

تعیین حداقل سطح مناسب بررسی الگوی پراکنش مکانی برودار (*Quercus Brantii* Lindl.) در توده‌های کمتر دخالت‌شده جنگل‌های مریوان با استفاده از تابع K رایبلی

❖ سیده پریسا باتویه؛ دانشجوی کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات تهران، تهران، ایران
❖ رضا اخوان؛ استادیار پژوهشی، بخش تحقیقات جنگل، مؤسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور، تهران، ایران
❖ مهدی پورهاشمی؛ استادیار پژوهشی، بخش تحقیقات جنگل، مؤسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور، تهران، ایران
❖ هادی کیادلیری؛ استادیار، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات تهران، تهران، ایران

چکیده:

جنگل‌های ناحیه رویشی زاگرس امروزه به‌علت قطع بی‌رویه و چرای مفرط غالباً به حالت مخروبه درآمده‌اند، باین‌حال هنوز می‌توان مناطقی را یافت که به‌دلایل گوناگونی، چون دور از دسترس‌بودن یا مقدس‌بودن، کمتر تخریب شده‌اند. از این مناطق می‌توان به‌عنوان مناطق شاهد یا الگو در مدیریت و برنامه‌ریزی سایر مناطق جنگلی استفاده کرد. در این پژوهش به نحوه پراکنش درختان در سطح افق (الگوی مکانی)، که از ویژگی‌های شاخص توده‌های جنگلی است، و نیز تعیین حداقل سطح مناسب برای بررسی آن، پرداخته شده است. بدین‌منظور سه سطح یک‌هکتاری جنگلی به ابعاد ۱۰۰×۱۰۰ متر در سه منطقه کمتر دخالت‌شده (قبرستان) در اطراف شهرستان مریوان انتخاب شدند که گونه غالب آن‌ها برودار^۱ بود. در داخل هر یک از این سطوح یک‌هکتاری، سه سطح مربع‌شکل دیگر به‌ترتیب با مساحت‌های $۰/۲۵$ ، $۰/۵$ ، و $۰/۷۵$ هکتار به‌صورت تودرتو اجرا شد. سپس، موقعیت مکانی کلیه درختان در داخل قطعات یک‌هکتاری به‌روش فاصله‌آزیموت تعیین و الگوی پراکنش مکانی درختان با استفاده از تابع K رایبلی به‌تفکیک قطعات مختلف بررسی شد. نتایج نشان داد که الگوی پراکنش مکانی درختان جز برای سطح $۰/۲۵$ هکتار، کپه‌ای، و حداقل سطح مناسب برای این بررسی، $۰/۵$ هکتار است.

واژگان کلیدی: الگوی مکانی، حداقل سطح مناسب، زاگرس، تابع K رایبلی، توده کمتر دخالت‌شده، مریوان.

مقدمه

رشته‌کوه زاگرس، که از غرب تا جنوب‌غربی ایران گسترش یافته، به‌علت جذب رطوبت ابرهای باران‌زا از نواحی غربی با مبدأ دریای مدیترانه، موقعیت لازم را برای استقرار و گسترش پوشش جنگلی به‌وجود آورده است. طول این نوار جنگلی بیش از هزار کیلومتر و عرض آن ۵۰ تا ۱۰۰ کیلومتر است که معمولاً منقطع می‌باشد [۱]. به‌رغم تنوع چشمگیر گونه‌های درختی و درختچه‌ای در جنگل‌های زاگرس، درصد زیادی از ترکیب گونه‌ای این جنگل‌ها به گونه‌های مختلف جنس بلوط اختصاص دارد [۲، ۳]. گونه‌های مختلف بلوط در اکثر منطقه‌ها به‌صورت گونه غالب بوده و می‌توان گفت جنس بلوط مشخص‌کننده سیمای ظاهری این جنگل‌هاست. برداشت بیش از توان تولید این جنگل‌ها نه‌فقط موجب کاهش سطح آن‌ها می‌شود، بلکه کاهش کیفی آن‌ها را نیز در پی داشته است؛ به‌طوری‌که امروزه بیش از ۹۰ درصد درختان جنگلی این ناحیه به فرم پرورشی شاخه‌زاد تبدیل شده‌اند [۳]. با وجود بهره‌برداری فراوان و گسترده‌ای که در این جنگل‌ها می‌شود هنوز قطعاتی از جنگل (قبرستان‌ها و اماکن متبرکه) به‌صورت پراکنده و با سطوح متفاوت‌اند (عمدتاً در زاگرس شمالی)، که به‌دلیل اعتقادهای مذهبی ساکنان منطقه و تقدسی که برای مردم دارند، از بهره‌برداری و دخالت‌های انسانی مصون مانده و ساختار و پوشش گیاهی آن‌ها کمتر تخریب یا بهره‌برداری شده‌اند [۴، ۵]. وسعت این توده‌ها از حدود نیم هکتار یا در مواردی حتی بیش از ده هکتار متغیر است [۳].

در جنگل‌شناسی نوین (همگام با طبیعت)، که اکنون شیوه برتر در مدیریت جنگل‌هاست، الگوی مناسب مدیریت و توسعه بر مبنای ویژگی‌های جنگل بکر استوار است. بنابراین، برای اینکه روند حرکت و فعالیت در جنگل، مشابه یا نزدیک به ویژگی‌های

جنگل طبیعی باشد و آسیب‌های وارده به آن به‌درستی ترمیم شود و تحت بهره‌برداری اصولی و مناسب قرار گیرد، لازم است جنگل طبیعی و ویژگی‌های آن دقیقاً شناخته شود و با ارائه راهکارهای مناسب بر مبنای مدیریت پایدار نسبت به راهبری آن‌ها اقدام شود. از آنجا که توده‌های جنگلی کمتر دخالت‌شده زاگرس شمالی قرابت و نزدیکی بیشتری با توده‌های بکر (که متأسفانه اکنون یافت نمی‌شوند) دارند، می‌توان آن‌ها را به‌عنوان چهره نزدیک به واقعیت این جنگل‌ها تلقی و در برنامه‌ریزی‌های آینده از اطلاعات آن‌ها استفاده کرد. شایان توجه است که به‌مرور این حالت تقدس نیز کم‌رنگ شده و توده‌های کمیاب نیز از حالت بکر خارج شده‌اند که می‌توان به‌عنوان توده‌های کمتر دخالت‌شده از آن‌ها نام برد [۶]. با توجه به توضیحات یادشده و با توجه به روند تخریب فزاینده جنگل‌های زاگرس، این احتمال وجود دارد که این توده‌های با ارزش نیز در آینده‌ای نه‌چندان دور به سرنوشت سایر مناطق تخریب‌شده دچار شوند. از این‌رو، مطالعه ویژگی‌های ساختاری این توده‌ها از اولویت خاصی برخوردار بوده و محافظت از آن‌ها الزامی است.

از ویژگی‌های شاخص توده‌های جنگلی، نحوه پراکنش درختان در سطح افق است که الگوی مکانی نیز نامیده می‌شود. آگاهی از الگوی مکانی درختان جنگلی، هم در طراحی الگوی مدیریتی مناسب برای حفاظت و احیای توده‌های جنگلی نقش مؤثری دارد و هم برای درک روابط متقابل سایر موجودات زنده‌ای، که درختان به‌عنوان زیستگاه آن‌ها محسوب می‌شوند، اهمیت ویژه‌ای دارد [۷]. به‌طور کلی، سه الگوی مکانی اصلی در طبیعت وجود دارد: خوشه‌ای^۱ یا تجمعی^۱، منظم^۲ یا یکنواخت^۲ و تصادفی^۳ [۸، ۹]. فرایندهایی که در الگوهای مکانی مؤثرند ممکن است به ویژگی‌های درونی توده مانند تجدید حیات، عوامل اجتماعی،

1. Cluster
2. Aggregate
3. Regular
4. Uniform
5. Random

کرمانشاه با استفاده از شاخص های مربوط به قطعۀ نمونه، کپه ای به دست آمد [۱۸]. در جنگل های شمال کشور نیز پژوهش هایی با موضوع های مشابه در مورد گونه های مختلف درختی انجام شده است [۱۹-۲۱]. با توجه به موارد گفته شده، در این پژوهش سعی شد ضمن بررسی الگوی مکانی گونه برودار در سه توده کمتر دخالت شده در جنگل های مریوان، برای نخستین بار در جنگل های زاگرس سطح مناسب برای مطالعه الگوی مکانی توده های مشابه نیز با استفاده از تابع K رایپلی بررسی و معرفی شود.

مواد و روش ها

مناطق مورد مطالعه

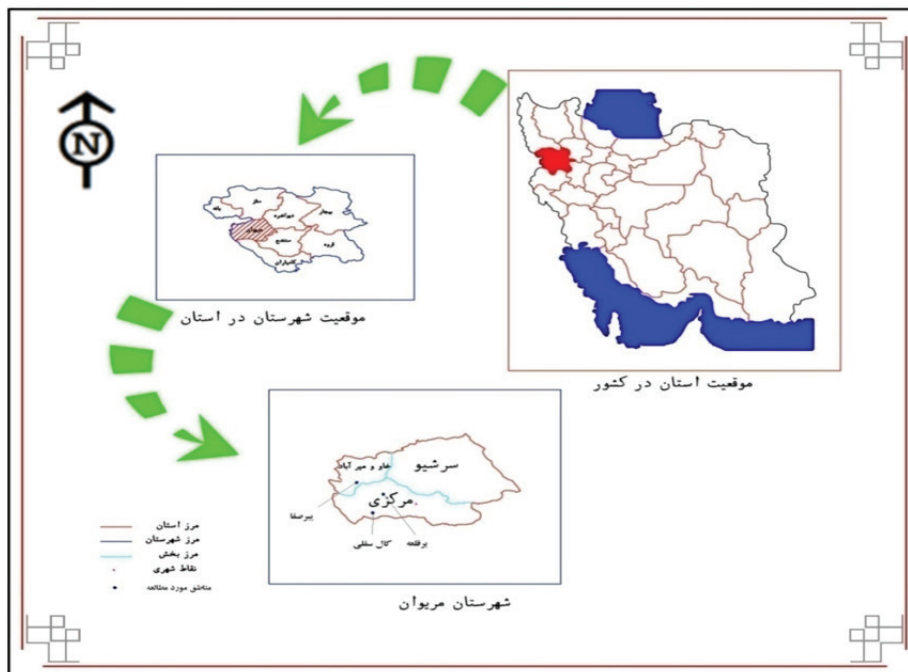
پس از جنگل گردشی های اولیه در جنگل های مریوان، سه توده کمتر دخالت شده (قبرستان) در مجاورت روستاهای کال سفلی (بخش مرکزی)، برقلعه (بخش مرکزی)، و پیرصفا (بخش خاو و میرآباد)، که گونه غالب آن ها برودار بوده و مساحتی بیشتر از یک هکتار داشتند، انتخاب شدند (شکل ۱). براساس جدیدترین آمار بیست ساله (۱۳۷۰ تا ۱۳۸۹) ایستگاه سینوپتیک مریوان، دمای متوسط سالیانه منطقه ۱۲/۴۸ درجه سانتی گراد و میانگین بارش سالیانه ۹۰۹ میلی متر است. طول دوره خشکی نیز چهار ماه در سال است [۲۲]. بیشترین پایه های موجود در مناطق بررسی شده شاخه زاد نسبتاً قطور بود.

روش تحقیق

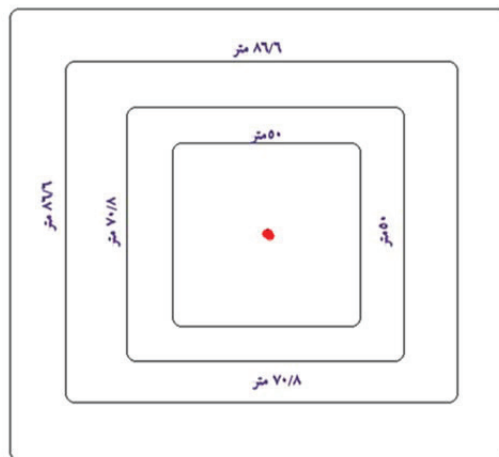
در هر یک از مناطق سه گانه مطالعه شده، یک سطح یک هکتاری مربع شکل به ابعاد 100×100 متر در نظر گرفته شد. در داخل هر یک از این سطوح، سه سطح تودرتو به شکل مربع به ترتیب با اضلاع ۵۰ متر (مساحت $0/25$ هکتار)، $70/8$ متر (مساحت $0/5$ هکتار)، و $86/6$ متر (مساحت $0/75$ هکتار) پیاده شد (شکل ۲) که در داخل آن ها گونه، مبدأ (دانه زاد یا شاخه زاد)، و قطر

رفتارهای غریزی یا ویژگی های بیرونی مانند عوامل محیطی مربوط باشند [۱۰]. از سوی دیگر، آگاهی از سطح مناسب بررسی الگوی پراکنش درختان در هر منطقه با هدف جلوگیری از صرف وقت و هزینه اضافی اجتناب ناپذیر است؛ بنابراین، در پژوهش های مرتبط با الگوی مکانی درختان جنگلی، علاوه بر تعیین نوع الگو، تعیین سطح بهینه نیز اهمیت دارد.

پژوهش های انجام شده در مورد تعیین الگوی مکانی درختان در خارج از کشور متعددند. به طور مثال، با استفاده از تابع K رایپلی الگوی پراکنش درختان خشکه دار در جنگل های بورآل مدیریت نشده در ایالت کبک کانادا خوشه ای تعیین شد [۱۱]. با استفاده از شاخص های کلارک و ایوانز، و رایپلی الگوی پراکنش در توده های هم سال تنک شده بلوط در آلمان بررسی شد و الگوی منظم به دست آمد [۱۲]. در توده های بالغ کاج بروسیا^۱ در امریکا با استفاده از تابع K رایپلی الگوهای یکنواخت و تجمعی به دست آمدند [۱۳]. در جنگل های شاخه زاد بلوط شمال غربی اسپانیا (با گونه غالب *Q. robur*) با استفاده از تابع K رایپلی الگوی کپه ای به دست آمد [۱۴]. در جنگل های زاگرس تاکنون پژوهش های محدودی در این زمینه انجام شده که در تمامی آن ها فقط به شناسایی نوع الگوی درختان بلوط پرداخته شده، اما در مورد تعیین سطح مناسب برای بررسی الگوی مکانی درختان بلوط مطالعه ای انجام نشده است. الگوی مکانی گونه های مختلف بلوط، شامل برودار (*Q. brantii*)، مازودار (*Q. infectoria*) و ویول (*Q. libani*)، گلابی و زالزالک را با استفاده از شاخص های مختلف در منطقه قامیشله مریوان، کپه ای تشخیص داد [۱۵]. با استفاده از شاخص های کپه ای مکانی برودار در جنگل های سرخه دیزه کرمانشاه، کپه ای معرفی گردید [۱۶]. در جنگل های سروک یاسوج با استفاده از شاخص نزدیک ترین همسایه، الگوی پراکنش درختان بلوط ایرانی به صورت پراکنده تعیین شد [۱۷]. الگوی مکانی درختان بلوط ایرانی در جنگل های باینگان



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی مناطق بررسی شده



شکل ۲. سطوح بررسی تودرتوی مربع شکل

استفاده شد. به این صورت که فاصله و آزمون درخت اول نسبت به گوشه جنوب غربی سطح یک هکتاری (نقطه شروع / مبنا) با استفاده از دستگاه VERTEX III و قطب‌نمای سونو اندازه‌گیری و تعیین شد و سپس با استفاده از روابط مثلثاتی به مختصات دکارتی (X)

بزرگ و کوچک تاج کلیه درختان اندازه‌گیری و ثبت شد. مختصات گوشه جنوب غربی سطوح یک هکتاری به کمک دستگاه موقعیت‌یاب جهانی (GPS) در سیستم مختصات UTM ثبت و برای تعیین مختصات درختان موجود در محدوده آنها از روش فاصله-آزمون

اگر مقدار تابع L برابر صفر باشد، نشان دهنده الگوی تصادفی، اگر بزرگتر از صفر باشد، بیانگر الگوی خوشه‌ای، و اگر کوچکتر از صفر باشد، نشان دهنده الگوی منظم است.

در این پژوهش، برای رفع اثر حاشیه‌ای، که در نزدیکی مرز قطعه بررسی رخ می‌دهد، از میان روش‌های تصحیح موجود شامل آینه‌ای، روش کاهش سطح قطعه با ایجاد حاشیه و روش تصحیح اثر حاشیه‌ای رایپلی، از روش سوم استفاده شد که در مواقعی به کار می‌رود که شکل قطعه مانند تحقیق حاضر مربع یا مستطیل باشد [۲۶]. در روش رایپلی برای آزمون معنی‌دار بودن تفاوت الگوی مشاهده شده با الگوی تصادفی (فرض صفر)، حدود اعتماد با استفاده از آزمون مونت کارلو محاسبه و ترسیم می‌شود؛ به طوری که اگر تابع L در داخل این محدوده قرار گیرد، الگوی پراکنش مشاهده شده با الگوی پراکنش تصادفی تفاوت معنی‌داری نخواهد داشت، اما اگر تابع L بالاتر از این محدوده قرار گیرد، نشانه وجود الگوی خوشه‌ای، و اگر پایین‌تر از این محدوده واقع شود، نشان دهنده الگوی منظم است. در تحقیق حاضر، فاصله مورد عمل برای محاسبه تابع L در قطعات 100×100 متر برابر ۵۰ متر (نصف طول ضلع قطعه) و با افزایش (Increment) ۵ متر در نظر گرفته شد [۲۳، ۲۷-۲۹]. به همین ترتیب، برای سایر سطوح تودرتو نیز تابع L تا نصف طول ضلع آن‌ها محاسبه شد. برای محاسبه حدود مونت کارلو، ۹۹ بار شبیه‌سازی الگوی مکانی با کمک نرم‌افزار Arc GIS ۲٫۹ انجام شد که نتایج آن به صورت نمودار نمایش داده می‌شود.

نتایج

جدول ۱ تعداد پایه‌های قرارگرفته در سطوح مختلف بررسی را به تفکیک اندازه آن‌ها نشان می‌دهد.

شکل ۳ وضعیت پراکنش درختان را در سطوح یک‌هکتاری بررسی شده به تفکیک طبقات متوسط قطر تاج نشان می‌دهد.

Y تبدیل گردید. در مرحله بعد، این مختصات به مختصات نقطه مبنا اضافه شد. به همین ترتیب، فاصله و آزیموت هر درخت نسبت به درخت قبلی سنجیده و به مختصات UTM تبدیل شد. پس از ثبت فاصله و آزیموت هر درخت در فرم آماربرداری، شماره درخت با رنگ بر روی تنه درخت نیز ثبت شد تا هم محل درختان مشخص باشد و هم درختی به اشتباه دو بار اندازه‌گیری نشود.

الگوی مکانی درختان با استفاده از تابع K رایپلی بررسی شد. تابع K رایپلی (Ripley's K -function) براساس تعداد نقاط (درخت) موجود در یک شعاع مشخص (r)، به بررسی الگوهای مکانی می‌پردازد. در این روش فواصل بین تمام جفت نقاط موجود در سطح بررسی شده در نظر گرفته می‌شود [۲۳]. این تابع برای یک الگوی نقطه‌ای مشخص به صورت رابطه (۱) محاسبه می‌شود:

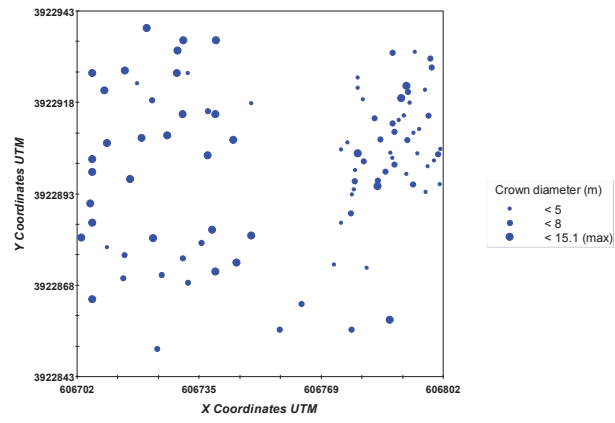
$$K(r) = \frac{\bar{n}(r)}{\rho} \quad (1)$$

که در آن: $\bar{n}(r)$ میانگین تعداد درختان همسایه‌ای است که به شعاع r از یک درخت قرار گرفته‌اند و ρ تراکم (تعداد در واحد سطح) است.

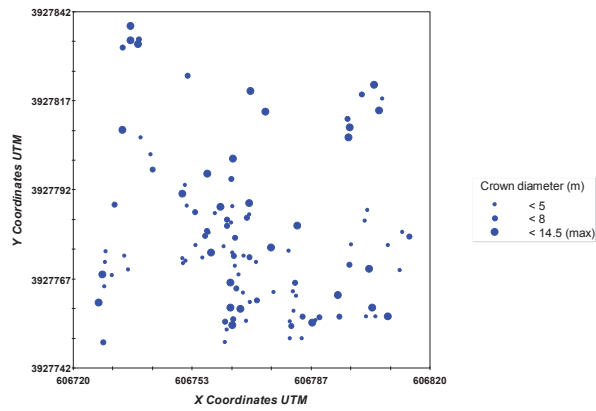
در یک الگوی کاملاً تصادفی با تراکم ρ ، رابطه $K(r) = \pi r^2$ برقرار است. بنابراین، در الگوی تجمعی یا خوشه‌ای، که در آن تعداد همسایه‌ها بیشتر از حالت تصادفی است، $K(r) = \pi r^2$ و در الگوی منظم یا یکنواخت، که تعداد همسایه‌ها کمتر از حالت تصادفی است، $K(r) = \pi r^2$ می‌باشد. امروزه به جای تابع K رایپلی از شکل اصلاح‌شده آن، یعنی تابع L ، استفاده می‌شود [۲۴] که حالت خطی تابع K است و نیز واریانس K را تثبیت می‌کند [۲۵]. نمایش و تفسیر تابع L نسبت به تابع K ساده‌تر است که به صورت رابطه (۲) تعریف می‌شود:

$$L(r) = \sqrt{\frac{K(r)}{\pi}} - r \quad (2)$$

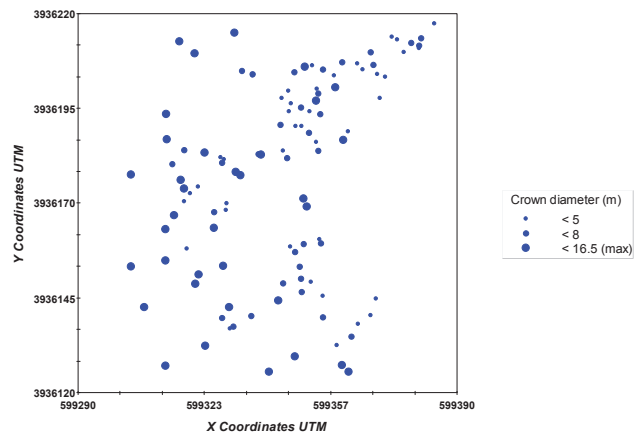
الف



ب



ج



شکل ۳. وضعیت پراکنش درختان در سطوح بررسی یک‌هکتاری. الف) کال سفلی (تعداد: ۹۵ اصله؛ ب) برقلعه (تعداد: ۱۰۸ اصله؛ ج) پیرصفا (تعداد: ۱۱۲ اصله). (Crown Diameter: متوسط قطر تاج به متر)

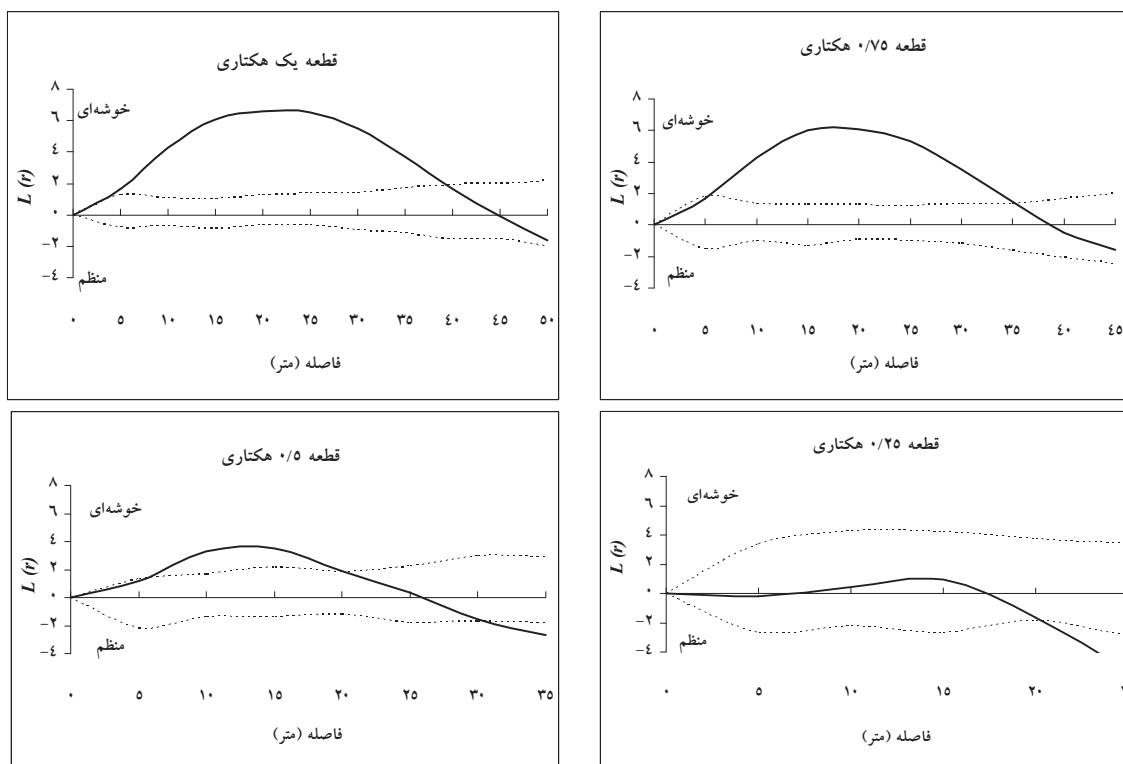
جدول ۱. تعداد پایه های موجود در سطوح مختلف بررسی

منطقه	سطح (هکتار)		
	۰/۲۵	۰/۵	۰/۷۵
کال سفلی	۱۶	۴۵	۷۳
برقلعه	۴۰	۸۳	۱۰۴
پیرصفا	۵۵	۸۴	۱۰۳

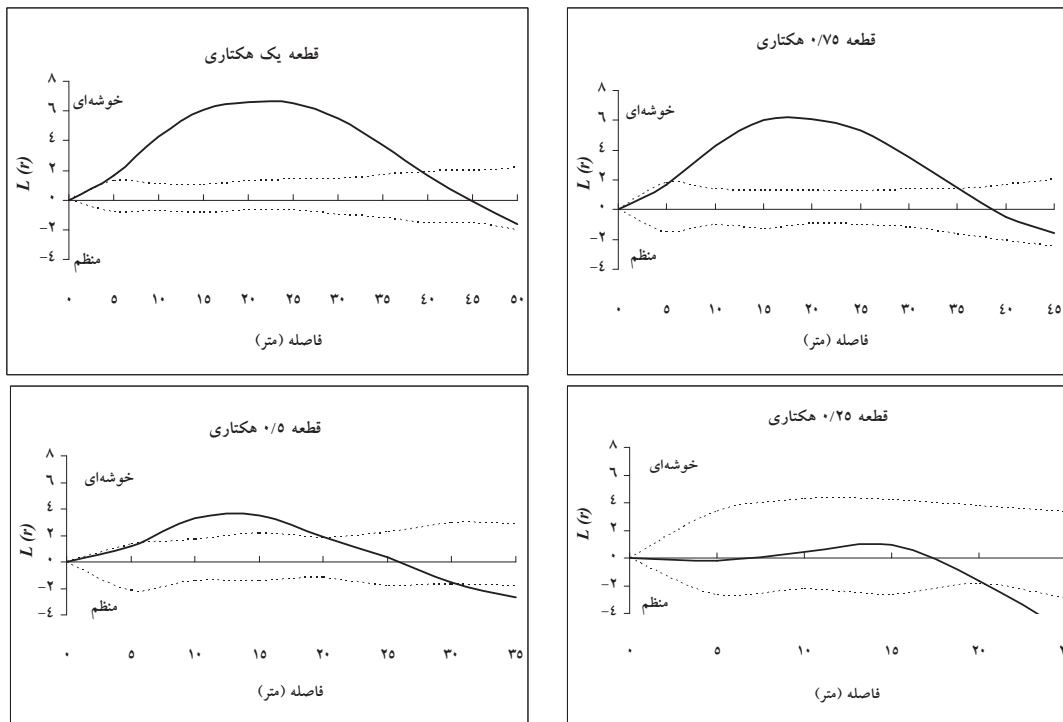
هکتاری الگوی پراکنش درختان کاملاً با سه سطح دیگر متفاوت بوده و با توجه به قرارگرفتن تابع L به طور کامل در داخل حدود مونت کارلو، الگوی پراکنش درختان کاملاً تصادفی است.

الگوی پراکنش درختان در منطقه برقلعه در قطعات یک، ۰/۷۵، و ۰/۵ هکتاری تقریباً در تمامی فواصل خوشه ای، ولی در سطح ۰/۲۵ هکتاری تفاوت معنی داری با الگوی تصادفی ندارد (شکل ۵).

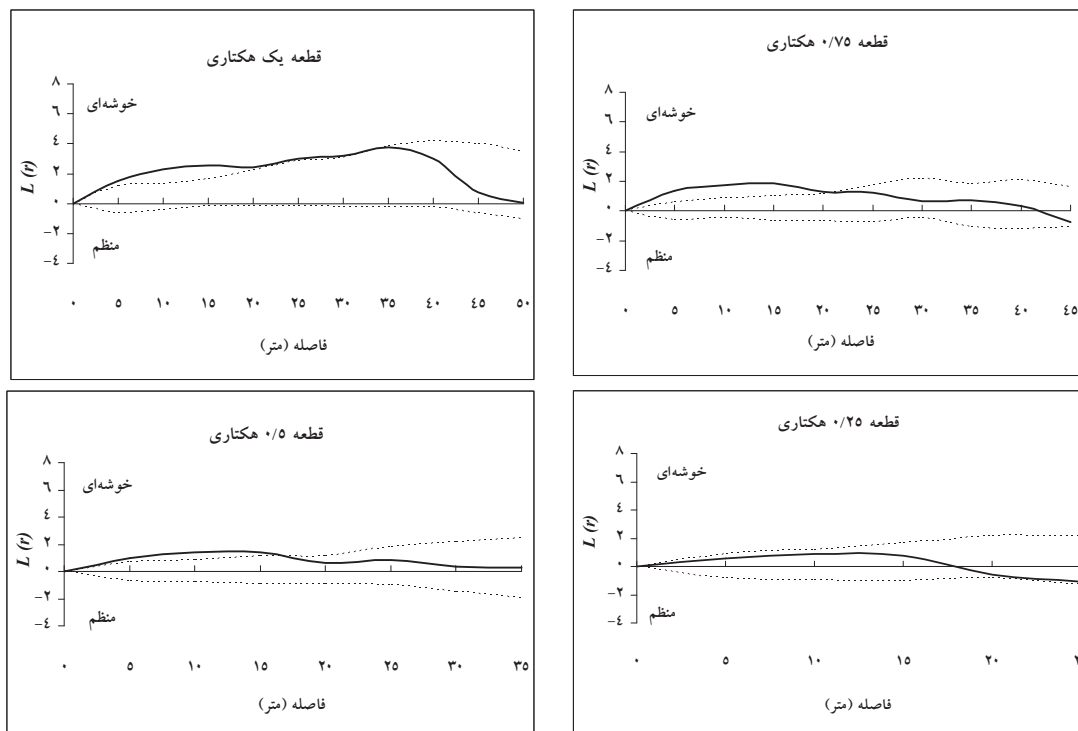
نتایج تابع L برای الگوی پراکنش درختان به تفکیک سطوح تودرتو نیز در شکل های ۴ تا ۶ ارائه شده است. براساس شکل ۴، الگوی پراکنش درختان در منطقه کال سفلی در سطوح یک و ۰/۷۵ هکتاری تا فاصله حدود ۲۰ تا ۴۰ متری خوشه ای، و پس از آن با توجه به قرارگرفتن تابع L در داخل حدود مونت کارلو تصادفی می شود. اما در سطح ۰/۵ هکتاری این تغییر از فاصله ۲۰ متری به بعد اتفاق می افتد. درحالی که در سطح ۰/۲۵



شکل ۴. نمودار تابع L (خط ممتد) و حدود مونت کارلو (خط چین) در سطوح بررسی تودرتو در منطقه کال سفلی



شکل ۵. نمودار تابع L (خط ممتد) و حدود مونت کارلو (خط چین) در سطوح بررسی تودرتو در منطقه برقلعه



شکل ۶. نمودار تابع L (خط ممتد) و حدود مونت کارلو (خط چین) در سطوح بررسی تودرتو در منطقه پیرصفا

و ارائه راهکارهای مدیریتی بسیار مفید است، در این تحقیق تلاش شد به بررسی الگوی مکانی درختان در تعدادی از این توده های ارزشمند در زاگرس شمالی پرداخته و نیز مناسب ترین سطح برای چنین مطالعاتی تعیین شود.

همان طور که در شکل های ۴ تا ۶ دیده می شود، الگوی عمومی درختان برودار در کلیه سطوح موجود در هر سه توده مطالعه شده (به جز سطح ۰/۲۵ هکتاری) کپه ای است. به بیان دیگر، با افزایش سطح از ۰/۲۵ هکتار، الگو از حالت تصادفی فاصله می گیرد و به حالت خوشه ای یا کپه ای نزدیک می شود. جایی که تغییر در نوع الگوی پراکنش اتفاق می افتد، بین سطوح ۰/۲۵ تا ۰/۵ هکتار است. بنابراین، حداقل سطح مناسب برای بررسی و تعیین الگوی پراکنش مکانی درختان در توده های مشابه این تحقیق ۰/۵ هکتار پیشنهاد می شود. در این سطح تعداد کافی درخت نیز برای انجام محاسبات مربوط به تعیین الگوی مکانی وجود دارد (جدول ۱).

الگوی مکانی برودار نیز در جنگل های شاخه زاد منطقه کامیشله مریوان کپه ای به دست آمد [۱۵]؛ با این تفاوت که توده های بررسی شده در آن تحقیق دخالت شده بودند. در دو تحقیق جداگانه در جنگل های شاخه زاد دخالت شده سرخه دیزه [۱۶] و باینگان کرمانشاه [۱۸] الگوی کپه ای برای برودار به دست آمد. در جنگل های شاخه زاد بلوط اسپانیا، شامل دو گونه *Q. robur* و *Q. pyrenaica* نیز الگوی مکانی با استفاده از تابع *K* رایپلی، کپه ای تشخیص داده شد [۱۴]. اما در پژوهشی که در جنگل های سروک یاسوج انجام شد، الگوی مکانی بلوط ایرانی پراکنده به دست آمد [۱۷] که با نتایج پژوهش حاضر تفاوت دارد. دلیل این تفاوت می تواند در میزان دخالت های انجام شده در مناطق، تفاوت در سطح مورد مطالعه و نیز در شاخص های مورد استفاده باشد.

در مجموع، می توان گفت که این پژوهش به طور بنیادی و از دیدگاه بیومتری به تعیین حداقل سطح

در منطقه پیرصفا نیز الگوی پراکنش درختان در قطعات یک، ۰/۷۵، و ۰/۵ هکتاری تا فواصل حدود ۲۵ تا ۳۰ متری خوشه ای، و پس از آن تصادفی است، اما در سطح ۰/۲۵ هکتاری مانند دو منطقه دیگر، الگوی پراکنش درختان تصادفی است.

به طور کلی، در هر سه منطقه، الگوی پراکنش مکانی درختان برودار در سطوح مختلف به صورت خوشه ای بوده و فقط در سطح ۰/۲۵ هکتاری الگو از حالت خوشه ای خارج و به صورت تصادفی درآمده است.

نتیجه گیری

وضعیت کنونی جنگل ها نتیجه تعامل پیچیده بین درختان با تاریخچه ای متفاوت است که تحت تأثیر عواملی چون موقعیت رویشگاه و عوامل اقلیمی قرار دارد. فراوانی توده های مشابه این تحقیق، که از آن ها می توان با عنوان توده های کمتر دخالت شده نام برد، در جنگل های زاگرس بسیار کم است. گروهی از این توده ها، که به دلیل تقدس و باورهای مذهبی مردم سالهاست از دخالت های متعدد انسانی در امان مانده اند، در قبرستان های مناطق روستایی و شهری زاگرس مشاهده می شوند [۳، ۴، ۵، ۳۰] که عمدتاً نیز متعلق به منطقه زاگرس شمالی (استان های آذربایجان غربی و کردستان) و بخش هایی از زاگرس میانی (استان کرمانشاه) اند، ولی در سایر نقاط زاگرس کمتر به چشم می خورند. اما دسته دیگری از این توده ها، که خاص مناطق دور از دسترس اند، در سراسر ناحیه زاگرس پراکنده اند، ولی در مجموع سطوح محدودی دارند. بدیهی است که اجرای پژوهش های علمی در مناطق صعب العبور دشواری های متعددی دارد؛ بنابراین، توجه اصلی به توده های مقدس معطوف است که به دلیل سهولت دسترسی، امکان انجام مطالعات مختلف را در مورد توده های کمتر دخالت شده فراهم می کنند. متأسفانه، در سال های اخیر انسان به این توده ها نیز دست اندازی کرده و بیم آن می رود که ساختار طبیعی این توده ها نیز در آینده نزدیک دستخوش تغییراتی اساسی شود. از آنجا که تحلیل و بررسی الگوی پراکنش مکانی درختان در شناخت و حل مسائل اکولوژیکی

بسیار تأثیرگذار است، از مواردی است که قابل پی‌گیری و مطالعه‌اند. تغییرات سایر عناصر ساختاری توده و تیپولوژی کمی و کیفی توده نیز به شناخت بهتر روند تغییرات کمک شایانی خواهد کرد.

مسلماً تکرار تحقیق پیش رو در توده‌های مشابه در زاگرس شمالی، نتایج این پژوهش را کامل‌تر خواهد کرد. پیشنهاد می‌شود مطالعات مشابهی در توده‌های کم‌تردخال شده‌ای، که گونه غالب آن‌ها مازودار یا وی‌ول است، نیز انجام گیرد تا امکان مقایسه بین این سه گونه نیز فراهم شود. با توجه به اهمیت توده‌های کم‌تردخال شده زاگرس شمالی، انجام مطالعات گوناگون در این توده‌ها، مانند بررسی ساختار و تجدید حیات، نیز از ضرورت‌هاست.

مناسب بررسی الگوی مکانی در بخشی از جنگل‌های کم‌تردخال شده زاگرس پرداخته که پیش شرط (سطح مناسب) اجرای مطالعات دیگر با موضوع‌های گوناگون است. بدیهی است که پس از مشخص شدن روند تغییرات الگوی مکانی در واحد سطح و نیز شناسایی سطحی، که تغییرات الگوی مکانی در آن رخ می‌دهد، زمینه برای بررسی علل بیولوژیک این تغییرات در آینده فراهم می‌شود. از این علل می‌توان به تغییرات احتمالی عناصر غذایی خاک یا خصوصیات فیزیکی-شیمیایی آن اشاره کرد. مکانیسم بذردهی گونه برودار و سنگینی بذر آن بر الگوی مکانی تجدید حیات در توده‌ها نیز مؤثر بوده و همراه تغییرات عوامل فیزیوگرافی، به‌ویژه میزان شیب، که در پراکنش مکانی بذرهای بلوط

References

- [1]. Marvie Mohadjer, M.R. (2005). *Silviculture*. University of Tehran Press, Tehran.
- [2]. Fattahi, M. (1994). *Study of Zagros Forests and the most important factors of their degradation*. Research Institute of Forests and Rangelands publication, 63 pp.
- [3]. Jazirehie, M.H., and Ebrahimi Rostaghi, M. (2003). *Silviculture in Zagros*, University of Tehran Press, Tehran.
- [4]. Heidari, B. (2005). *Study of forest structure in natural and degraded stands of Baneh*. M.Sc. Thesis, University of Mazandaran, 75 pp.
- [5]. Salehian, M. (2009). *Comparison of forest structure utilized by traditional method with less-disturbed forest stands in northern Zagros, Baneh*. M.Sc. Thesis, University of Kurdistan, 84 pp.
- [6]. Shakeri, Z. (2006). *Ecological and silvicultural effects of pollarding on oak forests of Baneh*. M.Sc. Thesis, University of Tehran, 62 pp.
- [7]. Dale, M.R.T. (1999). *Spatial pattern analysis in plant ecology*. Cambridge University press.
- [8]. Krebs, C.J. (1999). *Ecological Methodology*. 2th Edition. Addison Wesley Educational Publisher, Inc. Benjamin/Cummings imprint.
- [9]. Wong, D.W.S., and Lee, J. (2005). *Statistical analysis of geographic information with Arc View GIS and Arc GIS*. USA, John Wiley and Sons.
- [10]. Jayaraman, K. (1999). *A Statistical Manual for Forestry Research*, FORSPA-FAO Publication.
- [11]. Aakala, T., Kuuluvainen, T., De Grandpre, L., and Gauthier, S. (2007). *Trees dying standing in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec: spatial patterns, rates and temporal variation*. *Canadian Journal of Forest Research*. 37: 50-61.
- [12]. Longuetaud, F., Seifert, T., Leban, J.M., and Pretzsch, H. (2008). *Analysis of long-term dynamics of crowns of sessile oak at the stand level by means of spatial statistics*. *Forest Ecology and Management*, 255: 2007-2019.
- [13]. Zenner, E.K., and Peck, J.E. (2009). *Characterizing structural conditions in mature managed red pin: spatial dependency of metrics and adequacy of plot size*. *Forest Ecology and Management*, 257: 311-320.
- [14]. Rozas, V., Zas, R., and Solla, A. (2009). *Spatial structure of deciduous forest stands with contrasting human influence in northwest Spain*. *European Journal of Forest Research*, 128: 273-285.
- [15]. Basiri, R., Sohrabi, H., and Mozayan, M. (2005). *A statistical analysis of the spatial pattern of trees species in Ghamisheleh Marivan region, Iran*. *Iranian Journal of Natural Resources*, 59 (3): 579-588.
- [16]. Heidari, H., Zobeiri, M., Namiranian, M., and Sobhani, H. (2007). *Application of T- square sampling method in Zagross forests (Case study: Kermanshah province)*. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 15 (1): 32-42.
- [17]. Erfanfard, S.Y., Fegghi, J., Zobeiri, M., and Namiranian, M. (2008). *Investigation on the*

- spatial pattern of trees in Zagros forests. Iranian Journal of Natural Resources, 60 (4): 1319-1328.
- [18]. Safari, A., Shabaniyan, N., Heidari, R.H., Erfanifard, S.Y., and Pourreza, M. (2010). Spatial pattern of oak manna trees (*Quercus brantii* Lindl.) in Bayangan forests of Kermanshah. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 18 (4): 596-608.
- [19]. Alavi, S.J., Zahedi Amiri, Gh., and Marvie Mohadjer, M.R. (2006). Studying the spatial pattern of Elm tree (*Ulmus glabra*) (Case study: Kheirodkenar-Noushahr). Iranian Journal of Natural Resources, 58 (4): 793-804.
- [20]. Habashi, H., Hosseini, S.M., Mohammadi, J., and Rahmani, R. (2007). Stand structure and spatial pattern of trees in mixed Hyrcanian beech forests of Iran. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 15 (1): 55-64.
- [21]. Akhavan, R., Sagheb- Talebi, Kh., Hassani, M., and Parhizkar, P. (2010). Spatial pattern in untouched beech (*Fagus orientalis* Lipsky) stands within forest development stages in Kelardasht region of Iran. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 18 (2): 322-336.
- [22]. Anonymous, (2011). Metrological information, Metrology office of Kurdistan province.
- [23]. Moeur, M. (1993). Characterizing spatial patterns of tree using stem- mapped data. Forest Science. 39 (4): 756-775.
- [24]. Besag, J. (1977). Contribution to the discussion of Dr. Ripley's paper. Journal of the Royal Statistical Society, 39 (2): 193-195.
- [25]. Cressie, N.A.C. (1993). Statistics for spatial data. Wiley, New York.
- [26]. Mitchell, A. (2005). The ESRI guide to GIS analysis. Vol. 2, ESRI Press. USA.
- [27]. Salas, C., LeMay, V., Nunez, P., Pachecoand, P., and Espinosa, A. (2006). Spatial patterns in an old- growth *Nothofagus oblique* forest in South-central Chile. Forest Ecology and Management, 231: 38-46.
- [28]. Woodall, C.W., and Graham, J.M. (2004). A technique for conducting point pattern analysis of cluster plot stem- maps. Forest Ecology and Management, 198: 31-37.
- [29]. Zhang, Q., Zhang, Y., Peng, S., Yirdaw, E., and Wu, N. (2009). Spatial structure of Alpine trees in mountain Baima Xueshan on the southeast Tibetan plateau. Silva Fennica, 43 (2): 197-208.
- [30]. Sharifi, M., Najafi, F., Yousef Shahi, H., and Hemmati, Z. (2000). Sacred groves in western Iran. Journal of Environmental studies, 25 (2): 49-58.