توزیع فراوانی گونه‌ای مبتنی بر تقسیم آشیان اکولوژیک در مناطق اقلیمی متفاوت (مطالعه موردی: استان چهارمحال و بختیاری)

رضا امیدی‌پور[۱] و پژمان طهماسبی*[۲]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۹/۲۶ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۵/۰۹/۱۷

چکیده

مدل‌های توزیع فراوانی گونه‌ای از جمله ابزارهای مناسب برای تعیین ساختار جوامع گیاهی هستند. با توجه به وجود ارتباط متقابل بین فراوانی نسبی و میزان فضای اشغال‌شده از آشیان اکولوژیک در یک جامعه، لزوم استفاده از مدل‌هایی که علاوه بر فراوانی به نحوه تقسیم‌شدن آشیان اکولوژیک بین گونه‌ها توجه دارند، ضروری است. مدل‌های تقسیم آشیان اکولوژیک با این فرض که فراوانی گونه‌ها، نسبتی از منابع (آشیان اکولوژیک) است که با ورود یک گونه به آن جامعه به آن گونه اختصاص می‌یابد، ارائه گردیده‌اند. بنابراین هدف از این تحقیق به‌کارگیری مدل‌های مختلف فراوانی گونه‌ای تقسیم‌آشیان اکولوژیک (زوال چیرگی، شکست مک‌آرتور، شکست تصادفی، شکست توانی، جورسازی تصادفی و چیرگی پیش‌دست) در مناطق اقلیمی مختلف (کوه‌های مرتفع، استپ سرد و نیمه‌استپ) در استان چهارمحال و بختیاری است (در هر منطقه دو سایت). داده‌های پوشش‌گیاهی در هر سایت با استفاده از ۶۰ پلات یک مترمربعی در طول ۶ ترانسکت ۱۰۰ متری برداشت شد. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها در نرم‌افزار R و با استفاده از بسته "nicheApport" و بر اساس آزمون مونت-کارلو انجام گردید. نتایج نشان داد که دو مدل شکست مک‌آرتو و شکست توانی دارای بیشترین تطابق (بر اساس میانگین و واریانس) با مناطق مورد مطالعه بودند بطوری که مدل شکست مک‌آرتو با پنج سایت از شش سایت مطابق داشت در حالی که مدل شکست توانی فقط با دو سایت دارای همخوانی بود. تطابق مدل الگوی فراوانی گونه‌ای مناطق مورد مطالعه با مدل شکست مک‌آرتور نشان دهنده یکنواختی بالای این مناطق است. نتایج این تحقیق آشکار ساخت مدل‌های آشیان اکولوژیک می‌توانند به‌عنوان ابزاری مناسب در تعیین ساختار و الگوهای جوامع گیاهی در اقلیم‌های کوه‌های مرتفع و استپ سرد مورد استفاده قرار بگیرند.

واژه‌های کلیدی: آشیان اکولوژیک، ساختار جوامع، شکست مک‌آرتور، شکست توانی، یکنواختی.

۱- دانشجوی دکترای مرتع‌داری، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد

*: نویسنده مسئول: R.omidipour@nres.sku.ac.ir

۲- دانشیار دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]

مقدمه

توزیع فراوانی گونه‌ای عبارت است از چگونگی توزیع فراوانی (تعداد افراد مشاهده شده) برای گونه‌های مختلف که در یک جامعه وجود دارند (۱۵) که بر اساس آن می‌توان به میزان غالب بودن[1] یا نادربودن[2] یک گونه در جامعه رسید (۱۲). مدل‌های توزیع فراوانی گونه‌ای دارای کاربردهای گوناگونی در مباحث اکولوژیک بود و اطلاعات مفیدی را در مورد ساختار و الگوی جوامع در اختیار قرار می‌دهد (۱۳). برای مثال از مدل‌های توزیع فراوانی گونه‌ای به‌عنوان یک شاخص برای اندازه‌گیری تاثیر آشفتگی‌ها (آلودگی یا تغییر کاربری اراضی) (۸) و یا برای تعیین ساختار جوامع در طول گرادیان‌های اکولوژیکی از قبیل گرادیان توالی (۲) و یا استفاده برای پی بردن به نحوه تشکیل و ساختار اکولوژیکی جوامع اشاره نمود (۱۴).

تاکنون تقسیم‌بندی‌های مختلفی برای انوع مدل‌های توزیع فراوانی گونه‌ای ارائه شده است. برای مثال مگیوران[3] (۲۰۰۴) مدل‌های فراوانی گونه‌ای را به دو گروه اصلی دسته‌بندی کرد که شامل مدل‌های آماری[4] و مدل‌های بیولوژیک[5] می‌باشند. بر اساس این تقسیم‌بندی مدل‌های از قبیل مدل‌های سری لگاریتمی (۶) و لوگ‌نرمال (۲۱) در گروه مدل‌های آماری قرار می‌گیرند در حالی مدل‌های از قبیل سری هندسی موتومورا (۱۷)، عصای شکسته مک‌آرتور (۱۱) و توالی شکست سوگی‌هارا (۱۷) در گروه مدل‌های بیولوژیک قرار می‌گیرند (۱۲).

در مدل‌های آماری هیچ گونه پیش فرضی در ارتباط با روابط متقابل بین گونه‌ها وجود ندارد و تعلق افراد به گونه‌ها در قالب یک رابطه مشخص صورت می‌گیرد و هر طبقه از توزیع همیشه دارای تعداد مشخصی گونه است. به عبارت دیگر داده‌ها برداشتی از هر جامعه و با هر ویژگی باشند، طبقه اول کلاس فراوانی تعداد ثابتی گونه دارد. در مقابل در مدل‌های بیولوژیک برای جوامع مختلف تخمین‌های متفاوتی برای طبقات یکسان وجود دارد که بر همین اساس مدل‌های بیولوژیک دارای تطابق بیشتری با واقعیت هستند (۱۲).

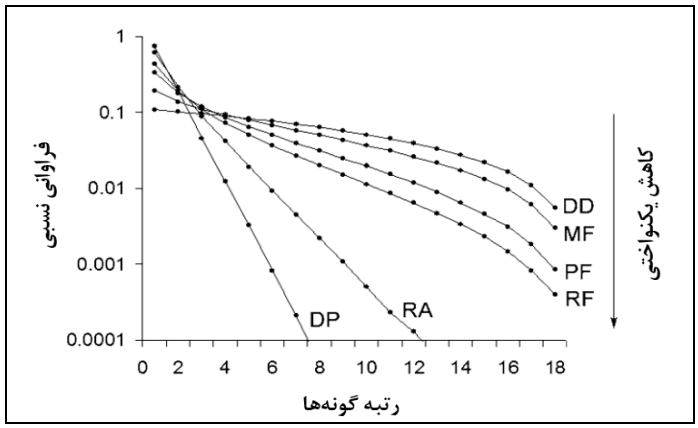
مک‌آرتور اولین کسی بود که مدل‌های آماری را به چالش کشید و خود سه مدل برای تقسیم‌آشیان اکولوژیک طراحی کرد که شامل آشیان ذره‌ای[6]، همپوشانی آشیان[7] و عصای شکسته[8] بودند. از این سه مدل، دو مدل توسط خود وی رد گردید (آشیان ذره‌ای و همپوشانی آشیان) و تنها مدل عصای شکسته باقی ماند که تا به امروز نقش بسیار مهمی را در شکل‌دهی نظرات اکولوژیست‌ها در مورد تنوع جوامع اکولوژیک داشته است (۱۲).

پس از مدل عصای شکسته، تلاش‌های دیگری برای ارائه مدل‌های قابل قبول با رویکرد بیولوژیک انجام و منجر به ارائه مدل‌های نظیر تقسیم آشیان اکولوژیک[9] گردید. مدل‌های تقسیم آشیان اکولوژیک که توسط تاکشی[10] (۱۹۹۰، ۱۹۹۳، ۱۹۹۶) ارائه و توسعه داده شده است شامل مدل‌های: زوال چیرگی[11]، شکست مک‌آرتور[12]، شکست تصادفی[13]، شکست توانی[14]، جورسازی تصادفی[15] و چیرگی پیش‌دست[16] می‌باشند (شکل ۱).

1. Commonness
2. Rarity
3. Magurran
4. Statistical models
5. Biological models
6. Particulate Niche
7. Overlaping Niche
8. Broken Stick
9. Niche apportionment
10. Tokeshi
11. Dominance decay
12. MacArthur Fraction
13. Power Fraction
14. Random Fraction
15. Random Assortment
16. Dominance Pre-emption

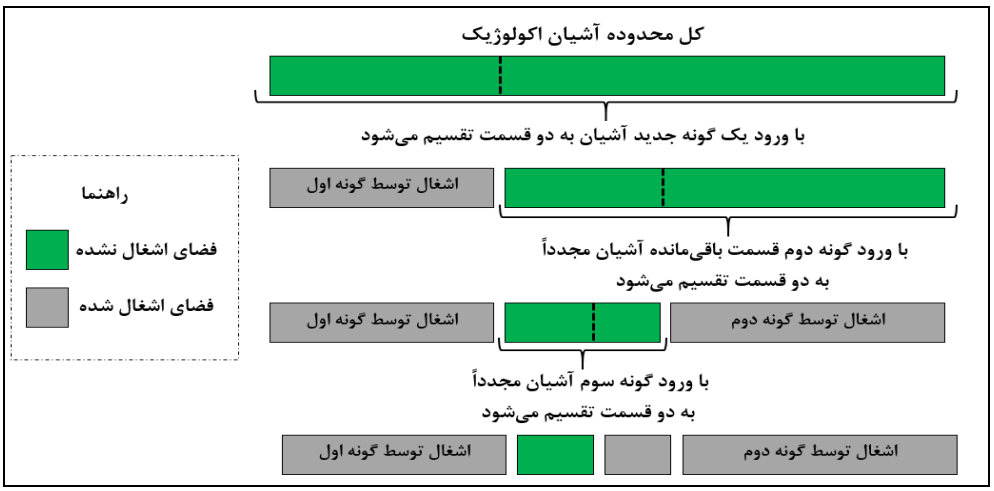
[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]



شکل ۱. انواع مدل‌های توزیع فراونی نسبی ارائه شده توسط تاکشی. DD: زوال چیرگی، MF: شکست مک‌آرتو، PF: شکست توانی، RF: شکست تصادفی، RA: جورسازی تصادفی و DP: چیرگی پیش‌دست

ایده تقسیم آشیان اکولوژیک به دلیل ارائه یک مفهوم و چارچوب جامع برای مطالعه الگوهای فراوانی گونه‌ها در جوامع مختلف ارائه و توسعه یافته است (۳۰). این مدل‌ها بر اساس این فرض که فراوانی گونه‌ها، نسبتی از منابع (آشیان اکولوژیک) است که یک گونه، با ورود به آن جامعه به خود اختصاص می‌دهد. به عبارت دیگر این مدل‌ها بر این مفهوم استوارند که با ورود یک گونه جدید به جامعه موجود، کل منابع (آشیان اکولوژیک) تقسیم خواهد شد (۲۶). شش مدل ارائه شده توسط تاکشی در نحوه تقسیم‌شدن آشیان و انتخاب محل شکست متفاوت هستند. شکل ۲ نمایی کلی از نحوه تقسیم‌شدن آشیان اکولوژیک را در هنگام ورود سه گونه نشان می‌دهد. در زیر مدل‌های آشیان اکولوژیک تاکشی به اختصار توضیح داده شده‌اند.



شکل ۲. نمایی از آشیان اکولوژیک و نحوه تقسیم‌شدن آن با ورود گونه‌های جدید. در شکل فوق مدل زوال چیرگی نمایش داده شده است. بر اساس شکل فوق با ورود یک گونه جدید به جامعه، آشیان اکولوژیک به دو قسمت تقسیم شده و همیشه قسمت کوچکتر برای گونه انتخاب و قسمت بزرگ‌تر از محدوده آشیان اکولوژیک باقی می‌ماند.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]

زوال چیرگی: در این مدل فرض بر این است که وقتی گونه‌ای به جامعه وارد می‌شود آشیان به دو قسمت تقسیم خواهد شد و گونه وارد شده قسمت کوچکتر را اشغال و قسمت بزرگتر آشیان با ورود گونه‌ی بعدی مجدداً تقسیم خواهد شد. این مدل یکنواخت‌ترین مدل تاکشی است که به ندرت در طبیعت مشاهده می‌گردد (۱۸). در دو مدل بعدی (شکست مک‌آرتور و شکست توانی) انتخاب قطعه دارای احتمالی است که با اندازه قطعه رابطه مستقیم دارد.

شکست مک‌آرتور: تاکشی شکست همزمان مدل عصا شکسته را برای چند گونه به چالش کشید و بیان نمود که در شرایط واقعی گونه‌ها به تدریج وارد یک سیستم می‌شوند بنابراین آشیان اکولوژیک به تدریج با رسیدن گونه‌های شکسته و تقسیم می‌شود. در این مدل احتمال شکست آشیان با اندازه بزرگتر بیشتر است. در این مدل با ورود گونه جدید به هر دلیلی (تهاجم یا گونه‌زائی) آشیان اکولوژیک گونه‌ها با فراوانی بیشتر مورد تهاجم قرار می‌گیرد و شکسته و تقسیم می‌شود.

شکست توانی: در این مدل مانند مدل شکست تصادفی فضای آشیان اکولوژیک به صورت تصادفی به دو قسمت شکسته می‌شود و سپس یکی از دو قسمت آشیان برای تقسیم‌شدن مجدد انتخاب می‌گردد. تفاوت این مدل با مدل قبلی در این است که احتمال انتخاب قطعه با اندازه قطعه در ارتباط با تابع توانی k تعیین می‌گردد. مقدار k برای مدل شکست مک‌آرتور برابر با یک است.

شکست تصادفی: بر اساس این مدل فضای آشیان اکولوژیک به صورت تصادفی به دو قسمت شکسته می‌شود و سپس یکی از دو قسمت به‌طور تصادفی انتخاب و عمل شکست تا رسیدن به S گونه ادامه می‌یابد. این مدل نوعی از مدل شکست توانی است که در آن k برابر با صفر است.

جورسازی تصادفی: در شرایط طبیعی بعضی مواقع می‌توان شرایطی را یافت که فراوانی هر گونه مستقل از یکدیگر است و رابطه‌ای بین تقسیم آشیان اکولوژیک گونه‌ها و فراوانی آنها وجود ندارد و رقابت بین گونه‌ای روی توزیع فراوانی گونه‌ها تاثیر ندارد. این مدل شبیه مدل سری هندسی است که در آن توان (k) برابر نیم است.

چیرگی پیش‌دست: این مدل حالت بر عکس مدل زوال چیرگی اتفاق خواهد افتاد. بدین صورت که همیشه قسمت بزرگتر آشیان توسط گونه اشغال و قسمت کوچکتر مجدداً تقسیم مش‌شود. به عبارت دیگر همیشه قسمت کوچکتر آشیان برای شکست بعدی انتخاب می‌گردد. با توجه به اینکه هر گونه‌ای که زودتر به جامعه برسد به دلیل پیش‌دستی در اشغال فضای آشیان، فضای آشیان را برای سایر گونه‌های که قرار به جامعه وارد شوند را کم می‌کند، مدل چیرگی پیش دست خوانده می‌شود.

تاکنون تحقیقات زیادی در بررسی کاربرد مدل‌های توزیع فراوانی گونه‌ای در کشور انجام شده است. برای مثال معتمدی و سوری (۲۰۱۶) در تحقیقی به مقایسه روش‌های عددی (شاخص‌های کلاسیک تنوع) و پارامتریک (مدل‌های توزیع فراوانی گونه‌ای) پرداختند و با توجه به اختلافات شاخص‌های عددی در نمایش دقیق میزان تنوع در جوامع مختلف، استفاده از مدل‌های توزیع فروانی گونه‌ای را به عنوان راه جایگزین پیشنهاد کردند (۱۶). از طرفی دیگر نبود هیچ گونه سابقه تحقیق در زمینه استفاده از مدل‌های آشیان اکولوژیک در کشور ضرورت انجام این تحقیق را روشن می‌سازد. تاکنون این مدل‌ها در تحقیقات زیادی با استفاده مدل‌های آشیان اکولوژیک به انجام رسیده است که از آن جمله می‌توان به استفاده از مدل‌های تاکشی در جوامع گیاهی (۱ و ۳۲)، جوامع انگلی (۱۸ و ۱۹)، جوامع حشرات (۱۰)، جوامع ماکروبنتوزا (۷)، جوامع زنبورعسل (۲۰) و جوامع فیتوپلنکتون‌ها (۲۴) اشاره نمود.

بنابراین این تحقیق با هدف بررسی توزیع فراوانی نسبی گونه‌های گیاهی موجود در مناطق اقلیمی مختلف شامل کوه‌های مرتفع، استپ‌سرد و نیمه‌استپ در استان چهارمحال و بختیاری انجام گردید. در این راستا شش مدل آشیان اکولوژیک تاکشی شامل زوال چیرگی، شکست مک‌آرتور، شکست تصادفی، شکست توانی، جورسازی تصادفی و چیرگی پیش‌دست در جوامع مختلف مرتعی مورد استفاده قرار گرفتند. نتایج این تحقیق علاوه بر تعیین ساختار جوامع مرتعی، کارائی انواع مدل تقسیم آشیان اکولوژیک را در سه منطقه آب و هوایی در ناحیه

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]

رویشی زاگرس مرکزی در استان چهارمحال و بختیاری را بررسی می‌نماید.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

در این تحقیق اطلاعات مربوط به پوشش گیاهی شش سایت مرتعی در سه منطقه اقلیمی مختلف در استان چهارمحال و بختیاری شامل کوه‌های مرتفع، استپ‌سرد و نیمه‌استپ (سرد) جمع‌آوری شد. ویژگی سایت‌های هر منطقه در جدول ۱ ارائه شده است. نمونه‌برداری از داده‌های پوشش گیاهی در سایت در طول ۶ ترانسکت ۱۰۰ متری انجام گردید. موقعیت ترانسکت‌ها بر اساس روش سیستماتیک-تصادفی تعیین و در طول هر ترانسکت ۱۰ پلات ۱ مترمربعی با فواصل یکسان قرار داده شده و داده‌های پوشش ثبت گردیدند (در کل ۳۶۰ پلات). پس از نمونه‌برداری جهت تهیه ماتریس گونه در پلات داده‌ها وارد نرم افزار اکسل شده و بانک داده تهیه گردید. نمونه‌برداری از پوشش گیاهی در مناطق گودناز و سولگان در بهار ۱۳۹۲، در مناطق مرجن و شهریجان در بهار ۱۳۹۳، در منطقه کرسنک در بهار ۱۳۹۲ و ۱۳۹۳ و در منطقه تنگ‌صیاد در بهار ۱۳۹۴ انجام گردید.

جدول ۱. مشخصات مناطق مورد مطالعه در استان چهارمحال و بختیاری

منطقه اقلیمی	سایت	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	مساحت (هکتار)	بارندگی (mm)	شدت+ چرا	وضعیت	گرایش	شیب (درصد)	تیپ گیاهی غالب	یکنواختی *(e^H/s)
کوه‌های مرتفع	گودناز	°۵۱ ′۱۹	°۳۱ ′۱۶	۳/۵۰۰	۶۰۰	شدید	ضعیف	منفی	۴۰ - ۳۰	*Astragalus adscendens -Annual grass*	۰/۶۴[a]
	سولگان	°۵۰ ′۴۷	°۳۱ ′۵۸	۳/۵۰۰	۶۰۰	شدید	ضعیف	منفی	۳۰ - ۱۵	*Astragalus adscendens -Annual grass*	۰/۶۳[a]
استپ‌سرد	مرجن	°۵۱ ′۱۸	°۳۲ ′۵	۲/۰۰۰	۲۱۰	متوسط	متوسط	ثابت	۱۰ - ۵	*Astragalus sp. - Perennial grass - Perennial forb*	۰/۸۱[c]
	شهریجان	°۵۰ ′۴۶	°۳۲ ′۳۷	۲/۵۰۰	۲۲۰	متوسط	متوسط	ثابت	۱۰ -۵	*Scariola orientalis - Astragalus gossypinus + Perennial grass*	۰/۷۸[c]
نیمه‌استپ	کرسنک	°۵۰ ′۲۸	°۳۲ ′۳۱	۸۰۰	۴۷۰	متوسط	متوسط	ثابت	۶۰ - ۳۰	*Perennial grass - Astragalus verus*	۰/۶۱[a]
	تنگ صیاد	°۵۱ ′۸	°۳۲ ′۹	۲۰/۰۰۰	۳۱۰	متوسط	متوسط	ثابت	۳۰ - ۱۵	*Astragalus verus - Perennial grass*	۰/۷۳[b]

+ شدت چرا بر اساس معیارهای از قبیل فاصله از روستا، فاصله از نقاط آبی، گیاهان موجود و محل اطراق دام‌ها بدست آمد (۱۶)؛ * یکنواختی سایت‌های مختلف (لگاریتم شاخص شانون تقسیم بر تعداد کل گونه‌ها)

تجزیه و تحلیل آماری

در ابتدا یک ماتریس گونه در پلات از هر منطقه تهیه شد. سپس فراوانی هر گونه از تعداد حضور آن در کل پلات هر ترانسکت محاسبه گردید. بنابراین هر ترانسکت به‌عنوان یک تکرار لحاظ شد (هر منطقه شش تکرار). برای بررسی تطابق مدل‌های مورد استفاده و داده‌های واقعی از آزمون نکویی برازش مدل‌های بیولوژیک که توسط مویلوت[1] و همکاران (۲۰۰۳) معرفی شده است استفاده گردید. این آزمون دارای ده مرحله است که به اختصار در زیر به توضیح داده شده اند:

مرحله اول: محاسبه فراوانی نسبی گونه‌ها در هر تکرار

مرحله دوم: رتبه‌بندی (j) گونه‌ها در هر تکرار بر اساس فراوانی مشاهده‌ای (از بزرگ به کوچک).

مرحله سوم: محاسبه میانگین و واریانس هر رتبه j در مجموعه داده‌های مشاهده‌ای (M_{j0} و V_{j0}).

مرحله چهارم: شبیه‌سازی داده‌های مدل‌های بیولوژیک (بر اساس تعداد گونه‌های مشاهده‌ای).

مرحله پنجم: محاسبه میانگین و واریانس رتبه (j) در هر شبیه‌سازی (i) برای هر مدل (M_{ji} و V_{ji}).

مرحله ششم: محاسبه احتمال تفاوت معنی‌دار بین میانگین داده‌های واقعی (M_{j0}) و داده‌های شبیه‌سازی شده

[1]. Mouillotet

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]

از هر مدل (*Mji*) از طریق آزمون مونت کارلو بر اساس رابطه (۱):

رابطه (۱) $$p_j(M) = 2\,min[\frac{S_j}{(x+1)}, \frac{l_j}{(x+1)}]$$

که در آن S_j: تعداد دفعاتی که میانگین شبیه‌سازی شده (*Mji*) کمتر از میانگین (M_{j0}) واقعی بود و l_j تعداد دفعاتی که میانگین شبیه‌سازی شده از میانگین واقعی بیشتر بوده است.

مرحله هفتم: تکرار مراحله قبل برای مقایسه واریانس داده‌های مشاهده‌ای (V_{j0}) با واریانس داده‌های شبیه‌سازی شده (V_{ji}) از هر مدل.

مرحله هشتم: محاسبه T مشاهده شده برای خلاصه‌سازی همه احتمال‌های میانگین $P_j(m)$ و واریانس ($P_j(v)$) هر تکرار بر اساس رابطه (۲ و ۳):

رابطه (۲) $$T_{m0} = -2 \sum ln\, p_i(m)$$

رابطه (۳) $$T_{v0} = -2 \sum ln\, p_i(v)$$

مرحله نهم: محاسبه *T* داده‌های شبیه‌سازی شده در هر تکرار شبیه‌سازی ($T_1 \ldots T_x$) و x تعداد دفعات شبیه‌سازی داده.

مرحله دهم: مقایسه T_0مشاهداتی با مقادیر که از انجام مراحل ۶ تا ۸ برای x شبیه‌سازی بدست آمده برای اینکه مشخص گردد مدل با داده‌ها تطابق دارد بر اساس رابطه (۴):

رابطه (۴) $$p = \frac{l}{(x+1)}$$

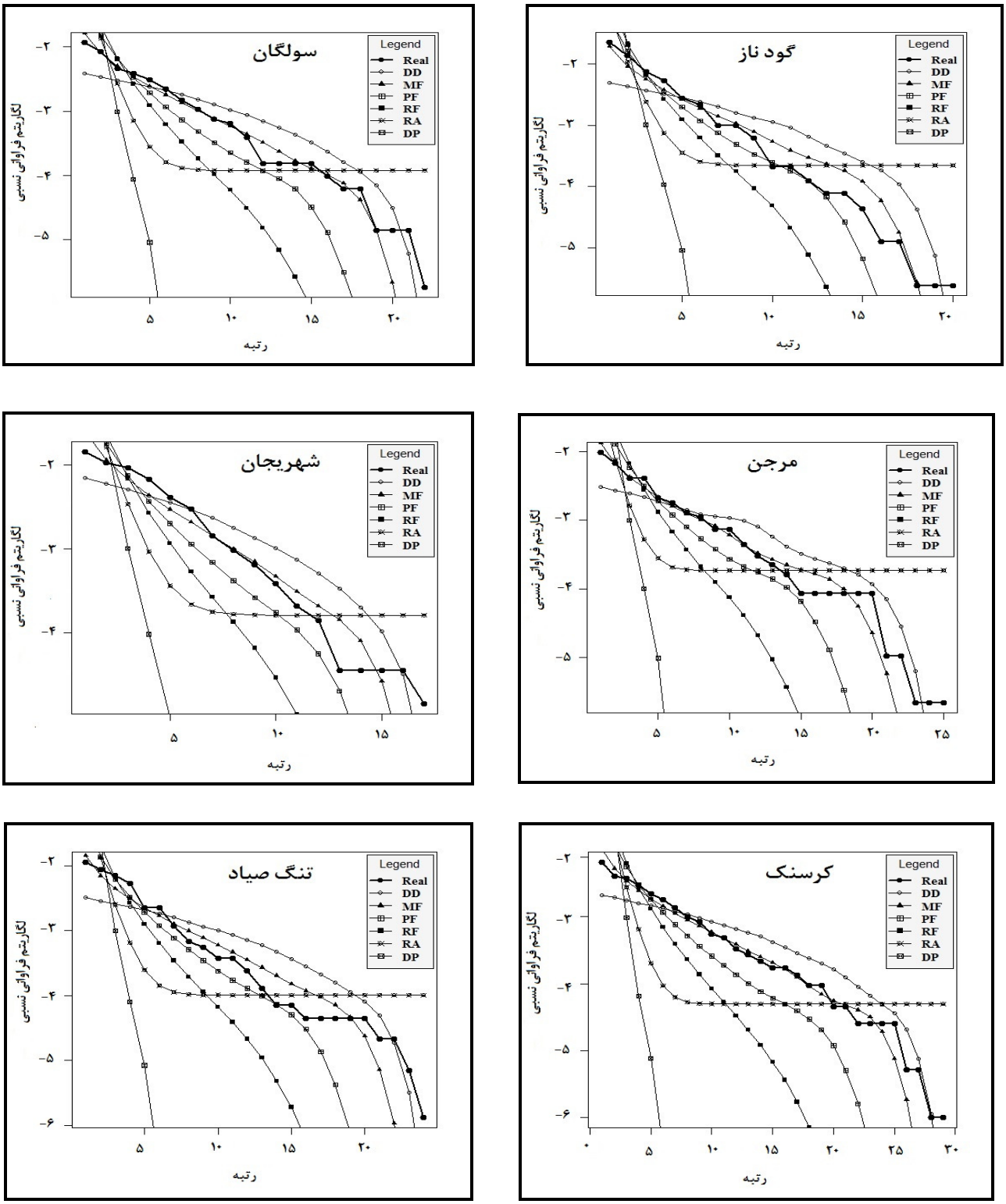
که در آن l تعداد *T-value*های که از T_0 بزرگتر بوده می‌باشد. تمامی مراحل فوق در نرم‌افزار R و بر اساس "Fitmodel" ارائه شده در بسته آماری "nicheApport" انجام گردید (۲۲). تمامی نمودارهای موجود در این تحقیق در نرم‌افزار R ترسیم شده اند.

نتایج

نتایج ترسیم فراوانی نسبی داده‌های واقعی برای هر سایت در برابر مدل‌های آشیان اکولوژیک نشان داد که مدل شکست‌مک‌آرتور و شکست‌توانی نزدیک‌ترین برازش را نسبت به داده‌های واقعی دارند. برای مثال در سایت‌های کرسنک و سولگان منحنی فراوانی نسبی داده‌های واقعی بر منحنی شکست‌کم‌آرتور منطبق است (شکل ۳).

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]



شکل ۳. منحنی‌های توزیع فراوانی گونه برای داده‌های مناطق اقلیمی مختلف؛ Real: منحنی داده‌های واقعی، DD: منحنی زوال چیرگی، MF: منحنی شکست مک‌آرتو، PF: منحنی شکست توانی، RF: منحنی شکست تصادفی، RA: منحنی جورسازی تصادفی و DP: منحنی چیرگی پیش‌دست

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]

نتایج مقایسه آماری مدل‌های آشیان اکولوژیک نشان داد که مدل‌های شکست مک‌آرتور (MF) در اکثر مناطق (بجز سایت تنگ صیاد) فاقد اختلاف معنی‌داری (عدم اختلاف نشان دهنده تطابق داده‌های واقعی با مدل مذکور است) با داده‌های واقعی بود و دارای بیشترین تطابق با مناطق مختلف بود (جدول ۲ و ۳). همچنین مدل شکست توانی (PF) نیز در دو سایت گودناز و تنگ صیاد با داده‌های واقعی همخوانی داشت. سایر مدل‌های آشیان نتوانستند مدل مناسب برای پیش بینی داده‌های واقعی ایجاد کنند.

جدول ۲. نتایج آماری مقایسه میانگین مدل‌های آشیان اکولوژیک با داده‌های واقعی هر منطقه

سایت	اقلیم	DD	MF	PF	RF	RA	DP
گودناز	کوه‌های مرتفع	۰/۰۰۰	۰/۰۸۱	۰/۵۷۱	۰/۰۱۴	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
سولگان	کوه‌های مرتفع	۰/۰۰۰	۰/۸۷۶	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۲
مرجن	استپ سرد	۰/۰۰۰	۰/۷۳۵	۰/۰۰۶	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰	۰/۰۰۱
شهریجان	استپ سرد	۰/۰۰۰	۰/۰۶۱	۰/۰۱۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰	۰/۰۰۱
کرسنک	نیمه‌استپ	۰/۰۰۰	۰/۸۶۹	۰/۰۰۰	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰	۰/۰۰۲
تنگ‌صیاد	نیمه‌استپ	۰/۰۰۰	۰/۰۰۷	۰/۰۵۷	۰/۰۰۲	۰/۰۰۰	۰/۰۰۱

*** نتایج فوق نشان دهنده مقایسه داده‌های واقعی هر منطقه با مقادیر مدل‌های شکست آشیان اکولوژیک است. در صورتی که اختلاف معنی‌داری با یک مدل مشاهده نشود (P-vale> ۰/۰۵) به معنی تبعیت داده از آن مدل است.**

جدول ۳. نتایج آماری مقایسه واریانس مدل‌های آشیان اکولوژیک با داده‌های واقعی هر منطقه

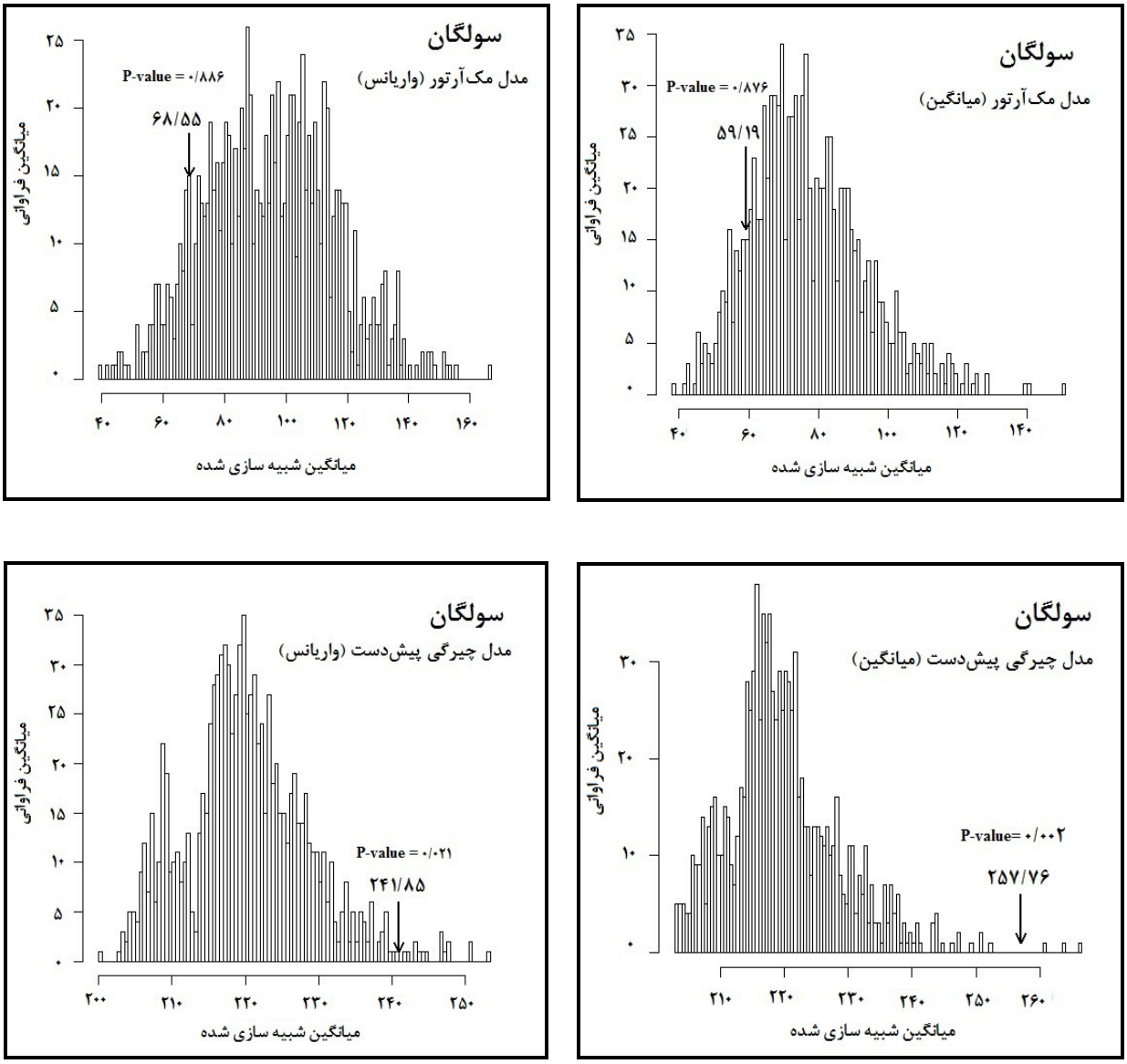
سایت	اقلیم	DD	MF	PF	RF	RA	DP
گودناز	کوه‌های مرتفع	۰/۲۳۵	۰/۷۵۳	۰/۸۵۹	۰/۵۰۸	۰/۰۰۱	۰/۷۱۵
سولگان	کوه‌های مرتفع	۰/۸۲۷	۰/۸۸۶	۰/۶۱۲	۰/۱۹۴	۰/۰۰۰	۰/۰۲۱
مرجن	استپ سرد	۰/۹۱۳	۰/۹۸۸	۰/۷۲۱	۰/۵۸۳	۰/۰۰۲	۰/۰۷۸
شهریجان	استپ سرد	۰/۴۱۵	۰/۸۱۸	۰/۶۴۶	۰/۵۷۴	۰/۰۰۱	۰/۰۰۷
کرسنک	نیمه‌استپ	۰/۹۲۶	۰/۹۶۷	۰/۶۳۵	۰/۲۹۴	۰/۰۰۱	۰/۰۱۲
تنگ‌صیاد	نیمه‌استپ	۰/۲۳۱	۰/۷۱۷	۰/۸۶۹	۰/۸۶۲	۰/۰۰۰	۰/۰۳۶

*** نتایج فوق نشان دهنده مقایسه داده‌های واقعی هر منطقه با مقادیر مدل‌های شکست آشیان اکولوژیک است. در صورتی که اختلاف معنی‌داری با یک مدل مشاهده نشود (P-vale> ۰/۰۵) به معنی تبعیت داده از آن مدل است.**

مقایسه میانگین و واریانس داده‌های واقعی با مدل‌های آشیان اکولوژیک به صورت گرافیگی در شکل ۴ نمایش داده شده است. با توجه به تعداد زیاد نمودارها، فقط نتایج دو مدل از سایت سولگان نشان داده شده است. نتایج نشان داد که میانگین و واریانس واقعی از مدل شکست مک‌آرتور پیروی می‌کند (*P-value* > ۰/۰۵؛ برای میانگین و واریانس) در حالی که مدل چیرگی پیش‌دست دارای اختلاف معنی‌داری با داده‌های واقعی است (*P-value* < ۰/۰۵؛ برای میانگین و واریانس) (شکل ۴).

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]



شکل ۴. نمایی از مقایسه میانگین و واریانس واقعی داده‌ها با داده‌ها شبیه‌سازی شده برای دو مدل شکست مک‌آرتور (معنی‌دار شده) و چیرگی پیش‌دست (معنی‌دار نشده) در سایت سولگان؛ اعداد بالای فلش میانگین و واریانس داده‌های واقعی است.

بحث و نتیجه‌گیری

در این تحقیق جهت بررسی ساختار جوامع گیاهی، از شش مدل آشیان اکولوژیک که توسط تاکشی (۱۹۹۰، ۱۹۹۳ و ۱۹۹۶) ارائه گردیده‌اند در سه منطقه اقلیمی مختلف در استان چهارمحال و بختیاری استفاده شد. نتایج نشان داد که در سایت‌های موجود در مناطق کوه‌های مرتفع، سایت گودناز با مدل‌های شکست مک‌آرتور و شکست توانی دارای همخوانی است در حالی‌که سایت سولگان فقط با مدل شکست مک‌آرتور همخوانی داشت. این نتیجه بر خلاف نتایج سایر محققین در زمینه جوامع ماکروبنتوزا (۷)، جوامع انگلی (۱۸)، جوامع زنبورها (۲۰) و جوامع فیتوپلانکتون‌ها (۲۴) می‌باشد که همگی مدل‌های شکست تصادفی و جورسازی تصادفی را بهترین مدل معرفی کرده بودند.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]

بر اساس الگوی مدل شکست مک‌آرتور، در زمانی که یک گونه جدید به آشیان اکولوژیک وارد می‌شود و به واسطه ورود این گونه جدید آشیان به دو قسمت شکسته می‌شود، احتمال اشغال شدن بخش کوچکتر آشیان بیشتر است. بنابراین این مدل نشان‌دهنده توزیع یکنواخت‌تر در مقایسه با سایر مدل‌های آشیان اکولوژیک می‌باشد (۲۴). بر اساس نتایج می‌توان گفت در اقلیم کوه‌های مرتفع هر دو سایت سولگان و گودناز دارای یکنواختی بالایی هستند. نتیجه آزمون یکنواختی دو منطقه نشان داد که میانگین یکنواختی در هر دو سایت سولگان و گودناز به‌ترتیب برابر با ۰/۶۴ و ۰/۶۳ است (جدول ۱). این نتیجه نشان می‌دهد دو سایت دارای یکنواختی بالا و مشابهی هستند که این نتیجه تاییدی بر نتیجه به‌دست آمده از مدل آشیان اکولوژیک است. زیرا هر دو سایت از مدل شکست مک‌آرتور پیروی کردند (جدول ۲ و ۳).

نتیجه بررسی آزمون نکوئی برازش برای هر دو سایت منطقه استپ سرد (مرجن و شهریجان) مشابه بود بدین صورت که در هر دو سایت مدل شکست مک‌آرتور تنها مدلی بود که دارای همخوانی معنی‌دار بود. با توجه به ویژگی‌های این مدل، می‌توان نتیجه گرفت این منطقه دارای یکنواختی بالای است. مقدار یکنواختی در دو سایت مرجن و شهریجان به‌ترتیب برابر بود با ۰/۸۱ و ۰/۷۸ که نشان دهنده یکنواختی بالا در دو سایت است. همچنین میزان یکنواختی دو منطقه مذکور (مرجن و شهریجان) دارای اختلاف معنی‌داری نبود (جدول ۱). این نتیجه کارائی مدل‌های آشیان اکولوژیک را برای مناطق استپ سرد به اثبات می‌رساند. آندرسون و مولیوت[2] (۲۰۰۷) نشان دادند که در مدل‌های آشیان اکولوژیک رابطه نزدیکی با تعداد گونه دارد. وجود ۵۳ گونه گیاهی در هر دو سایت مرجن و سولگان دلیلی بر شباهت در نوع مدل و مقدار یکواختی دو سایت مذکور است.

در منطقه اقلیمی نیمه‌استپ، سایت کرسنک از مدل شکست مک‌آرتور پیروی کرد در حالی که سایت تنگ صیاد با مدل شکست توانی مطابقت داشت. یوکو-اُ و تاکشی[3] (۲۰۱۴) در جوامع درختی و آندرسون و مولیوت (۲۰۰۷) در چمنزارهای شور مدل شکست‌توانی را بهترین مدل معرفی کردند. بر اساس نتیجه به‌دست آمده باید یکنواختی در سایت کرسنک بیش از سایت تنگ صیاد باشد در حالی که این نتیجه بر خلاف مقدار واقعی یکنواختی دو سایت کرسنک و تنگ‌صیاد می‌باشد زیرا بر اساس نتایج محاسبه یکنواختی سایت تنگ‌صیاد دارای یکنواختی ۰/۷۳ بوده در حالی که سایت کرسنک دارای یکنواختی ۰/۶۳ بوده و از لحاظ آماری با یکدیگر دارای اختلاف معنی‌داری هستند (جدول ۱). این نتیجه می‌تواند ناشی از تعداد متفاوت گونه‌های دو سایت باشد زیرا مدل‌های آشیان اکولوژیک ارتباط نزدیکی با تعداد گونه دارند (۱). در سایت کرسنک ۵۳ گونه وجود داشت در حالی که در سایت تنگ‌صیاد تنها ۴۳ گونه ثبت گردید. با کاهش تعداد گونه در محیط وجود تک گونه‌ها در واحد نمونه افزایش خواهد که منجر به افزایش یکنواختی کل جامعه خواهد شد در حالی که در جوامعی که تعداد گونه زیاد باشد یکنواختی کمتر خواهد شد. میانگین تعداد گونه در هر واحد نمونه در سایت کرسنک ۸ گونه بود در حالی که در سایت تنگ صیاد این عدد برابر با ۶/۵ گونه بود. بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری نمود که یکنواختی بیشتر سایت تنگ‌صیاد ناشی از تعداد کمتر گونه آن است. در کنار این عامل، حفاظت شده بودن منطقه تنگ‌صیاد نیز عاملی دیگر برای بیشتر بودن میزان یکنواختی نسبت به منطقه کرسنک می‌باشد.

افزایش فشارها و استرس بر جوامع الگوی توزیع گونه‌ها به سمت غیریکنواخت شدن خواهد رفت (۱). همچنین تأثیر سایر عوامل از قبیل تأمین منابع، چرای انتخابی، اثرات متقابل آللوپاتیک و مهاجرت (۲۳) ممکن است باعث افزایش رفتار تصادفی گونه‌ها و در نهایت ساختار تصادفی جوامع شود (۲۴).

نتایج این تحقیق به خوبی آشکار ساخت که مدل‌های آشیان اکولوژیک دارای ویژگی‌های خاصی هستند که بر اساس آن ویژگی قابلیت تطابق با جوامع مختلف را دارند. برای مثال مدل‌های که نشان دهنده محیط‌های یکنواخت هستند از قبیل مدل شکست مک‌آرتور، برای جوامعی گیاهی مدل مناسبی است. در حالی که مدل‌های از قبیل جورسازی تصادفی که هیچ

[2]. Anderson & Mouillot
[3]. Yoko-o & Tokeshi

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]

ارتباط بین افراد قائل نمی‌شوند برای بررسی جوامع انگلی (انگل‌ها درون ماهی) (۱۸ و ۲۸) مناسب هستند.

تحقیقات برای تخمین ساختار و الگوی جوامع به عنوان یکی از چالش‌های اصلی در علم اکولوژی باقی است. در دهه‌های گذشته تاکشی (۱۹۹۰، ۱۹۹۳ و ۱۹۹۶) یک سری از مدل‌های بر پایه آشیان اکولوژیک را برای تعیین الگوهای فراوانی گونه‌ها پیشنهاد کرد. این مدل‌ها به محقیقن اجازه می‌دهند تا فرآیندهای موجود در ساختار جوامع را شبیه‌سازی کنند و با تحلیل آن به ساختار و الگوی فراوانی گونه و نحوه تاثیر آنها در زمان ورود به یک جامعه جدید پی‌برند. فراوانی هر گونه در این مدل‌ها نسبتی از آشیان اکولوژیک است که هر گونه از تقسیم آشیان به‌دست می‌آورد.

نتایج این تحقیق آشکار ساخت که مدل‌های آشیان اکولوژیک دارای قابلیت بالای برای تعیین الگوها و ساختار جوامع گیاهی در مناطق اقلیمی کوه‌های مرتفع و استپ سرد هستند ولی در مورد تعیین ساختار جوامع در مناطق نیمه‌استپی دقت چندانی ندارند. در میان مدل‌های آشیان اکولوژیک، مدل شکست مک‌آرتور و شکست توانی تطابق بیشتری را با داده‌های پوشش گیاهی نشان دادند. بر اساس ویژگی این مدل‌ها می‌توان به این نتیجه رسید که مناطق مورد مطالعه در این تحقیق دارای یکنواختی در ساختار و ترکیب خود هستند به صورتی که این یکنواختی در مناطق استپ سرد به نسبت بیشتر از دو اقلیم دیگر است.

References

1. Anderson B.J. & D. Mouillot, 2007. Influence of scale and resolution on niche apportionment rules in salt-meadow vegetation. Aquatic Biology, 1: 195–204.
2. Bazzaz, F.A., 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. Ecology, 56, 485–488.
3. Bersier, L.F. & G. Sugihara, 1997. Species abundance patterns: the problem of testing stochastic models. Journal of Animal Ecology, 66:769–774.
4. Dunstan, P.K., N.J. Bax, S.D. Foster, A. Williams & F. Althaus, 2012. Identifying hotspots for biodiversity management using rank–abundance distributions. Diversity and Distributions, 18: 22–32.
5. Fesl, C., 2002. Niche-oriented species-abundance models: different approaches of their application to larval chironomid (Diptera) assemblages. Journal of Animal Ecology, 71: 1085–1094.
6. Fisher, R.A., A.S. Corbet & C.B. Williams, 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample from an animal population. Journal of Animal Ecology, 12: 42–58.
7. Formentin, J.M., J.C. Dauvin, F. Ibanez, J.M. Dewarumez & B. Elkaim, 1997. Long-term variations of four macro-benthic community structures. Oceanol Acta, 20: 43–53.
8. Gray, J.S. & F.B. Mirza, 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Marine Pollution Bulletin, 10: 142–146.
9. Hubbell, S.P., 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton.
10. Johansson, F., G. Englund, T. Brodin & H. Gardfjell, 2006. Species abundance models and patterns in dragonfly communities: effects of fish predators. Oikos, 114: 27–36.
11. MacArthur, R.H., 1957. On the relative abundance of bird species. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA, 43: 293–295.
12. Magurran, A.E., 2004. Measuring biological diversity. 2nd edn, Blackwell, Oxford.
13. Matthews, T.J. & R.J. Whittaker, 2014. Fitting and comparing competing models of the species abundance distribution: assessment and prospect. frontiers of biogeography, 6: 67–82.
14. Matthews, T.J., M.K. Borregaard, K.I. Ugland, P.A.V. Borges, F. Rigal, P. Cardoso & R.J. Whittaker, 2014. The gambin model provides a superior fit to species abundance distributions with a single free parameter: evidence, implementation and interpretation. Ecography, 37: 1002–1011.
15. Mcgill, B.J., R.S. Etienne, J.S. Gray, D. Alonso, et al. 2007. Species abundance distributions : moving beyond Single prediction theories to integration within an ecological Framework. Ecology Letters, 10: 995–1015.
16. Motamedi, J. & M. Souri, 2016. Efficiency of numerical and parametrical indices to determine biodiversity in mountain rangelands. Acta Ecologica Sinica, 36: 108–112.
17. Motomura, I., 1932. On the statistical treatment of communities (in Japanese). Zool. Tokyo, 44: 379–383.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]

18. Mouillot, D., M. George-Nascimento & R. Poulin, 2003. How parasites divide resources: a test of the niche apportionment hypothesis. Journal of Animals Ecology, 72: 757–764.
19. Munoz, G., D. Mouillot & R. Poulin, 2006. Testing the niche apportionment hypothesis with parasite communities: is random assortment always the rule? Parasitology, 132: 717–724.
20. Naeem, S. & B.A. Hawkins, 1994. Minimal community structure: how parasitoids divide resources. Ecology, 75: 79–85.
21. Preston, F.W., 1948. The commonness and rarity of species. Ecology, 29: 254–283.
22. R Development Core Team, 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
23. Reynolds, C.S., 2002. Ecological pattern and ecosystem theory. Ecological Modeling, 158: 181–200.
24. Spatharis, S., D. Mouillot, T.D. Chi, D.B. Danielidis & G. Tsirtsis, 2009. A niche-based modeling approach to phytoplankton community assembly rules. Oecologia, 159: 171–180.
25. Sugihara, G., 1980. Minimal community structure: an explanation of species-abundance patterns. American Naturalist, 116: 770–787.
26. Tokeshi, M., 1999. Species coexistence: ecological and evolutionary perspectives. Blackwell Science, Oxford.
27. Tokeshi, M., 1996. Power fraction: a new explanation of relative abundance patterns in species-rich assemblages, Oikos, 75: 543–550.
28. Tokeshi, M., 1993. Species abundance patterns and community structure. Advances in Ecological Research, 24: 112–186.
29. Tokeshi, M., 1990. Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited. Journal of Animal Ecology, 59: 1129–1146.
30. Tokeshi, M. & P.E. Schmid, 2002. Niche division and abundance: an evolutionary perspective. Population Ecology, 44:189–200.
31. Whittaker, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon, 21: 213–251.
32. Yoko-o, M. & M. Tokeshi, 2014. Pronounced difference in community structure between the edge and the interior: analyzing small-scale variability of a maritime woodland. Coastal Ecosystems, 1: 54-63.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-09]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1395.10.4.10.6]