بررسی الگوی پراکنش درختان ولیک (*Cratagus monogyna*) آلوده به لیسه (*Yponomeuta padella*) در جنگل‌های بازفت استان چهارمحال و بختیاری

حسین شریعتی نجف آبادی[۱*]، علی سلطانی[۱]، زریر سعیدی[۲] و شادی گرجستانی‌زاده[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۵/۳۱ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۹/۱۰)

چکیده

درختان تحت شرایط تنش (مانند هجوم آفات)، واکنش‌های متعددی درساختار مکانی از خود نشان می‌دهند، به‌علاوه، تراکم درختان و میزان آلودگی به آفت در یک توده نیز بر روند الگوی پراکنش مؤثر است. این تحقیق با مطالعه الگوی پراکنش درختان ولیک (*Crataegus monogyna*) آلوده به آفت لیسه (*Yponomeuta padella*) در بخشی از مناطق جنگلی حوضه آبریز رودخانه بازفت انجام شد. تعداد ۹ رویشگاه با آلودگی متفاوت انتخاب شدند. انتخاب رویشگاه‌ها براساس وجود آلودگی و محل قرارگیری آنها (شمالی یا جنوبی) بود. میزان آلودگی به آفت لیسه، تراکم درختان ولیک و مختصات (X و Y) هر درخت ثبت گردید. الگوی پراکنش در هر رویشگاه به‌وسیله شاخص Eberhart و تابع K- function به‌دست آمد. نتایج نشان داد که عامل تراکم و میزان آلودگی درختان ولیک به آفت لیسه بر روند الگوی پراکنش درختان مؤثر است، به‌طوری‌که رویشگاه‌های آلوده به آفت لیسه که درصد بالایی از درختان ولیک را به‌خود اختصاص داده بودند (تراکم بالای درختی)، از الگوی پراکنش کپه‌ای تبعیت می‌کردند. رویشگاه‌های آلوده به آفت لیسه ولی با تراکم کمتر درختان ولیک، از الگوی پراکنش تصادفی تا یکنواخت و رویشگاه‌هایی که عاری از هرگونه آلودگی به آفت لیسه بودند، بدون تأثیر عامل تراکم از الگوی پراکنش کپه‌ای تبعیت می‌کردند.

واژه‌های کلیدی: پراکنش درختان جنگلی، ولیک، لیسه، تراکم، تابع K، شاخص ابرهارت، بازفت

۱. گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه شهرکرد
۲. گروه گیاهپزشکی، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی چهارمحال و بختیاری
* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: hoseinshariati67@yahoo.com

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2024-03-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1394.4.14.5.4]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.4.14.39]

مقدمه

یکی از موضوعاتی که همیشه مورد توجه محققین بوم شناسی جنگل بوده، این موضوع است که جمعیت‌های گیاهی و به‌ویژه درختان چوبی در واکنش به تنش‌های محیطی چگونه رفتار می‌کنند. عوامل تنش‌زای بلند مدت به احتمال، موجب تغییر ساختار ژنتیکی یک جمعیت در طول زمان می‌شوند (۲۹). هنگامی‌که تنش از نوع بیولوژیک و برای مثال شیوع آفت خاصی باشد، واکنش جمعیت گیاهی می‌تواند پیچیده‌تر شود، زیرا عامل بیولوژیک حمله کننده می‌تواند در برابر واکنش دفاعی درختان، ساز و کار حمله را عوض کرده و نتیجه، برآیند طولانی مدت یک رابطه بیولوژیک دو جانبه و یا چند جانبه باشد. در این شرایط به‌نظر می‌رسد مطالعات در سطح جمعیت بهتر از نتایج تحقیقات در سطح درخت و یا حتی توده عمل می‌کنند.

یکی از متداول‌ترین این روش‌ها استفاده از الگوهای پراکنش درختان آلوده می‌باشد. یک الگوی پراکنش ابزاری متداول در تشخیص رابطهٔ متقابل گیاه و محیط بوده و از آن می‌توان در مکانیسم‌های پویایی جمعیت‌های گیاهی نیز استفاده کرد (۸، ۱۲، ۱۷، ۱۹، ۳۳ و ۳۶). افراد یک گونه درختی در طبیعت اغلب به‌صورت لکه‌ای پراکنده شده‌اند. این لکه‌ها ممکن است بزرگ باشند و تشکیل سطوح موزاییکی دهند یا کوچک باشند و به‌صورت پراکنده در منطقه مورد بررسی موجود باشند (۱۱). در شرایط ناهمگنی رویشگاه، گیاهان در مناطقی که دارای شرایط زیست مناسب‌تر هستند به‌صورت کپه‌ای مستقر می‌شوند (۱). لذا حضور الگوی کپه‌ای در جوامع گیاهی یک روال عمومی است، مگر اینکه جوامع مورد دخالت‌های انسان و دیگر آشفتگی‌های طبیعی قرار گیرند (۲).

این تحقیق قصد دارد، صرف‌نظر از شکل، سن و حتی شرایط توپوگرافیک حاکم بر رویشگاه‌های درختان گونه ولیک *Crataegus monogyna* در منطقه‌ای از زاگرس مرکزی در حوضه آبریز رودخانه بازفت، یکی از نتایج احتمالی شیوع آفت لیسه *Yponomeuta padella* بر الگوی پراکنش درختان (اثر تراکم درختان بر آلودگی) را مورد بررسی قرار دهد. آفت لیسه به‌خصوص در سال‌های اخیر به‌صورت یکی از شایع‌ترین عوامل تنش‌زای بیولوژیک برای درختان جنس ولیک در آمده و گاه برای سال‌های متمادی سطح وسیعی از جنگل را می‌پوشاند. این آفت اغلب مونوفاژ (تک میزبانه) بوده و متمایل به زندگی اجتماعی در توده‌های متراکم درختان ولیک (به‌صورت کلونی) می‌باشد (۱۰ و ۱۱).

تحقیقات محدودی در این رابطه انجام شده است که از آن جمله می‌توان به مطالعه پراکنش درختان کاج کنترتا مورد حمله سوسک پوستخوار در کلرادو آمریکا نشان داد که این حمله بیشتر متوجه توده‌های با تعداد درختان جوان بالا به‌خصوص در مجاورت جنگل‌کاری‌های صنعتی با این گونه است (۲۵). سیلور و همکاران (۳۴) با تجزیه و تحلیل درازمدت علت مرگ و میر جمعی درختان که به‌صورت بارز در عرض‌های جغرافیایی بالا در آمریکا و اسکاندیناوی بروز می‌کند، به این نتیجه رسیدند که بیش از آنکه علت به عامل بیماری برگردد، ضعف درختان به‌خصوص درختان کاج عامل آن بوده و الگوی پراکنش در کل به‌صورت پراکنده و تصادفی است. مرکادر و همکاران (۲۶) نشان دادند که سوسک چوبخوار زبان گنجشک *Agrilus planipennis* که به‌صورت مهاجم از شرق آسیا وارد آمریکا شده در مجاورت زمین‌های زراعی فعالیت بالایی داشته و درختان آفت زده در این نواحی به‌صورت کپه‌ای هستند. دشنگ و همکاران (۱۳) الگوی پراکنش درختان بلوط مبتلا به بیماری مرگ ناگهانی بلوط (SOD: Sudden Oak Death) را مطالعه کرده و به این نتیجه رسیدند که الگوی اولیه درختان بلوط به‌صورت کپه‌ای بوده و به تدریج و با گسترش بیماری به‌سمت الگوی تصادفی پیش رفته است. پالمینو (۲۷) در مطالعه خود علت تصادفی بودن الگوی پراکنش گونه‌ی *Bursera graveolens* را تراکم پایین آن دانست. علوی و همکاران (۶) نیز پراکنش مکانی گونه‌ی ملج را در شمال ایران بررسی کردند و نتیجه گرفتند که گونه ملج از الگوی بینابینی کپه‌ای تا تصادفی تبعیت می‌کند و الگوی واقعی این گونه به‌دلیل دخالت‌های انسانی و بیماری مرگ نارون تغییر کرده است.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2024-03-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1394.4.14.5.4]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.4.14.39]

مطالعات قبلی در مورد گونه‌های ولیک نشان داده که درختان این جنس تمایل دارند به‌صورت کپه‌ای در جنگل‌های نیمه‌خشک زاگرس پراکنده شوند (۵). این پدیده می‌تواند به‌علت بذرهای سنگین‌تر و نحوهٔ تولید مثل از طریق ریشه‌جوش و پاجوش باشد (۳۳). تحقیقات قبلی مؤلف (۴)، نشان داده که عامل تراکم، در شدت آلودگی درختان ولیک به این آفت در منطقه اثر عمده را دارد. حتی عواملی چون ارتفاع از سطح دریا و شیب رویشگاه که تا حدی بر شیوع آلودگی اثر داشتند را نیز نمی‌توان به‌طور قطع دخیل در شدت آلودگی دانست. لذا انجام مطالعه برروی الگوی پراکنش درختان آلوده و غیر آلوده ولیک کاملاً ضروری به‌نظر می‌رسد. نتایج این تحقیق در کنار این واقعیت که توده‌های متراکم‌تر، بیشتر مستعد ابتلا به آفت فوق‌الذکر می‌شود، می‌تواند به نحوهٔ پاسخ‌گویی درختان یک توده به شرایط اپیدمی پاسخ دهد.

در این شرایط، سناریوهای ممکن در خصوص تغییر الگوی پراکنش این درختان در واکنش به آلودگی بیولوژیک عبارتند از: ۱- درختان مناطق با تراکم ولیک بالا، در واکنش به ابتلای همه‌گیر به آفت لیسه، تغییر الگوی پراکنش از کپه‌ای به تصادفی خواهند داشت، تا از سطح اپیدمی بکاهند؛ ۲- الگوی پراکنش آنها تغییر نکرده به‌علت محدودیت فضای رشد، اولویت را به رشد گروهی و رقابت با دیگر درختان می‌دهند تا بتوانند رشد بیشتری داشته در برابر آفت بهتر مقابله کنند. با کاهش تراکم درختان ولیک، دو استراتژی فوق ممکن است کمتر مورد توجه قرار گیرد، زیرا از سویی تراکم کمتر احتمال کپه‌ای شدن پراکنش را کمتر می‌کند و از سوی دیگر از رقابت درون گونه‌ای نیز خواهد کاست. این تحقیق مشخص خواهد ساخت که درختان ولیک در زاگرس مرکزی در سطح توده از چه استراتژی پراکنشی برای مقابله با آفت *Yponomeuta padella* استفاده می‌کنند.

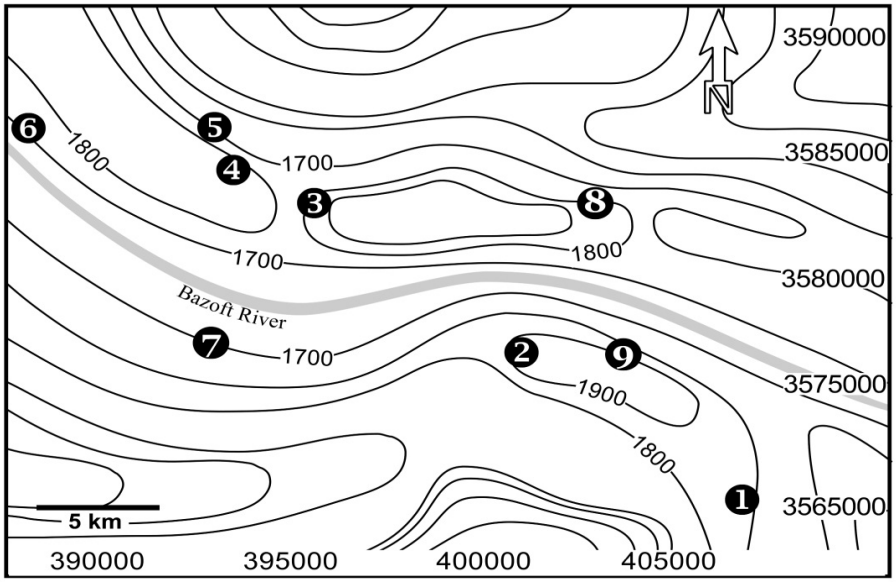
مواد و روش‌ها

جنگل‌های بازفت با وسعتی معادل ۵۴۰۰۰ هکتار درضلع غربی دامنه‌های کوه‌های زردکوه بختیاری و در دره رودخانهٔ بازفت و شعبات آن قرار دارند. به جز گونه اصلی برودار (*Quercus brantii*) که عنصر اصلی تمام این جنگل‌ها می‌باشد، انواع درختان و درختچه‌های جنگلی مانند زبان‌گنجشک (*Fraxinus excelsior*)، بنه (*Pistacia atlantica*) و کیکم (*Acer monspessulanum*) در این جنگل‌ها به‌صورت پراکنده دیده می‌شوند. درختان و درختچه‌های جنس ولیک (*Cratagus*) از جمله عناصری هستند که در این جنگل‌ها به‌همراه گونه بلوط و یا بادام‌های وحشی توده‌های با آمیختگی بالا می‌سازند. این تحقیق در بخشی از حوضه آبریز رودخانه بازفت در دامنه‌های غربی مجموع کوه‌های زردکوه انجام شد. حدود منطقهٔ مورد مطالعه در شکل ۱ به تصویر کشیده شده است.

پراکنش گونه ولیک در سطح توده در این تحقیق مدنظر قرار گرفت. نه رویشگاه براساس وجود آلودگی به آفت لیسه و محل قرارگیری آنها (شمالی و جنوبی)، تفکیک شدند (شکل ۱). تمام درختان ولیک در نه رویشگاه مدنظر قرار گرفته و براساس تعدادشان، تراکم درختان ولیک در هر رویشگاه به‌دست آمد. درختان ولیک در رویشگاه‌های هفت، هشت و نه سالم، و در بقیه رویشگاه‌ها (یک تا شش)، به آفت لیسه آلوده بودند. درختان آلوده براساس شدت آلودگی به شش درجه تقسیم شدند، که این نمره‌دهی براساس میزان آلودگی تاج درخت به تارهای تنیده شده توسط پروانه به‌روش بصری (از صفر تا شش) تعیین شد. محل استقرار دقیق (x و y) تمام درختان ولیک رصد شده در هر رویشگاه ثبت شدند. پایه‌های درختانی که مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند توسط روش فاصله‌ای نزدیک‌ترین فرد (۲۸)، انتخاب شدند. این روش ساده‌ترین روش فاصله‌ای است که در آن فاصله نقطه تصادفی تا نزدیک‌ترین درخت بدون توجه به جهت، اندازه‌گیری می‌شود. در تعیین الگوی پراکنش درختان ولیک از دو روش استفاده شد.

شاخص ابرهارت (Eberhart)؛ در این شاخص تنها از فواصل بین یک نقطهٔ تصادفی تا نزدیک‌ترین درخت به آن نقطه استفاده می‌شود (۸). این شاخص برای تفکیک پراکنش

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2024-03-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1394.4.14.5.4]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.4.14.39]



شکل ۱. بخشی از حوضه آبریز رودخانه بازفت که تحقیق حاضر در آن متمرکز بود، مختصات جغرافیایی در زون UTM S39 می‌باشند و ارتفاع خطوط میزان برحسب متر است. تعداد ۹ رویشگاه ولیک شماره‌گذاری شده‌اند.

درختان آلوده و غیر آلوده معرف مناسب می‌باشد (۳). مقدار شاخص از رابطهٔ ۱ محاسبه می‌شود.

$$Ie=\left(\frac{s}{\bar{x}}\right)^2+1 \qquad [۱]$$

در این رابطه Ie مقدار شاخص پراکنش، S انحراف معیار فواصل مشاهده شده و $\bar{X}$ متوسط فواصل نقاط تصادفی تا نزدیک‌ترین فرد هستند. اگر مقدار شاخص Ie برابر ۱/۲۷ باشد، پراکنش مکانی درختان تصادفی، اگر کمتر از ۱/۲۷ باشد، آرایش یکنواخت و اگر بیشتر از ۱/۲۷ باشد، پراکنش کپه‌ای خواهد بود (۸).

شاخص دوم استفاده از تابع K رایپلی (Ripley's K) بود. در آنالیز K رایپلی نقاط با افزایش فاصله از یک نقطه مرکزی شمارش می‌شوند. در این شمارش متوسط تعداد نقاط با توجه به نقطهٔ مرکزی محاسبه می‌شود. لذا K رایپلی در واقع متوسط تراکم نقاط براساس تابعی از فاصله هر نقطه است (۳۰). این روش مبتنی بر واریانس تمامی فواصل نقطه به نقطه در یک فضای دو بعدی است؛ که این نوع آنالیز می‌تواند مقیاس‌های مختلف الگوی مکانی و وجود حالت تجمعی یا یکنواختی را تشخیص دهد (۲۳). رابطه مورد استفاده (رابطه ۲) برای نشان دادن تراکم نقاط به‌صورت زیر می‌باشد:

$$K(d)=\frac{1}{\lambda n}\sum_{i=1}^{n}\sum_{j\neq i}I(dij\leq d) \qquad [۲]$$

که در آن، n تعداد نقاط، $\lambda=n/A$ ، A مساحت منطقه، d_{ij} فاصله بین نقاط i و j است. درمورد شاخص I اگر فاصله بین دو درخت i و j کوچک‌تر یا مساوی d باشد، برابر یک و اگر بیشتر باشد برابر صفر است (۲۱). برای مشخص کردن یکنواختی منحنی (الگوی پواسون) استفاده از تابع $K(d)$ تصویر روشنی به ما نمی‌دهد و تحلیل این منحنی نیز کار راحتی نیست. بنابراین از شکل اصلاح شده آن یعنی $L(d)$ استفاده می‌شود که جذر مربع $K(d)$ است و یک خط مستقیم برای الگوی پواسون $L(d)=d$ به ما می‌دهد (رابطه ۳).

$$(L(d)=\sqrt{\frac{K(d)}{\pi}}) \qquad [۳]$$

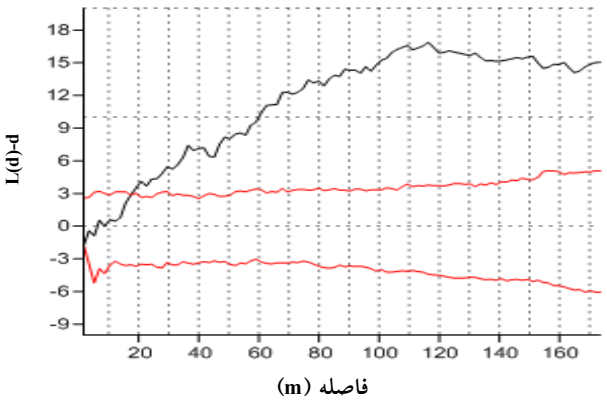
در نهایت به‌نظر می‌رسد استفاده از تابع L(d)-d می‌تواند تصویر بهتری به ما بدهد. که در این تابع برای الگوی پواسون $d=l(d)-0$ منحنی زیر صفر قرار می‌گیرد (۲۹). مقدار عددی این شاخص از رابطه ۴ به‌دست می‌آید.

$$L(d)-d=\sqrt{\frac{K(d)}{\pi}}-d \qquad [۴]$$

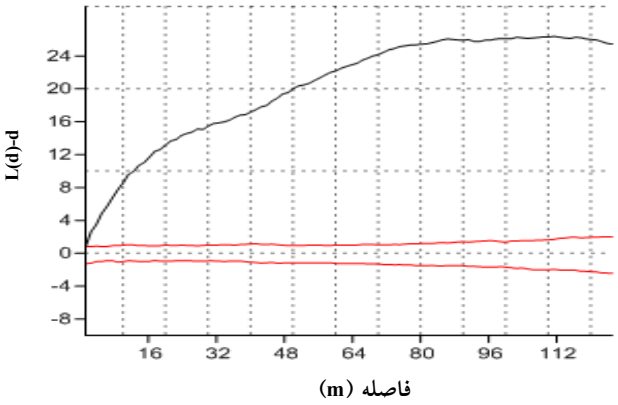
[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2024-03-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1394.4.14.5.4]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.4.14.39]

جدول ۱. مقادیر شاخص ابرهارت و میزان آلودگی درختان و تفسیر تابع K در رویشگاه‌های آلوده با تراکم بالا

رویشگاه	شاخص ابرهارت	تفسیر شاخص ابرهارت	Ripleys-K	تراکم درختان ولیک (تعداد در هکتار)	شدت آلودگی
۳	۱/۷۹	کپه‌ای	کپه‌ای	۶۲	۴/۳
۵	۱/۵۶	کپه‌ای	کپه‌ای	۲۱	۳/۷



شکل ۲. تابع K در رویشگاه پنجم



شکل ۳. تابع K درررویشگاه سوم

در این تحقیق برای آزمون یکنواختی و ترسیم حدود اطمینان مقادیر تابع K از آزمون مونته‌کارلو (Monte Carlo) استفاده شد. تغییر دامنه حدود اطمینان و مقدار آزمون مونته‌کارلو در طول تغییرات فواصل بین درختان رسم گردید، به‌طوری که اگر تابع $L(d)-d$ داخل محدوده‌ی مونته کارلو قرار گیرد الگوی پراکنش مشاهده شده با الگوی پراکنش تصادفی تفاوت معنی داری نخواهد داشت. اما اگر این تابع بالاتر از این محدوده قرار گیرد الگوی پراکنش کپه‌ایی و اگر پایین‌تر از این محدوده واقع شود، نشان دهنده‌ی الگوی یکنواخت است.

نتایج

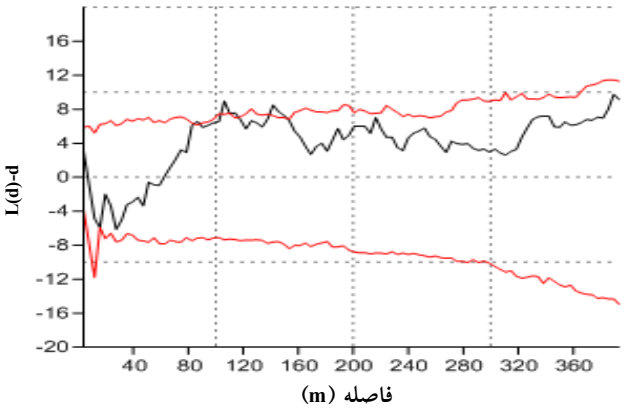
نتایج نشان داد که با افزایش تراکم ولیک، میزان آلودگی افزایش پیدا کرده و توده به‌سمت کپه‌ای شدن میل پیدا می‌کند (جدول ۱). شاخص پراکنش ابرهارت مبین این مطلب بود که در رویشگاه‌های سه و پنج که از میزان آلودگی و تراکم درختی بالایی برخوردار بودند، از الگوی پراکنش کپه‌ای پیروی می‌کنند. هم‌چنین تابع K در این رویشگاه‌ها با سطح اطمینان ۹۵٪ تائید کننده کپه‌ای بودن در این دو رویشگاه بود (شکل ۲ و ۳). در رویشگاه سوم منحنی تابع K از خطوط مونت‌کارلو (خطوط قرمز رنگ در نسخه الکترونیکی) نسبت به رویشگاه پنجم فاصله بیشتری پیدا کرده که حاکی از شدت کپه‌ای بودن در این رویشگاه، ناشی از تراکم بالای ولیک و به تبع آن، آلودگی بیشتر در این رویشگاه می‌باشد (شکل ۳). در رویشگاه پنجم با کم شدن تراکم ولیک تا شعاع ۲۰ متری الگوی پراکنش تصادفی است، ولی از این شعاع به بعد منحنی تابع K بالاتر از خطوط مونت‌کارلو قرار می‌گیرد که نشان از الگوی کپه‌ای است (شکل ۲).

در رویشگاه‌هایی که تراکم درختی به نسبت رویشگاه‌های سه و پنج کمتر بود، الگوی پراکنش درختان ولیک به‌سمت تصادفی شدن و حتی یکنواخت شدن رفتند (شاخص ابرهارت)، به تبع این موضوع، میزان آلودگی نیز کمتر از رویشگاه‌های فوق الذکر بود (جدول ۲). تابع K نیز این موضوع را تصدیق کرد. در رویشگاه‌های شش، دو و یک، تابع K بین

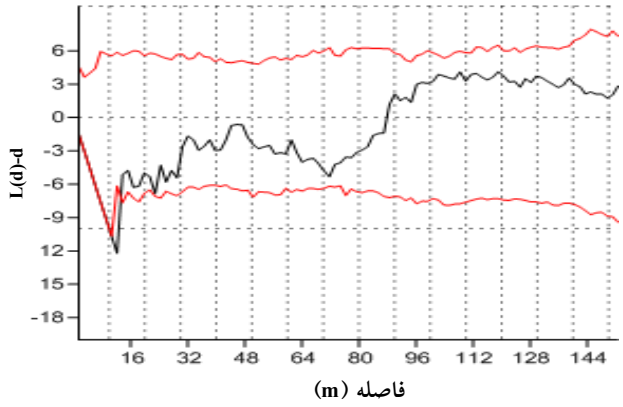
[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2024-03-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1394.4.14.5.4]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.4.14.39]

جدول ۲. مقادیر شاخص ابرهارت و میزان آلودگی درختان و تفسیر تابع K در رویشگاه‌های آلوده با تراکم کم

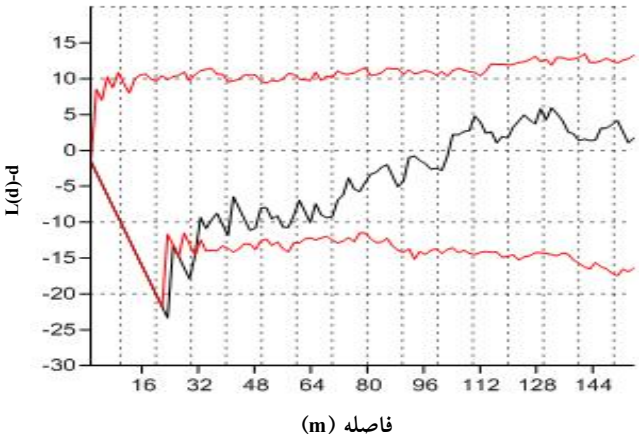
رویشگاه	شاخص ابرهارت	تفسیر شاخص ابرهارت	Ripleys-K	تراکم درختان ولیک (تعداد در هکتار)	شدت آلودگی
۴	۱/۲۵	یکنواخت	تصادفی به‌سمت کپه‌ای ضعیف	۶	۲/۶
۶	۱/۲۷	تصادفی	یکنواخت به‌سمت تصادفی	۶	۳/۳
۲	۱/۲۴	یکنواخت	یکنواخت به‌سمت تصادفی	۱۰	۳/۶
۱	۱/۲۰	یکنواخت	یکنواخت به‌سمت تصادفی	۱۵	۱/۳۸



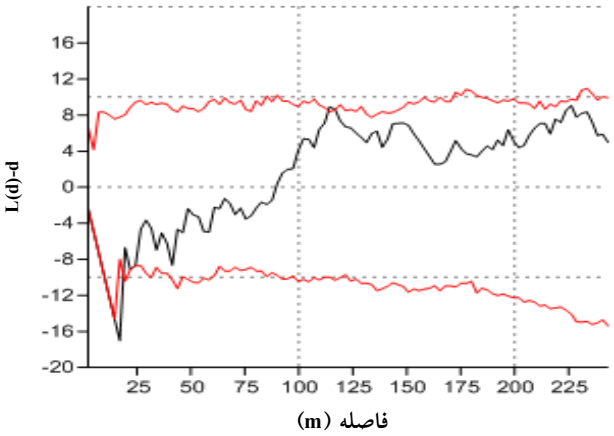
شکل ۴. تابع K در رویشگاه چهار



شکل ۵. تابع K در رویشگاه شش



شکل ۶. تابع K در رویشگاه یک



شکل ۷. تابع K در رویشگاه دو

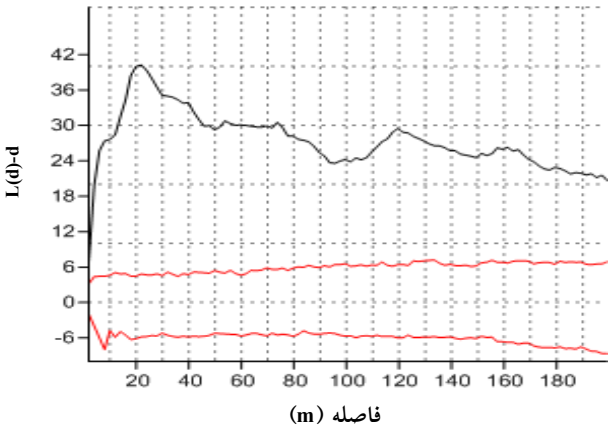
خطوط مونت‌کارلو واقع شده بود که حاکی از تصادفی بودن الگوی پراکنش داشت، در این رویشگاه‌ها حداکثر تا شعاع ۳۲ متری (رویشگاه یک) الگوی پراکنش یکنواخت و پس از آن، درختان از الگوی مکانی تصادفی تبعیت می‌کردند (شکل ۵، ۶ و۷). در رویشگاه چهارم در شعاع‌های ۱۱۰ و ۱۴۰ متری، درختان متمایل به الگوی کپه‌ای ضعیف بودند و در بقیه فواصل از الگوی پراکنش تصادفی تبعیت می‌کردند (شکل ۴).

در رویشگاه‌های هفت ،هشت و نه که رویشگاه‌های سالم و

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2024-03-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1394.4.14.5.4]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.4.14.39]

جدول ۳. مقادیر شاخص ابرهارت و میزان آلودگی درختان و تفسیر تابع K در رویشگاه‌های سالم با تراکم متفاوت

رویشگاه	شاخص ابرهارت	تفسیر شاخص ابرهارت	Ripleys-K	تراکم درختان ولیک (تعداد در هکتار)	شدت آلودگی
۷	۱/۴۹	کپه‌ای	کپه‌ای	۱۹	۰
۹	۱/۵۴	کپه‌ای	کپه‌ای	۹	۰
۸	۱/۴۳	کپه‌ای	کپه‌ای	۸	۰



شکل ۸. تابع K در رویشگاه‌های سالم

عاری از هرگونه آلودگی به آفت لیسه بودند، الگوی پراکنش درختان به‌صورت کپه‌ای بود، تابع K و شاخص پراکنش ابرهارت نیز این موضوع را تایید کرد (جدول ۳). تابع K در تمام این رویشگاه‌ها بالاتر از حدود مونت‌کارلو بود (شکل ۸). نتایج نشان داد در این رویشگاه‌ها عامل تراکم با آلودگی رابطهٔ هماهنگی ندارند (تراکم زیاد یا کم) و استراتژی درختان در هنگام عدم بروز آلودگی، الگوی پراکنش کپه‌ای است.

بحث و نتیجه‌گیری

آگاهی از الگوی پراکنش مکانی توده‌های جنگلی می‌تواند درک ما را نسبت به فرایندهای بوم شناختی مانند استقرار توده، رویش، رقابت، تولید و مرگ و میر بهبود بخشد (۲۴). نه تنها مانند دیگر گیاهان، درختان مکان کمابیش ثابتی دارند، بلکه طول عمر زیاد آنها، مطالعه الگوی پراکنش‌شان به‌خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک را از اهمیت بالایی برخوردار می‌سازد. تئوری‌های گوناگونی برای علت‌یابی الگوهای مختلف پراکنش درختان جنگلی ارائه شده است (۲۰). به‌جز رفتار تولید مثلی درختان و خصوصیات رویشگاه، دو عامل دیگری که پراکنش درختان را متأثر می‌سازد عبارتند از: الف) تلاطمات ایجاد شده در جنگل و ب) رقابت (بین و درون گونه‌ای) (۳۵). مجموعهٔ این عوامل شاید استفاده از الگوی پراکنش را برای توضیح روابط اکولوژیک مشکل می‌سازد. یکی از روش‌هایی که تفسیر نتایجی از این دست را آسان‌تر می‌سازد، مقایسه روش‌های مختلف برآورد پراکنش درختان می‌باشد (۳۶). در صورت منطبق بودن نتایج به‌دست آمده از روش‌های مختلف، نه تنها می‌توان جایگاه درختان در یک اکوسیستم جنگلی را به‌درستی حدس زد بلکه، تفسیر درستی نیز از نتایج داشت (۲۸).

نتایج نشان داد که آلودگی درختان ولیک به آفت لیسه باعث تغییر مقادیر شاخص‌های به‌کار رفته در این تحقیق شد. تغییر در الگوی پراکنش به‌واسطه آلودگی به آفت به معنی استقرار و بومی شدن طولانی مدت آفت در رویشگاهی خاص می‌باشد. این منطقه‌ای شدن استقرار آفت برای طولانی مدت، بدون درنظر داشتن تراکم درختان میزبان قبلاً برای سوسک جوانه‌خوار کاج (۳۲) و لیسه صنوبر (۳۰) گزارش شده بود. این رفتار استقرار طولانی مدت برروی میزبانی خاص در شرایط استرس خشکی قوت می‌گیرد (۳۱). بنابراین نه تنها آلودگی به آفت لیسه، بلکه شدت آلودگی نیز ممکن است صرف‌نظر از تراکم درختان ولیک در رویشگاه‌های آلوده رخ داده باشد. لذا ممکن است به‌جز الگوی پراکنش، تغییر در تراکم درختان نیز

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2024-03-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1394.4.14.5.4]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.4.14.39]

نتیجه آلودگی به آفت لیسه باشد.

هر دو شاخص، پراکنش ولیک در رویشگاه‌های سالم را حتی در تراکم‌های پایین (رویشگاه‌های هشت و نه) کپه‌ای پیش‌بینی کردند، ولی به محض کم شدن تراکم ولیک در رویشگاه‌های آلوده، پراکنش آنها تصادفی، یا یکنواخت محاسبه شد. البته نتیجه اخیر برای رویشگاه‌های آلوده منطقی به‌نظر می‌رسد زیرا فرض بر این است که کم شدن تراکم در یک جنگل نرمال به‌معنی بزرگ شدن ابعاد درختان می‌باشد و الگوی پراکنش درختان برای افراد بزرگ به‌سمت تصادفی شدن پیش می‌رود (۲۲). البته همان‌طور که (۱۸) در خصوص جنگل‌های بورآل ذکر کرده‌اند، این موضوع یک قاعده کلی نیست و در شرایطی که خاک شدیداً فقیر باشد صدق نمی‌کند. این نتیجه نشان داد که در شرایط طغیان آفت در رویشگاه‌های ولیک، شرایط فقر احتمالی خاک و یا سایر عوامل محدود کننده توسط درخت نادیده انگاشته شده و پراکنش درختان به‌صورت کمتر از پیش تعیین شده و تصادفی در توده‌های مسن‌تر در می‌آید. این تغییر الگوی پراکنش اخیراً در جنگل‌های گرمسیری و معتدله گزارش شده است (۱۵ و ۱۶).

روش ابرهارت مبتنی بر نزدیک‌ترین همسایه می‌باشد و فرض بر این است که حتی در صورت تراکم اندک می‌بایست این شاخص زودتر واکنش نشان داده و به‌سمت تصادفی شدن پیش رود. ولی به‌وضوح مشاهده می‌شود که حتی در تعداد بسیار ناچیز تراکم ولیک، این شاخص نشان می‌دهد که در رویشگاه‌های بدون آلودگی (رویشگاه‌های هشت و نه)، پراکنش ولیک‌ها کپه‌ای می‌باشد. موردی که توسط عسکری و همکاران (۹) نیز نشان داده شد. اینکه چرا اکثر درختان جنگل‌های زاگرس از پراکنش کپه‌ای پیروی می‌کنند (۲) می‌تواند به‌علت شرایط نامناسب استقرار (فقر خاک- توپوگرافی دشوار) باشد. ضمناً یکسان بودن الگوی نشان داده شده توسط Ripleys-K و ابرهارت نشان‌دهندهٔ این است که الگوی پراکنش درختان ولیک وابسته به تراکم و حتی اندازه درختان نیست و آلودگی به آفت و شدت آن بستگی دارد. آشفتگی بالای تابع L(d)-d در رویشگاه‌های یک، دو، چهار و شش می‌تواند مؤید نرمال نبودن پراکنش درختان در این چهار رویشگاه باشد. زیرا این تابع باید به‌طور یکنواخت با افزایش متوسط فاصله درختان افزایش یابد (۱۴)، حال آنکه در این رویشگاه‌ها سیر صعودی افزایش، یکنواخت نیست و تغییرات شدیدی دارد. می‌توان گفت آلودگی بالا و تراکم‌های پایین سبب تصادفی شدن و تراکم‌های بالاتر سبب یکنواخت‌تر شدن می‌شود. در یک نتیجه‌گیری کلی و کاربردی می‌توان این‌گونه بیان کرد که در ابتدا با مشاهدهٔ تفاوت تراکم چند ده‌تایی درختان ولیک در رویشگاه‌های سالم، حتی بدون استفاده از شاخص‌های پراکنش، تفکیک کپه‌ای و تصادفی‌بودن جایگیری افراد در رویشگاه، آسان باشد و رویشگاه‌هایی با تراکم درختان کم در هکتار، به‌صورت تصادفی در نظر گرفته شوند، ولی با استقرار آفت لیسه بر درختان، حتی رویشگاه‌های تنک نیز، الگوی پراکنش‌شان به‌سمت کپه‌ای بودن میل پیدا می‌کنند. وجود معدود درختان خشک شده ولیک در رویشگاه‌های آلوده، عادت استقرار چند نسلی آفت لیسه برروی درختان میزبان، وجود خصوصیت همه‌گیر بودن آفت لیسه و رویشگاه‌های سالم و آلودهٔ ولیکی که در مجاورت یکدیگر قرار دارند، را می‌توان به این موردنسبت داد که حملهٔ پروانه‌های عامل لیسه به جنگل‌های زاگرس کاملاً اختصاصی می‌باشد. به‌هم خوردن پراکنش درختان میزبان این آفت، می‌تواند به سبب ایجاد یک رابطه تنگاتنگ بین مجموعه درختان رویشگاه‌های مجاور و جمعیت آفت لیسه باشد. به این صورت که درختان میزبان تا زمان خشک شدن کامل، میزبان آفت لیسه باقی می‌مانند و این رابطه انگلی به یک رابطه صید و صیادی تبدیل می‌شود. در عوض توده‌های سالمی از ولیک که در مجاورت توده‌های آلوده قرار دارند، می‌توانند نسل آینده را حفظ کنند. استراتژی الگوی پراکنش درختان ولیک به‌سمت کپه‌ای و میزبانی درختان ولیک تا زمان خشک شدن، احتمال آسیب به توده‌های ولیک را تا حد زیادی کاهش داده است.

در مقایسه با دو شاخص استفاده شده در این تحقیق، می‌توان گفت استفاده از مدل‌های ریاضی و کمی‌کردن الگوهای

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2024-03-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1394.4.14.5.4]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.4.14.39]

پـراکنش افـراد، هنگـام مطالعـهٔ روابـط اکولوژیـک حتـی در مقیـاس‌هـای کوچـک، کـاملاً لازم و توجیـه‌پـذیر اسـت. بـرای تحلیل‌های الگوی پراکنش، استفاده از شاخص‌هایی که نتـایج را به صورت نموداری و شماتیک نشان می‌دهند (مانند شاخص K رایپلی) بهتر به‌نظر می‌رسد. شاخص‌هایی مانند ابرهارت که یک آستانه را برای تفکیک نوع پراکنش ملاک قرار می‌دهند، چنـدان کاربردی نیستند. در این تحقیق نیز پراکنش تصادفی درختـان در مقدار آستانهٔ شاخص قرار داشت و شاخص ابرهـارت پیشـنهاد نمی‌گردد.

منابع مورد استفاده

۱. اردکانی، م. ۱۳۸۲. اکولوژی. انتشارات دانشگاه تهران، ۳۴۰ ص.

۲. بصیری، ر.، ه. سهرابی و م. مزین. ۱۳۸۲. تحلیل آماری الگوی پراکنش مکانی گونه‌های درختی در منطقه قامیشـلو مریـوان. *نشـریه منابع طبیعی ایران* ۵۹(۳): ۵۸۸-۵۷۹.

۳. حیدری، ر. ح.، م. زبیری، م. نمیرانیان و ه. سبحانی. ۱۳۸۸. مقایسه روش‌های نمونه‌برداری با قطعه نمونـه دایـره‌ای شـکل و خـط نمونه در جنگل‌های زاگرس. *فصلنامه علمی- پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران* ۱۷(۳): ۳۶۸-۳۵۹.

۴. شریعتی نجف آبادی، ح.، ش. گرجستانی زاده، ع. سلطانی و ز. سـعیدی. ۱۳۹۳. بررسـی برخـی شـاخص‌هـای رویشـی مـؤثر در گزینش گونه‌های ولیک توسط پروانه لیسه *Hyponomeuta padella* در جنگل‌های بازفت. *تحقیقات حمایت و حفاظت جنگل‌ها و مراتع ایران* ۱۲: ۶۶-۵۷.

۵. عسکری، ی. ۱۳۹۱. ارزیابی روش‌های مختلف نمونه‌برداری برای برآورد پارامترهای کمی در ذخیـره‌گـاه جنگلـی چهارطـاق اردل. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه شهرکرد.

۶. علوی، س. ج.، ق. ا. زاهدی امیری و م. ر. مروی مهاجر. ۱۳۸۴. تعیین الگوی پراکنش مکانی گونه ملج در جنگل‌های شمال ایـران (مطالعه موردی در جنگل آموزشی و پژوهشی خیرود کنار، نوشهر). *مجله منابع طبیعی ایران* ۵۸(۴): ۸۰۵-۷۹۳.

۷. کیانی، ب.، م. طبری، ا. فلاح، س. م. حسینی و م. ح. ایران نژاد پاریزی. ۱۳۹۰. استفاده از سه روش نزدیکتـرین همسـایه، تـابع K رایپلی و میانگین مربعات در تعیین الگوی پراکنش گونه تاغ (*Haloxylon ammodenderon* C. A. Mey) در منطقه حفاظت شـده سیاه کوه استان یزد. *فصلنامه تحقیقات جنگل و صنوبر ایران* ۱۹(۳): ۳۵۶-۳۶۹.

8. Arevalo, J. R. and J. M. Fernandez-Palacios. 2003. Spatial patterns of trees and juveniles in a laurel forest of Tenerife. *canary islands, Plant Ecology* 165: 1-10.
9. Askari, Y., E .Kafash Saei, D. Delpasand and D. Rezaei. 2013. Evaluation of Crategus sp. spatial pattern in the Central Zagros Forest. *International journal of Advanced Biological and Biomedical Research* 1: 179-85.
10. Bakker, A. C., P. S. B. Roessingh and J. Menken. 2008. Sympatric speciation in Yponomeuta: no evidence for host plant fidelity Entomologia Experimentalis et Applicata. *Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics* 128: 240-247.
11. Brookes, M. I. and R. K. Butlin. 1994. Population structure in the small ermine moth *Yponomeuta padellus*: an estimate of male dispersal. *Ecological Entomology* 19: 97-107.
12. Dale, M. R. T. 1999. Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 326 p.
13. Desheng, L., K. Maggi, G. Peng and G. Qinghua. 2007. Characterizing spatial-temporal tree mortality patterns associated with a new forest disease. *Forest Ecology and Management* 253: 220-231.
14. Dixon, P. M. 2006. Ripley's K Function, In Encyclopedia of Environmetrics: John Wiley & Sons, Ltd, 448 p.
15. Enquist, B. J. and C. A. F. Enquist. 2011. Long-term change within a Neotropical forest: assessing differential functional and floristic responses to disturbance and drought. *Global Change Biology* 17: 1408-1424.
16. Feeley, K. J., S. J. Davies, R. Perez, S. P. Hubbell and R. B. Foster. 2011. Directional changes in the species

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2024-03-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1394.4.14.5.4]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.4.14.39]

composition of a tropical forest. *Ecology* 92: 871-882.
17. Franklin, J., J. Michaelsen and A. H. Strahler. 1985. Spatial analysis of density dependent patterns in coniferous forest stands. *Vegetation* 64: 29-36.
18. Fraver, S., A. W. D'Amato, J. B. Bradford, B. G. Jonsson, M. Jönsson and P. A. Esseen. 2013. Tree growth and competition in an old-growth *Picea abies* forest of boreal Sweden: influence of tree spatial patterning. *Journal of Vegetation Science* 91: 987-996.
19. Goreaud, F., M. Loreau, and C. Millier. 2002. Spatial structure and the survival of an inferior competitor: a theoretical model of neighbourhood competition in plants. *Ecological Modelling* 158: 1-19.
20. Hocking, D. 1993.Trees for Drylands. New York; USA: International Science Publisher, 370 p.
21. Hou, J. H., X. C. Mi, C. R. Liu, and K. P. Ma. 2004. Spatial patterns and associations in a Quercus- Betula forest in northern China. *Journal of Vegetation Science* 15: 407-414.
22. Kenkel, N. C. 1988. Pattern of self-thinning in jack pine: testing the random mortality hypothesis. *Ecology* 64: 1017-1024.
23. Krebs, C. J. 1999. Ecological Methodology. Benjamin/Cummings, 320 p.
24. Legendre, P. and M. J., Fortin. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetation* 80: 107-138.
25. Meddens, A. J. H. and J. A. Hicke. 2014. Spatial and temporal patterns of Landsat-based detection of tree mortality caused by a mountain pine beetle outbreak in Colorado, USA. *Forest Ecology and Management* 322: 78-88.
26. Mercader, R. J., N. W. Siegert, A. M. Liebhold and D. G. McCullough. 2010. Influence of foraging behavior and host spatial distribution on the localized spread of the emerald ash borer, *Agrilus planipennis*. *Population Ecology* 53: 271-85.
27. Palmino, R. L. 2005. Spatial distribution patterns of trees in a seasonally dry forest in the Ceros de Amotape National Park northwestern Peru. *Revista Peruana de Biología* 12(2): 317-326.
28. Pielou, E. C. 1969. An Introduction to mathematical ecology. Wiley-Interscience, New York, viii, 286 p.
29. Poly, W. J. 1997. Nongenetic variation, genetic-environmental interactions and altered gene expression Π, disease, parasite and pollution effects. *Comparative Biochemistry and Physiology* 117 (1): 61-74.
30. Ripley, B. D. 1979. Tests of 'randomness' for spatial point patterns. *Journal of the Royal Statistical Society* 1:368-374.
31. Rouault, G., J. N. Candau, F. Lieutier, L. M. Nageleisen, J. C. Martin and N. Warzée. 2003. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science* 63: 613-624.
32. Safranyik, L. and A. L. Carroll. 2007. The biology and epidemiology of the mountain pine beetle in lodgepole pine forests. Natural Resources Canada, 304 p.
33. Schulze, E. D., E. Beck and K. Müller-Hohenstein. 2005. Plant Ecology. *Springer*, 702 p.
34. Silver, E. J., S. Fraver, A. W. D'Amato, T. Aakala and B. J. Palik. 2013. Long-term mortality rates and spatial patterns in an old-growth *Pinus resinosa* forest. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 809-816.
35. Szwagrzyk, J. 1992. Small-scale spatial patterns of trees in a mixed *Pinus sylvestris-Fagus sylvatica* forest. *Forest Ecology and Management* 51: 301-315.
36. Tomppo, E. 1986. Models and methods for analysing spatial patterns of trees. Finnish Forest Research Institute, 65 p.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2024-03-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1394.4.14.5.4]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.4.14.39]