

## الگوی مکانی و کنش متقابل دارمازو (*Quercus infectoria* Oliv.) و ویول (*Q. libani* Oliv.) در دو توده کمتر دست خورده و تخریب شده (مطالعه موردی: جنگل‌های خدرآباد سردشت)

کریم بیابانی<sup>۱</sup>، بابک پیله‌ور<sup>۲\*</sup> و امیر صفری<sup>۳</sup>

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه جنگل‌داری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران

۲- نویسنده مسئول، دانشیار، گروه جنگل‌داری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران. پست الکترونیک: pilehvar.b@lu.ac.ir

۳- دانشجوی دکتری، گروه جنگل‌داری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی نور، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران

تاریخ دریافت: ۹۳/۱۲/۲۸

تاریخ پذیرش: ۹۴/۰۶/۰۴

### چکیده

الگوی پراکنش مکانی و کنش متقابل بین گونه‌های گیاهی برای درک روابط بین‌گونه‌ای و گونه-محیط از اهمیت به‌سزایی برخوردار است. با توجه به اهمیت جنگل‌های زاگرس و نقش مطالعات الگوی پراکنش مکانی در شناخت و مدیریت رویشگاه‌های جنگلی، پژوهش پیش‌رو به بررسی الگوی پراکنش مکانی دو گونه دارمازو (*Quercus infectoria* Oliv.) و ویول (*Q. libani* Oliv.) پرداخت. در جنگل‌های خدرآباد آذربایجان غربی دو توده تخریب‌شده و کمتر دست‌خورده هر کدام به مساحت پنج هکتار انتخاب شده و آماربرداری صددرصد شدند. مختصات دکارتی همه درختان موجود در هر دو توده محاسبه و در نهایت نقشه مکانی ترسیم شد. به منظور تحلیل الگوهای پراکنش مکانی و کنش متقابل گونه‌ها از تابع  $K$  رایلی استفاده شد. نتایج نشان داد که الگوی مکانی در توده کمتر دست‌خورده با استفاده از تابع  $L(r)$  برای دارمازو کپه‌ای و برای ویول کپه‌ای متمایل به تصادفی و با استفاده از تابع  $O(r)$  برای هر دو گونه کپه‌ای متمایل به تصادفی بود. الگوی مکانی در توده تخریب‌شده نیز برای هر دو گونه با استفاده از هر دو تابع به صورت کپه‌ای بود. در توده کمتر دست‌خورده با استفاده از هر دو تابع، کنش متقابل دو گونه مورد بررسی در مقیاس‌های کوچک جاذبه بود و در مقیاس‌های بزرگ‌تر حضور گونه‌ها به صورت مستقل از هم درآمد. شکل کنش در توده تخریب‌شده با استفاده از هر دو تابع در همه مقیاس‌ها به صورت جاذبه‌ای بود، بنابراین توصیه می‌شود در جنگل‌کاری‌های احیایی از آمیختگی فردی استفاده شود.

واژه‌های کلیدی: تابع  $L(r)$ ، تابع  $O(r)$ ، زاگرس شمالی،  $K$  رایلی.

### مقدمه

در تولید چوب صنعتی است. شیوه‌نامه‌های جنگل‌شناسی به‌طور عمده بر زادآوری طبیعی و تولید چوب همراه با حفظ ساختار و تمامیت اکولوژیکی جنگل تأکید دارند. در این رابطه نمی‌توان مقوله تولید چوب صنعتی را برای جنگل‌های زاگرس در نظر گرفت، بنابراین با توجه به کاهش چشمگیر کمیت و کیفیت این جنگل‌ها، لزوم بهره‌گیری از روش‌های

جنگل‌های زاگرس در غرب کشور که از نظر وسعت بیشترین سهم از جنگل‌های ایران را به خود اختصاص داده‌اند، متأسفانه هنوز دارای شیوه‌نامه جامع مدیریت اکولوژیکی مبتنی بر بهره‌برداری اصولی از کارکردها و خدمات آنها نیستند و این به دلیل نقش کم‌رنگ این جنگل‌ها

تسهیل‌سازی شرایط رویشی بین افراد (Barker *et al.*, 1997) و یا محدودیت پراکنش در مقیاس‌های بزرگتر (Burslem *et al.*, 2001) است. در حالی‌که تفرق و یا فاصله گرفتن از الگوی کپه‌ای، منعکس‌کننده نیازهای اکولوژیک متفاوت، جداسازی آشیان اکولوژیک و یا مکانیسم‌هایی است که مانع توسعه یک گونه در مجاورت گونه دیگری می‌شود (Callaway & Walker, 1997). توزیع منظم هنگامی رخ می‌دهد که رقابت شدید بین گونه‌ها و یا افراد غالب است و منجر به ایجاد یک فاصله حیاتی ویژه بین افراد می‌شود (Stoll & Newbery, 2005).

هرچند به‌سادگی می‌توان نشان داد که الگوی مکانی گونه‌ای خاص تصادفی نیست، اما به‌سختی می‌توان اجتماع مکانی بین دو گونه را تحلیل کرد (Wang *et al.*, 2010). در نتیجه، مطالعات محدودی وجود دارند که تأثیرات مکانی بین گونه‌های غالب در یک جامعه گیاهی را بررسی کرده باشند (Nishimura *et al.*, 2002; Rozas, 2006). به‌طور کلی در جوامع گیاهی، دو نوع کنش متقابل یا الگوی اجتماع‌پذیری مثبت یا جاذبه (Attraction) و منفی یا دافعه (Repulsion) وجود دارد. در حالتی که افراد یک یا دو گونه گیاهی در کنار یکدیگر رشد کنند، الگوی اجتماع‌پذیری آنها به‌صورت مثبت و در حالتی که از هم دور شوند، الگوی اجتماع‌پذیری آنها به‌صورت منفی خواهد بود (Akhavan & Sagheb Talebi, 2011). الگوی مکانی دو یا چند گونه اصلی تحت تأثیر محیط فیزیکی حاکم بر رویشگاه و اثرات متقابل بین گونه‌های گیاهی است (Getzin *et al.*, 2008). در این رابطه تفکیک اثرات محیط غیرزنده از اثرات متقابل بین گونه‌های گیاهی مقوله‌ای پیچیده و مشکل است (Wiegand *et al.*, 2007).

آشفستگی‌ها بخشی جدایی‌ناپذیر اکوسیستم‌ها هستند که در مقیاس‌های متفاوت مکانی و زمانی رخ می‌دهند (Turner *et al.*, 1998). درختانی که پس از وقوع یک آشفستگی در منطقه باقی می‌مانند، نقش بسیار مهمی در احیای اکوسیستم بازی می‌کنند، زیرا آنها نمایان‌گر الگوهای پراکنش مکانی اصلی (اولیه) در اکوسیستم هستند و می‌توانند اجزای

مدیریتی مبتنی بر دانش جنگل‌شناسی با هدف احیای این جنگل‌ها و بهره‌گیری از خدمات آنها ضروری است. در این راستا مطالعه ساختار و الگوی مکانی درختان ایزاری است که می‌تواند راهنمای جنگل‌شناسان برای دستیابی به هدف احیای این جنگل‌ها در منطقه زاگرس باشد.

توصیف کمی ساختار جنگل یکی از مناسب‌ترین ابزارها در مدیریت نوین جنگل است (Kint, 2005). یکی از مؤلفه‌های اصلی ساختار توده‌های جنگلی نحوه توزیع درختان در کنار یکدیگر است که به آن الگوی مکانی می‌گویند (Jayaraman, 1999). الگوی مکانی و کنش متقابل بین گونه‌های گیاهی برای درک روابط بین گونه‌ای و گونه-محیط مهم بوده و از این‌رو برای مدیریت بهینه و احیای اکوسیستم‌های جنگلی حایز اهمیت است (Zhang *et al.*, 2010). الگوی مکانی درختان از شاخص‌های مهم تاریخچه توده، پویایی جمعیت و رقابت گونه‌ها در جنگل‌ها است (Zhang *et al.*, 2010). همچنین الگوی مکانی و فرآیندهای ناشی از آن نقش مهمی در تجمع، پویایی و عملکرد جوامع گیاهی دارند (Murell *et al.*, 2001). الگوهای مکانی درختان در بررسی همزیستی گونه‌ها (Nishimura *et al.*, 2002)، تولید چوب، نحوه زادآوری درختان، رقابت، طراحی برنامه‌های مدیریتی و احیایی مناسب، ارزیابی اثر دخالت‌های جنگل‌شناسی بر توده و انتخاب طرح مناسب آماربرداری کاربرد دارد (Safari *et al.*, 2010).

تحلیل الگوی مکانی ایزاری است که به‌طور گسترده‌ای برای ارزیابی توزیع درختان، اثرات مکانی متقابل گونه‌ها و کشف فرآیندهای بیولوژیکی به‌کار گرفته شده است (Petritan *et al.*, 2014). در بسیاری از مطالعات پژوهشگران به این نتیجه رسیده‌اند که الگوی مکانی گونه‌ها به‌طور معمول به شکل غیرتصادفی است (Wiegand *et al.*, 2007) و در اغلب موارد می‌تواند به شکل کپه‌ای (Batoobe, 2015; Pourhashemi *et al.*, 2013; *et al.*) و یا در مواردی به شکل منظم درآید. توزیع مکانی کپه‌ای نمایان‌گر نیازهای اکولوژیک مشابه گونه‌ها (Rüger *et al.*, 2009)،

استان آذربایجان غربی، شهرستان سردشت انجام شد (شکل ۱). طول و عرض جغرافیایی منطقه  $۳۵^{\circ}۳۰'$  تا  $۴۶^{\circ}۱۵'$  شرقی و  $۳۵^{\circ}۴۵'$  تا  $۳۶^{\circ}۱۵'$  شمالی است. متوسط ارتفاع از سطح دریا ۱۴۳۰ متر (کمینه ۱۲۷۰ متر و بیشینه ۱۶۰۰ متر) و میانگین بارندگی و درجه حرارت سالانه نیز به ترتیب  $۸۸۹/۰۸$  میلی‌متر و  $۱۳/۱$  درجه سانتی‌گراد است. اقلیم منطقه براساس روش آمبرژه در محدوده اقلیم سرد و خشک قرار گرفته است و براساس منحنی آمبروترمیک چهار ماه از سال خشک است. خاک منطقه مورد مطالعه دارای عمق زیاد، ساختمان دانه‌ای درشت، بافت متوسط (Silt loam)، اسیدیته قلیایی، نفوذپذیری و زهکشی مناسب و از نوع خاک‌های قهوه‌ای است. این منطقه از نظر تقسیم‌بندی تکتونیکی و زمین‌ساختی ایران، جزء پهنه البرز-آذربایجان (زون خوی-مهاباد) محسوب می‌شود (Pato, 2007).

#### روش پژوهش

پژوهش پیش‌رو در دو توده کمتر دست‌خورده و تخریب‌شده انجام شد. توده کمتر دست‌خورده به علت اهمیت مذهبی که نزد اهالی دارد، کمتر مورد تعرض واقع شده است و ساختاری نزدیک به ساختار جنگل بکر دارد؛ هرچند که به دلیل چرای دام در زیر اشکوب نمی‌توان آن را به طور کامل مشابه جنگل بکر در نظر گرفت، اما با توجه به واقعیت‌های موجود در زاگرس، یافتن جنگل بکر در عمل غیرممکن است. در توده کمتر دست‌خورده، گونه درختی غالب دارمازو با فرم‌رویشی دانه‌زاد و با ابعاد به نسبت بزرگ بود. در توده تخریب‌شده نیز گونه غالب دارمازو با فرم‌رویشی شاخه‌زاد و تراکم اندک بود که معرف عمده جنگل‌های زاگرس است. این توده در مجاورت توده کمتر دست‌خورده واقع شده بود. در انتخاب توده‌ها سعی شد که شرایط اکولوژیک رویشگاه‌ها از قبیل شیب، جهت و ارتفاع از سطح دریا یکسان باشد. گونه‌های مورد بررسی در پژوهش پیش‌رو دارمازو و وی‌ول بودند. دارمازو در این توده‌ها از نظر تراکم و میزان تاج‌پوشش گونه اصلی بود و وی‌ول با تراکم و میزان تاج‌پوشش کمتر در جایگاه دوم قرار گرفته و نقش گونه همراه را بازی می‌کند.

اکوسیستمی و عملکرد آن را تحت تأثیر قرار دهند (Keeton & Franklin, 2005; Herrera & Garcia, 2009). بنابراین درختان در ساختار و بویایی توالی ثانویه جنگل پس از آشفستگی، نقش اصلی را به عهده دارند (Keeton & Franklin, 2005). به منظور ارزیابی و دستیابی به یک مدیریت اصولی و صحیح، تعیین عامل‌های آشفستگی و روند استقرار زادآوری در یک رویشگاه، نیاز است تا رویشگاه‌هایی با مشخصات جغرافیایی مشابه انتخاب شوند و از طریق مطالعه و مقایسه ساختار، زمینه‌های علمی و عملی برای هدایت و مدیریت جنگل‌ها مطابق رویشگاه طبیعی فراهم شود. در این زمینه، توده‌ها را می‌توان از جنبه‌های مختلف مانند رویش، ساختار، تراکم، ابعاد و تنوع گونه‌ای با هم مقایسه کرد.

جنگل‌های زاگرس طی دهه‌های گذشته با عامل‌های مختلفی که باعث آشفستگی در این جنگل‌ها شده‌اند، مواجه بوده‌اند که مهم‌ترین آنها انسان و فعالیت‌های او بوده است. با توجه به نقش و کارکردهای خدماتی مهم این جنگل‌ها، لزوم ارزیابی راهکار مدیریتی مناسب برای احیای این جنگل‌ها به منظور دستیابی به پتانسیل اکوسیستمی حایز اهمیت است. بررسی تغییرات ناشی از دخالت‌های انسانی در الگوی مکانی و ساختار توده‌های تخریب‌شده و مقایسه آن با توده‌های کمتر دست‌خورده به مدیران این امکان را می‌دهد تا با بهره‌گیری از اختلافات به وجود آمده بتوانند توده‌های تخریب‌شده را به سمت توده‌های اولیه هدایت کنند. پژوهش پیش‌رو در نظر دارد تا با مقایسه توده‌های منشأ اولیه مشابه و متفاوت از نظر میزان آشفستگی که گونه‌های وی‌ول (*Quercus libani* Oliv.) و دارمازو (*Quercus infectoria* Oliv.) در آن غلبه دارند، راهکار مدیریتی مناسب در راستای حفظ و احیای رویشگاه‌های این گونه‌های ارزشمند را ارائه دهد.

#### مواد و روش‌ها

##### منطقه مورد مطالعه

پژوهش پیش‌رو در جنگل‌های زاگرس شمالی واقع در



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی مناطق مورد مطالعه

$$L(r) = \sqrt{\frac{K(r)}{\pi}} - r \quad \text{رابطه (۱)}$$

در این رابطه  $L(r)$  تابع  $L$ ،  $K(r)$  تابع  $K$  رایپلی و  $r$  فاصله یا شعاع مورد بررسی از درختان است. در حالت الگوی کپهای تابع  $L$  بزرگتر از صفر، در الگوی تصادفی تابع  $L$  برابر با صفر و در آرایش یکنواخت تابع  $L$  کوچکتر از صفر است (Wiegand & Moloney, 2004). از آنجایی که توابع  $K$  رایپلی و  $L(r)$ ، الگوهای مکانی گونه‌ها را در داخل دایره متحدالمرکز با شعاع  $r$  حول یک درخت مرکزی تجزیه و تحلیل می‌کنند، این توابع در کشف الگوی مکانی در فواصل مختلف ضعیف هستند. برای رفع این نقص تابع  $O$ -ring توسعه داده شد (رابطه ۲) (Wiegand & Moloney, 2004) که در تحلیل الگوهای مکانی از حلقه‌ها به جای دایره استفاده می‌کند. این موضوع سبب توانایی کشف الگوی مکانی در فواصل و طبقه‌های مختلف می‌شود (Karimi et al., 2012).

$$O(r) = \lambda g(r) \quad \text{رابطه (۲)}$$

در این رابطه  $\lambda$  شدت الگو (تراکم) است. اگر  $O(r) > \lambda$  الگو کپهای، اگر  $O(r) = \lambda$  الگو تصادفی و اگر  $O(r) < \lambda$

در هریک از دو توده قطعاتی به مساحت پنج هکتار انتخاب شدند و با استفاده از روش آماربرداری صددرصد و اندازه‌گیری فاصله-آزیموت بین درختان، مختصات دکارتی  $(x,y)$  همه درختان استخراج شد. سپس موقعیت دکارتی تک تک درختان تعیین شد و در نهایت نقشه مکانی (Stem-mapped) درختان ترسیم شد. حداقل قطر درختان مورد آماربرداری، ۲/۵ سانتی‌متر در نظر گرفته شد (Karimi et al., 2010; Safari et al., 2012). در توده‌هایی که مورد آماربرداری صددرصد قرار می‌گیرند، از سه روش کوادرات‌های پیوسته، شاخص نزدیک‌ترین همسایه و تابع  $K$  رایپلی استفاده می‌شود (Karimi et al., 2012). در پژوهش پیش‌رو برای تشریح و تفسیر الگوی مکانی درختان از تابع  $K$  رایپلی استفاده شد. در سال‌های اخیر تابع  $K$  رایپلی به‌طور گسترده‌ای استفاده شده است. این تابع برای تحلیل الگوی مکانی از همه فاصله‌های هر درخت تا همسایه‌هایش استفاده می‌کند. از این‌رو اطلاعات بیشتری از الگو را در فواصل و مقیاس‌های مختلف ارائه می‌کند (Hao et al., 2007). به‌منظور تثبیت واریانس و حذف وابستگی به مقیاس، به‌طور معمول از شکل خطی و ریشه دوم تابع  $K(r)$  که تابع  $L(r)$  خوانده می‌شود، استفاده شد (رابطه ۱) (Xu et al., 2009).

### نتایج

فهرست گونه‌های چوبی موجود در توده‌های کمتر دست‌خورده و تخریب‌شده مطابق جدول ۱ بود. مقادیر تراکم و تاج‌پوشش گونه‌های موجود در توده‌های مورد مطالعه نیز در جدول ۲ ارائه شده است. همان‌طور که در جدول‌های ۱ و ۲ مشاهده می‌شود، توده تخریب‌شده از نظر مجموع تراکم و درصد تاج‌پوشش و تنوع گونه‌ای نسبت به توده کمتر دست‌خورده مقادیر کمتری دارد. این تفاوت‌ها ناشی از دخالت‌های انسانی طی سال‌های گذشته است که منجر به افول کمی و کیفی این توده در مقایسه با توده کمتر دست‌خورده شده است.

جدول ۱- گونه‌های چوبی موجود در دو توده

توده	گونه
کمتر دست‌خورده	دارمازو، وی‌ول، برودار، گلابی‌وحشی، زالزالک، کیکم، سیب‌جنگلی، شن، بنه، بادام، بید
تخریب‌شده	دارمازو، وی‌ول، گلابی‌وحشی، زالزالک

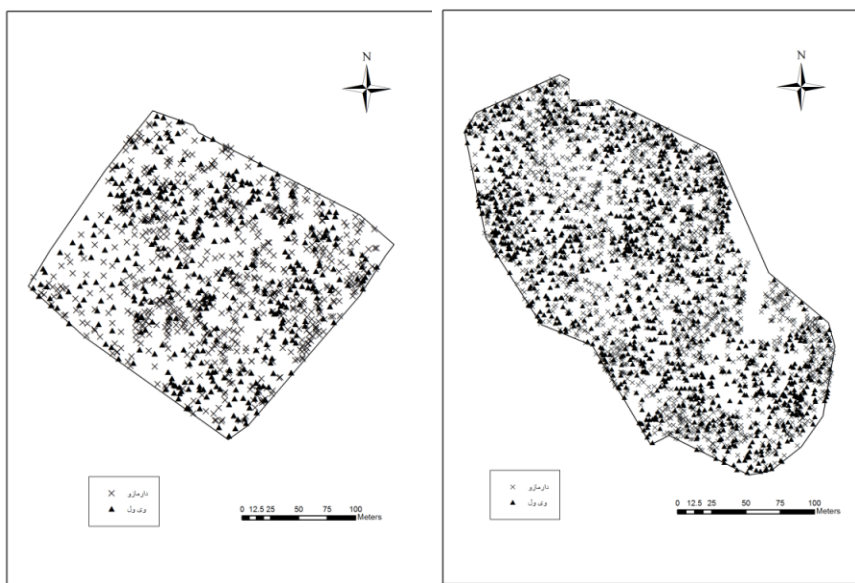
جدول ۲- مقادیر تراکم و تاج‌پوشش در دو توده آماربرداری شده

توده	گونه	تراکم		تاج‌پوشش	
		پایه در هکتار	درصد	متر مربع در هکتار	درصد
کمتر دست‌خورده	دارمازو	۳۷۹/۸	٪ ۴۹/۱۷	۲۹۳۵/۶۴	٪ ۵۱/۸
	وی‌ول	۲۳۹/۴	٪ ۳۱	۱۲۷۱/۰۴	٪ ۲۲/۴
	سایر گونه‌ها	۱۵۳/۲	٪ ۱۹/۸۳	۱۴۵۹/۲	٪ ۲۵/۸
	مجموع	۷۷۲/۴	٪ ۱۰۰	۵۶۶۵/۸۸	٪ ۵۷
تخریب‌شده	دارمازو	۱۴۱/۴	٪ ۵۸/۲۴	۹۶۷/۷۴	٪ ۶۳/۶۶
	وی‌ول	۸۷/۲	٪ ۳۵/۹۲	۴۱۹/۳۷	٪ ۲۷/۵۹
	سایر گونه‌ها	۱۴/۲	٪ ۵/۸۴	۱۳۳/۱۴	٪ ۸/۷۵
	مجموع	۲۴۲/۸	٪ ۱۰۰	۱۵۲۰/۲۵	٪ ۱۵

### الگوی مکانی

نقشه‌های پراکنش مکانی مربوط به توده‌های مورد مطالعه در شکل ۲ نشان داده شده‌اند. فراوانی گونه‌ها در

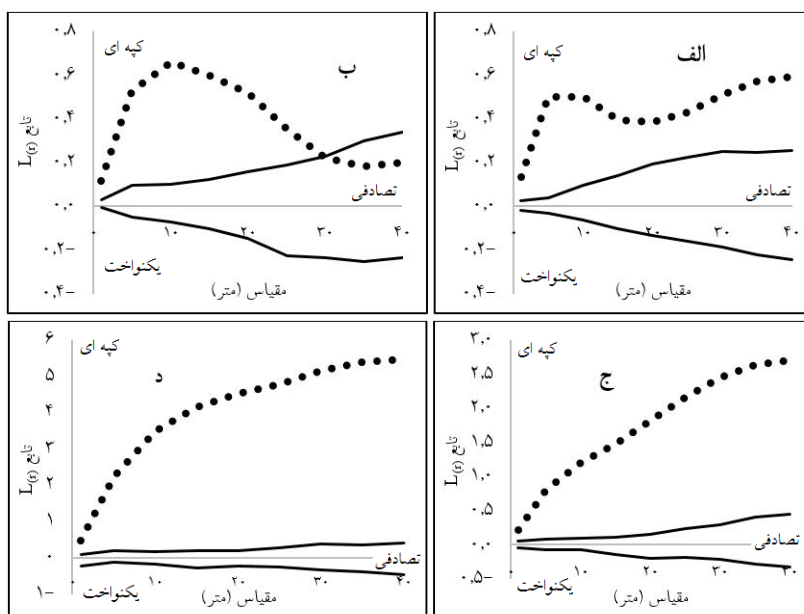
توده‌های کمتر دست‌خورده و تخریب‌شده به ترتیب برای دارمازو ۱۸۹۹ و ۷۰۷ اصله و برای وی‌ول نیز ۱۱۹۷ و ۴۳۶ اصله بود.



شکل ۲- نقشه پراکنش مکانی دارمازو و ویول در توده‌های کمتر دست‌خورده (الف) و تخریب‌شده (ب)

دارمازو و ویول در مقیاس‌های مختلف در شکل ۳ نشان داده شده است.

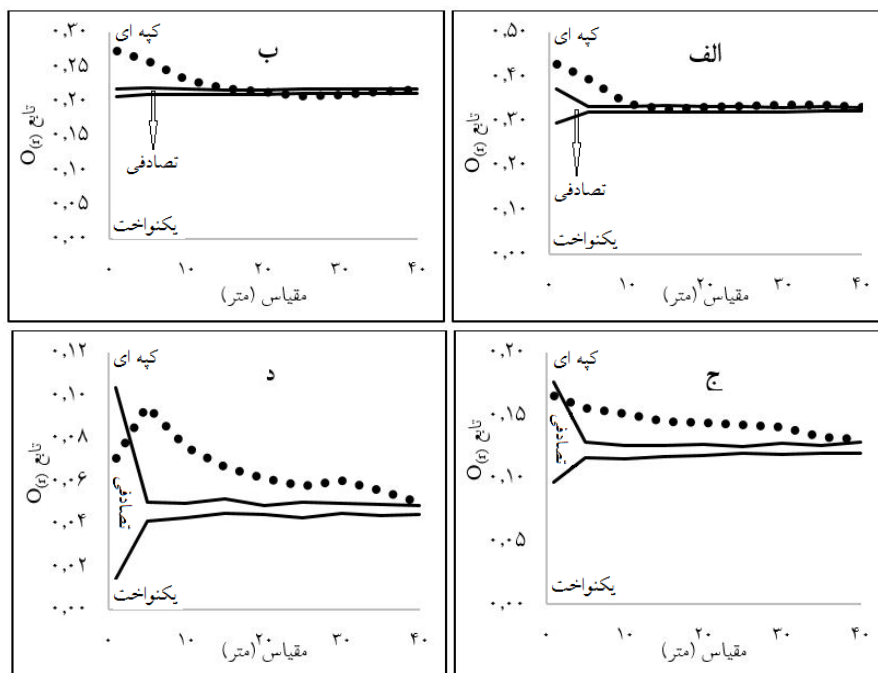
تجزیه و تحلیل تک‌متغیره نتایج تحلیل تابع  $L(r)$  برای الگوی پراکنش مکانی



شکل ۳- الگوی مکانی با استفاده از تابع  $L(r)$ : الف) دارمازو در توده کمتر دست‌خورده، ب) ویول در توده کمتر دست‌خورده، ج) دارمازو در توده تخریب‌شده و د) ویول در توده تخریب‌شده در مقیاس‌های مختلف (منحنی‌های مشکی رنگ حد بالا و پایین آزمون مونت کارلو، منحنی مشکی رنگ نقطه‌چین نمودار تابع  $L(r)$  و محور y ها فاصله الگوی مورد مطالعه هستند).

تصادفی بود. در نمودارهای (ج) و (د)، منحنی تابع در همه مقیاس‌ها بالاتر از محدوده مونت‌کارلو قرار داشت و شکل الگوی هر دو گونه در این توده به صورت کپه‌ای بود. نتایج تحلیل تابع  $O(r)$  برای الگوی مکانی دارمازو و وی‌ول در مقیاس‌های مختلف در شکل ۴ نشان داده شده است.

در نمودار (الف) منحنی تابع در همه مقیاس‌ها بالاتر از محدوده مونت‌کارلو قرار داشت و الگو به صورت کپه‌ای بود. در نمودار (ب) منحنی تابع در مقیاس‌های پایینی (تا ۳۰ متر) بالاتر از محدوده مونت‌کارلو قرار داشت و الگو به صورت کپه‌ای بود. از مقیاس ۳۱ تا ۴۰ متری منحنی تابع داخل محدوده مونت‌کارلو قرار داشت و شکل الگو به صورت



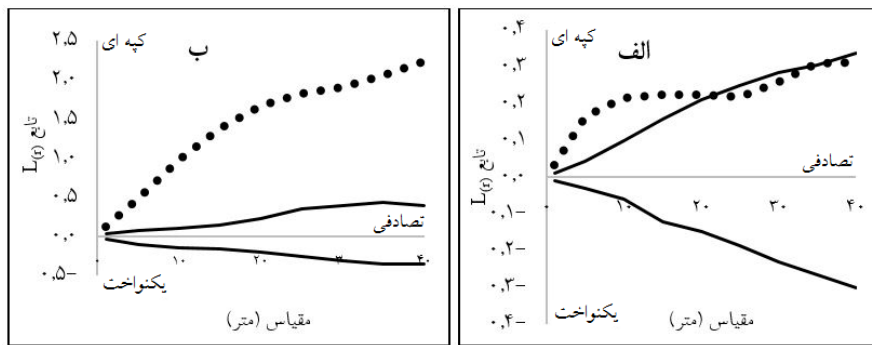
شکل ۴- الگوی مکانی با استفاده از تابع  $O(r)$  (الف) دارمازو در توده کمتر دست‌خورده، (ب) وی‌ول در توده کمتر دست‌خورده، (ج) دارمازو در توده تخریب‌شده و (د) وی‌ول در توده تخریب‌شده در مقیاس‌های مختلف (منحنی‌های مشکی حد بالا و پایین آزمون مونت‌کارلو، منحنی مشکی رنگ نقطه‌چین نمودار تابع  $O(r)$  و محور  $r$ ها فاصله الگوی مورد مطالعه هستند).

داشت و شکل الگو به صورت یکنواخت بود. از ۳۳ متر به بعد منحنی تابع داخل محدوده مونت‌کارلو قرار داشت و الگو به صورت تصادفی بود. در نمودارهای (ج) و (د) منحنی تابع در همه مقیاس‌ها بالاتر از محدوده مونت‌کارلو قرار داشت و شکل الگو برای هر دو گونه به صورت کپه‌ای بود.

تجزیه و تحلیل دو متغیره

نتایج تحلیل کنش متقابل بین دو گونه در توده با استفاده از تابع  $L(r)$  در شکل ۵ نشان داده شده است.

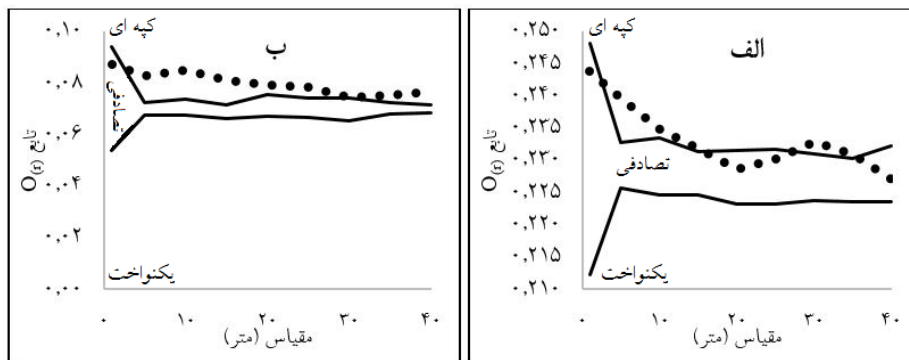
در نمودار (الف) منحنی تابع در مقیاس‌های ابتدایی (تا ۱۰ متر) بالاتر از محدوده مونت‌کارلو قرار داشت و الگو در این مقیاس‌ها به صورت کپه‌ای بود. از ۱۰ متر به بالا الگوی مکانی به صورت بینابینی تصادفی و کپه‌ای بود. در نمودار (ب) منحنی تابع در مقیاس‌های پایینی (تا ۱۷ متر) بالاتر از محدوده مونت‌کارلو قرار داشت و شکل الگو به صورت کپه‌ای بود. از ۱۷ تا ۲۳ متر منحنی تابع داخل محدوده مونت‌کارلو قرار داشت و الگو به صورت تصادفی بود. از ۲۳ تا ۳۳ متر منحنی تابع پایین‌تر از محدوده مونت‌کارلو قرار



شکل ۵- کنش متقابل با استفاده از تابع  $I(r)$ : الف) توده کمتر دست خورده ب) توده تخریب شده در مقیاس های مختلف (منحنی های مشکی رنگ حد بالا و پایین آزمون مونت کارلو، منحنی مشکی رنگ نقطه چین نمودار تابع  $I(r)$  و محور  $r$  ها فاصله الگوی مورد مطالعه هستند).

بینایی جاذبه و استقلال بود. در نمودار (ب) منحنی تابع در همه مقیاس ها بالاتر از محدوده مونت کارلو قرار داشت و کنش بین دو گونه در این توده از نوع جاذبه بود. همچنین شدت جاذبه با بالا رفتن مقیاس، بیشتر شد. نتایج تحلیل کنش متقابل بین دو گونه در دو توده با استفاده از تابع  $O(r)$  در شکل ۶ نشان داده شده است.

در نمودار (الف) منحنی تابع در مقیاس های پایینی (تا ۲۱ متر) بالاتر از محدوده مونت کارلو قرار داشت و کنش بین دو گونه در این توده مثبت و جاذبه بود. از ۲۱ تا ۳۳ متر منحنی تابع داخل محدوده مونت کارلو قرار گرفت و حضور گونه ها از هم در این مقیاس (۲۱ تا ۳۳ متر) مستقل از هم بود. از ۳۳ متر به بعد منحنی تابع به صورت بینایی بالاتر و داخل محدوده قرار گرفت و شکل کنش به صورت



شکل ۶- کنش متقابل با استفاده از تابع  $O(r)$ : الف) توده کمتر دست خورده ب) توده تخریب شده در مقیاس های مختلف (منحنی های مشکی رنگ حد بالا و پایین آزمون مونت کارلو، منحنی مشکی رنگ نقطه چین نمودار تابع  $O(r)$  و محور  $r$  ها فاصله الگوی مورد مطالعه هستند).

مقیاس ها به صورت بینایی استقلال و جاذبه بود. در نمودار (ب)، منحنی تابع در همه مقیاس ها بالاتر از محدوده مونت کارلو قرار داشت و کنش به صورت جاذبه بود. لازم به ذکر است که شدت جاذبه در فواصل کوچک تر، بیشتر بود.

در نمودار (الف) منحنی تابع در مقیاس های پایینی (تا ۱۰ متر) بالاتر از محدوده مونت کارلو قرار داشت و کنش در این مقیاس ها از نوع جاذبه بود. با بزرگ تر شدن مقیاس (۱۱ متر به بعد) منحنی به صورت بینایی داخل و بالاتر از محدوده مونت کارلو قرار گرفت و شکل کنش در این



## بحث

باعث ایجاد مدل پراکنش تصادفی درختان این گونه‌ها شود. نونهال‌ها و نهال‌های درختان به علت سرشت نوری خود، در زیر تاج و پناه درختان مادری به‌طور دسته‌ای و گروهی رشد می‌کنند و به‌طور طبیعی دارای الگوی کپه‌ای خواهند بود. در ادامه حیات و با افزایش رشد، به دلیل محدودیت منابع، بین درختان رقابت به‌وجود خواهد آمد و بعضی از پایه‌ها از بین می‌روند که باعث استقرار درختان براساس الگوی تصادفی می‌شود (Porbabaie *et al.*, 2012). در پژوهش پیش‌رو، نتایج اثرات کنش متقابل بین گونه‌ها نشان داد که در توده کمتر دست‌خورده در مقیاس‌های کوچک‌تر جاذبه کمتر و در ادامه حضور گونه‌ها مستقل از هم بود. همچنین در توده تخریب‌شده کنش متقابل بین گونه‌ها در همه مقیاس‌ها مثبت و دارای جاذبه بود. علت استقلال گونه‌ها در توده کمتر دست‌خورده می‌تواند به دلیل سن توده و فرم رویشی باشد. این دو گونه هر دو دارای بذرهای سنگین هستند و به‌طور طبیعی استقرار دانه‌زاد آنها در کنار یکدیگر در مراحل اولیه از نظر نیاز نوری و اختلاف در سرعت رشد منجر به کنش مثبت خواهد شد، اما با گذشت زمان و کاهش نیاز به پرستار و رقابت منجر به حذف، بین گونه‌ها فاصله ایجاد خواهد شد و این دو گونه از هم مستقل می‌شوند، اما در توده تخریب‌شده تغییر فرم رویشی از دانه‌زاد به شاخه‌زاد و متراکم شدن جست‌ها حول درخت اولیه می‌تواند دلیلی بر کنش مثبت بین گونه‌ها در تمام مقیاس‌ها باشد. علاوه بر آن حذف برخی از عناصر درختی و درختچه‌ای در توده تخریب‌شده می‌تواند منجر به کنش مثبت بین دو گونه در همه مقیاس‌ها شود.

با توجه به هدف پژوهش پیش‌رو مبنی بر حفظ، احیاء و مدیریت گونه‌های ارزشمند دارمازو و وی‌ول در زاگرس شمالی، باید ساختار توده تخریب‌شده را به سمت توده کمتر دست‌خورده هدایت کرد تا بتوان به اهداف مدیریت احیایی این جنگل‌ها دست یافت. با مقایسه توده کمتر دست‌خورده و توده تخریب‌شده مشاهده شد که علاوه بر کاسته شدن از تعداد پایه‌ها و تراکم درختان، بسیاری از گونه‌های خشبی نیز در توده تخریب‌شده، حذف شده‌اند و تنوع گونه‌های

نتایج پژوهش پیش‌رو برای دارمازو و وی‌ول الگوی کپه‌ای متمایل به تصادفی در دو توده کمتر دست‌خورده و الگوی کپه‌ای در توده تخریب‌شده را نشان داد. با توجه به سنگین بودن بذر بلوط و ریزش بذرهای تاج درختان در اثر وزن زیاد، تشکیل الگوی کپه‌ای قابل انتظار بود (Safari *et al.*, 2010; Sadat-Ebrahimi & Pourbabaie, 2013). تغییر فرم رویشی جنگل‌های زاگرس از دانه‌زاد به شاخه‌زاد و همچنین الگوی کپه‌ای درختان دانه‌زاد اولیه می‌تواند مؤید رخداد الگوی پراکنش کپه‌ای در این توده‌ها باشد. علاوه بر وزن، ابعاد و نحوه پراکنش بذرها، ناهمگنی رویشگاه (Zhang *et al.*, 2010)، نحوه مدیریت توده و شیوه زادآوری (Moustakas *et al.*, 2008)، می‌تواند در کپه‌ای بودن الگوی پراکنش درختان تأثیر داشته باشد (Karimi *et al.*, 2012). در این رابطه، Chao و همکاران (۲۰۰۷) ناهمگنی رویشگاه و سنگینی بذرها را مهمترین عامل‌های ایجاد الگوی کپه‌ای معرفی کردند. نتایج همچنین نشان داد که در توده کمتر دست‌خورده با افزایش مقیاس، الگوی پراکنش درختان از کپه‌ای به تصادفی تغییر پیدا کرد. این نتیجه با نتایج مطالعات Luis و همکاران (۲۰۰۸) و Li و همکاران (۲۰۰۹) هم‌راستا است. Li و همکاران (۲۰۰۹) علت این امر را دخالت‌های انسانی و آشفته‌گی‌های طبیعی می‌دانند. همچنین دلیل تمایل الگوی کپه‌ای مشاهده‌شده به تصادفی در مقیاس‌های بزرگ‌تر را می‌توان انتقال بذرها توسط بذرخواران به فواصل دورتر دانست. Porbabaie و همکاران (۲۰۱۲) به نقش جانورانی مانند گراز و جوندگانی مانند تشی و موش در انتقال بذرهای سنگین بلوط تأکید می‌کنند و عامل باد را بی‌تأثیر می‌دانند. همچنین Martinez و همکاران (۲۰۱۰) به الگوی کپه‌ای در مقیاس پایین و الگوی تصادفی در مقیاس بالا اشاره کردند و عامل‌های این الگوها را آشفته‌گی و پراکنندگی بذرها توسط حیوانات معرفی کردند. به نظر می‌رسد وقوع الگوی تصادفی در مقیاس‌های بالاتر در توده کمتر دست‌خورده، به دلیل رسیدن درختان به مرحله بلوغ و عدم نیاز به درختان مادری است که می‌تواند

- Burslem, D.F.R.P., Garwood, N.C. and Thomas, S.C., 2001. Tropical forest diversity-the plot thickens. *Science*, 292: 606-607.
- Callaway, R.M. and Walker, L.R., 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78: 1958-1965.
- Chao, W.C., Wu, Sh.H., Lin, H.Y., Hsieh, C.F. and Chao, K.J., 2007. Distribution patterns of tree species in the Lanjenchi lowland rain forest. *Taiwania*, 52(4): 343-351.
- Getzin, S., Wiegand, T., Wiegand, K. and He, F., 2008. Heterogeneity influences spatial patterns and demographics in forest stands. *Journal of Ecology*, 96: 807-820.
- Hao, Zh., Zhang, J., Song, B., Ye, J. and Li, B., 2007. Vertical structure and spatial associations of dominant tree species in an old-growth temperate forest. *Forest Ecology and Management*, 252(1-3): 1-11.
- Herrera, J.M. and Garcia, D., 2009. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: being alone is not always so sad. *Biological Conservation*, 142: 149-158.
- Jayaraman, K., 1999. A Statistical Manual for Forestry Research, FORSPA. FAO Publication, 231p.
- Karimi, M., Pormajidian, M.R., Jalilvand, H. and Safari, A., 2012. Preliminary study for application of O-ring function in determination of small-scale spatial pattern and interaction species (case study: Bayangan forests, Kermanshah). *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 20(4): 608-621 (In Persian).
- Keeton, W.S. and Franklin, J.F., 2005. Do remnant old-growth trees accelerate rates of succession in mature Douglas-fir forest?. *Ecological Monographs*, 75: 103-118.
- Kint, V., 2005. Structural development in ageing temperate *Scots pine* stands. *Forest Ecology and Management*, 214: 237-250.
- Li, L., Huang, Z.L., Ye, W.H., Cao, H.L., Wei, S.G., Wang, Z.G., Lian, J.Y., Sun, I.F., Ma, K.P. and He, F.L., 2009. Spatial distributions of tree species in a subtropical forest of China. *Oikos*, 118: 495-502.
- Luis, M.D., Raventos, J., Wiegand, T. and Hidalgo, C.H., 2008. Temporal and spatial differentiation in seedling emergence may promote species coexistence in Mediterranean

خشیبی در توده تخریب شده کاهش یافته است. در نتیجه در راستای احیای این چنین رویشگاه‌هایی، علاوه بر وارد کردن دارمازو و ویول از طریق جنگل‌کاری و به صورت آمیختگی فردی در این عرصه‌های تخریب شده، باید نسبت به وارد کردن سایر گونه‌ها با فراوانی کمتر به منظور ارتقای تنوع گیاهی عرصه‌ها و پایداری بیشتر آنها اقدام کرد. با توجه به نیاز نوری و سرعت رشد دارمازو و ویول، آمیختگی فردی دو گونه، پناه مناسب را برای نهال‌های ویول از طریق دارمازو فراهم خواهد کرد. با اجرای عملیات احیایی در توده‌های تخریب شده، همراه با حفاظت در مقابل عامل‌های مخربی مانند چرای دام، زمینه برای رقابت عناصر در توده فراهم می‌شود و در نهایت با گذشت زمان الگوی پراکنش گونه‌ها تحت عامل رقابت در مقیاس‌های بزرگ‌تر به سمت تصادفی میل خواهد کرد و همچنین کنش متقابل بین این دو گونه به شکل مستقل در خواهد آمد؛ مشابه آنچه که در توده کمتر دست‌خورده، شاهد آن هستیم. با اعمال این نوع مدیریت، علاوه بر بیشتر کردن تراکم گونه‌ها در واحد سطح که منجر به تولید متناسب با توان بالقوه توده خواهد شد، خدمات محیط زیستی توده‌های جنگلی در زمینه حفاظت خاک و ارتقای تنوع زیستی تضمین خواهد شد.

## References

- Akhavan, R. and Sagheb Talebi, Kh., 2011. Application of bivariate Ripley's K-function for studying competition and spatial association of trees (case study: intact oriental beech stands in Kelardasht). *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 19(4): 632-644 (In Persian).
- Barker, M.G., Press, M.C. and Brown, N.D., 1997. Photosynthetic characteristics of dipterocarp seedlings in three tropical rain forest light environments: a basis for niche partitioning?. *Oecologia*, 112: 453-463.
- Batoobe, P., Akhavan, R., Pourhashemi, M. and Kiadaliri, H., 2013. Determining minimum area required for the investigation of spatial pattern of *Quercus brantii* in les degraded stands using Ripley's K- function in the Marivan. *Journal of Forest and Wood Products*, 66(1): 27-38 (In Persian).

- University, 162p.
- Rozas, V., 2006. Structural heterogeneity and tree spatial patterns in an old-growth deciduous lowland forest in Cantabria, northern Spain. *Plant Ecology*, 185: 57-72.
  - Rüger, N., Huth, A., Hubbell, S.P. and Condit, R.S., 2009. Response of recruitment to light availability across a tropical lowland rain forest community. *Journal of Ecology*, 97: 1360-1368.
  - Sadat-Ebrahimi, S. and Pourbabaei, K.h., 2013. Protective effect on the spatial distribution pattern of dominant populations of beech trees (case study: Masal, Gilan). *Applied Ecology*, 2(4): 13-23 (In Persian).
  - Safari, A., Shabanian, N., Heidari, R.H., Erfanifard, S.Y. and Pourreza, M., 2010. Spatial pattern of Manna oak trees (*Quercus brantii* Lindl.) in Bayangan forests of Kermanshah. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 18(4): 596-608 (In Persian).
  - Stoll, P. and Newbery, D.M., 2005. Evidence of species-specific neighborhood effects in the dipterocarpaceae of a bornean rain forest unibasch America. *Ecology*, 86: 3048-3062.
  - Turner, M.G., Barker, W.L., Peterson, C.J. and Peet, R.K., 1998. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, 1: 511-523.
  - Wang, X., Wiegand, T., Hao, Z., Li, B., Ye, J. and Zhang, J., 2010. Species associations in an old-growth temperate forest in north-eastern China. *Journal of Ecology*, 98: 674-686.
  - Wiegand, T. and Moloney, K.A., 2004. Rings, circles and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos*, 104(2): 209-229.
  - Wiegand, T., Gunatilleke, C.V.S. and Gunatilleke, I.A.U.N., 2007. Species associations in a heterogeneous Sri Lankan Dipterocarp forest. *American Naturalist*, 170: 77-95.
  - Xu, X., Harwood, Th.D., Pautasso, M. and Jeger, M.J., 2009. Spatio-temporal analysis of an invasive plant pathogen (*Phytophthora ramorum*) in England and Wales. *Ecography*, 32(3): 504-516.
  - Zhang, Zh.H., Hu, G., Zhu, J.D., Luo, D.H. and Ni, J., 2010. Spatial patterns and inter specific associations of dominant tree species in two old-growth Karst forests, SW China. *Ecological Research*, 25(6): 1151-1160.
  - fire-prone ecosystems. *Ecography*, 31(5): 620-629.
  - Martinez, I., Weigand, T., Gonzalez, F. and Obeso, J.R., 2010. Spatial associations among tree species in a temperate forest community in north-western Spain. *Forest Ecology and Management*, 260(4): 456-465.
  - Moustakas, A., Wiegand, K., Getzin, S., Ward, D., Meyer, K.M., Guenther, M. and Mueller, K.H., 2008. Spacing patterns of an Acacia tree in the Kalahari over a 61-year period: How clumped becomes regular advice versa. *Acta Oecologica*, 33(3): 355-364.
  - Murrell, D.J., Purves, D.W. and Law, R., 2001. Uniting pattern and process in plant ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(10): 529-530.
  - Nishimura, N., Hara, T., Miura, M., Manabe, T. and Yamamoto, S., 2002. Tree competition and species coexistence in a warm-temperate old-growth evergreen broad-leaved forest in Japan. *Plant Ecology*, 164(2): 235-248.
  - Pato, M., 2007. A study on natural and disturbed forest stands structures at west Azerbaijan oak forests. M.Sc. thesis, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resource, Gorgan, 84p (In Persian).
  - Petritan, I.C., Marzano, R.C., Any, M., Petritan, A.M. and Lingua, E., 2014. Over story succession in a mixed *Quercus petraea*-*Fagus sylvatica* old growth forest revealed through the spatial pattern of competition and mortality. *Forest Ecology and Management*, 326: 9-17.
  - Pourbabaei, H., Zandi Navgaran, Sh. and Adel, M.N., 2012. Spatial pattern of three oak species in Chenare forest of Marivan, Kordestan. *Journal of Natural Environment, Iranian Journal of Natural Resources*, 65(3): 329-339 (In Persian).
  - Pourhashemi, M., Mansouri, F., Parhizkar, P., Panahi, P. and Hassani, M., 2015. Spatial pattern of sprout-clumps of Brant's oak (*Quercus brantii* Lindl.) in utilized forest stands of Marivan. *Journal of Plant Researches (Iranian Journal of Biology)*, 27(4): 534-543 (In Persian).
  - Reyburn, A.P., 2011. Causes and consequences of plant spatial patterns in natural and experimental Great Basin (USA) plant communities. Ph.D. thesis, Utah State

## Comparison of spatial patterns and interspecific association of Gall oak (*Quercus infectoria* Oliv.) and Lebanon oak (*Q. libani* Oliv.) in two less degraded and degraded oak stands in northern Zagros (Case study: Khedr Abad, Sardasht)

K. Biabani<sup>1</sup>, B. Pilehvar<sup>2\*</sup> and A. Safari<sup>3</sup>

1- M.Sc. Student, Department of Forestry, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Lorestan University, Khoramabad, Iran

2\*- Corresponding author, Associate Prof., Department of Forestry, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Lorestan University, Khoramabad, Iran. E-mail: pilehvar.b@lu.ac.ir

3- Ph.D. Student, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Iran

Received: 19.03.2015

Accepted: 26.08.2015

### Abstract

Spatial pattern and interspecific association between plant species are two important measures for understanding relation between species and their surrounding environment. Regarding the importance of Zagros forests as well as the role of spatial patterns in forest management, this study aimed to investigate spatial patterns of two important species "*Quercus infectoria* Oliv. and *Q. libani* Oliv." in northern Zagros forest. Two forest stands of 5 ha each located in Khedr Abad of West Azerbaijan province were fully calipered. Cartesian coordinates for all trees location were computed and the trees locations were mapped for both stands. Riply's K function and  $L_{(r)}$  and  $O_{(r)}$  statistics were used to analyze spatial patterns and interspecific association between plant species. Results showed a clumped pattern for *Q. infectoria* in less degraded stand using  $L_{(r)}$  statistics, while *Q. libani* tended to random pattern. Using  $O_{(r)}$  statistics, the spatial pattern for both species in less degraded stand were clumped that tended to random. However, both species showed a clumped pattern in degraded stand using both statistics. Bivariate statistical analysis showed a positive association between the two species at small scales in less degraded stand, whereas at larger scales the species were independent. Furthermore, the two species were positively correlated at all scales as shown by both statistics. Based on the results, mixed tree plantation is recommended to restore degraded stands via reforestation programs.

**Keywords:**  $L_{(r)}$  and  $O_{(r)}$  statistics, Northern Zagros, Riply's K function.