

علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره بیست و سوم، شماره یک، فروردین ماه ۱۴۰۰

مدل سازی تنوع بتا در گرادیان آشفته گی و عوامل محیطی جنگل های هیرکانی - خیرود کنار نوشهر

ملیحه عرفانی*^۱

maliheerfani@uoz.ac.ir

افشین دانه کار^۲

عبدالرسول سلمان ماهینی^۳

وحید اعتماد^۴

تاریخ پذیرش: ۹۷/۱۲/۰۴

تاریخ دریافت: ۹۴/۱۲/۱۲

چکیده

زمینه و هدف: آگاهی از الگوهای توزیع و سازوکارهای نگهدارنده تنوع زیستی در گرادیان محیطی و آشفته گی برای توسعه راهبردهای حفاظت از تنوع زیستی ضروری است. در این مطالعه تنوع زیستی بتا در جنگل های خیرود کنار نوشهر در قالب مدل سازی معادلات ساختاری بررسی شد.

روش بررسی: جهت مدل سازی تنوع بتا از سازه های آشفته گی با هفت نمایه، ناهمگنی محیطی با چهار نمایه، خاک با ده نمایه، پوشش زمین و درصد تاج پوشش با پنج نمایه استفاده گردید. تمامی گونه های گیاهی آوندی در ۱۰۰ پلات و ۶ پهنه همگن مکانی در قالب نمونه برداری خوشه ای در گرادیان آشفته گی آماربرداری شد. نمایه های تنوع بتا برای هر خوشه محاسبه گردید و به همراه نمایه های سایر سازه ها وارد مدل سازی معادلات ساختاری گردید.

بحث و نتیجه گیری: مهم ترین نمایه های آشفته گی در این مدل به ترتیب میزان دسترسی، تعداد دوره های مدیریتی بهره برداری از جنگل، عکس فاصله از آخرین سال بهره برداری از جنگل، تعداد روزهای چرا و تراکم دام بود. نمایه های خاک اثرگذار بر تنوع بتا به ترتیب شامل درصد مواد آلی، میزان نیتروژن، درصد آهک، تراکم موثر خاک و میزان پتاسیم بود. اثر درصد تاج پوشش و پوشش لاشبرگ بر تنوع بتا در پژوهش حاضر

۱- استادیار، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه زابل، زابل، ایران (مسئول مکاتبات)

۲- استاد تمام، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

۳- استاد تمام، گروه محیط زیست، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران

۴- دانشیار، گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

منفی بود و ناهمگنی محیطی نقش تعدیل‌گری معنی‌دار بر کاهش اثر سازه آشفته‌گی بر تنوع بتا داشت. با توجه به مقیاس سازه آشفته‌گی و ناهمگنی مکانی، بررسی تنوع بتا می‌تواند جهت مقایسه بین جوامع مورد استفاده قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: تنوع گونه‌ای، تنوع بتا، آشفته‌گی، ناهمگنی محیطی، مدل‌سازی

Modeling of Beta Diversity along a Gradient of Disturbance and Environmental Factors in Hyrcanian Forests - Kheyroud Kenar, Nowshahr

Malihe Erfani^{1*}

maliheerfani@uoz.ac.ir

Afshin danehkar²

Abdolrassoul Salmanmahiny³

Vahid Etemad⁴

Accepted: 2019.02.23

Received: 2016.03.02

Abstract

Introduction: Knowledge of distribution patterns and maintenance mechanisms of biodiversity along environmental and disturbance gradients is essential to develop biodiversity conservation strategies. In this study, modeling of beta diversity construct was performed at Kheyroud forests of Noshahr.

Material and Methods: Modeling of beta diversity was conducted using 7 indicators for disturbance construct, 4 indicators for environmental heterogeneity, 10 indicators for soil, and 5 indicators for land cover and crown percent construct. All species of vascular plants at 100 plots and 6 homogeneous zones were recorded along disturbance gradients in cluster sampling. Beta diversity indices were calculated for each cluster and with other indicators of constructs were entered in structural equation modeling.

Results: Results showed that the remaining indicators in the model were able to explain the variation in beta diversity ($R^2 = 0.761$). The predictive relevance of the model for the beta diversity construct was very large ($Q^2 = 0.422$).

Discussion and Conclusions: The most important disturbance indicators were area accessibility, number of management plans for harvest, reverse of the years since last harvest, number of grazing days per year and livestock density per hectare, respectively. Effective soil indicators for beta diversity were soil organic matter content, nitrogen and percentage of calcium carbonate of the soil, effective bulk density and soil potassium levels, respectively. Canopy cover and litter cover had negative influence on beta diversity. Environmental heterogeneity had a significant moderator role in reduction of disturbance influence on beta diversity. Because of the scale of disturbance and environmental heterogeneity, beta diversity is useful for comparing communities.

Keywords: Species Diversity, Beta Diversity, Disturbance, Environmental Heterogeneity, Modeling

1- Assistant Prof., Faculty of Natural Resources, University of Zabol, Zabol, Iran, *(Corresponding Author)

2- Professor, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran

3- Professor, Gorgan University of Agricultural Sci. & Natural Resources, Gorgan, Golestan, Iran

4 - Associate Prof., Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran

مقدمه:

آگاهی از الگوهای توزیع و سازوکارهای نگهدارنده انواع تنوع گونه‌ای در گرادیان محیطی و آشفتگی برای توسعه راهبردهای حفاظت از تنوع زیستی ضروری است (۸). مطالعات زیادی در این خصوص انجام شده است که در ادامه به برخی از آن‌ها اشاره گردیده است.

Lee و Chun (۲۰۱۶) الگوی تنوع گونه‌ای را در گرادیان متغیر های محیطی در جنگل‌های معتدله جنوب کره بررسی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که ناهمگنی محیطی و به خصوص تغییرات ارتفاعی از مهم‌ترین عوامل بیان کننده تفاوت در تنوع گونه‌ای است. میرزایی و همکاران (۱۳۸۶) در مطالعه‌ای بر روی تنوع گونه ای گیاهان علفی در اکوسیستم‌های جنگلی زاگرس میانی دریافتند که جهت و ارتفاع بر تنوع گونه‌ای تاثیر معنی‌دار دارد. Shakeri و همکاران (۲۰۱۲)، روشن، چرا و برخی از فاکتورهای خاک را به عنوان تاثیر گذارترین عوامل بر ترکیب گیاهی جنگل های شمال ایران معرفی نمودند. وی نشان داد روشنه‌ها موجب تغییر پوشش گیاهی به سمت گونه‌های نورپسند، مهاجم و متعلق به‌مراحل اولیه توالی می‌شوند. چرای دام منجر به کاهش فراوانی گونه‌های خوش‌خوراک و حساس به چرا شده و باعث افزایش گونه های خزنده، مقاوم به چرا و کوبیدگی می‌گردد. بسیاری از مطالعات رطوبت خاک، درصد لاشبرگ، درصد خاک لخت و مقدار ازت کل را از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر ترکیب گیاهی (۱۲) و (۱۳) معرفی کرده‌اند. میرداوودی (۱۳۹۳) در مطالعه خود در جنگل‌های بلوط غرب تنوع گونه‌ای متفاوتی را در جهت‌های مختلف مشاهده نمود. وی همچنین دریافت که ریش گونه‌های گیاهی مرحله نهایی توالی با افزایش درصد لاشبرگ افزایش یافته و در مقابل گونه‌های مهاجم و مربوط به مراحل ابتدایی توالی همبستگی منفی با درصد لاشبرگ دارند. مشابه این نتایج توسط Donath و Echstein (۲۰۰۸) گزارش گردید. آن‌ها نشان دادند که لاشبرگ گونه‌های درختی می‌تواند مانع از جوانه زنی و استقرار بذر گونه‌های مهاجم و علفی شود. پژوهش‌های دیگر رابطه

در طی چند قرن گذشته اثر انسان بر روی سیمای سرزمین طبیعی و همچنین راهبردهای سنتی مدیریت سرزمین منجر به تکثیر و ازدیاد گونه‌های فرصت طلب به قیمت گونه‌های حساس‌تر شده است. مدیران سرزمین به طور مرسوم تنوع گونه‌ای محلی را با ایجاد زیستگاه‌های بینابینی متعدد که به حاشیه معروفند افزایش داده‌اند (۱). شواهد بسیاری وجود دارد که نشان می‌دهد در اثر آشفتگی‌های انسانی در مواردی که حتی غناء گونه‌ای اجتماعات تغییر نکرده است، ترکیب گونه‌ای دست‌خوش تغییرات معنی‌داری شده است. اگر چه پاسخ تک‌تک گونه‌ها به تغییرات آشفتگی‌های انسانی اهمیت دارد، اما پاسخ کل جامعه نیز به شرایط جدید ایجاد شده باید مورد توجه قرار گیرد. جوامع اکولوژیک در طول زمان در اثر تغییرات در تنوع آلفا (مانند تغییرات در غناء گونه‌ای) و تنوع بتا (تفاوت در ترکیب گونه‌ای بین جوامع) دوباره سامان‌دهی می‌شوند (۲). فرایندهای اکولوژیک می‌توانند به تنظیم تنوع آلفا هنگام مواجه با آشفتگی کمک کنند و به این ترتیب موجب عدم تغییر تنوع آلفا شده و اثرات آشفتگی را بر تغییرات قابل توجه ساختار جوامع پنهان کنند. بنابراین، تنوع آلفا همیشه یک معیار آگاهی‌بخش از شدت اثرات انسانی بر طبیعت نیست. بر عکس، بررسی تنوع بتا نشان می‌دهد که سازماندهی مجدد جوامع در نرخ‌هایی رخ می‌دهد که از مرز تغییرات تاریخی خود عبور کرده‌اند (۳).

تنوع بتا به طور نزدیکی با بسیاری از مسایل اکولوژی و زیست‌شناسی تکاملی در ارتباط است (۲، ۴ و ۵). Vellend (۲۰۱۰) تنوع بتا را قلب اکولوژی جامعه معرفی کرده و آن را به عنوان تشابه و یا عدم تشابه اجتماعات از نظر گونه‌ها به یکدیگر در مکان‌ها و زمان‌های مختلف تعریف می‌کند. بیش‌تر پژوهش‌ها در خصوص تنوع گونه‌ای بر تنوع آلفا (تنوع در مقیاس محلی) و گاما (تنوع در مقیاس سیمای سرزمین) تمرکز داشته‌اند، اما تمرکز بر روی تنوع بتا در ده سال اخیر مورد توجه قرار گرفته است (۷) و (۸).

شدت‌های مختلف بهره‌برداری یافتند. در مطالعه آن‌ها بهره‌برداری شدید منجر به افزایش غنا و تنوع گونه‌ای شده اما این افزایش با ورود گونه‌های مهاجم، فرصت‌طلب و بیگانه صورت گرفته است. همچنین نتایج آن‌ها نشان داد که مدیریت گذشته جنگل، تاریخچه آشفته‌گی و میکرواقلیم موجود تاثیر زیادی بر روی شکل-دادن جوامع گیاهی دارند و در توده‌های با تاریخچه بهره‌برداری طولانی‌تر غنای گونه‌های مهاجم بیشتر است. مطالعه دیگری توسط Heinrichs و Schmidt (۲۰۰۹) در جنگل‌های آلمان صورت گرفت. آن‌ها تاثیر قطع یک‌سره و تک‌گزینی را بر روی پوشش علفی و درختچه‌ای بررسی کردند و دریافتند هر دو نوع بهره‌برداری منجر به افزایش تعداد گونه‌های علفی یکساله و مهاجم و درختچه‌ای کف جنگل شده است. این پژوهش‌گران همچنین تاثیرگذارترین عوامل را بر روی پوشش علفی کف جنگل، نور و آشفته‌گی خاک معرفی کردند.

جنگل‌های هیرکانی با تنوع گونه‌ای منحصر بفرد خود و دارا بودن جوامع متنوع گیاهی جزو ارزش‌مندترین اکوسیستم‌های طبیعی کشور محسوب می‌شوند (۲۳). این جنگل‌ها در دوران یخبندان به عنوان پناهگاه عمل کرده و از تنوع زیستی حمایت کرده‌اند (۲۴). با این حال، متاسفانه ترکیب فلورستیکی جوامع گیاهی موجود در این جنگل‌ها به دلایل متعددی از جمله چرای دام، بهره‌برداری-های سنتی و صنعتی دچار تغییرات زیادی شده است (۲۳). از این رو این مطالعه با هدف بررسی ترکیب گونه‌ای (تنوع بتا) در بخشی از این جنگل‌ها در رابطه با فاکتورهای محیطی و آشفته‌گی انجام گردید.

مواد و روش بررسی

منطقه مورد مطالعه

جنگل‌های هیرکانی به عنوان اکوسیستم‌هایی ارزشمند و بازممانده از دوران سوم زمین‌شناسی (۲۴) و به عنوان تنها منبع تولید چوب صنعتی در کشور محسوب می‌شوند (۲۳) که البته در این خصوص باید با احتیاط و محدودیت شدید گام برداشت. منطقه

گونه‌های مهاجم و مهاجم با میزان درصد تاج پوشش در طبقه فوقانی جنگل را منفی بدست آورده‌اند که البته این عامل به نوعی شاخصی از شدت نور رسیده به کف جنگل خواهد بود، به این ترتیب که با افزایش تاج پوشش شدت نور کم‌تری به کف خواهد رسید (۱۵). نتایج مطالعه Royo و همکاران (۲۰۱۰) در آمریکا نشان داد که ترکیب آشفته‌گی، روشن‌گی و آتش کف جنگل موجب افزایش غنا، پوشش و تنوع گونه‌ای علفی می‌شود و همچنین، چرای گوزن با فراوانی متوسط موجب افزایش غنای گونه‌های علفی می‌گردد. در مطالعه Biaou و همکاران (۲۰۰۹) در جنگل‌های غرب آفریقا نشان داده شد که وضعیت‌های مختلف آب و هوایی و خاک به طور مستقیم بر اثر آشفته‌گی‌های چرای دام بر تنوع گونه‌ای تاثیر می‌گذارد به طوری که در مقادیر کم تنش‌های محیطی دارای اثرات مثبت و در مقادیر بالای آن دارای اثرات منفی بر تنوع گونه‌ای است. Castleberry و همکاران (۲۰۰۰) اثر چرای حیوانات وحشی و روشن‌گی را بر روی فراوانی نسبی و تنوع زادآوری گونه‌های درختی و علفی بررسی کردند. آنها دریافتند که چرای گوزن به دلیل عدم شدت زیاد تاثیر معنی‌داری بر روی پوشش گیاهی نداشته و فاکتورهای آشفته‌گی خاک تاثیر شدیدتری از اندازه روشن‌گی و چرای پوشش گیاهی داشته‌اند. تاثیر چرای دام بر روی پوشش گیاهی جنگل‌های مرطوب در دو مقیاس منطقه‌ای و محلی در مراکش توسط Bouahim و همکاران (۲۰۱۰) مطالعه گردید. نتایج تاثیر معنی‌دار چرای دام را در کاهش غنا و فراوانی گونه‌های گیاهی در جنگل‌های چراشده نشان داد. در مطالعه Baniya و همکاران (۲۰۱۲) در اراضی جنگلی کوه‌های هیمالیا، کاهش غنای همزمان با افزایش تنوع بتا در اثر شدت بالای چرای دام گزارش گردیده است. آن‌ها مهم‌ترین عوامل موثر بر تنوع گیاهی را خاک و ناهمگنی محیطی در مقیاس محلی و عوامل اقلیمی در مقیاس وسیع‌تر معرفی کردند. تاثیر بهره‌برداری از جنگل بر تنوع و ترکیب گونه‌ای کف جنگل در کانادا توسط Burke و همکاران (۲۰۰۸) مطالعه گردید. آن‌ها تفاوت معنی‌داری در غنا زیراشکوب در پاسخ به

به طور خلاصه هر یک از سازه‌های تحقیق و مدل آماری توضیح داده شده است.

سازه ناهمگنی محیطی

تا یک حد مشخص، هر چه ناهمگنی بوم شناختی سیمای سرزمین بیش‌تر باشد، احتمالاً تنوع زیستی در آن بیش‌تر است (۱). بنابراین، شایسته است تا مقایسه‌ای بین تنوع گونه‌ای جوامع در پهنه‌های همگن از نظر عوامل محیطی صورت گیرد. منطقه مورد مطالعه بر اساس مرور منابع و واقعیت منطقه (جدول ۱) به واحدهای همگن (میکرو اکوسیستم) از نظر ارتفاع، شیب، جهت و خاک (ویژگی‌هایی مانند بافت، شرایط زهکشی) تقسیم گردید. به این منظور از نقشه توپوگرافی ۱/۲۵۰۰۰ (سازمان نقشه‌برداری کشور) و نقشه خاک با مقیاس ۱/۲۵۰۰۰ (۲۵) استفاده شد. مدل رقومی ارتفاع (DEM) منطقه با اندازه پیکسل ۳۰ در ۳۰ متر از نقشه توپوگرافی در محیط GIS تهیه و از آن برای استخراج لایه‌های مورد نیاز استفاده شد. لایه‌های بدست آمده رویهم‌گذاری شد و نقشه واحدهای همگن مکانی بدست آمد.

مورد مطالعه جنگل آموزشی- پژوهشی خیرود واقع در شهرستان نوشهر است که در ۳۲ درجه و ۵۱ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۵۱ دقیقه طول جغرافیایی شرقی و ۳۴ درجه و ۳۶ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۳۶ دقیقه عرض شمالی قرار دارد. این جنگل دارای مساحتی حدود ۸۰۰۰ هکتار، حداقل ارتفاع از سطح دریا ۵۰ و حداکثر ۲۲۰۰ متر می‌باشد.

روش تحقیق

در مدل‌سازی معادلات ساختاری (SEM) از مجموعه نمایه‌هایی برای سنجش یک مفهوم که به آن سازه گفته می‌شود استفاده می‌گردد. در این پژوهش تاثیر بسیاری از نمایه‌های محیطی و آشفستگی در قالب سازه‌های ناهمگنی مکانی، آشفستگی، خاک، پوشش زمین و تاج پوشش بر تنوع بتای گونه‌های گیاهی کف جنگل با استفاده از مدل‌سازی معادلات ساختاری بررسی گردیده است. آماربرداری در فصل تابستان سال ۱۳۹۴ انجام شد. در ادامه

جدول ۱- نمایه‌های سازه ناهمگنی مکانی

Table 1- Indicators of spatial heterogeneity construct

| منبع | توضیحات | طبقات | نمایه |
|--------------------|-----------------------------|--------------------------------------|--------|
| Hammond, 1954 | | ۹۰۱ متر و بیش‌تر از ۳۰۱-۹۰۰، ۱۵۱-۳۰۰ | ارتفاع |
| Neily et al., 2003 | | ۶۰-۳۱ درصد و بیش‌تر از ۶۰ درصد | شیب |
| | بر اساس گرادیان دما و رطوبت | شمالی، شرقی، غربی و غربی | جهت |
| Bailey, 2009 | طبقه‌بندی مجدد نقشه خاک | خیس، تر، مرطوب و نم‌دار | خاک |

روزهای چرا در سال، تراکم دام در هکتار و فاصله تا نزدیک‌ترین دام‌سرا و نمایه‌های بهره‌برداری از چوب شامل تعداد دوره‌های مدیریتی بهره‌برداری (دوره‌های مدیریتی ده ساله هستند)، حجم چوب برداشت شده در آخرین دوره مدیریتی و عکس فاصله زمانی

سازه آشفستگی‌های انسانی

علاوه بر بهره‌برداری‌های صنعتی و سنتی از منطقه مورد مطالعه، تعداد بسیار زیادی دامداری به صورت سنتی در داخل جنگل‌ها وجود دارد (۲۹). در این تحقیق نمایه‌های چرای دام شامل تعداد

سازه خاک

ده نمایه برای سازه خاک در نظر گرفته شد. برای تمامی نمونه‌های خاک مقدار مواد آلی خاک، تراکم خاک، تراکم موثر خاک و میزان تخلخل خاک، نیتروژن کل (روش کجلدال)، فسفر قابل جذب، پتاسیم قابل جذب (روش عصاره‌گیری با استات آمونیوم یک مولار با pH برابر ۷)، اسیدیته (روش پتانسیل‌متری)، آهک (روش تیتراسیون) و نسبت کربن به ازت اندازه‌گیری شد. از آنجایی که نمایه‌های خاک در دو عمق با هم همبستگی بالایی (در سطح ۵ درصد) داشتند، تنها از داده‌های عمق اول خاک در تحلیل آماری استفاده شد.

سازه پوشش سطح زمین و تاج پوشش

نمایه‌های این سازه درصد تاج پوشش به عنوان معیاری از نفوذ نور به کف جنگل و درصد کف جنگل پوشیده شده با لاشبرگ، خاک، سنگ و مسیرهای مشخص ایجاد شده توسط انسان و دام است که این نمایه‌ها برای هر پلات برآورد گردید.

سازه تنوع بتا

با توجه به طرح نمونه‌برداری این پژوهش می‌توان گفت که شیوه اندازه‌گیری تنوع بتا بر اساس Anderson و همکاران (۲۰۱۰) از نوع بررسی تغییرات در ساختار جوامع (هدایت نشده)^۲ است. هشت نمایه تنوع بتا جدول (۲)، بر اساس حضور و عدم حضور گونه‌های گیاهی برای هر خوشه سنجیده می‌شود که توسط Koleff و همکاران (۲۰۰۳) بیان شده است و جهت سنجش تنوع بتای هدایت نشده مناسب است (۷).

از آخرین سال بهره‌برداری چوب است. همچنین، فاصله از جاده و روستا جهت نشان دادن میزان در دسترس بودن منطقه در نظر گرفته شد. اطلاعات مربوط به دام از اعتماد (۱۳۸۵) و بازدید میدانی، اطلاعات مربوط به برداشت چوب از طرح‌های جنگل‌داری و میزان دسترسی به منطقه با استفاده از نقشه توپوگرافی بدست آمد.

طرح آماربرداری و نمونه‌برداری

در نقشه واحدهای همگن محیطی بدست آمده، ۶ پهنه که به شکل بهتری شیب آشفته‌گی را نشان می‌دادند انتخاب گردیدند. حداقل مساحت این پهنه‌ها ۴۰ و حداکثر ۱۲۲ هکتار بود. در هر پهنه حداقل ۳ نقطه و مجموعاً ۲۵ نقطه جهت نمونه‌برداری در شیب آشفته‌گی به طور تصادفی انتخاب شد. طرح نمونه‌برداری بر اساس پلات‌های FIA^۱ (۲۰۱۱) با کمی تغییرات بود، به این صورت که در هر نقطه چهار پلات ۱۰ متر مربعی دایره‌ای (یکی در مرکز و ۳ تا در اطراف با آزمون ۳۶۰، ۱۲۰ و ۲۴۰ درجه و با فاصله ۲۸ متری از نقطه مرکزی پلات) قرار گرفت. در مجموع ۱۰۰ پلات آماربرداری شد و تمامی گونه‌های گیاهان آوندی موجود در کف جنگل در داخل پلات‌ها یادداشت گردید. درصد تاج پوشش، و درصد پوشش سطح زمین (لاشبرگ، خاک، سنگ، چوب و مسیرهای تردد) نیز برای هر پلات برآورد گردید. نمونه‌برداری از خاک نیز در پلات‌ها در دو عمق صفر تا ده و ده تا بیست سانتی‌متری انجام شد. خاک‌ها پس از خشک‌شدن در آزمایشگاه به مدت دو هفته از الک دو میلی‌متری عبور داده شده و جهت آزمایشات خاک به کار گرفته شدند.

جدول ۲- نمایه‌های تنوع بتا

Table 2- Indicators of beta diversity

| معادله | نمایه تنوع بتا | معادله | نمایه تنوع بتا |
|----------------------------|----------------|--|----------------|
| $(S/\bar{\alpha})-1$ | Whittaker | $(g(H)+l(H))/2\bar{\alpha}$ | Wilson-Shmida |
| $((S/\bar{\alpha})-1)/N-1$ | Harrison | $(g(H)+l(H))/(2\bar{\alpha}(N-1))$ | Mourelle |
| $(g(H)+l(H))/2$ | Cody | $((S/\alpha_{max})-1)/(N-1)$ | Harrison2 |
| $1 - (\alpha_{max}/S)$ | Williams | $\text{Log}_{10}(T)-[(1/T)*\sum e_i \log_{10}(e_i)]-[(1/T)*\sum \alpha_i \log_{10}(\alpha_i)]$ | Routledge |

S: تعداد کل گونه‌ها، $\bar{\alpha}$: تعداد میانگین گونه‌ها، N: تعداد واحدهای نمونه‌برداری، g(H): تعداد گونه‌های اضافه شده در امتداد گرادیان، l(H): تعداد گونه‌های از دست رفته در امتداد گرادیان، e_i : تعداد واحدهای نمونه‌برداری حاوی گونه i ، T: تعداد کل وقوع گونه‌ها

تجزیه و تحلیل آماری

جهت مدل‌سازی معادلات ساختاری از روش حداقل مربعات جزئی (PLS¹) با استفاده از نرم افزار Smart PLS 2.0 استفاده شد. این روش ناپارامتریک است و داده‌های وارد شده در مدل را استاندارد می‌کند. مراحل تحلیل در دو مرحله ساخت مدل و ارزیابی ساختاری و مرحله برازش مدل انجام شد. در مرحله اول، مدل (سازه‌ها و نمایه‌های هر سازه) ترسیم شد و در ادامه اعتبار و پایایی آن با اجرای الگوریتم PLS بررسی گردید.

در این پژوهش سازه آشفتگی مستقل و سازه تنوع بتا وابسته است. سازه‌های پوشش زمین و تاج پوشش و خاک هم وابسته و هم مستقل و سازه ناهمگنی مکانی علاوه بر نقش سازه مستقل، نقش تعدیل‌گری بر روی مسیر آشفتگی به تنوع بتا، خاک و درصد پوشش زمین و تاج پوشش دارد.

جهت بررسی پایایی از مقادیر بارهای عاملی (Loadings) استفاده شد. روایی همگرا با بررسی میانگین واریانس استخراج شده (AVE) ارزیابی شد. آستانه مورد قبول برای AVE، ۰/۵ است (۳۲). روایی واگرا توسط معیار Fornell-Larcker و

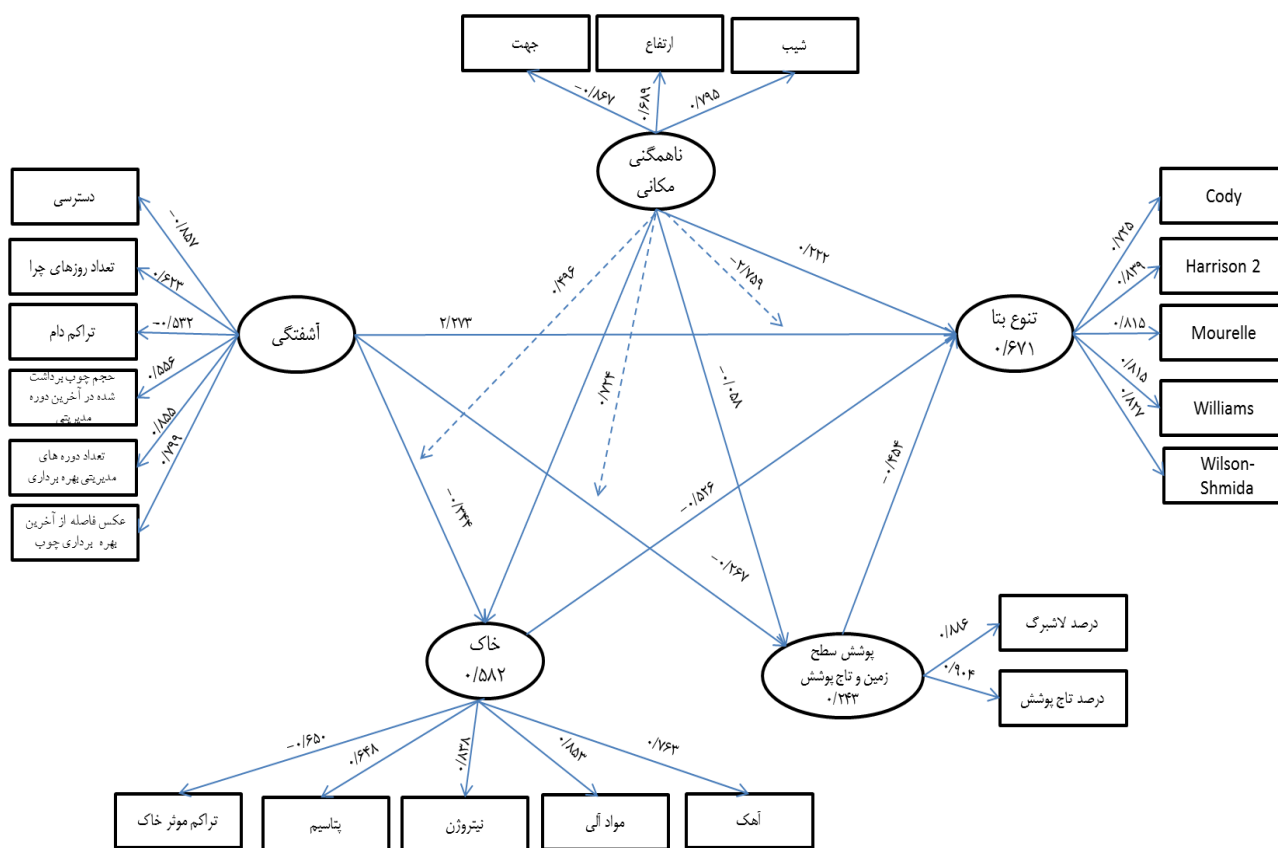
روش بارهای عاملی متقابل Cross Loadings آزمون شد. برای تایید روایی و پایایی، برازش مدل با سنجش‌های R^2 و مقادیر Z و با اجرای Bootstrapping (۳۲) ارزیابی شد. مقادیر R^2 ۰/۱۹، ۰/۳۳ و ۰/۶۷ به ترتیب برازش ضعیف، متوسط و قوی مدل را نشان می‌دهند و مقادیر Z ۰/۱۶۵، ۱/۹۶، ۲/۵۷ و ۳/۲۷ به ترتیب معنی‌داری را در سطح ۱۰، ۵، ۱ و ۰/۱ درصد نشان می‌دهند. قدرت پیش‌بینی مدل با اجرای Blindfolding و بدست آوردن آماره Q^2 مورد سنجش قرار گرفت. مقادیر Q^2 ۰/۰۲، ۰/۱۵ و ۰/۳۵ به ترتیب قدرت پیش‌بینی ضعیف، متوسط و قوی را برای مدل با توجه به آماره نشان می‌دهند (۳۲).

یافته‌ها

به منظور بهبود مدل از نظر پایایی و روایی برخی از نمایه‌ها با بارهای عاملی کم از مدل حذف گردیدند. شکل (۱) نتیجه اجرای الگوریتم PLS با نمایه‌های باقی مانده را نشان می‌دهد. بر این اساس، همه مقادیر بارهای عاملی از ۰/۴ بالاتر بود و بنابراین پایایی مدل مورد پذیرش قرار گرفت. مقادیر AVE، روایی همگرای قابل قبول (بالاتر از آستانه ۰/۵) را برای سازه‌های تحقیق نشان داد و به ترتیب برای سازه تنوع بتا، پوشش زمین و تاج پوشش، آشفتگی، ناهمگنی محیطی و خاک، ۰/۶۴۸، ۰/۸۰۱، ۰/۵۱۴، ۰/۶۲۰ و ۰/۵۷۱ بدست آمد. روایی واگرا به روش Fornell-Larcker نشان داد سازه‌های تحقیق با نمایه‌های خود در مقایسه با سایر سازه‌ها تعامل بیشتری دارند و

مقادیر Z value صحت رابطه و معنی‌داری مسیرها را ارزیابی می‌کند (جدول ۵). بر این اساس، مسیرهای آشفته‌گی به تنوع بتا در سطح ۵ درصد، مسیرهای ناهمگنی مکانی به خاک، پوشش سطح زمین و تاج پوشش به تنوع بتا و خاک به تنوع بتا در سطح ۰/۱ درصد معنی‌دار است. همچنین، اثر تعدیل‌گری ناهمگنی مکانی بر مسیر آشفته‌گی بر تنوع بتا و پوشش سطح زمین و تاج پوشش در سطح ۱ درصد معنی‌دار است. مقدار آماره Q^2 به منظور پیش‌بینی مدل برای سازه تنوع بتا ۰/۴۲۲ بدست آمد که نشان دهنده قدرت پیش‌بینی بسیار قوی مدل است.

به این ترتیب روایی و اگرایی مدل تایید گردید. بررسی بارهای عاملی متقابل نیز نشان داد که تمامی نمایه‌های تحقیق با سازه خود در مقایسه با سایر سازه‌ها همبستگی بیشتری دارند. برازش مدل با بررسی سنجه‌های R^2 و مقادیر Z value انجام شد. مقادیر R^2 شدت رابطه بین دو سنجه را نشان می‌دهد که در شکل ۱ در بیضی‌های مربوط به سازه‌های وابسته نشان داده شده است. بر اساس مقادیر R^2 تاثیر سازه‌های مستقل موثر بر تنوع بتا ۰/۶۷۱ و در حد قوی است و به عبارتی سازه‌های مستقل این مدل قادر به تبیین ۰/۶۷۱ واریانس سازه تنوع بتا است.



خط چین نقش تعدیل‌گری ناهمگنی مکانی را بر مسیر آشفته‌گی ← تنوع بتا، خاک و پوشش سطح زمین و تاج پوشش نشان می‌دهد.

شکل ۱- مدل حاوی مقادیر بارهای عاملی، ضرایب مسیر و مقادیر R^2

Fig 1- Model with loadings, path coefficients and R^2 values

جدول ۳- مقادیر Z value و نتیجه معنی داری آزمون‌ها

Table 3- Z values and results of statistical tests

| نتیجه آزمون | Z value | مسیرها |
|-------------|---------|---|
| * | ۲/۳۵۲ | آشفتگی ← تنوع بتا |
| ns | ۰/۸۷۹ | آشفتگی ← پوشش سطح زمین و تاج پوشش |
| ns | ۰/۵۹۵ | آشفتگی ← خاک |
| ns | ۱/۴۴۸ | ناهمگنی مکانی ← تنوع بتا |
| ns | ۰/۵۷۳ | ناهمگنی مکانی ← پوشش سطح زمین و تاج پوشش |
| *** | ۸/۷۶۱ | ناهمگنی مکانی ← خاک |
| *** | ۵/۰۲۰ | پوشش سطح زمین و تاج پوشش ← تنوع بتا |
| *** | ۶/۵۳۷ | خاک ← تنوع بتا |
| ** | ۳/۱۶۸ | اثر تعدیل‌گری ویژگی‌های مکانی بر مسیر آشفتگی ← تنوع بتا |
| ** | ۲/۶۳۰ | اثر تعدیل‌گری ویژگی‌های مکانی بر مسیر آشفتگی ← پوشش سطح زمین و تاج پوشش |
| ns | ۰/۷۷۰ | اثر تعدیل‌گری ویژگی‌های مکانی بر مسیر آشفتگی ← خاک |

*** معنی دار در سطح اطمینان ۹۹/۹ درصد؛ ** معنی دار در سطح اطمینان ۹۹ درصد؛ * معنی داری در سطح اطمینان ۹۵ درصد؛ ns عدم وجود اختلاف معنی دار

بحث و نتیجه گیری

مهم‌ترین نمایه‌های موثر بر سازه آشفتگی در این تحقیق به ترتیب عبارت بودند از میزان دسترسی، تعداد دوره‌های مدیریتی بهره‌برداری از جنگل، عکس فاصله از آخرین سال بهره‌برداری از جنگل، تعداد روزهای چرا و تراکم دام. تاثیر سازه آشفتگی بر تنوع بتا مثبت است به این معنی که با توجه به جهت بارهای عاملی نمایه‌های آشفتگی و تنوع بتا، با افزایش دسترسی، افزایش تعداد روزهای چرا، کاهش تراکم دام، افزایش میزان بهره‌برداری از جنگل، افزایش تعداد دفعات مدیریت جنگل جهت بهره‌برداری و افزایش فاصله زمانی از آخرین دوره بهره‌برداری از جنگل، تنوع بتا افزایش می‌یابد. این نتایج منطبق با تئوری آشفتگی متوسط^۱ Grime (۱۹۷۳) است و با نتایج Royo و همکاران (۲۰۱۰)، Biao و همکاران (۲۰۰۹)، Shakeri و همکاران (۲۰۱۲۰)،

Baniya و همکاران (۲۰۱۲)، Burke و همکاران (۲۰۰۸) و Heinrichs و Schmidt (۲۰۰۹) هم‌خوانی دارد. ذکر این نکته ضروری است که ممکن است تنوع آلفا با تنوع بتا هم‌جهت نباشد (۲) به طوری که در مطالعه Baniya و همکاران (۲۰۱۲) کاهش غنای گونه‌ای همراه با افزایش تنوع بتا در اثر شدت بالای چرا دام گزارش گردیده است. اثر درصد تاج پوشش و پوشش لاشبرگ بر تنوع بتا در پژوهش حاضر منفی بدست آمد. به عبارتی، افزایش درصد تاج پوشش درختان از طریق کاهش نور رسیده به کف جنگل موجب افزایش گونه‌های نورپسند، مهاجم و متعلق به مراحل اولی توالی می‌شود و از این طریق موجب افزایش تنوع در ترکیب گیاهی می‌گردند. این نتایج منطبق با یافته‌های Shakeri و همکاران (۲۰۱۲۰) و Royo و همکاران (۲۰۱۰) و Schmidt و Heinrichs (۲۰۰۹) است. افزایش لاشبرگ موجب ممانعت جوانه زنی

یکی از مزیت‌های استفاده از روش‌های مدل‌سازی معادلات ساختاری دیدن همه روابط مورد نظر در قالب یک شبکه اکولوژیک است که به‌محقق اجازه می‌دهد تا اثر عوامل مختلف را به‌طور مستقیم و غیر مستقیم بر سازه مورد نظر بررسی کند. ترسیم مدل (سازه‌ها، نمایه‌ها و روابط) درک جامع‌تری از روابط موجود به‌محقق داده و امکان بررسی اثر تغییرات کوچک در یک سازه را بر کل مجموعه مدل فراهم می‌آورد، حال آن‌که چنین امکانی در روش‌های معمول آماری به‌آسانی وجود ندارد. در روش‌های متداول آماری زمانی که با چندین نوع آشفته‌گی روبرو هستیم، به‌منظور بدست آوردن مناطق همگن جهت مقایسه متغیرهای وضعیت (تنوع بتا در این پژوهش) در شیب آشفته‌گی، معمولاً از روش‌های مختلف رسته‌بندی استفاده می‌شود. در اکثر موارد این روش‌ها نیاز به پیش‌فرض‌های بیش‌تری نسبت به روش PLS دارند. این روش‌ها به بررسی سهم هر متغیر در مولفه‌های متعامد و نه سهم هر متغیر در مجموعه شبکه اکولوژیک مد نظر می‌پردازند. علاوه بر این، مدل‌سازی معادلات ساختاری با ارایه سنج‌های مختلف امکان بررسی روایی و پایایی مدل، شدت اثر و معنی‌داری روابط را فراهم می‌آورد. از این‌رو استفاده از مدل‌سازی معادلات ساختاری جهت درک بهتر روابط در مطالعات اکولوژیک آینده توصیه می‌گردد. مدل‌سازی تنوع بتا در این پژوهش با استفاده از سازه‌های مختلف امکان بررسی اثر هم‌زمان تمامی سازه‌ها، نمایه‌های مربوطه و روابط آن‌ها را بر روی تنوع بتا در قالب شبکه اکولوژیک امکان‌پذیر ساخت و مدل استفاده شده به خوبی قادر به تبیین اثر عوامل محیطی و آشفته‌گی بر روی تنوع بتا و به عبارتی تغییر جوامع گیاهی بود.

منابع

1. Salmanmahiny, A., 2012. Fundamental of Environmental Protection (Dey Negar) (In persian).
2. Magurran, A.E., 2016. How ecosystems change. Science, Vol. 351, pp. 448- 449.

بذرهای گونه‌های علفی و مهاجم می‌گردد و از این طریق باعث کاهش تنوع در ترکیب گونه‌ای می‌شود. این نتایج هم‌راستا با مطالعات میرداوودی (Rodríguez-Calcerrada, ۱۳۹۳)، Donath and Echstein (۲۰۰۸) است.

مهم‌ترین فاکتورهای خاک اثرگذار بر تنوع بتا به ترتیب شامل درصد مواد آلی، میزان نیتروژن، درصد آهک، تراکم موثر خاک و میزان پتاسیم بود. پژوهشگران بسیاری نظیر میرداوودی (۱۳۹۳)، Arekhi و همکاران (۲۰۲۰)، Baniya و همکاران (۲۰۱۲) و Shakeri و همکاران (۲۰۱۲) بر نقش خاک در تنوع زیستی و ترکیب گونه‌ای در مطالعات خویش تأیید کرده‌اند.

در این پژوهش روابط معنی‌دار و موثر غیر مستقیم بر تنوع بتا شامل اثر ناهمگنی مکانی بر خاک و اثر تعدیلگری ناهمگنی مکانی بر مسیر آشفته‌گی به پوشش سطح زمین و تاج پوشش بدست آمد. اثر تعدیل‌گری ناهمگنی مکانی بر مسیر آشفته‌گی بر تنوع بتا منفی و معنی‌دار بود و مهم‌ترین نمایه‌های مکانی به ترتیب جهت، شیب و ارتفاع بدست آمد. با توجه به جهت بارهای عاملی و ضرایب مسیر می‌توان گفت که سازه‌ناهمگنی محیطی با کاهش طبقه جهت (سردتر و مرطوبتر شدن محیط)، افزایش شیب و افزایش ارتفاع، اثر آشفته‌گی‌ها را بر تنوع بتا به‌طور معنی‌داری تعدیل و کم‌تر می‌کند. در این مطالعه اگر چه عوامل محیطی به‌طور مستقیم بر تنوع بتا اثر معنی‌دار نداشته‌اند، اما به عنوان سازه تعدیل‌گر در کاهش اثر آشفته‌گی بر تنوع ایفاء نقش نموده‌اند. نقش گرادیان عوامل محیطی بر تنوع و ترکیب گونه‌ای توسط افرادی چون Lee و Chun (۲۰۱۶) و Baniya و همکاران (۲۰۱۲) اثبات گردیده است.

تنوع بتا با توجه به مقیاس آشفته‌گی و ناهمگنی محیطی به کار رفته در این پژوهش برای نشان دادن اثر آشفته‌گی مناسب است و همان‌طوری که Baniya و همکاران (۲۰۱۲) و Magurran (۲۰۱۶) نشان دادند تنوع بتا نسبت به تنوع آلفا بهتر می‌تواند اثر آشفته‌گی را بر تنوع و تغییر ترکیب گونه‌ای نشان دهد و نتایج منطقی‌تری را برای مقایسه بین جوامع فراهم آورد.

11. Shakeri, Z., Marvi-Mohadjer, M.R., Simberloff, D., Etemad, V., Assadi, M., Donath, T. W., Otte, A., Eckstein, R.L., 2012. Plant community composition and disturbance in Caspian *Fagus orientalis* forests: which are the main driving factors?. *Phytocoenologia*, Vol. 4, pp. 247- 263.
12. Arekhi, S., Heydari, M., Pourbabaei, H., 2010. Vegetation-environmental relationships and ecological species groups of the Ilam oak forest landscape, Iran. *Caspian J. Env. Sci.*, Vol. 8, pp. 115-125.
13. Mirdavoodi, H.R., 2014. Effect of grazing and environmental factors on the structure of Brant`s oak stands of Zagros (Case study: Dalab Park, Ilam). *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, Vol. 22, pp. 461-472 (In persian).
14. Donath, T.W., Eckstein, R.L., 2008. Grass and oak litter exert different effects on seedling emergence of herbaceous perennials from grasslands and woodlands. *Journal of ecology*, Vol. 96, pp. 272-280.
15. Rodríguez-Calcerrada, J., Mutke, S., Alonso, J., Gil, L., Pardos, J.A., Aranda, I., 2008. Influence of overstory density on understory light, soil moisture, and survival of two underplanted oak species in a Mediterranean montane Scots pine forest. *Invest Agrar: Sist Recur For.*, Vol. 17, pp. 31-38.
16. Royo, A.A., Collins, R., Adams, M.B., Kirschbaum, C., Carson, W.W. 2010. Pervasive interactions between ungulate browsers and disturbance regimes
3. Pandolfi, J. M., Lovelock, C. E., 2014. Novelty Trumps Loss in Global Biodiversity. *Science*, Vol. 344, pp. 266-267.
4. Jurasinski, G., Retzer, V., Beierkuhnlein, C., 2009. Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia*, Vol. 159, pp. 15-26.
5. Sfenthourakis, S., Panitsa, M., 2012. From plots to islands: species diversity at different scales. *Journal of Biogeography*, Vol. 39, pp. 750–759.
6. Vellend, M., 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *Q. Rev. Biol.*, Vol. 85, pp. 183-206.
7. Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., et al. 2010. Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, Vol. 14, pp. 19-28.
8. Zhang, Q., Hou, X., Li, F. Y., Niu, J., Zhou, Y., Ding, Y., 2014. Alpha, Beta and Gamma Diversity Differ in Response to Precipitation in the Inner Mongolia Grassland, Vol.9.
9. Lee, C.B., Chun, J.H., 2016. Environmental drivers of patterns of plant diversity along a wide environmental gradient in Korean temperate forests. *Forests*, Vol. 7, pp16.
10. Mirzaei, J., Akbarinia, M., Hosseini, S.M., Sohrabi, H., Hosseinzade, J., 2008. Biodiversity of herbaceous species in related to physiographic factors in forest ecosystems in central Zagros. *Iranian Journal of Biology*, Vol. 20, pp. 382-375 (In persian).

- vegetation during the conversion of even-aged Norway spruce stands into mixed stands. *Forest Ecology and Management*. Vol. 258, pp. 667–678.
23. Marvie Mohadjer, M.R., 2012. *Silviculture*. (University of Tehran Press) (In persian).
 24. Naderi, G., Kaboli, M., Koren, T., Karami, M., Zupan, S., Rezaei, H. R., Krystufek, B., 2014. Mitochondrial evidence uncovers a refugium for the fat dormouse (*Glis glis* Linnaeus, 1766) in Hyrcanian forests of northern Iran. *Mammalian Biology*. Vol. 79, pp. 202–207.
 25. Sarmadiyan, M., Jafari, M., 2001. Investigation on forest soil at educational and research forest of Faculty of Natural Resources of the University of Tehran (Kheyroud Kenar-Nowshahr). *Journal of natural resources*, p112 (In persian).
 26. Hammond, E.H., 1954. Small-scale continental landform maps. *Annals Association of American Geographers*, Vol. 44, pp. 33–42.
 27. Neily, P.D., Quigley, E., Benjamin, L., Stewart, B., Duke, T., 2003. Ecological land classification for Nova Scotia, Volume 1 - Mapping Nova Scotia's Terrestrial Ecosystems, Nova Scotia Department of Natural Resources, Renewable Resources Branch, p75.
 28. Bailey, R.G., 2009. *Ecosystem Geography* (Springer).
 29. Etemad, V., 2006. Socio-Economic studies of watershed 46 and part of watershed 45 (University of Tehran) (In persian).
 30. promote temperate forest herbaceous diversity. *Ecology*, Vol. 91, pp. 93- 105.
 17. Biaou, S.H., Sterck, I.F.J., Holmgren, M., Tree recruitment in West African dry woodlands. The interactive effects of climate, soil, fire and grazing. PhD thesis, Wageningen University, 2009;182 p.
 18. Castleberry, S.B., Ford, W.M., Miller, K.V., Smith, W.P., 2000. Influences of herbivory and canopy opening size on forest regeneration in a southern bottomland hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, Vol. 131, pp. 57-64.
 19. Bouahim, S., Rhazi, L., Amami, B., Sahib, N., Rhazi, M., Waterkeyn, A., Zouahri, A., Mesleard, F., Muller, S.D., Grillas, P., 2010. Impact of grazing on the species richness of plant communities in Mediterranean temporary pools (western Morocco). *Comptes Rendus Biologies*, Vol.333, pp. 670-679.
 20. Baniya, C.B., Solhoy, T., Gauslaa, Y., Palmer, M.W. 2012. Richness and Composition of Vascular Plants and Cryptogams along a High Elevational Gradient on Buddha Mountain, Central Tibet. *Folia Geobotanica*, Vol. 47, pp. 135-151.
 21. Burke, D.M., Elliott, K.A. Holmes, S.B., Bradley, D., 2008. The effects of partial harvest on the understory vegetation of southern Ontario woodlands. *Forest Ecology and Management*. Vol. 255, pp. 2204-2212.
 22. Heinrichs, S., W. Schmidt. 2009. Short-term effects of selection and clear cutting on the shrub and herb layer

30. Forest Inventory and Analysis (FIA), 2011. Phase 3 Field Guide- Vegetation Diversity and Structure, Version 5.1. American Forest Service, p27.
31. Koleff, P., Gaston, K.J., Lennon, J.J., 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, Vol. 72, pp.367-382.
32. Hair, J.F., Hult, G.T.M., Ringle, C.M., Sarstedt, M., 2014. *A Primer on Partial Least Squares Structural Equation Modeling (PLS-SEM)* (Sage Publications, Inc).
33. Grime, J. P., 1973. Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature*, Vol. 242 (5396), pp. 344–347.