

(:)

اسداله متاجی^{۱*}، ساسان بابایی کفاکی^۲، حسین صفایی و هادی کیادلیری

- این تحقیق با استفاده از اعتبارات معاونت پژوهشی واحد علوم و تحقیقات دانشگاه آزاد اسلامی به انجام رسیده است.

*۱- نویسنده مسئول، استادیار واحد علوم و تحقیقات دانشگاه آزاد اسلامی، پست الکترونیک: a_mataji2000@yahoo.com

۲- استادیار دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات.

۳- دانشجوی دوره دکترای جنگل‌داری دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات.

۴- استادیار دانشگاه آزاد اسلامی، واحد نوشهر و چالوس.

تاریخ دریافت: ۸۶/۲/۱۰ تاریخ پذیرش: ۸۶/۱۰/۳۰

چکیده

ایجاد موزاییکهای توالی در اکوسیستم جنگل که با حفره‌های تجدید حیات آغاز می‌شود نقش قابل توجهی در ساختار مکانی توده‌های جنگلی دارد و همچنین می‌تواند امکان استقرار تجدید حیات و قابلیت بازسازی توده را مشخص نماید. البته این ارتباط دو طرفه بوده و آگاهی از آن می‌تواند در درک بهتر فرایندهای طبیعی یاری نماید. بنابراین با توجه به اهمیت استقرار تجدید حیات در فرایند پویایی جنگل، تحقیق حاضر نیز با هدف بررسی الگوی مکانی حفره‌های تجدید حیات در مناطق مدیریت شده و مدیریت نشده در جنگل آموزشی و پژوهشی دانشگاه تهران، واقع در خیابان نوشهر انجام شده است. برای این منظور دو منطقه با شرایط فیزیوگرافی تقریباً مشابه و سطحی نزدیک به ۵۰ هکتار در رانشستان انتخاب و کلیه حفره‌های موجود در آن مکان‌یابی شدند و برخی مشخصه‌های مربوط به حفره‌ها، نظیر سطح حفره نیز برداشت گردید. برای دستیابی به ساختار مکانی حفره‌ها از تابع M (شکل تعمیم یافته روش رایلی) استفاده شد و فرض تصادفی بودن الگوی پراکنش حفره‌ها با استفاده از آزمون مونت کارلو مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل از این بررسی نشان می‌دهد که فراوانی حفره‌ها در واحد سطح در منطقه مدیریت شده در مقایسه با منطقه مدیریت نشده، بیشتر بوده و با توجه به متوسط سطح حفره در منطقه مدیریت شده (۲۳۵ مترمربع) و مدیریت نشده (۲۰۱ مترمربع)، حفره‌های تجدید حیات در منطقه مدیریت شده ۹ درصد و در منطقه مدیریت نشده ۴ درصد از کل منطقه را شامل می‌شوند. این نتیجه بیانگر این موضوع خواهد بود که دخالت‌های مدیریتی در منطقه مورد بررسی در مقایسه با روند تحول طبیعی اکوسیستم جنگل از شدت بیشتری برخوردار بوده و نمی‌تواند شکل مناسب و مطلوبی از مدیریت در جهت بهبود وضعیت توده‌های جنگلی و الگوی همگام با طبیعت تلقی گردد. الگوی پراکنش حفره‌ها در منطقه مدیریت شده تا شعاع ۶۰ متر و در منطقه مدیریت نشده تا شعاع ۸۰ متر به صورت یکنواخت و در شعاع بیشتر به صورت تصادفی می‌باشد. بر این اساس ملاحظه می‌گردد که ساختار مکانی در سطح توده به صورت یکنواخت و بین توده‌ها تصادفی می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: الگوی مکانی، حفره تجدید حیات، جنگلهای طبیعی، راش شرقی.

مقدمه

اجتماعات گیاهی می‌باشد (Rey & Alcantara, 2000). فرایند تجدید حیات عمدتاً پدیده اتفاقی مربوط به پویایی جنگل بوده که در مقیاس وسیع به وسیله عوامل زیادی از

استقرار تجدید حیات یک عامل محدود کننده در فرایند احیاء جنگل و تعیین کننده در پراکنش مکانی

هر جمعیتی در اجتماع بوم شناختی با مقیاس مفروض با توجه به فرایندهای یاد شده دارای سه نوع الگوی پراکنش کپه‌ای، تصادفی و منظم (یکنواخت) است. گونه‌های گیاهی به‌ندرت در طبیعت به‌صورت منظم پراکنش دارند و عمدتاً آنها به‌صورت کپه‌ای و در مواردی هم به حالت تصادفی پراکنش دارند. چنین الگوی مکانی حاصل پویایی توده، استقرار درختان جوان و مرگ و میر درختان به‌دلیل رقابت برای منابع می‌باشد (Pacala & Tilman, 1994; Batista & Maguire, 1998).

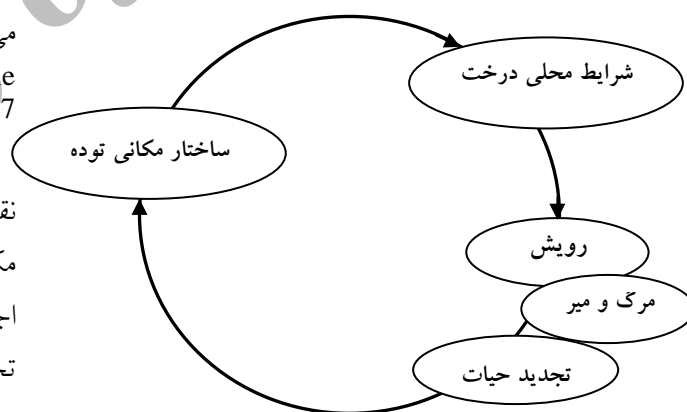
این‌طور می‌توان فرض کرد که برخی خصوصیات مربوط به الگوی مکانی توده منعکس‌کننده روند تغییر و پویایی آن می‌باشد و برخی از این مشخصه‌ها می‌توانند به‌عنوان معرف پویایی توده باشند. به‌عنوان مثال الگوی مکانی یکنواخت نشانگر رقابت قابل توجه در توده بوده، درحالی‌که الگوی کپه‌ای یا خوشه‌ای بیانگر وجود تجدید حیات متراکم بدون تنک شدن شدید طبیعی بعدی می‌باشد (Moravie & Robert, 2003) به نقل از Ward & Stephens, 1996; Kenkel, 1988; Leps & Moravie Kindlmann, 1987).

به‌منظور بررسی الگوی مکانی، می‌توان از آنالیز الگوی نقطه‌ای بهره برد. آنالیز الگوی نقطه‌ای شاخه‌ای از آمار مکانی است که می‌تواند به‌منظور کمی کردن الگوی مکانی اجتماعات گیاهی (Cressie, 1993) و دستیابی به تاریخچه تخریب توده (Moer, 1997; Mast & Veblen, 1999) مورد استفاده قرار گیرد. روشهای مختلفی برای بررسی ساختار مکانی به‌کار گرفته می‌شود (Ripley, 1981; Curtet, 1993; Derouet, 1994)، اما روش رایلی (Ripley) به‌نظر می‌رسد که در مقایسه با دیگر روشها به‌منظور تفسیر ساختار مکانی در مقیاسهای متفاوت و در زمان معین از مطلوبیت بیشتری برخوردار باشد (Cressie, 1993).

با توجه به این‌که الگوی استقرار حفره‌های تجدید حیات در توده‌های جنگلی می‌تواند در درک بهتر

قبیل شرایط رویشگاه، مشخصات توده، تاریخچه مدیریت و اثرات علف‌خواری قابل تفسیر می‌باشند (Sterba *et al.*, 1997; Jaworski, 1973).

در این ارتباط آگاهی از ساختار مکانی حفره‌های تجدید حیات در یک اکوسیستم طبیعی می‌تواند در درک بهتر فرایندهای طبیعی مورد استفاده قرار گیرد. چرا که موزاییکهای توالی در جنگل که با ایجاد حفره‌های تاجی (Canopy gaps) تعریف می‌شوند، نقش قابل توجهی در ساختار مکانی توده‌های جنگلی و یا به‌عبارت بهتر سازماندهی درختان در فضا دارند. همچنین این مسئله می‌تواند امکان استقرار تجدید حیات و قابلیت بازسازی توده را تعیین کند. البته این ارتباط بین الگوی مکانی و پویایی توده‌های جنگل دو طرفه می‌باشد؛ چرا که تغییرات جمعیت، الگوی توده را به‌طور برگشت‌پذیر و در نتیجه جانمایی درختان را اصلاح می‌نماید (شکل ۱).



شکل ۱- اثرات متقابل ساختار مکانی توده، شرایط محلی درخت و فرایندهای طبیعی (Goreaud *et al.*, 1997)

بنابراین ملاحظه می‌گردد که آگاهی از الگوی مکانی توده‌های جنگلی می‌تواند درک ما را نسبت به فرایندهای بوم‌شناختی نظیر استقرار توده، رویش، رقابت، تولید و مرگ و میر بهبود بخشد (Legendre & Fortin, 1989; Dale, 1999).

حداکثر آن در مهرماه است. به لحاظ زمین شناسی، در منطقه خیرودکنار تشکیلات دورانهای مختلف دیده می شود، از دوران پرمین تشکیلات نئوسن حضور دارد که قدیمی ترین تشکیلات محسوب می شوند. از رسوبهای دوران دوم سازندهای تریاس، الیکا، ژوراسیک و کرتاسه و از تشکیلات دوران چهارم رسوبهایی متشکل از کنگلومرا و آبرفتهای رودخانه ای می باشد که در حاشیه دریای خزر و در تمام منطقه مازندران گسترش دارند (سرمدیان و جعفری، ۱۳۸۰).

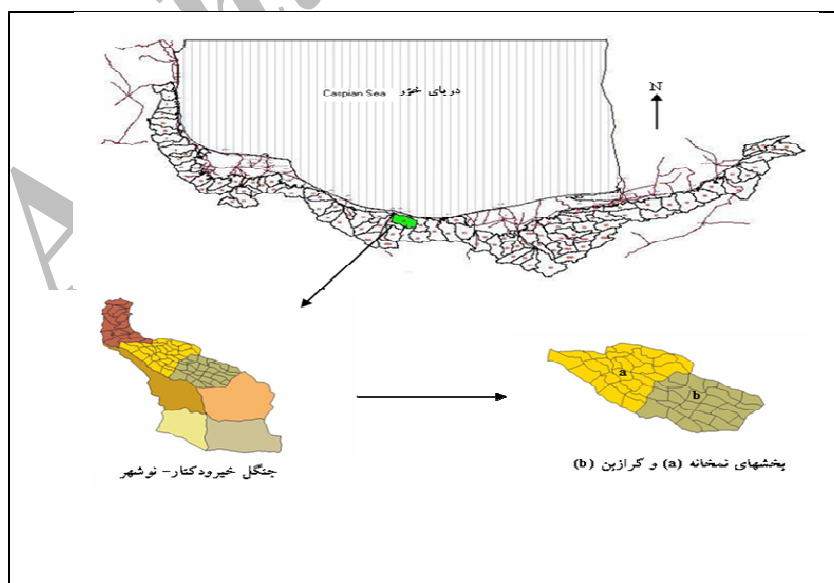
بیشتر خاکهای تشکیل دهنده منطقه مورد مطالعه که در اثر هوادیدگی سنگهای آهکی حاصل شده اند، از تیپ منطقه ای بوده و در تکامل آنها پوشش گیاهی نقش قابل توجهی دارد. به طور کلی، در منطقه خیرودکنار، چهار رده اصلی خاک مشاهده می شود که شامل انتی سولها، اینسپتی سولها، مولی سولها و آلفی سولها می باشد (سرمدیان و جعفری، ۱۳۸۰). به لحاظ پوشش گیاهی، مهمترین تیپهای جنگلی موجود که سطح قابل ملاحظه ای را تشکیل می دهند، شامل راش - ممرز، راش خالص، راش - توسکا، راش - پلت و بلوط - ممرز می باشد (ساجدی، ۱۳۸۱).

فرایند پویایی توده و موزاییکهای تحولی راه گشا باشد، تحقیق حاضر به منظور دستیابی به این الگو در دو منطقه جنگلی مدیریت شده (بهره برداری شده) و مدیریت نشده انجام شده است. با طرح این سؤال که الگوی مکانی حفره ها در توده های طبیعی مدیریت نشده چگونه است و آیا این الگو در مناطق مدیریت شده نیز قابل مشاهده بوده و چه تفاوت هایی با مناطق مدیریت نشده دارد؟

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه

به منظور انجام این تحقیق دو بخش از حوزه آبخیز جنگل آموزشی و پژوهشی خیرودکنار نوشهر (بخشهای نمخانه و گرازین) واقع در غرب استان مازندران انتخاب گردید که دارای وسعتی معادل ۲۰۵۰ هکتار می باشد (شکل ۲). دامنه ارتفاعی در منطقه مورد بررسی، از ۳۱۰ متر از سطح دریا تا ۱۵۰۸ متر متغیر است. براساس آمار ایستگاه کلیماتولوژی نوشهر و با توجه به گرادیان بارش، میزان بارندگی سالانه در منطقه مورد مطالعه بین ۱۳۰۰ و ۱۶۱۰ میلیمتر نوسان دارد که حداقل آن در تیرماه و



شکل ۲- موقعیت منطقه مورد بررسی

روش بررسی

ابتدا با انجام جنگل‌گردشی در مناطق مدیریت شده (سری نم‌خانه) و مدیریت نشده (سری گرازبن) در مساحتی بیش از ۵۰ هکتار که دارای شرایط فیزیوگرافی مشابه بودند، موقعیت مکانی کلیه حفره‌ها با GPS مشخص شد. سپس حدود آنها از طریق روش چند ضلعی‌ها و قرار گرفتن در مرکز حفره و اندازه‌گیری آزمون از مرکز حفره تا حاشیه تعیین گردید. با استفاده از نرم افزار اتوکد، شکل حفره‌ها ترسیم و مساحت آنها اندازه‌گیری و محاسبه شد.

به منظور بررسی ساختار مکانی نقطه‌ای، تابع K معرفی شده توسط رایپلی (Ripley, 1977) برای مدت زمانی طولانی و به طور گسترده مورد استفاده قرار گرفته است و حتی در قالب یک استاندارد در منابع آمار مکانی از آن یاد شده است (Cressie, 1993; Diggle, 1983; Ripley, 1981). اما محدودیتهایی در کاربرد این تابع وجود دارد که از جمله آن، می‌توان به کاربرد چنین تابعی برای محیط‌های همگن و همچنین در نظر گرفتن وزن یا ارزش مشابه به کلیه نقاط موجود در فضای مورد بررسی اشاره نمود. بنابراین این ابزار نمی‌تواند برای آنالیز الگوی مکانی در محیط‌های ناهمگن با شرایط متفاوت مناسب باشد (Marcon & Puech, 2003). بر این اساس تابع M که در واقع شکل تعمیم یافته تابع K و فاقد محدودیتهای یاد شده بوده، در این بررسی مورد استفاده قرار گرفته است.

برای برآورد تابع می‌توان به اصول برنولی اشاره کرد که براساس آن، احتمال وجود یک همسایه در اطراف نقطه i در محدوده مورد بررسی به مساحت dS و در دایره‌ای به شعاع r معادل $\lambda_r \cdot dS$ می‌باشد. تعداد همسایه‌های مورد انتظار در این دایره، برابر $V(r) = \lambda_r \pi r^2$ بوده که از جمع تعداد نقاط مورد انتظار در بررسی مقدماتی حاصل شده است. در این روش، تخمینگر

مقدار $V(r)$ ، متوسط تعداد همسایه‌های مشاهده شده در اطراف نقطه i می‌باشد (Marcon & Puech, 2003). اصل دیگر برنولی به وسیله بررسی یک همسایه در اطراف نقطه i می‌باشد که در این شرایط برای کل منطقه در نظر گرفته می‌شود. احتمال بروز چنین شرایطی $\lambda_A \cdot dS$ بوده و تعداد همسایگان مورد انتظار در داخل ناحیه A، برابر λ_A و تخمینگر آن معادل $N-1$ است. در محیط ناهمگن، تعدادی نقاط به عنوان نمونه (Case) N_{SK} و بقیه نقاط به عنوان نقاط کنترل ($N_{controls}$) مد نظر قرار می‌گیرد. اصل برنولی متشکل از بررسی نمونه‌ها بین کلیه نقاط همسایه i می‌باشد. احتمال بروز آن حاصل نسبت نمونه‌ها به مجموع تعداد نقاط نمونه و کنترل واقع شده در داخل منطقه مورد بررسی (دایره‌ای به شعاع r یا کل منطقه) است. اگر دو نقطه i و j به عنوان نمونه و کنترل بوده و فاصله بین آنها r باشد، میزان شاخص $C_{SK}(i, j, r)$ برابر یک خواهد بود، در غیر این صورت، دو احتمال به شرح زیر وجود خواهد داشت (Marcon & Puech, 2003):

$$P_r = \frac{1}{N_{sk}} \frac{\sum_{i=1}^{N_{sk}} \sum_{j=1, i \neq j}^{N_{sk}} c_{sk}(i, j, r)}{\sum_{i=1}^N \sum_{j=1, i \neq j}^N c(i, j, r)}$$

P_r - متوسط حاصل از نسبت تعداد نمونه‌های همسایه، به کل نقاط (کنترل و نمونه)
 P_A - برای هر نقطه‌ای تعداد نمونه‌های همسایه در کل منطقه معادل $N_{sk}-1$ و تعداد نقاط همسایه که شامل نقاط نمونه و کنترل می‌باشد برابر $N-1$ است. با توجه به موارد یاد شده می‌توان شکل تعمیم یافته (اصلاح شده) تابع K را به صورت زیر ارائه نمود:

$$K'_{sk}(r) = \frac{\sum_{i=1}^{N_{SK}} \frac{\sum_{j=1, i \neq j}^{N_{SK}} C_{SK}(i, j, r)}{N_{SK}}}{\sum_{i=1}^N \frac{\sum_{j=1, i \neq j}^N C(i, j, r)}{N_{SK}}} / \frac{N_{SK} - 1}{N - 1}$$

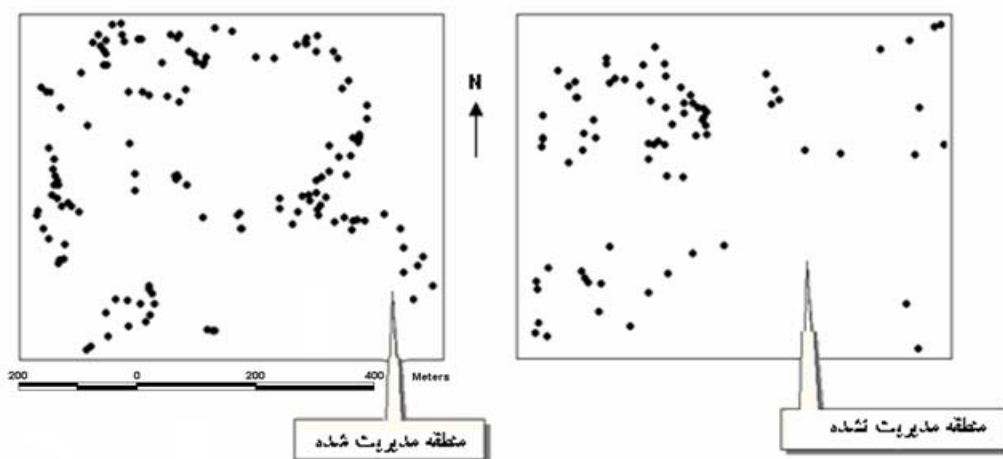
$$M_{Cases}(r) = \sum_{i=1}^{N_{Cases}} \frac{\sum_{j=1, i \neq j}^{N_{Cases}} C_{Cases}(i, j, r)}{\sum_{j=1}^{N_{Controls}} C_{Controls}(i, j, r)} / \frac{N_{Cases} - 1}{N_{Controls} - 1}$$

حفره‌های زادآوری یا پراکنندگی در واحد سطح، در منطقه مدیریت نشده به میزان ۸۹ (با متوسط سطح ۲۰۱ مترمربع) و در منطقه مدیریت شده نزدیک به ۱۷۹ مورد (با متوسط سطح ۲۳۵ مترمربع) می‌باشد. همچنین الگوی پراکنش حفره‌ها با توجه به شکل ۳، در منطقه مدیریت شده مسیر پیمایش نشانه گذار را به خوبی نشان می‌دهد و در منطقه مدیریت نشده چنین الگویی مشاهده نمی‌شود. البته بایستی عنوان نمود که چنین شرایطی به صورت گسسته و در مناطق مختلف منطقه مشهود است.

در انجام تابع M فرض صفر مبنی بر این خواهد بود که الگوی پراکنش به صورت تصادفی می‌باشد که این فرض با استفاده از آزمون مونت کارلو (Monte Carlo) مورد بررسی قرار می‌گیرد. چنانچه مقدار تابع M محاسباتی در محدوده حداقل و حداکثر از توزیع تصادفی (پواسون) قرار گیرد، الگوی پراکنش به صورت تصادفی و اگر بیشتر از میزان حداکثر تابع باشد، الگوی پراکنش به صورت خوشه‌ای خواهد بود (Marcon & Puech, 2003).

نتایج

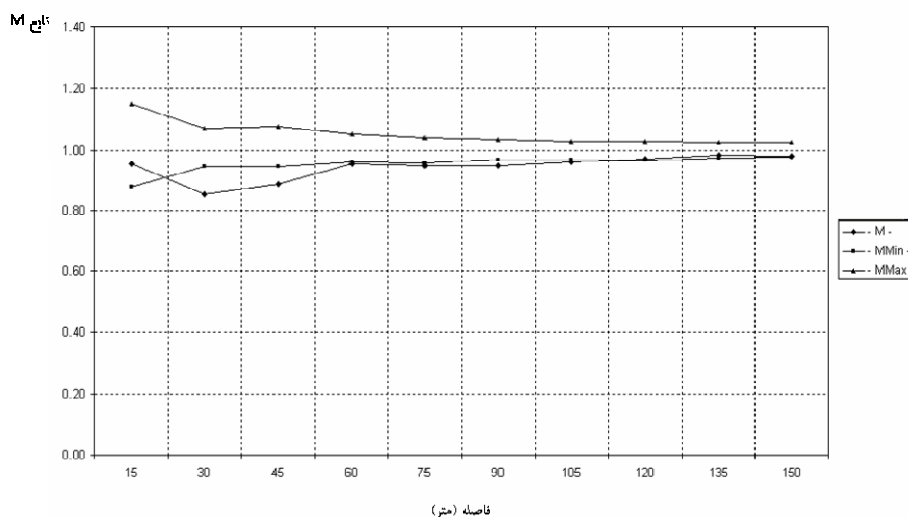
با توجه به نقشه پراکنش حفره‌های تجدید حیات در مناطق مختلف (شکل ۳)، ملاحظه می‌گردد که فراوانی



شکل ۳- نقشه پراکنش حفره‌های تجدید حیات در مناطق مدیریت شده و مدیریت نشده

شده، الگوی پراکنش به شکل تصادفی می‌باشد. البته بایستی اذعان داشت که مقدار تابع M در چنین شرایطی با دامنه تابع برای اینکه در محدوده تصادفی قرار گیرد، تفاوت محسوسی را دارا نمی‌باشد.

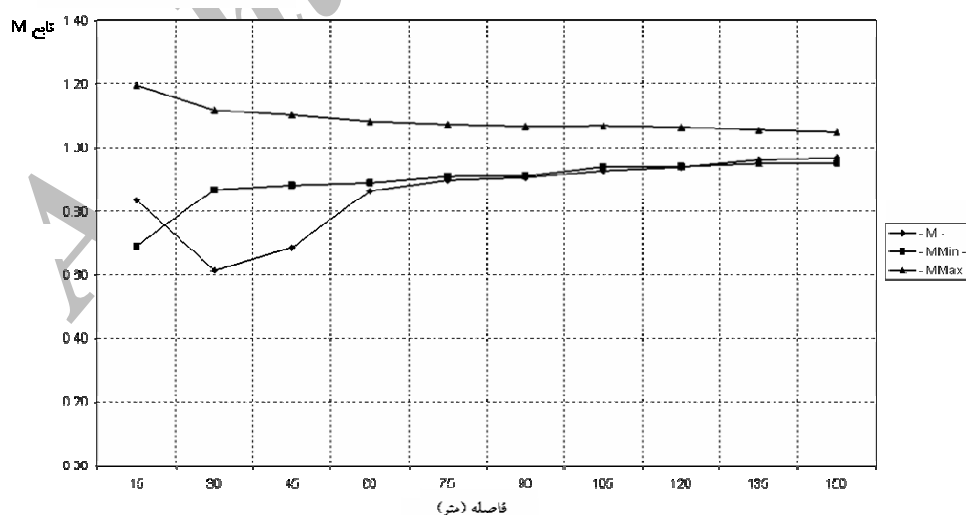
نتایج حاصل از بررسی الگوی پراکنش با استفاده از تابع M در منطقه مدیریت شده (شکل ۴) نشان می‌دهد که پراکندگی حفره‌های تجدید حیات تا شعاع کمتر از ۶۰ متر به صورت یکنواخت بوده و در شعاع بیشتر از مقدار یاد



شکل ۴- مقادیر تابع M در منطقه مدیریت شده ($MMin$ = مقدار حداقل تابع و $MMax$ = مقدار حداکثر تابع M)

از مقدار یاد شده، الگوی پراکندگی به صورت تصادفی می‌باشد (شکل ۵).

در منطقه مدیریت نشده تابع M در محدوده یکنواخت دارای دامنه بیشتری بوده و پراکنش حفره تا شعاع ۸۰ متری از الگوی یکنواخت پیروی نموده و در شعاع بیشتر



شکل ۵- مقادیر تابع M در منطقه مدیریت نشده ($MMin$ = مقدار حداقل تابع و $MMax$ = مقدار حداکثر تابع M)

منطقه مدیریت نشده (۴٪) می‌باشد. به عبارت دیگر، سطح مربوط به حفره‌ها در جنگل مدیریت شده بیش از وضعیت موجود در طبیعت می‌باشد. در این مورد بررسیهای انجام شده توسط Emborg *et al.* (2000) در جنگلهای دانمارک نشان می‌دهد که ۸٪ از سطح کل جنگلهای راش مدیریت شده و ۶٪ از سطح جنگلهای مدیریت نشده را حفره‌های تجدید حیات تشکیل داده و عمده این حفره‌ها در سطوح کوچک و به صورت پراکنده ایجاد شده‌اند. Diaci (2002) به نقل از Rozenbergar (1999) سطح حفره‌ها را در جنگلهای بکر در اسلونی ۴٫۸٪ و Diaci (2002) در بررسی خود در جنگلهای بکر این سطح را ۵٫۶٪ عنوان می‌نماید.

بر این اساس ملاحظه می‌گردد که نتایج دیگر بررسیهای انجام شده در مورد متوسط سطح مربوط به حفره‌های تجدید حیات در جنگلهای مدیریت نشده، مشابه نتایج حاصل از این بررسی می‌باشد. با توجه به موارد یاد شده و همچنین دیدگاه Mlinsek (1986) که عنوان نموده‌است تجدید حیات در جنگلهای بکر به صورت پراکنده و در سطح حفره‌های کوچک می‌باشد و نتایج حاصل از این بررسی، سطح مربوط به حفره‌های تجدید حیات در یک جنگل طبیعی (مدیریت نشده) که تعیین کننده مساحت مربوط به مرحله تحولی تخریب است، حدود ۴ تا ۶٪ کل سطح منطقه و به صورت پراکنده می‌باشد.

در ارتباط با الگوی پراکنش حفره‌ها، نتایج حاصل از محاسبه تابع M نشان داد که ساختار مکانی حفره‌های تجدید حیات در توده‌های مدیریت شده تا شعاع متوسط ۴۰ تا ۵۰ متر (حداکثر تا شعاع ۶۰ متر) به صورت یکنواخت بوده و در منطقه مدیریت نشده چنین شرایطی تا شعاع متوسط ۶۰ تا ۸۰ متر (حداکثر تا شعاع ۸۰ متر) قابل مشاهده‌است. در شعاع بیشتر از موارد یاد شده، الگوی پراکنش حفره‌ها به صورت تصادفی خواهد بود. با محاسبه مساحت با شعاعهای مشخص شده در مناطق مختلف، ملاحظه می‌گردد که الگوی

بر اساس بررسیهای به عمل آمده، متوسط سطح حفره در مناطق مدیریت شده و مدیریت نشده به ترتیب ۲۳۵ مترمربع (حداقل ۱۶ و حداکثر ۶۶۷ مترمربع) و ۲۰۱ مترمربع (حداقل ۳۴ و حداکثر ۵۹۷ مترمربع) محاسبه گردید. با توجه به میزان فراوانی حفره‌ها در مناطق مختلف، می‌توان عنوان نمود که در منطقه مدیریت شده، ۹٪ از کل منطقه، مربوط به حفره‌های تجدید حیات می‌باشد. در منطقه مدیریت نشده نیز این مشخصه ۴٪ می‌باشد.

بحث

ساختار مکانی موجود در یک اکوسیستم طبیعی که به کمک دانش بوم‌شناختی تفسیر می‌شود، می‌تواند شاخص‌هایی را برای تعیین و درک مناسب فرایندهای طبیعی، نظیر رقابت فراهم آورد (Szwagrzyk, 1990; Ward *et al.*, 1996). بر این اساس می‌توان اذعان داشت که تراکم حفره‌های تجدید حیات در واحد سطح در یک جنگل طبیعی، می‌تواند معیار مناسبی برای تعیین میزان شدت مدیریت در توده‌های طبیعی راش باشد. چرا که تعیین ساختار مکانی و سطح مربوط به حفره‌های تجدید حیات، بیانگر میزان سطح مربوط به مرحله تخریب در توده‌های جنگلی و الگوی پراکنش آنها می‌باشد.

نتایج این بررسی نشان می‌دهد که متوسط سطح حفره‌های ناشی از اعمال مدیریت در مقایسه با مناطق مدیریت نشده بیشتر می‌باشد. با توجه به این که بررسی حاضر در جامعه راشستان انجام شده، می‌توان برآورد نمود که چنین اقدامی کمک به استقرار دیگر گونه‌ها خواهد نمود و این احتمال وجود دارد که در آینده توده‌های آمیخته در منطقه استقرار یابند. نکته دیگری که بایستی به آن توجه خاص نمود فراوانی حفره‌ها در واحد سطح و ساختار مکانی آنها می‌باشد، چرا که چنین الگویی می‌تواند معیاری در جهت تعیین میزان دخالت در توده‌های طبیعی باشد.

در این بررسی مشخص گردید که فراوانی نسبی حفره‌ها در منطقه مدیریت شده (۹٪) بیش از دو برابر

- Empirical and process-based models for forest tree and stand growth simulation. *Novas Tecnologias*, Oeiras, Portugal: 155-172.
- Jaworski, A., 1973. Odnowienie naturalne jodly (*Abies alba* Mill.) wybranych zbiorowiskach lesnych Parkow Narodowych; Tatrzańskiego, Babiogorskiego i Piennńskiego. *Acta Agr. et Silv. Ser. Silv.* 13: 21-87.
 - Kenkel, N.C., 1988. Pattern of self-thinning in Jack pine: Testing the random mortality hypothesis. *Ecology* 69(4): 1017-1024.
 - Legendre, P. and Fortin, M. J., 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetation* 80: 107-138.
 - Leps, J. and Kindlman, P., 1987. Models of the development of spatial pattern of an even-aged plant population over time. *Ecological Modeling* 39: 45-57.
 - Marcon, E. and Puech, F., 2003. Generalization Ripley's K function to inhomogeneous populations. University of Paris I-CNRS, 19P.
 - Mast, J.N. and Veblen, T.T., 1999. Tree spatial patterns and stand development along the pine-grassland ecotone in the Colorado Front Range. *Canadian Journal of Forest Research* 29(5): 575-584.
 - Mlinsek, D., 1986. Die Urwalder in Jugoslawien. *AFZ*, 30/31: 757-759.
 - Moeur, M., 1997. Spatial models of competition and gap dynamics in old-growth *Tsuga heterophylla/Thuja plicata* forests. *Forest Ecology and Management* 94(1/3):175-186.
 - Moravie, M.A. and Robert, A., 2003. A model to assess relationships between forest dynamics and spatial structure. *J. of Vegetation Science*, 14:823-834.
 - Pacala, S.W. and Tilman, D., 1994. Limiting similarity mechanistic and spatial models of plant competition in heterogeneous environments. *The American Naturalist*. 143: 222-257.
 - Rey, P.J. and Alcantara, J.M., 2000. Recruitment dynamics of e fleshy- fruited plant (*Olea europea*): connecting pattern of seed dispersal to seedling establishment. *J. Ecology* 88: 622-633.
 - Ripley B.D., 1977. Modeling spatial pattern. *Journal of the Royal Statistical Society*, B39: 172-212.
 - Ripley B.D., 1981. *Spatial Statistics*. John Wiley & Sons, New York, 255 p.
 - Sterba, H., Golser, M., Schweiger, J. and Hasenauer, H., 1997. Modelle fur das Ankommen und das Wachstum der Naturverjungung. *Centralblatt fur das gesamte Forstwesen* 114:11-33.
 - Szwagrzyk, J., 1990. Natural regeneration of forest related to the spatial structure of trees: A study of two forest communities in Western Carpathians, Southern Poland. *Vegetatio* 89: 11-22.
 - Ward, J.S. and Stephens, G.R., 1996. Influence of crown class on survival and development of *Betula lenta* in Connecticut, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 277-288.
 - Ward, J.S., Parker, G.R. and Ferrandino, F.J., 1996. Long-term spatial dynamics in an old-growth deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 83(3): 189-202.
- پراکنش حفره‌ها در سطح ۰/۵ تا یک هکتار به صورت یکنواخت بوده و در فاصله بیشتر به صورت تصادفی می‌باشد. این نتیجه مؤید این نکته خواهد بود که در مدیریت توده‌های طبیعی قابل توصیه است و باید طوری اقدام نمود که الگوی پراکنش حفره‌های تجدید حیات در سطح توده به صورت یکنواخت باشد و در بین توده‌ها به لحاظ ساختار مکانی از الگوی تصادفی پیروی نماید، چرا که با دستیابی به چنین الگوی مکانی می‌توان ساختار مناسبی را در توده ایجاد نمود.
- ### منابع مورد استفاده
- ساجدی، ت.، ۱۳۸۱. بررسی تغییرات تیپ هوموس در جنگلهای خالص و آمیخته راش، سری چلیپر جنگل خیرود کنار نوشهر. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ۱۳۷ صفحه.
 - سرمدیان، ف. و جعفری، م.، ۱۳۸۰. بررسی خاکهای جنگلی ایستگاه تحقیقاتی آموزشی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران (خیرود کنار نوشهر)، مجله منابع طبیعی ایران، ویژه‌نامه سال ۱۳۸۰، ۱۰۳ صفحه.
 - Batista, J.L.F. and Maguire, D.A., 1998. Modeling the spatial structure of tropical forests. *Forest Ecology and Management*. 110: 293-311.
 - Cressie N.A., 1993. *Statistics for spatial data*. Wiley series in Probability and Mathematical Statistics. 900p.
 - Curtet, L., 1993. *Methodes d'études des structures spatiales des forets. Methodes basees sur les mesures des distances. Rapport bibliographique de dea*, Lyon 1, 30p.
 - Dale, M.R.T., 1999. *Spatial pattern analysis in plant ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 326p.
 - Derouet L., 1994. *Methodes d'étude de la structure des populations en forets tropicales humides. Rapport bibliographique de dea*, Lyon 1, 30 p.
 - Diaci, J., 2002. Gap disturbance patterns in a Beech virgin forest remnant Krokav in the mountain vegetation belt of Slovenia. *Nat-Man project: Working report 6*: 9 p.
 - Diggle P.J., 1983. *Statistical Analysis of Spatial Point Patterns*. Academic Press, London. 148p.
 - Emborg, j., Christensen, M. and Heilmann-Clausen, j., 2000. The structure of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 126:173-189.
 - Goreaud, F., Courbaud B. and Collinet F., 1997. Spatial structure analysis applied to modeling of forest dynamics: a few examples. *Iufro workshop*:

Spatial pattern of regeneration gaps in managed and unmanaged stands in natural Beech (*Fagus orientalis*) forests

A. Mataji^{1*}, S. Babaie Kafaki², H. Safae³ and H. Kiadaliri⁴

1* – Corresponding author, Assis. Prof., Research and Science Branch, Islamic Azad University. E-mail: a_mataji2000@yahoo.com

2- Assis. Prof., Research and Science Branch, Islamic Azad University.

3- Ph.D. student, Research and Science Branch, Islamic Azad University.

4- Assis. Prof., Islamic Azad Universit, Chalous Branch.

Abstract

The spatial structure of a forest stand plays a key role in its dynamics. It also determines the chance of establishing seedlings and the renewal capacity of the stand. However, this relation between spatial pattern and forest dynamics is two sided and information can refine our understanding of natural processes. Regarding to importance of seedling establishment in forest dynamics, the aim of this study was to investigate on spatial pattern of gaps in managed and unmanaged forests. The study site is located in Kheiroudkenar research forest – Noshahr. For this purpose, two sites in beech stands with similarity in physiographical condition were selected and the position of all gaps in each site was surveyed. Also, some quantitative parameters were recorded in each gap. Then, Ripley's M function was used to obtain the spatial structure of gaps. The null hypothesis is a random distribution of gaps which was tested by using of Monte Carlo technique. The results showed that frequency of gaps in managed area is more than unmanaged area. Regarding to average area of gaps (235 m² in managed area and 210 m² in unmanaged area), gaps cover 9% of the study area in managed and 4% in unmanaged stand. It means that silvicultural practices intensity was high and it could not be suitable for develop stand structure. Also, spatial pattern of gaps are regular for both area in 60m and 80m radius, respectively. Based on this trend, spatial structure is regular within each stand and random among them.

Key words: spatial pattern, regeneration gap, natural forests, oriental beech.