman, H.A., 2010. Allelopathic potential, seed ecology and germination of the encroacher shrub *Seriphium plumosum*. African Journal of Range & Forage Science, 27(1), pp.29-37.

46- Reynolds, J.F., Virginia, R.A., Kemp, P. R., De Soyza, A.G. Tremmel, D.C., 1999. Impact of drought on desert shrubs: effects of seasonality and degree of resource island development. Ecological Monographs, 69(1), pp.69-106.

47- Richards, J.H., Caldwell, M.M., 1987. Hydraulic lift: substantial nocturnal water transport between soil layers by Artemisia tridentata roots. Oecologia. 73(4), 486-489.

48- Riginos, C. and Hoffman, M.T., 2003. Changes in population biology of two succulent shrubs along a grazing gradient. Applied Ecology, 40(4), pp.615-625.

Effect of Shrub Death on Competitions of Grasslands Species in Golestan National Park

Bahalkeh.Khadijeh [1], Abedi.Mehdi[2], Dianati Tilaki.Ghasemali [3], Ghorbanalizadeh. Atefeh[4]

[1] Dept. of Range Management, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Iran

[*2] Dept. of Range Management, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Iran, Tell: +98-9117731672, Email: Mehdi.abedi@modares.ac.ir

[3] Dept. of Range Management, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Iran

[4] Dept. of Botany, Faculty of Biology, University of Tehran

Abstract

The biotic interactions have the strong impact on the ecosystem function. This study aims on the investigation of biotic interactions influenced by shrub death in two exposures. Therefore, 20 alive and 20 dead *Onobrychis cornuta* cushions were selected in each exposure and for each of the plots one plot with the same size in open space were selected (in total 160 plots) and their plant species were recorded. In order to determine the main effects, GLMM were applied and T test were used to compare mean between shrub health and exposures. Our results showed that under alive and dead shrubs, perennial herbs (2.8 and 6.35 %) and shrubs (0.6 and 3.25 %) were significantly reduced, respectively. In the southern exposure, total cover of species (17.55 and 6.85), perennial grasses (1.70, 5.98), perennial herbs (2.38, 5.28) and shrubs (1.18, 3.40) were declined under dead shrubs respectively. GLMM results showed that shrub health has the strongest effects ($F=21.25$; $P<0.009$) on RII. In the southern exposure, competition was higher under dead shrubs (-0.58) than alive shrubs (-0.14). Exposure had strongest effects on the perennial grasses ($F=551.47$; $P<0.0001$) which in both dead and alive shrubs the cover in the northern exposure is higher than southern exposure. Shrub health has highest effects on perennial herbs ($F=7.22$; $P<0.009$) and in the northern exposure shrub death (- 0.36) reduced RII significantly compare to alive shrubs (- 0.004). Cushion death increase competition which limit occurrence of understory species.

Key words: *Onobrychis Cornuta*, Shrub death, Grasslands, Competition, Biotic interact