University of Tehran Press

Journal of Natural Environment

Online ISSN: 2423-7817

Homepage: https://jne.ut.ac.ir/

Alpha and beta species diversity of plants and Noctuidae Moths along an elevational gradient: A Case Study of Bagheran Protected area, south Khorasan, Iran

Moslem Rostampour[1] | Mohammad Mahdi Rabieh[2]✉ | Javad Noei[3]

1. Corresponding Author, Department of Rangeland and Watershed Management and Research Group of Drought and Climate Change, Faculty of Natural Resources and Environment, University of Birjand, Birjand, Iran. E-mail: rostampour@birjand.ac.ir
2. Department of Plant Protection, Faculty of Agriculture, University of Birjand, Birjand. E-mail: mmrabie@birjand.ac.ir
3. Department of Plant Protection, Faculty of Agriculture, University of Birjand, Birjand. E-mail: noei.javad@birjand.ac.ir

Article Info

Article type:

Research Article

Article history:

Received 01 November 2025

Received in revised form 31 December 2025

Accepted 05 February 2026

Keywords:

Dissimilarity,
Diversity index,
Noctuidae,
Plant species,
Protected Area.

ABSTRACT

This study aimed to investigate patterns of alpha and beta diversity of plants and Noctuidae moths along an elevational gradient in the Bagheran Protected Area, South Khorasan Province. Field sampling was conducted during 2023–2024 at 27 stations distributed across three elevation classes (1500, 2000, and 2500 m), with three stations and three sampling replicates for plants and Noctuidae moths at each elevation. Alpha diversity indices included taxa richness, Shannon and Simpson diversity indices, evenness, dominance, and the Menhinick and Margalef indices, whereas beta diversity was assessed using the Whittaker, Cody, and Harrison indices, as well as Jaccard and Sørensen dissimilarity measures. Permutation tests indicated that taxa richness differed marginally between plants (48 taxa) and Noctuidae moths (42 taxa) (P= 0.0525), whereas the number of individuals differed significantly (plants: 512; Noctuidae moths: 1046; P= 0.0001). Noctuidae moths exhibited higher species diversity and evenness than plants, whereas plant communities showed greater dominance by indicator species (P= 0.0001). The highest species richness and diversity for both groups occurred at 2000 m elevation, and species compositional heterogeneity was greater in plants than in Noctuidae moths. The Jaccard and Sørensen indices revealed increasing compositional dissimilarity with increasing elevational distance. Venn diagrams further showed that the highest number of unique species for both plants and Noctuidae moths occurred at 2000 m, while the lowest number was observed at 2500 m. Overall, the results indicate that elevation plays a significant role in shaping plant and animal community structure, with a stronger and more pronounced effect on plant communities.

Cite this article: Rostampour, M., Mahdi Rabieh, M., & Noei, J. (2026). Alpha and beta species diversity of plants and Noctuidae Moths along an elevational gradient: A Case Study of Bagheran Protected area, south Khorasan, Iran. *Journal of Natural Environment*, 79 (1), 63-83. DOI: http//doi.org/10.22059/jne.2026.405435.2858

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

Introduction

Protected areas are among the most effective strategies for counteracting biodiversity loss and rising human pressures on ecosystems. Although most protected areas are designed with a focus on conserving vertebrates and plants, insects—constituting more than 80% of all animal species—are often overlooked. Mountain ecosystems, which cover approximately 12.5% of the Earth's surface, are recognized as global biodiversity hotspots but remain highly vulnerable to habitat conversion and environmental change. Beta diversity, referring to the variation in species composition among communities, can be partitioned into two key components: turnover (species replacement) and nestedness (species loss or gain). Understanding how beta diversity changes along elevational gradients is essential for identifying conservation priorities and ecological boundaries. This study examines beta diversity patterns in plants and noctuid moths within the Baqeran Protected Area, with the goal of identifying unique species assemblages and potential ecological transition zones.

Material and Methods

The Baqeran Protected Area is located southwest of Birjand in South Khorasan Province, eastern Iran. Sampling was conducted along a north-facing elevational gradient ranging from 1500 to 2500 m a.s.l. Three elevation classes (1500, 2000, and 2500 m) were selected, each consisting of three representative sites. Plant sampling was carried out using 90 quadrats (16 m² each) per elevation, established along three 150-m transects. Moth sampling took place during peak activity (late spring to early summer) using 150 W mercury vapor lamps installed in white mesh tents and operated from dusk to dawn, with three replicates per elevation each year (54 sampling events in total). Alpha diversity indices (e.g., Shannon, Simpson, Margalef, Menhinick, Chao-1) and beta diversity indices (e.g., Whittaker, Cody, Jaccard, Sørensen) were calculated using PAST software and the vegan package in R. Turnover and nestedness components of beta diversity were quantified using the betapart package. Permutation tests (9,999 iterations) were used to compare alpha diversity between plants and moths, and Venn diagrams were constructed to illustrate unique and shared species.

Results

Permutation tests revealed significant differences between plants and moths across most diversity indices ($P < 0.01$). Moths exhibited higher Shannon diversity (2.92 vs. 2.55) and evenness (0.91 vs. 0.81), whereas plants showed greater Simpson (0.19 vs. 0.09) and Berger–Parker dominance (0.40 vs. 0.23). Along the elevational gradient, both groups peaked in alpha diversity at 2000 m (Species richness: plants = 31, moths = 30; Chao 1: plants = 71, moths = 49.5), with lower values at 1500 m and 2500 m. Beta diversity indices indicated higher compositional heterogeneity in plants (Whittaker = 1.08; Cody = 25; Jaccard $\leq$ 0.87) compared with moths (Whittaker = 0.95; Cody = 23.5; Jaccard $\leq$ 0.96). Pairwise comparisons identified the highest dissimilarity between 1500 m and 2500 m. Turnover was the dominant component of beta diversity for both taxa, with nestedness contributing marginally. Venn diagrams showed that the 2000 m sites harbored the highest number of unique species (17 plant species [51.5%] and 11 moth species [29.7%]), while only two plant species and one moth species were common across the entire gradient.

Discussion

The observed hump-shaped pattern of alpha diversity, with a peak at mid-elevation, supports the mid-domain effect and the presence of optimal ecological conditions—such as favorable temperature, moisture, and soil properties—at intermediate elevations. Conversely, the reduced diversity at lower elevations is likely linked to anthropogenic activities (e.g., grazing and agriculture), while the harsh environment at higher elevations (cold, wind, and high UV radiation) acts as a limiting factor for species establishment. Unlike plants, which exhibited high dominance at low elevations, moths maintained relatively stable diversity across the gradient, likely facilitated by their mobility and capacity to track resources. The higher beta diversity and turnover observed in plants reflect their sessile nature and susceptibility to strong environmental filtering. In contrast, moths displayed greater compositional similarity, reflecting higher dispersal capabilities and broader trophic niches. The dominance of turnover over nestedness suggests that community shifts along the elevational gradient are driven by species

replacement rather than simple species loss, a finding consistent with recent meta-analyses. From a conservation perspective, although mid-elevations (2000 m) are critical for both taxa, the high rate of plant species turnover indicates that protecting only mid-elevations is insufficient; a broader elevational range is essential to preserve plant diversity. Furthermore, low diversity and high dominance at extreme elevations suggest that these communities, particularly plants, are highly vulnerable to climate change. Overall, this study demonstrates that while elevational gradients profoundly shape biodiversity, the magnitude of this effect is contingent upon taxon-specific life-history traits, with mobile insects showing weaker beta diversity responses than sedentary plants.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

Ethical considerations

The authors avoided data fabrication, falsification, and plagiarism, and any form of misconduct.

CRediT authorship contribution statement

All authors contributed equally to the conceptualization of the article and writing of the original and subsequent drafts.

Data availability statement

Data available on request from the authors.

Acknowledgements

The authors would like to thank anonymous reviewers for their valuable suggestions in manuscript revision.

محیط زیست طبیعی
انتشارات دانشگاه تهران
شاپای الکترونیکی: ۲۴۲۳-۷۸۱۷
Homepage: https://jne.ut.ac.ir/

تنوع آلفا و بتای گیاهان و شب‌پره‌ها در طول گرادیان ارتفاعی: مطالعهٔ منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ باقران، خراسان جنوبی

مسلم رستم‌پور[۱]✉ | محمد مهدی ربیعه[۲] | جواد نوعی[۳]

۱. نویسنده مسئول، گروه مرتع و آبخیزداری و گروه پژوهشی خشکسالی و تغییر اقلیم، دانشکدهٔ منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران. رایانامه: rostampour@birjand.ac.ir
۲. گروه گیاهپزشکی، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران. رایانامه: mmrabie@birjand.ac.ir
۳. گروه گیاهپزشکی، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران. رایانامه: noei.javad@birjand.ac.ir

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۸/۱۰
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۱۰/۱۰
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۱/۱۶

کلیدواژه‌ها:
شاخص تنوع،
عدم تشابه،
گونه‌های گیاهی،
منطقهٔ حفاظت‌شده،
Noctuidae.

چکیده

این پژوهش با هدف بررسی الگوهای تنوع آلفا و بتای گیاهان و شب‌پره‌های خانوادهٔ Noctuidae در امتداد گرادیان ارتفاعی منطقهٔ حفاظت‌شده باقران (خراسان جنوبی) انجام شد. نمونه‌برداری میدانی طی سال‌های ۱۴۰۳–۱۴۰۲ در ۲۷ ایستگاه و در سه طبقهٔ ارتفاعی ۱۵۰۰، ۲۰۰۰ و ۲۵۰۰ متر صورت گرفت؛ به‌گونه‌ای که در هر طبقهٔ ارتفاعی، سه ایستگاه با سه تکرار برای نمونه‌برداری گیاهان و شب‌پره‌ها در نظر گرفته شد. شاخص‌های تنوع آلفا شامل تعداد آرایه‌ها، شاخص‌های شانون، سیمپسون، یکنواختی، غالبیت، منهینیک و مارگالف محاسبه گردید و تنوع بتا با استفاده از شاخص‌های ویتاکر، کُدی، هاریسون و شاخص‌های عدم تشابه جاکارد و سورنسون ارزیابی شد. نتایج آزمون‌های جایگشتی نشان داد که تعداد آرایه‌ها در گیاهان (۴۸) و شب‌پره‌ها (۴۲) اختلافی نزدیک به آستانهٔ معنی‌داری دارد ($P=$ ۰/۰۵۲۵)، در حالی که تعداد پایه‌ها بین دو گروه تفاوت معنی‌داری نشان داد (گیاهان: ۵۱۲، شب‌پره‌ها: ۱۰۴۶؛ $P=$ ۰/۰۰۰۱). شب‌پره‌ها از تنوع گونه‌ای و یکنواختی بالاتری نسبت به گیاهان برخوردار بودند، در مقابل گیاهان غالبیت بیشتری توسط گونه‌های شاخص نشان دادند ($P=$ ۰/۰۰۰۱). بیشترین تنوع و غنای گونه‌ای در ارتفاع ۲۰۰۰ متر مشاهده شد. شاخص‌های تنوع بتا نشان دادند که با افزایش اختلاف ارتفاع، میزان عدم تشابه ترکیب گونه‌ای افزایش می‌یابد. همچنین نتایج نمودارهای ون (Venn Diagram) نشان داد که بیشترین تعداد گونه‌های منحصربه‌فرد در ارتفاع ۲۰۰۰ متر و کمترین مقدار آن در ارتفاع ۲۵۰۰ متر مشاهده شد. به‌طور کلی، نتایج حاکی از آن است که گرادیان ارتفاعی نقش مهمی در ساختاردهی جوامع گیاهی و جانوری دارد، اما شدت اثر آن بر جوامع گیاهی بیشتر و آشکارتر است.

استناد: رستم‌پور، مسلم؛ ربیعه، محمد مهدی؛ و نوعی، جواد (۱۴۰۵). تنوع آلفا و بتای گیاهان و شب‌پره‌ها در طول گرادیان ارتفاعی: مطالعهٔ منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ باقران، خراسان جنوبی. *محیط زیست طبیعی*، ۷۹ (۱)، ۸۳–۶۳.

DOI: http//doi.org/10.22059/jne.2026.405435.2858

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.
© نویسندگان.

مقدمه

مناطق حفاظت‌شده یکی از موثرترین راهبردها برای مقابله با کاهش تنوع زیستی و اثرات فزایندهٔ فعالیت‌های انسانی بر اکوسیستم‌ها هستند. در دهه‌های اخیر، سرعت تبدیل زیستگاه‌های طبیعی به زمین‌های کشاورزی، مناطق صنعتی و شهری، و عرصه‌های استخراج منابع طبیعی، تهدیدی جدی برای پایداری زیست‌کره ایجاد کرده است. ایجاد و مدیریت مناطق حفاظت‌شده، با هدف حفظ گونه‌ها، زیستگاه‌ها و خدمات اکوسیستمی، پاسخی اساسی به این چالش‌ها به‌شمار می‌آید (Dias-Silva *et al*., 2021). مناطق حفاظت‌شده یکی از بنیادی‌ترین نقاط جهانی برای مقابله با بحران کاهش تنوع زیستی و فروپاشی اکوسیستم‌ها در عصر انسان‌ساخت (Anthropocene) محسوب می‌شوند. این مناطق با هدف حفظ گونه‌های بومی و تهدیدشده، نگهداری زیستگاه‌های طبیعی و تضمین تداوم فرآیندهای اکولوژیک ایجاد شده‌اند (Chowdhury *et al*., 2023). در حالی‌که بخش عمده‌ای از این مناطق برای حفاظت از مهره‌داران و گیاهان طراحی شده‌اند، نقش حشرات که بیش از ۸۰ درصد از گونه‌های جانوری زمین را تشکیل می‌دهند و در گرده‌افشانی، کنترل زیستی، چرخهٔ مواد مغذی و انتقال انرژی نقش محوری دارند (Wagner, 2020)، اغلب نادیده گرفته شده است.

در میان اکوسیستم‌های طبیعی، اکوسیستم‌های کوهستانی به‌عنوان مراکز تنوع زیستی و هم در ارائهٔ خدمات اکوسیستمی به جمعیت‌های ساکن در مناطق پایین‌دست نقش بسیار مهمی در سطح جهانی ایفا می‌کنند. کوه‌ها حدود ۱۲/۵ درصد از سطح زمین را پوشش می‌دهند، میزبان انواع زیستگاه‌های خشکی و آبی هستند و زیستگاه تقریباً ۲۰ درصد جمعیت جهان و گونه‌های متنوع گیاهی و جانوری به‌شمار می‌آیند (Dainese *et al*., 2024). با این حال در این اکوسیستم‌ها، به‌دلیل تبدیل گستردهٔ زیستگاه‌ها به زمین‌های کشاورزی، مراتع مناطق کوهستانی در سراسر جهان به یکی از آسیب‌پذیرترین اکوسیستم‌ها تبدیل شده‌اند و جمعیت گروه‌های حشرات ساکن این زیستگاه‌ها با نرخ بالایی کاهش یافته است (Raven and Wagner, 2021).

در اکوسیستم‌های طبیعی، تنوع بتا (β-diversity) به تغییرات هویت و فراوانی گونه‌ها در میان جوامع مختلف در مقیاس منطقه‌ای اشاره دارد که این تغییرات از طریق دو مؤلفهٔ اصلی، یعنی جایگزینی گونه‌ها (Turnover) و تودرتو بودن (Nestedness) تبیین می‌شود (Mori *et al*., 2018). در این چارچوب، جایگزینی گونه‌ها به تفاوت در ترکیب گونه‌ای جوامع ناشی از جانشینی یک گونه با گونه‌ای دیگر اشاره دارد، در حالی‌که تودرتو بودن بیانگر تغییرات ناشی از افزایش یا کاهش غنای گونه‌ای در امتداد گرادیان‌های محیطی است (Yao *et al*., 2024).

تنوع بتا معیاری از میزان تغییر در ترکیب گونه‌ها میان واحدهای نمونه‌برداری یا جوامع زیستی است. به بیان دیگر، این شاخص نشان می‌دهد تا چه اندازه ترکیب گونه‌ای از یک سایت به سایت دیگر تفاوت دارد و در نتیجه، درک بهتری از ساختار فضایی مجموعه‌های گونه‌ای فراهم می‌کند. مفهوم تنوع بتا نخستین بار توسط Whittaker (۱۹۶۰) معرفی شد و از آن زمان تاکنون به ابزاری بنیادین در مطالعهٔ فرآیندهای اکولوژیک، هم‌زیستی گونه‌ها، کنترل‌های محیطی و الگوهای پراکنش آنها تبدیل شده است (Ricotta, 2017). مطالعهٔ اجزای تنوع بتا برای گروه‌های مختلف تاکسونومیک، به‌ویژه در اکوسیستم‌های پیچیده مانند مراتع کوهستانی، امکان تشخیص تغییرات تدریجی یا ناگهانی ترکیب گونه‌ها را فراهم می‌کند و اطلاعات حیاتی برای شناسایی مناطق مهم برای حفاظت پیشگیرانه ارائه می‌دهد (Fontana *et al*., 2020).

مطالعات تنوع زیستی جوامع گیاهی و حشرات در پژوهش‌های متعددی مورد بررسی قرار گرفته است. Ghelishli و همکاران (۲۰۱۵) نشان دادند که شاخص تنوع بتا ابزار مؤثری برای تشخیص گرادیان‌های محیطی و تفکیک جوامع گیاهی مرتعی است و گرادیان غالب منطقهٔ چهارباغ استان گلستان را گرادیان ارس–گراس معرفی کردند. Hosseini و همکاران (۲۰۲۰) با ارزیابی ۱۸ شاخص تنوع بتا مبتنی بر داده‌های حضور–عدم حضور در جوامع شمشاد جنگل‌های هیرکانی نشان دادند که بسیاری از این شاخص‌ها عملکرد مشابهی در تفکیک جوامع گیاهی دارند. نتایج این پژوهش بیانگر آن است که شاخص‌های تنوع بتا، در صورت غلبهٔ الگوی حضور–عدم حضور گونه‌ها، ابزار مناسبی برای شناسایی تغییرات ترکیب پوشش گیاهی و تمایز جوامع گیاهی محسوب می‌شوند.

Barnett و Facey (۲۰۱۶) در مروری بر مطالعات میدانی نشان دادند که در مناطق کوهستانی، تغییرات الگوهای بارش، به‌ویژه در شدت و توزیع فصلی، تأثیر چشمگیری بر فراوانی جوامع بی‌مهرگان مراتع دارد. آنها گزارش کردند که پاسخ بی‌مهرگان معمولاً

مشابه تغییرات گیاهی است، اما به‌شدت به زمینه‌های اکولوژیک وابسته بوده و پیش‌بینی آن دشوار است. یافته‌های Beirao و همکاران (۲۰۲۱) اهمیت اقلیم و ساختار گیاهی را در تعیین تنوع و توزیع پروانه‌ها در مناطق کوهستانی برجسته می‌سازد و نشان می‌دهد که تغییرات اقلیمی همراه با فشارهای انسانی می‌توانند بر تنوع و پراکنش جوامع پروانه‌های قله‌های کوه‌های Espinhaço تأثیر به‌سزایی داشته باشند.

مطالعات اخیر نقش محوری تنوع بتا در تبیین چگونگی تأثیر عوامل مکانی و محیطی بر آرایش جوامع حشرات را برجسته کرده‌اند. Warzecha و همکاران (۲۰۲۱) نشان دادند که ساختار فضایی و بافت چشم‌انداز اطراف لکه‌های گل‌های وحشی، تأثیر قابل توجهی بر تنوع آلفا و بتا در گرده‌افشان‌ها دارد. یافته‌های آنها نشان می‌دهد که فراتر از غنای گونه‌ای محلی، جایگزینی گونه‌ها میان سایت‌ها می‌تواند بینش عمیق‌تری از کارآمدی راهبردهای حفاظتی، به‌ویژه در چشم‌اندازهای مدیریت‌شده، ارائه دهد.
Petsch و همکاران (۲۰۲۱) با بررسی تنوع بتای حشرات جریانی در نواحی نیمه‌گرمسیری، الگوهای فضایی این جوامع را روشن‌تر کردند. نتایج نشان داد که با وجود تفاوت در شدت استفاده از زمین، همگنی زیستی به‌طور کلی مشاهده نشد، که حاکی از تأثیر قوی‌تر عوامل اقلیمی و تاریخچهٔ زیست‌جغرافیایی نسبت به کاربری زمین بر تنوع بتا است. این یافته‌ها بر ضرورت تدوین رویکردهای حفاظتی منطقه‌ای، به‌ویژه در زیست‌بوم‌هایی با پیشینهٔ تکاملی منحصربه‌فرد، تأکید می‌کنند.
مطالعهٔ de Paiva و همکاران (۲۰۲۱) نشان دادند که جایگزینی گونه‌ها در جوامع حشرات آبزی با تغییرات انسانی تغییر می‌کند. این موضوع اهمیت تنوع بتا را به‌عنوان ابزاری برای پایش زودهنگام تخریب محیط‌زیستی، حتی در مناطق حفاظت‌شده، برجسته می‌کند. از منظر زمانی، Lin و همکاران (۲۰۲۵) با بررسی حشرات رودخانه‌ای در چین نشان دادند که فرآیندهای بوم‌شناختی فصلی تأثیرات متفاوتی بر ابعاد مختلف تنوع حشرات دارند. یافته‌های آنها حاکی از تغییرپذیری تنوع بتای زمانی در طول فصل‌هاست و نشان می‌دهد که برنامه‌های نمونه‌برداری ایستا قادر به بازتاب کامل پویایی واقعی جوامع نیستند. این نکته به‌ویژه در مناطق حفاظت‌شده اهمیت دارد، چرا که درک تغییرات فصلی جوامع برای طراحی و اجرای مؤثر برنامه‌های حفاظتی سالانه ضروری است.

در مورد راستهٔ بال‌پولک‌داران (Lepidoptera)، مطالعات متعددی بر اهمیت تنوع بتا در تبیین پراکنش و دینامیک جوامع تأکید داشته‌اند. به‌عنوان مثال، Enkhtur و همکاران (۲۰۲۱) در مطالعه‌ای بر شب‌پره‌های بزرگ در امتداد یک گرادیان عرضی در مغولستان، دریافتند که گونه‌های خانواده‌های Noctuidae و Cossidae در مناطق بیابانی فراوان‌تر بودند، در حالی‌که سایر خانواده‌ها در مناطق علف‌زار غالب بودند. این مطالعه میانگین تنوع بتای بالایی را میان سایت‌های مورد بررسی گزارش کرد و نشان داد که جایگزینی فضایی نسبت به همپوشانی گونه‌ای سهم بیش‌تری دارد، و بنابراین جایگزینی گونه‌ای عامل عمده در تمایز جوامع است. خانوادهٔ نوکتوئیده با بیش از ۱۲ هزار گونهٔ توصیف شده در اغلب مناطق زیست جغرافیایی جهان، از مهمترین گروه‌های راستهٔ بال‌پولک‌داران بوده و تنوع و پراکندگی بالایی در زیستگاه‌های مختلف، از جمله مناطق خشک و نیمه‌خشک دارد (Keegan *et al*., 2021). شب‌پره‌های این خانواده به‌وسیلهٔ ساختاری در پس قفس سینه بنام اپولت (Epaulette) تشخیص داده می‌شوند. ویژگی شاخص دیگر در این گروه، رگ‌بندی سه بخشی (Trifine) در بال عقبی است که در نتیجه کاهش یا فقدان دومین رگ میانی (M2) ایجاد می‌شود (Kravchenko, 2007; Keegan *et al*., 2021). بررسی الگوی پراکنش و تنوع این گروه، در کنار گیاهان، می‌تواند اطلاعات ارزشمندی برای درک روابط گیاه حشره و مدیریت حفاظتی زیست‌بوم‌ها خصوصاً در مناطق حفاظت‌شده ارائه دهد.

هدف این مطالعه، بررسی الگوهای تنوع بتای گیاهان و شب‌پره‌های خانوادهٔ Noctuidae، یکی از مهم‌ترین گروه‌های حشرات گیاه‌خوار، در منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ باقران است. نتایج این پژوهش می‌تواند در شناسایی مناطق با ترکیب گونه‌ای منحصربه‌فرد، تعیین نواحی گذار اکولوژیک و ارزیابی میزان پیوستگی زیستگاهی نقش مؤثری ایفا کند. چنین اطلاعاتی ابزاری ارزشمند در اختیار مدیران منطقه قرار می‌دهد تا با اولویت‌بندی زیستگاه‌ها، طراحی شبکه‌های حفاظتی کارآمد و پایش تغییرات ناشی از فعالیت‌های انسانی یا تغییرات اقلیمی، حفاظت هدفمند و پایدار از تنوع زیستی منطقه را تضمین کنند.

روش‌شناسی پژوهش

مشخصات منطقهٔ مورد مطالعه: منطقهٔ حفاظت‌شده باقران با وسعتی حدود ۱۱۸۸۰ هکتار در بخش جنوب غربی شهرستان بیرجند، واقع در شرق ایران قرار دارد (شکل ۱). این منطقه در حوضهٔ دشت لوت واقع شده و بلندترین قلهٔ آن در ارتفاع تقریبی ۲۷۵۰ متر از سطح دریا قرار دارد (Joloroo *et al*., 2016). رشته‌کوه باقران با پهنای حدود ۱۶ کیلومتر، دارای دره‌های متعدد و رودخانه‌های فصلی و موقت متعدد است که رواناب‌های موسمی را منتقل می‌کنند. از نظر اقلیمی، حوزهٔ آبخیز باقران دارای میانگین بارندگی سالانه ۱۸۸ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه ۱۳/۵ درجهٔ سلسیوس است. اقلیم منطقه در روش آمبرژه خشک و سرد و در روش دومارتن خشک می‌باشد (Joloroo *et al*., 2016). بررسی‌های پوشش گیاهی، وجود ۱۳۸ گونهٔ گیاهی متعلق به ۳۰ خانواده را در این منطقه گزارش کرده‌اند که گونه‌های غالب شامل *Artemisia aucheri*، *Amygdalus scoparia*، *Pteropyrum olivieri*، *Atraphaxis spinosa*، *Lactuca orientalis* و *Crambe orientalis* هستند (Abbasi, 2005). همچنین شب‌پره‌های غالب منطقهٔ مورد مطالعه از نظر فراوانی عبارتند از: *Bryophila maeonis* (Lederer, 1865)، *C. clavipalpis Scopoli*, 1763، *Cornutiplusia circumflexa* (Eversmann, 1851)، *Caradrina albina* (Eversmann, 1848)، *Chersotis curvispina* Boursin, 1961 و *D. forficula* (Eversmann, 1851) (Noei and Rabieh, 2022).

شکل ۱- نقشهٔ منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ باقران، بیرجند، استان خراسان جنوبی و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده

Figure 1. Map of the Baqeran Protected Area, Birjand, South Khorasan Province, and the locations of the sampling areas

روش تحقیق: نمونه‌برداری میدانی در فاصلهٔ زمانی سال‌های ۱۴۰۲ تا ۱۴۰۳ شمسی در ۲۷ ایستگاه نمونه‌برداری واقع در دامنهٔ شمالی منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ باقران و در امتداد یک شیب ارتفاعی از ۱۵۰۰ تا ۲۵۰۰ متر از سطح دریا انجام شد. منطقهٔ مورد مطالعه در سه طبقهٔ ارتفاعی ۱۵۰۰، ۲۰۰۰ و ۲۵۰۰ متر از سطح دریا انتخاب شد. در هر طبقهٔ ارتفاعی، سه منطقهٔ معرف انتخاب شد و در هر منطقه در طول سه ترانسکت ۱۵۰ متری، تعداد ۹۰ کوادرات ۱۶ متر مربعی به روش تصادفی–سیستماتیک و عمود بر شیب مستقر شد. تعداد گونه‌ها و پایه‌های گیاهی در هر کدام از کوادرات‌ها شناسایی و شمارش شدند. شاخص‌های تنوع آلفا و بتا به‌ترتیب براساس وفور گونه‌ای و تراکم گونه‌ای محاسبه شد.

نمونه‌برداری از شب‌پره‌ها در دورهٔ اوج فعالیت گونه‌ها از اواخر بهار تا اوایل تابستان در منطقه انجام گرفت (Noei and Rabieh, 2022). در هر سال و در هر طبقهٔ ارتفاعی، از سه ایستگاه تصادفی به‌صورت سه تکرار نمونه‌برداری شد که در مجموع ۵۴ عملیات نمونه‌برداری طی دورهٔ مطالعه انجام شد. در هر ایستگاه، یک لامپ بخار جیوه‌ای (MV) با توان ۱۵۰ وات که توسط

یک مولد برق قابل حمل تغذیه می‌شد، در داخل چادر توری سفید به ارتفاع تقریبی ۱/۸ متر نصب شد. تلهٔ نوری از غروب تا طلوع خورشید به‌طور پیوسته فعال بود و تمامی نمونه‌های شب‌پرهٔ جذب‌شده جمع‌آوری و برای بررسی‌های آزمایشگاهی نگهداری شدند. برای بررسی‌های ریخت‌شناسی، دستگاه تناسلی خارجی نمونه‌های انتخاب‌شده طبق روش Fibiger (۱۹۹۷) جداسازی و برای مطالعه آماده شد. تمامی نمونه‌های شناسایی‌شده و لام‌های مربوط به دستگاه تناسلی در مجموعه حشرات گروه گیاهپزشکی، دانشکدهٔ کشاورزی دانشگاه بیرجند نگهداری می‌شوند. به‌منظور رده‌بندی و نام‌گذاری گونه‌های مورد مطالعه در این تحقیق چارچوب ارائه شده توسط Lödl و همکاران (۲۰۱۲) دنبال شد.

تجزیه‌وتحلیل آماری

محاسبهٔ شاخص‌های تنوع آلفا: برای محاسبهٔ شاخص‌های تنوع آلفا گیاهان و شب‌پره‌ها از ماژول Diversity indices در نرم‌افزار PAST استفاده شد (Hammer *et al*., 2001). این ماژول مجموعه‌ای از شاخص‌های جامع تنوع زیستی را دربر می‌گیرد که به‌منظور توصیف و تحلیل ساختار جوامع زیستی به‌کار می‌روند. در ماتریس داده‌ها، طبقات ارتفاعی در ستون‌ها و گونه‌های گیاهی در ردیف‌ها قرار گرفته و مقادیر مربوط به‌وفور هر گونه در سلول‌های مربوطه وارد شدند. نرم‌افزار PAST شاخص‌های مختلف تنوع زیستی را برای هر نمونه محاسبه می‌کند که مهم‌ترین آنها عبارتند از:

تعداد آرایه‌ها (S)، شاخص غالبیت (Dominance, D)، شاخص سیمپسون (۱ − D)، شاخص شانون (H)، یکنواختی بوزاس و گیبسون (Buzas & Gibson's evenness)، شاخص بریلوین (Brillouin index, HB)، غنای منهینیک (Menhinick index)، غنای مارگالف (Margalef index)، شاخص یکنواختی پیلو (Equitability یا Pielou's evenness)، آلفای فیشر (Fisher's alpha)، غالبیت برگر–پارکر (Berger-Parker dominance) و تخمین‌گر Chao1.

این شاخص‌ها امکان تحلیل تنوع گونه‌ای و یکنواختی جامعه‌ها در هر ارتفاع یا سایت نمونه‌برداری را فراهم می‌کنند و برای مقایسهٔ جوامع گیاهی و حشره‌ای در گرادیان ارتفاع و ارزیابی تغییرات ترکیب گونه‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرند.

محاسبهٔ شاخص‌های تنوع بتا: برای محاسبهٔ شاخص‌های تنوع بتا مربوط به کل گیاهان و شب‌پره‌ها، از ماژولBeta diversity در نرم‌افزار PAST استفاده شد. این ماژول با هدف بررسی تغییرات و تفاوت‌های ترکیب گونه‌ای بین نمونه‌ها یا سایت‌های مطالعه طراحی شده است.

در ماتریس داده‌ها، طبقات ارتفاعی در ستون‌ها و گونه‌های گیاهی یا شب‌پره‌ها در ردیف‌ها قرار گرفته و مقادیر مربوط به‌وفور هر گونه در سلول‌های مربوطه وارد شدند. شاخص‌های مورد استفاده در این بخش شامل شاخص‌هایGlobal Beta Diversities بودند که برای سنجش میزان تغییر ترکیب گونه‌ها میان سایت‌ها به‌کار می‌روند. این شاخص‌ها عبارت‌اند از شاخص ویتاکر (Whittaker)، شاخص هریسون (Harrison)، شاخص کدی (Cody)، شاخص راتلج (Routledge)، شاخص ویلسون–شمیدا (Wilson–Shmida)، شاخص مورل (Mourelle)، شاخص هریسون ۲ (Harrison 2) و شاخص ویلیامز (Williams) که هر یک با رویکردی متفاوت، تغییرات و تفاوت‌های ترکیب گونه‌ای میان جوامع زیستی را ارزیابی می‌کنند. ماژول Pairwise Comparison در نرم‌افزار PAST برای انجام مقایسه‌های جفتی شاخص‌های یادشده میان گروه‌ها یا طبقات مورد مطالعه به‌کار گرفته شد. علاوه بر این، سایر شاخص‌های تنوع بتای مربوط به داده‌های گیاهی و حشره‌ای با استفاده از بستهٔ vegan در نرم‌افزار R و به‌کمک تابع betadiver محاسبه شد (Oksanen et al., 2014). این تابع قابلیت محاسبهٔ ۲۴ شاخص مختلف تنوع بتا را داراست که توسط Koleff و همکاران (۲۰۰۳) معرفی شده‌اند (جدول ۱).

جدول ۱- شاخص‌های تنوع بتا برای داده‌های حضور/غیاب گونه‌ها، با نمادهای زیرنویس «β» مشخص شده‌اند و به دو شکل ارائه شده‌اند: فرمول اصلی (در نماد جبری متداول) و بازنویسی شده براساس مؤلفه‌های مشترک (برای تعریف a، b و c به شکل ۲ مراجعه شود) (اقتباس از Koleff *et al*., 2003)

Table 1. Beta diversity measures for presence/absence data, identified by subscripted 'β's, and given in terms of their original formulation (described in common algebraic notation) and re-expressed in terms of matching components (see Fig. 2 for the definition of a, b, and c) for a pair of quadrats. (adapted from Koleff *et al*., 2003)

شماره	نام	روش	کد R
1	βw	w	(b+c)/(2*a+b+c)
2	$\beta -1$	-1	(b+c)/(2*a+b+c)
3	βc	c	(b+c)/2
4	βwb	wb	b+c
5	βr	r	2*b*c/((a+b+c)^2-2*b*c)
6	βI	i	log(2*a+b+c) - 2*a*log(2)/(2*a+b+c) - ((a+b)*log(a+b) + (a+c)*log(a+c)) / (2*a+b+c)
7	βe	e	exp(log(2*a+b+c) - 2*a*log(2)/(2*a+b+c) - ((a+b)*log(a+b) +(a+c)*log(a+c)) / (2*a+b+c))-1
8	βt	t	(b+c)/(2*a+b+c)
9	βme	me	(b+c)/(2*a+b+c)
10	βj	j	a/(a+b+c)
11	βsor	sor	2*a/(2*a+b+c)
12	βm	m	(2*a+b+c)*(b+c)/(a+b+c)
13	$\beta -2$	-2	pmin(b,c)/(pmax(b,c)+a)
14	βco	co	(a*c+a*b+2*b*c)/(2*(a+b)*(a+c))
15	βcc	cc	(b+c)/(a+b+c)
16	βg	g	(b+c)/(a+b+c)
17	$\beta -3$	-3	pmin(b,c)/(a+b+c)
18	βl	l	(b+c)/2
19	$\beta 19$	19	2*(b*c+1)/(a+b+c)/(a+b+c-1)
20	βhk	hk	(b+c)/(2*a+b+c)
21	βrlb	rlb	a/(a+c)
22	βsim	sim	pmin(b,c)/(pmin(b,c)+a)
23	βgl	gl	2*abs(b-c)/(2*a+b+c)
24	βz	z	(log(2)-log(2*a+b+c)+log(a+b+c))/log(2)

a: تعداد کل گونه‌های مشترک بین دو جامعه، b: تعداد گونه‌هایی که فقط در جامعهٔ اول مشاهده شد، c: تعداد گونه‌هایی که فقط در جامعهٔ دوم مشاهده شد، log: لگاریتم طبیعی، exp: تابع نمایی، min: حداقل غنای گونه‌ای، max: حداکثر غنای گونه‌ای، abs: قدر مطلق. همان‌طور که مشاهده می‌شود: $\beta t=\beta me$, $\beta c=\beta l$, $\beta cc=\beta g$

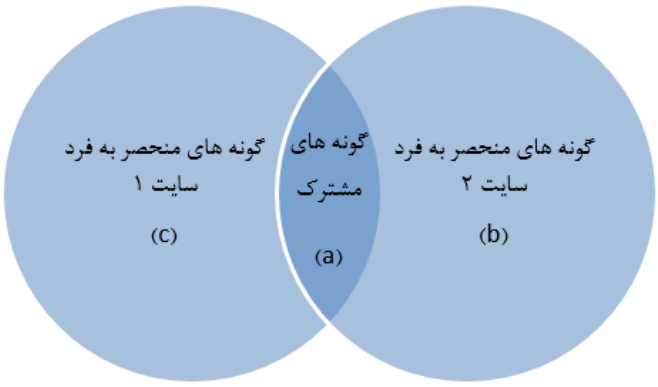
a: total number of shared species between two communities, b: number of species observed only in the first community, c: number of species observed only in the second community, log: natural logarithm, exp: exponential function, min: minimum species richness, max: maximum species richness, abs: absolute value. Note that for pairwise cases, $\beta t=\beta me$, $\beta c=\beta l$, $\beta cc=\beta g$.

برای بررسی گونه‌های مشترک و اختصاصی بین ارتفاع‌های نمونه‌برداری، از نمودار ون (Venn Diagram) استفاده شد. در این مطالعه، نمودار ون با استفاده از نرم‌افزار R و بستهٔ VennDiagram ترسیم شد. نمودار ون امکان نمایش تداخل و اشتراک گونه‌ها بین دو یا چند نمونه/ارتفاع را به‌صورت گرافیکی فراهم می‌کند. در این نمودار:

a: تعداد گونه‌هایی که در هر دو سایت مشترک هستند.

c: تعداد گونه‌هایی که در سایت ۱ وجود دارند ولی در سایت ۲ یافت نمی‌شوند. اگر سایت ۱ به‌عنوان سایت مرجع در نظر گرفته شود، c نشان‌دهندهٔ گونه‌هایی است که از طریق سایت ۱ افزایش یافته‌اند.

b: تعداد گونه‌هایی که در سایت ۲ وجود دارند اما در سایت ۱ یافت نمی‌شوند، و می‌توان آن را به‌عنوان از دست رفتن گونه‌ها در سایت ۱ تفسیر کرد.



شکل ۲- طرح شماتیک نمودار ون
Figure 2. Schematic diagram of the Venn diagram

در این پژوهش، علاوه بر شاخص‌های تنوع بتا، شاخص‌های عدم تشابه گونه‌ای با استفاده از بسته vegan در نرم‌افزار R و تابع vegdist محاسبه شد. شاخص‌های مورد استفاده شامل عدم تشابه جاکارد (Jaccard dissimilarity) و شاخص سورنسون–دایس (Sørensen–Dice Index) بودند، که با نام‌های ضریب دایس (Dice Coefficient) یا شاخص شباهت سورنسون (Sorensen Similarity Index) نیز شناخته می‌شوند. این شاخص‌ها میزان تفاوت ترکیب گونه‌ای میان نمونه‌ها یا سایت‌ها را براساس حضور و غیاب گونه‌ها اندازه‌گیری می‌کنند و برای تحلیل تنوع بتا جوامع زیستی کاربرد گسترده‌ای دارند. مقادیر بالاتر این شاخص‌ها نشان‌دهندهٔ تفاوت بیش‌تر ترکیب گونه‌ای و اشتراک کم‌تر گونه‌ها بین ارتفاعات است. تمامی تجزیه‌وتحلیل‌های آماری در محیط نرم‌افزاری R نسخهٔ 4.5.1 (R Core Team, 2025) انجام شد.

تفکیک سهم مؤلفه‌های تنوع بتا: برای بررسی تنوع گونه‌ای بین سایت‌ها، تنوع بتا به دو مؤلفهٔ اصلی شامل جابجایی گونه‌ها (Turnover) و تو در تو بودن گونه‌ها (Nestedness) تفکیک شد. مؤلفهٔ جابجایی نشان‌دهندهٔ تغییرات ناشی از جایگزینی گونه‌ها بین سایت‌ها و مؤلفهٔ تو در تو بودن بیانگر تغییرات ناشی از کاهش یا افزایش تعداد گونه‌ها بدون جایگزینی است. برای محاسبهٔ این مؤلفه‌ها از شاخص‌های مبتنی بر سورنسون استفاده شد و تمامی محاسبات با استفاده از بستهٔ betapart (Baselga *et al*., 2023) در محیط R انجام شد. تحلیل‌ها شامل ایجاد ماتریس حضور–غیاب گونه‌ها، محاسبهٔ تنوع بتای کل (β_total)، تفکیک آن به β_turnover و β_nestedness و ارائهٔ نمودار و جدول سهم هر مؤلفه بود.

مقایسهٔ شاخص‌های تنوع آلفای کل: برای مقایسهٔ تنوع گونه‌ای بین جوامع گیاهی و شب‌پره‌ها، مقادیر شاخص‌های تنوع آلفا با استفاده از روش Bootstrap با ۹۹۹۹ تکرار (N = 9999) استاندارد شدند تا اثر تفاوت در اندازهٔ نمونه‌ها کاهش یابد و مقایسه‌ای عادلانه بین جوامع مختلف فراهم شود (Magurran, 2013). علاوه بر این، برای آزمون تفاوت‌های آماری بین نمونه‌ها از آزمون ناپارامتریک جایگشت (Diversity Permutation Test) استفاده گردید. در این آزمون، با در نظر گرفتن دو ستون دادهٔ فراوانی، شاخص‌های تنوع برای هر نمونه محاسبه شد و سپس با ایجاد ۹۹۹ ماتریس تصادفی که جمع سطرها و ستون‌های آنها برابر با دادهٔ اصلی است، تفاوت‌های مشاهده‌شده بین نمونه‌ها براساس جایگشت‌های تصادفی ارزیابی می‌شود (Hammer *et al*., 2001).

یافته‌های پژوهش

مقایسهٔ شاخص‌های تنوع آلفای کل: نتایج تحلیل جایگشت نشان داد که میان گیاهان و شب‌پره‌ها تفاوت‌های معنی‌داری در اغلب شاخص‌های تنوع وجود دارد (جدول ۲) . تعداد آرایه‌ها (Taxa S) برای گیاهان ۴۸ و برای شب‌پره‌ها ۴۲ بود که تفاوت آنها نزدیک به آستانهٔ معنی‌داری بود (Perm p = 0.0525). تعداد پایه‌ها به‌طور معنی‌داری متفاوت بود (گیاهان: ۵۱۲، شب‌پره‌ها: ۱۰۴۶، Perm p =۰/۰۰۰۱). شاخص‌های تنوع شامل شاخص غالبیت (Dominance)، شاخص شانون (Shannon H)، یکنواختی بوزاس–گیبسون (Evenness e^H/S)، شاخص سیمپسون (Simpson index)، شاخص منهینیک (Menhinick)، شاخص مارگالف (Margalef)، یکنواختی (Equitability J)، آلفای فیشر (Fisher α) و شاخص برگِر–پارکر (Berger-Parker) همگی تفاوت‌های

معنی‌دار آماری را بین گیاهان و شب‌پره‌ها نشان دادند (Perm p =۰/۰۰۰۱ برای تمام موارد). به‌طور کلی، شب‌پره‌ها دارای تنوع گونه‌ای و یکنواختی بیشتری نسبت به گیاهان بودند، در حالی‌که گیاهان دارای غلبهٔ بیش‌تری توسط گونه‌های شاخص بودند.

جدول ۲- نتیجهٔ آزمون جایگشت مقایسهٔ شاخص‌های تنوع گونه‌ای در بین گیاهان و شب‌پره‌ها در منطقهٔ مورد مطالعه

Table 2. Permutation test results comparing species diversity indices between plants and moths in the study area

نام شاخص	گیاهان	شب‌پره‌ها	Perm p
تعداد آرایه‌ها (Taxa_S)	48	42	0.05
تعداد پایه (Individuals)	512	1046	0.00**
غالبیت سیمپسون (Dominance_D)	0.19	0.09	0.00**
تنوع سیمپسون(Simpson_1-D)	0.27	0.44	0.00**
تنوع شانون (Shannon_H)	2.55	2.92	0.00**
یکنواختی بوزاس–گیبسون (e^H/S)	0.81	0.91	0.00**
تنوع بریلویـن (Brillouin)	2.12	1.30	0.00**
غنای منهینیک (Menhinick)	7.53	5.90	0.00**
غنای مارگالف (Margalef)	0.66	0.78	0.00**
یکنواختی پیلو (Equitability_J)	12.97	8.77	0.00**
غالبیت برگر–پارکر (Berger-Parker)	0.40	0.23	0.00**

**: معنی‌داری در سطح ۰/۰۱

مقایسهٔ شاخص‌های تنوع آلفا میان شب‌پره‌ها و گیاهان در ارتفاعات مختلف نشان داد که تنوع و غالبیت جوامع شب‌پره‌ها و گیاهان با ارتفاع تغییر می‌کند (جدول ۳). تعداد گونه‌ها و تعداد نمونه‌ها در هر دو گروه در ارتفاع ۲۰۰۰ متر بیشترین مقدار را داشتند، در حالی‌که در ارتفاع ۲۵۰۰ متر کاهش یافت. شاخص شانون (H) و سیمپسون (D–۱) نشان دادند که تنوع شب‌پره‌ها در تمام ارتفاعات نسبتاً بالا و پایدار است، در حالی‌که گیاهان در ارتفاع ۱۵۰۰ متر دارای تنوع پایین و غالبیت بالاتر بودند، اما در ارتفاعات بالاتر افزایش یافت. شاخص‌های غنای گونه‌ای (Menhinick، Margalef) و یکنواختی گونه‌ای (Equitability_J) نیز الگوهای مشابهی را نشان دادند، به‌طوری‌که بیشترین غنا و یکنواختی در ارتفاع ۲۰۰۰ متر مشاهده شد. برآورد Chao-1 نیز حاکی از بیشترین تعداد گونه‌های بالقوه در همین ارتفاع بود.

جدول ۳- مقایسهٔ شاخص‌های تنوع آلفا بین شب‌پره‌ها و گونه‌های گیاهی در ارتفاعات مختلف

Table 3. Comparison of alpha diversity indices between moths and plant species at different elevations

نام شاخص	گروه	1500 m	2000 m	2500 m
تعداد گونه‌ها (Taxa_S)	شب‌پره‌ها	17	30	10
	گیاهان	9	31	9
تعداد پایه (Individuals)	شب‌پره‌ها	85	148	65
	گیاهان	92	121	73
غالبیت سیمپسون (Dominance_D)	شب‌پره‌ها	0.128	0.1131	0.1541
	گیاهان	0.643	0.095	0.2104
تنوع سیمپسون (Simpson_1-D)	شب‌پره‌ها	0.872	0.887	0.846
	گیاهان	0.357	0.905	0.7896
تنوع شانون (Shannon_H)	شب‌پره‌ها	2.372	2.706	2.058
	گیاهان	0.837	2.821	1.758
یکنواختی بوزاس–گیبسون (e^H/S)	شب‌پره‌ها	0.631	0.499	0.783
	گیاهان	0.2566	0.542	0.6449
تنوع بریلویـن (Brillouin)	شب‌پره‌ها	2.105	2.437	1.836
	گیاهان	0.7329	2.499	1.589
غنای منهینیک (Menhinick)	شب‌پره‌ها	1.844	2.466	1.24
	گیاهان	0.9383	2.818	1.053

نام شاخص	گروه	1500 m	2000 m	2500 m
غنای مارگالف (Margalef)	شب‌پره‌ها	3.601	5.803	2.156
	گیاهان	1.769	6.255	1.865
یکنواختی پیلو (Equitability_J)	شب‌پره‌ها	0.837	0.796	0.894
	گیاهان	0.3809	0.822	0.8003
غالبیت برگر–پارکر (Berger-Parker)	شب‌پره‌ها	0.235	0.270	0.277
	گیاهان	0.7935	0.2231	0.2877
غنای چائو ۱ (Chao-1)	شب‌پره‌ها	19.5	49.5	10
	گیاهان	12.33	71	9.33

مقایسهٔ شاخص‌های تنوع بتای کل: در تحلیل تنوع بتا، شاخص‌هایی از جمله Whittaker (گیاهان: ۱٫۰۸؛ شب‌پره‌ها: ۰٫۹۴۷)، Harrison (گیاهان: ۰٫۵۴؛ شب‌پره‌ها: ۰٫۴۷)، Cody (گیاهان: ۲۵؛ شب‌پره‌ها: ۲۳٫۵) و Wilson–Shmida (گیاهان: ۱٫۵۳؛ شب‌پره‌ها: ۱٫۲۴) نشان دادند که گیاهان دارای ناهمگونی و جایگزینی گونه‌ای بیش‌تری بین زیستگاه‌ها هستند. سایر شاخص‌ها نیز به‌جز Harrison 2 و Williams که شب‌پره‌ها کمی بالاتر بودند، همین روند را تأیید کردند (جدول ۴). به‌طور کلی، ناهمگونی و تنوع بتا در گیاهان بیش‌تر از شب‌پره‌ها است، به‌طوری‌که ترکیب گونه‌ها در میان زیستگاه‌های مختلف گیاهان بسیار متفاوت است.

جدول ٤- مقادیر شاخص‌های تنوع بتای شب‌پره‌ها و گیاهان در منطقهٔ مورد مطالعه
Table 3. Beta diversity index values for moths and plants in the study area

شاخص	گیاهان	شب‌پره‌ها
ویتاکر (Whittaker)	1.08	0.95
هریسون (Harrison)	0.54	0.47
کدی (Cody)	25	23.5
راتلج (Routledge)	0.20	0.22
ویلسون–شمیدا (Wilson-Shmida)	1.53	1.24
مورل (Mourelle)	0.76	0.62
هریسون ۲ (Harrison 2)	0.05	0.12
ویلیامز (Williams)	0.09	0.19

شاخص‌های تنوع بتا و عدم تشابه گونه‌ای بین ارتفاعات مختلف

گیاهان

به‌منظور بررسی تغییرات ترکیب گونه‌ای در امتداد گرادیان ارتفاعی، شاخص‌های مختلف تنوع بتا شامل ویتاکر (Whittaker)، کدی (Cody)، ویلیامز (Williams)، جاکارد (Jaccard) و دایس یا سورنسون (Dice/Sørensen) محاسبه شدند. نتایج شاخص ویتاکر نشان می‌دهد بیشترین اختلاف ترکیب گونه‌ای بین ارتفاعات ۱۵۰۰ و ۲۵۰۰ متر (۰/۷۸) وجود دارد. این مقدار بالا بیانگر ناهمگونی زیاد پوشش گیاهی و تغییر تدریجی گونه‌ها در امتداد گرادیان ارتفاعی است. کمترین مقدار شاخص بین ارتفاعات ۱۵۰۰ و ۲۰۰۰ متر (۰/۵۵) مشاهده شد، که نشان‌دهندهٔ اشتراک نسبی بیش‌تر گونه‌ها در این دو ارتفاع است (جدول ۵). مقدار شاخص کدی بیانگر تفاوت زیاد در حضور و غیاب گونه‌ها بین ارتفاعات مختلف است. بیشترین مقدار بین ارتفاعات ۲۰۰۰ و ۲۵۰۰ متر (۱۴) مشاهده شد که نشان‌دهندهٔ نرخ بالای جایگزینی گونه‌ها (species turnover) بین این دو ارتفاع است. کمترین اختلاف بین ارتفاعات ۱۵۰۰ و ۲۵۰۰ متر (۷) مشاهده شد که بیانگر همپوشانی نسبی ترکیب گونه‌ها در این ارتفاعات است. برای سایر شاخص‌های تنوع گونه‌ای بتا نیز الگوی مشابهی مشاهده شد که بیشترین تمایز بین ارتفاع‌های ۱۵۰۰ و ۲۵۰۰ متر و کمترین بین ۲۰۰۰ و ۲۵۰۰ متر بود (به‌اختصار، فقط نتایج شاخص‌های ویتاکر و کدی در جدول‌های ۵ و ۶ نشان داده شده است). مقادیر شاخص‌های تنوع بتای ویتاکر با مقادیر شاخص‌های ویلسون–اشمیدا و هاریسون ۱ مشابه هستند.

جدول ۵- شاخص تنوع بتای ویتاکر گیاهان بین ارتفاعات مختلف در منطقهٔ مورد مطالعه

Table 5. Whittaker beta diversity index of plants between different elevations in the study area

2500 m	2000 m	1500 m	
0.78	0.55	0	1500 m
0.70	0	0.55	2000 m
0	0.70	0.78	2500 m

جدول ٦- شاخص تنوع بتای کدی گیاهان بین ارتفاعات مختلف در منطقهٔ مورد مطالعه

Table 6. Cody beta diversity index of plants between different elevations in the study area

2500 m	2000 m	1500 m	
7	11	0	1500 m
14	0	11	2000 m
0	14	7	2500 m

مقادیر شاخص جاکارد نشان‌دهندهٔ اختلاف زیاد ترکیب گونه‌ای بین ارتفاعات مختلف است. بیشترین مقدار بین ارتفاعات ۱۵۰۰ و ۲۵۰۰ متر (۰/۸۷) مشاهده شد که بیانگر کمترین همپوشانی گونه‌ای و بیشترین ناهمگونی فلوریستیکی است. کمترین مقدار شاخص بین ارتفاعات ۱۵۰۰ و ۲۰۰۰ متر (۰/۷۱) ثبت شد که نشان‌دهندهٔ شباهت نسبی بیش‌تر این دو ارتفاع در ترکیب گونه‌ها است. به‌طور کلی، روند افزایشی مقادیر شاخص جاکارد با افزایش اختلاف ارتفاع، اثر بارز گرادیان ارتفاعی بر جایگزینی گونه‌ها را نشان می‌دهد (جدول ۷).

شاخص سورنسون الگوی مشابهی با شاخص جاکارد نشان داد، اما مقادیر آن به‌طور معمول پایین‌تر است زیرا وزن بیش‌تری به گونه‌های مشترک می‌دهد. بیشترین مقدار بین ارتفاعات ۱۵۰۰ و ۲۵۰۰ متر (۰/۷۸) مشاهده شد، که تفاوت زیاد در ساختار فلوریستیکی و نرخ بالای جایگزینی گونه‌ها را نشان می‌دهد. کمترین مقدار بین ارتفاعات ۱۵۰۰ و ۲۰۰۰ متر (۰/۵۵) مشاهده شد که مؤید شباهت نسبی پوشش گیاهی در این دو ارتفاع است (جدول ۸). همان‌طور که مشاهده می‌شود، مقادیر شاخص عدم تشابه سورنسون مشابه شاخص تنوع ویتاکر است.

جدول ۷- شاخص عدم تشابه جاکارد بین ارتفاعات مختلف در منطقهٔ مورد مطالعه

Table 7. Jaccard dissimilarity index between different elevations in the study area

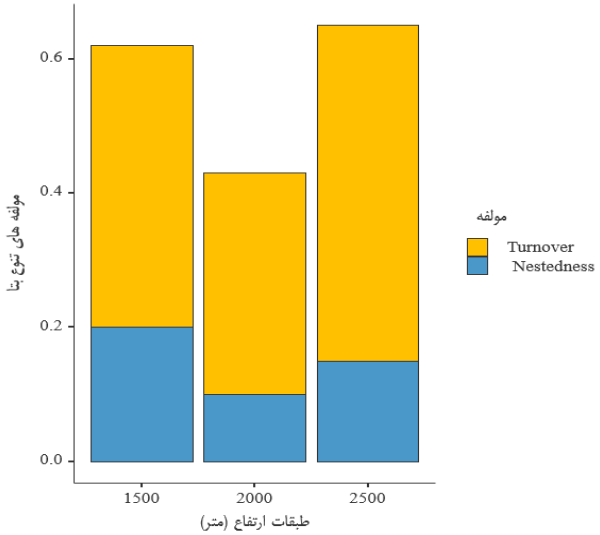
2500 m	1500 m	1500 m	
0.87	0.71	0	1500 m
0.82	0	0.71	2000 m
0	0.82	0.87	2500 m

جدول ۸- شاخص عدم تشابه سورنسون بین ارتفاعات مختلف در منطقهٔ مورد مطالعه

Table 8. Sørensen dissimilarity index between different elevations in the study area

2500 m	1500 m	1500 m	
0.78	0.55	0	1500 m
0.7	0	0.55	2000 m
0	0.7	0.78	2500 m

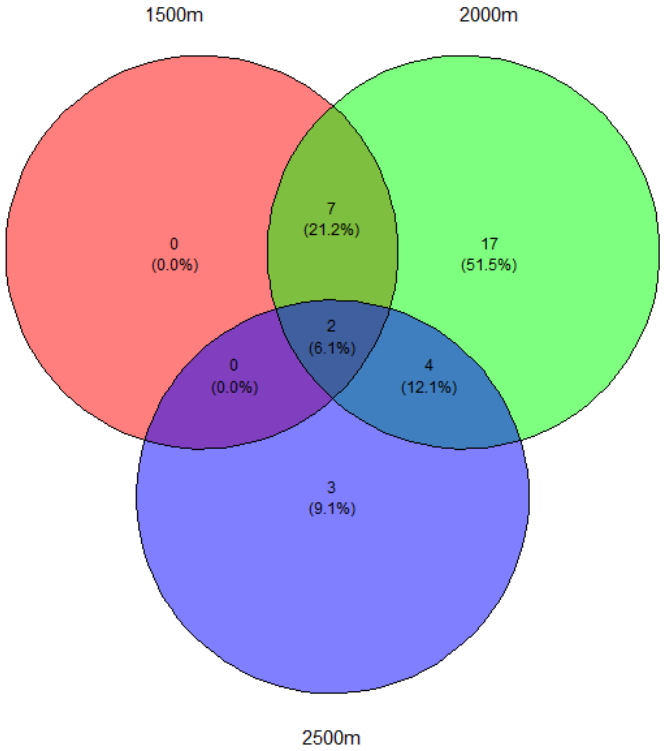
تنوع بتا جوامع گیاهی در طول شیب ارتفاعی متفاوت بود و جایگزینی گونه‌ها (Turnover) عامل اصلی آن بود (شکل ۳). در ارتفاع ۱۵۰۰ متر، Turnover برابر ۰/۴۲ و Nestedness برابر ۰/۲۰ بود، که نشان می‌دهد تغییر گونه‌ها نقش اصلی را دارد. در ارتفاع ۲۰۰۰ متر، Turnover و Nestedness به‌ترتیب ۰/۳۳ و ۰/۱۰ بودند و کمترین میزان تنوع بتا مشاهده شد. در ارتفاع ۲۵۰۰ متر، Turnover به ۰/۵۰ و Nestedness به ۰/۱۵ افزایش یافت، که حاکی از جایگزینی گونه‌ای بیشتر در ارتفاع بالا است. به‌طور کلی، Turnover بیشترین سهم را در تغییرات تنوع بتا داشت و Nestedness سهم کمتری داشت، به‌ویژه در ارتفاع میانی.



شکل ۳- مؤلفه‌های Turnover و Nestedness تنوع بتا گیاهان در طول گرادیان ارتفاعی منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ باقران

Figure 3. Turnover and nestedness components of plant beta diversity along the elevational gradient of the Baqeran Protected Area

نمودار ون سه‌تایی نشان‌دهندهٔ اشتراک و تمایز گونه‌های گیاهی در ارتفاع‌های ۱۵۰۰، ۲۰۰۰ و ۲۵۰۰ متر است (شکل ۴). نتایج نشان می‌دهد که ارتفاع ۱۵۰۰ متر فاقد گونه‌های منحصر به‌فرد بود (۰ گونه، ۰درصد)، در حالی‌که ارتفاع ۲۰۰۰ متر بیشترین تعداد گونه‌های منحصر به فرد را با ۱۷ گونه (۵۱/۵ درصد) نشان داد و ارتفاع ۲۵۰۰ متر تنها دارای ۳ گونه منحصر به‌فرد (۹/۱ درصد) بود. گونه‌های مشترک بین ارتفاعات نشان داد که بیشترین اشتراک مربوط به ارتفاعات ۱۵۰۰ و ۲۰۰۰ متر با ۷ گونه مشترک (۲۱/۲ درصد) است، در حالی‌که بین ارتفاعات ۱۵۰۰ و ۲۵۰۰ متر هیچ گونه مشترکی یافت نشد (۰ درصد). همچنین، تنها ۲ گونه (۶/۱ درصد) به‌صورت مشترک در هر سه ارتفاع حضور داشتند، که نشان‌دهندهٔ پراکنش وسیع این گونه‌ها است.



شکل ٤- نمودار ون، نمایش گونه‌های اختصاصی و مشترک گیاهان بین ارتفاعات مختلف در منطقهٔ مورد مطالعه

Figure 4. Venn diagram showing unique and common plant species between different elevations in the study area

شب‌پره‌ها: نتایج شاخص ویتاکر نشان داد که بیشترین تمایز گونه‌ای بین ارتفاعات ۱۵۰۰ و ۲۵۰۰ متر (۰/۹۳) و کمترین اختلاف بین ۱۵۰۰ و ۲۰۰۰ متر (۰/۴۹) رخ داده است، که بیانگر افزایش ناهمگنی ترکیب گونه‌ای با افزایش ارتفاع است (جدول ۹). شاخص کدی نیز بیشترین جایگزینی گونه‌ها را بین ۱۵۰۰ و ۲۵۰۰ متر (۱۲/۵) و کمترین را بین ۱۵۰۰ و ۲۰۰۰ متر (۱۱/۵) نشان داد (جدول ۱۰).

جدول ۹- شاخص تنوع بتای ویتاکر شب پره‌ها بین ارتفاعات مختلف در منطقه مورد مطالعه

Table 9. Whittaker beta diversity index of moths between different elevations in the study area

1500 m	1500 m	1500 m	
0.93	0.49	0	1500 m
0.60	0	0.49	2000 m
0	0.60	0.93	2500 m

جدول ۱۰- شاخص تنوع بتای کدی شب پره‌ها بین ارتفاعات مختلف در منطقه مورد مطالعه

Table 10. Cody beta diversity index of moths between different elevations in the study area

1500 m	1500 m	1500 m	
12.5	11.5	0	1500 m
12	0	11.5	2000 m
0	12	12.5	2500 m

به‌منظور درک بهتر تفاوت‌ها، شاخص‌های عدم تشابه جاکارد و سورنسون نیز محاسبه شد؛ بیشترین عدم تشابه جاکارد بین ۱۵۰۰ و ۲۵۰۰ متر (۰/۹۶) و کمترین بین ۱۵۰۰ و ۲۰۰۰ متر (۰/۶۶) بود و شاخص سورنسون نیز الگوی مشابهی را نشان داد (بیشترین ۰/۹۳ و کمترین ۰/۴۹) (جدول‌های ۱۱ و ۱۲).

جدول ۱۱- شاخص عدم تشابه جاکارد شب پره‌ها بین ارتفاعات مختلف در منطقهٔ مورد مطالعه

Table 11. Jaccard dissimilarity index of moths between different elevations in the study area.

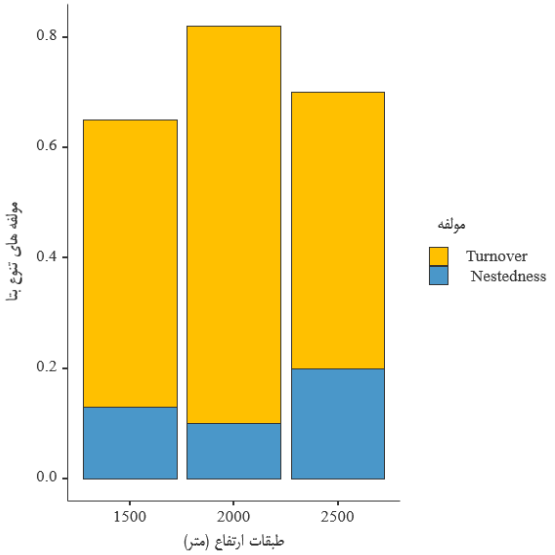
2500 m	1500 m	1500 m	
0.96	0.66	0	1500 m
0.75	0	0.66	2000 m
0	0.75	0.96	2500 m

جدول ۱۲- شاخص عدم تشابه سورنسون شب پره‌ها بین ارتفاعات مختلف در منطقهٔ مورد مطالعه

Table 12. Sørensen dissimilarity index of moths between different elevations in the study area

2500 m	1500 m	1500 m	
0.93	0.49	0	1500 m
0.60	0	0.49	2000 m
0	0.60	0.93	2500 m

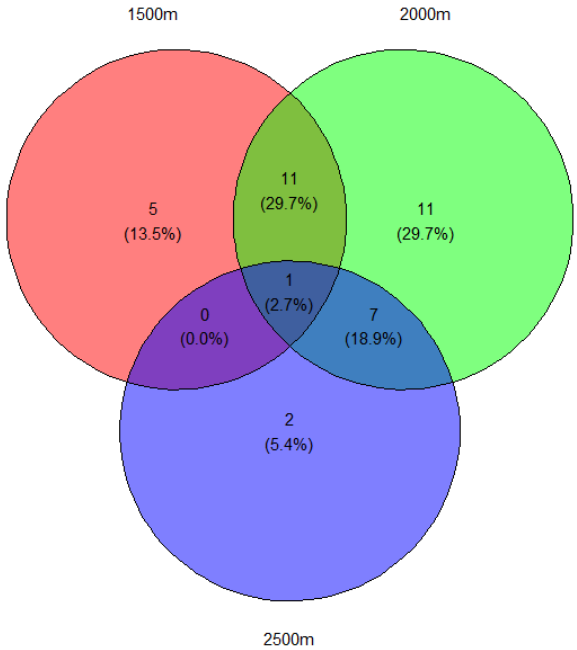
تنوع بتا شب‌پره‌های خانواده Noctuidae در طول شیب ارتفاعی متفاوت بود و جایگزینی گونه‌ها (Turnover) عامل اصلی آن بود (شکل ۵). در ارتفاع ۱۵۰۰ متر، سهم Turnover حدود ۰/۵۲ و سهم Nestedness حدود ۰/۱۳ بود. در ارتفاع ۲۰۰۰ متر، Turnover بیشترین مقدار خود را با حدود ۰/۷۲ نشان داد و Nestedness ۰/۱ بود، که حاکی از افزایش جایگزینی گونه‌ها در ارتفاع میانی است. در ارتفاع ۲۵۰۰ متر، Turnover کاهش یافته و حدود ۰/۵۰ و Nestedness تقریباً ۰/۰۲ بود، نشان‌دهندهٔ کاهش سهم Nestedness و افزایش اهمیت Turnover در ارتفاع بالا. به‌طور کلی، Turnover بیشترین سهم را در تغییرات تنوع بتا داشت و Nestedness سهم کمتری داشت، به‌ویژه در ارتفاع‌های میانی و بالا.



شکل ۵- مؤلفه‌های Turnover و Nestedness تنوع بتا شب‌پره‌های خانوادهٔ Noctuidae در طول گرادیان ارتفاعی منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ باقران

Figure 5. Turnover and nestedness components of beta diversity of noctuid moths (family Noctuidae) along the elevational gradient of the Baqeran Protected Area.

نتایج نمودار ون نشان داد که ۵ گونه (۱۳/۵ درصد) مختص ارتفاع ۱۵۰۰ متر، ۱۱ گونه (۲۹/۷ درصد) مختص ارتفاع ۲۰۰۰ متر، و ۲ گونه (۵/۴ درصد) مختص ارتفاع ۲۵۰۰ متر بودند (شکل ۶). همچنین، ۱۱ گونه (۲۹/۷ درصد) در هر دو ارتفاع ۱۵۰۰ و ۲۰۰۰ متر مشترک بودند، ۷ گونه (۱۸/۹ درصد) در ارتفاع‌های ۲۰۰۰ و ۲۵۰۰ متر مشترک و تنها یک گونه (۲/۷ درصد) در هر سه ارتفاع حضور داشت. هیچ گونه‌ای به‌صورت مشترک بین ارتفاع‌های ۱۵۰۰ و ۲۵۰۰ متر یافت نشد. این نتایج نشان می‌دهد که تنوع گونه‌ای در این سه ارتفاع هم شامل گونه‌های اختصاصی و هم گونه‌های مشترک است و بیشترین اشتراک گونه‌ها بین ارتفاع‌های ۱۵۰۰ و ۲۰۰۰ متر مشاهده می‌شود.



شکل ٦- نمودار ون، نمایش گونه‌های اختصاصی و مشترک شب‌پره‌ها بین ارتفاعات مختلف در منطقهٔ مورد مطالعه

Figure 6. Venn diagram showing unique and common moth species between different elevations in the study area

بحث و نتیجه‌گیری

پژوهش حاضر به ارزیابی تنوع آلفا و تنوع بتا (تغییرات ترکیب گونه‌ای) گیاهان و شب‌پره‌های خانوادهٔ Noctuidae در امتداد گرادیان ارتفاعی منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ باقران پرداخت. نتایج نشان داد بیشترین میزان تنوع آلفا در ارتفاعات میانی، حدود ۲۰۰۰ متر، مشاهده شده است. این الگو با مدل منحنی‌قوسی که در بسیاری از اکوسیستم‌های کوهستانی گزارش شده، همخوانی دارد (Vieira *et al*., 2022). در این ارتفاع، بیشترین غنای گونه‌ای، شاخص‌های تنوع شانون و سیمپسون و شاخص‌های برآورد غنای گونه‌ای (Margalef، Menhinick و Chao-1) به‌دست آمد که نشان‌دهندهٔ شرایط اکولوژیک بهینه و توزیع یکنواخت‌تر گونه‌ها در این ارتفاع است. کاهش تنوع در ارتفاعات پایین‌تر (~۱۵۰۰ متر) و بالاتر (~۲۵۰۰ متر) نشان‌دهندهٔ محدودیت‌های محیطی بیشتر یا غلبهٔ تعداد کمی از گونه‌ها، به‌ویژه در جوامع گیاهی است. این الگو بیانگر آن است که گرادیان ارتفاعی، عامل اصلی تغییر ترکیب گونه‌ها بوده (Rabieh and Rostampour, 2025) و احتمالاً تحت تأثیر تغییرات رطوبت، دما، و نوع خاک است (Schroeder *et al*., 2024). در ارتفاعات پایین، فعالیت‌های انسانی تأثیر قابل‌توجهی بر تنوع گیاهی دارند و این امر پایداری و تاب‌آوری اکوسیستم را با تهدید مواجه می‌کند (Gillani *et al*., 2025). در ارتفاعات بالاتر نیز عواملی مانند برودت هوا، شدت وزش باد و افزایش تابش اشعهٔ فرابنفش بر تنوع گونه‌ای تأثیرگذارند و می‌توانند موجب کاهش غنای گونه‌ای و محدودیت در استقرار و بقا برخی گونه‌ها شوند (Zhang *et al*., 2024; Kumar *et al*., 2024).

اگرچه روابط بین ترکیب و تنوع گونه‌ای و محیط به طور گسترده‌ای به‌صورت موردی مورد مطالعه قرار گرفته است، اما نتایج متغیر است و هنوز مشخص نیست که این روابط در سراسر اکوسیستم‌ها، گونه‌ها و مقیاس‌های مکانی قابل تعمیم است یا خیر؟ (Jeliazkov *et al*., 2020). اکثر پژوهش‌ها در زمینهٔ گرادیان ارتفاعی در مناطق کوهستانی انجام شده است و نتایج متناقضی در خصوص تغییرات غنا و تنوع گونه‌ای وجود دارد. با وجود تعدد زیاد پژوهش‌ها، هنوز بوم‌شناسان به قانون جامعی در این خصوص دست نیافته‌اند. براساس قانون راپوپورت، غنای گونه‌ای با افزایش ارتفاع، کاهش می‌یابد (Bhattarai and Vetaas, 2006) و در مواردی نیز این قانون نقض شده است (Hawkins and Diniz-Filho, 2006; Luo *et al*., 2011). پژوهش‌های متعدد تحلیل گرادیان ارتفاعی تنوع گونه‌ای به چهار الگو دست یافته‌اند: (۱) کاهش مداوم غنای گونه‌ای با افزایش ارتفاع (Chen *et al*., 2022; Musciano *et al*., 2021; Lazarina *et al*., 2019)، (۲) حداکثر غنای گونه‌ای در ارتفاعات متوسط (Li *et al*., 2022; Xu *et al*., 2021; Colwell and Lees, 2000)، (۳) عدم تغییر در غنای گونه‌ای، و (۴) افزایش غنای گونه‌ای با افزایش ارتفاع (DiBiase *et al*., 2021). از بین الگوهای بیان‌شده، فرضیهٔ اوج در ارتفاعات میانی و کاهش یکنواخت غنای گونه‌ای با افزایش ارتفاع رایج‌تر از بقیهٔ فرضیه‌ها هستند (Xu *et al*., 2021).

در پژوهش حاضر، تفاوت در نحوهٔ پاسخ گیاهان و شب‌پره‌ها در طول گرادیان ارتفاعی، قابل توجه است. گیاهان در ارتفاع پایین‌تر غالبیت بیش‌تری (یعنی یکنواختی کمتر) نشان دادند، در حالی‌که شب‌پره‌های Noctuidae در ارتفاعات پایین و بالا تنوع آلفای کمتری اما یکنواختی بیش‌تری داشتند. این تفاوت با نظریه‌های مرتبط با جابجایی و پراکنش حشرات مانند نظریهٔ فراجمعیت، همخوان است؛ زیرا گروه‌های متحرک مانند شب‌پره‌ها می‌توانند فشارهای محیطی محلی را از طریق جابجایی یا استفاده از گیاهان میزبان در ارتفاعات مختلف تعدیل کنند (Kral-O'Brien and Harmon, 2021; Pulido-Pastor *et al*., 2021). در مطالعه‌ای گسترده، Harrington و همکاران (۲۰۱۶) نشان دادند که الگوهای تنوع ارتفاعی در حشرات آبی به مقیاس مکانی وابسته است و تحرک و نوع زیستگاه از عوامل کلیدی در تعیین این الگوها محسوب می‌شوند. به‌طور مشابه، Wang و همکاران (۲۰۲۵) گزارش کردند که تنوع گونه‌ای پروانه‌ها در مناطق کوهستانی جنوب چین به‌شدت تحت تأثیر دمای میانگین و دامنهٔ نوسانات ارتفاعی قرار دارد. همچنین، Körner و Paulsen (۲۰۰۴) در بررسی تطبیقی میان گیاهان آلپی اروپا و آمریکای جنوبی نشان دادند که افزایش ارتفاع موجب محدودیت در گسترش گونه‌های کم‌تحرک گیاهی می‌شود، در حالی‌که گروه‌های متحرک‌تر جانوری الگوهای پراکنش گسترده‌تری دارند. در مطالعه‌ای دیگر، Hodkinson (۲۰۰۵) نشان داد که جوامع حشرات در امتداد گرادیان‌های ارتفاعی نسبت به گیاهان پاسخ‌های سریع‌تر و انعطاف‌پذیرتری نشان می‌دهند که این امر به توانایی جابجایی و چرخه‌های زندگی کوتاه‌تر آنها نسبت داده می‌شود. McCain و Grytnes (۲۰۱۰) تأکید کردند که الگوهای تنوع ارتفاعی در جانوران به‌ویژه حشرات، از تعامل پیچیدهٔ

میان دما، رطوبت، و دسترسی به منابع غذایی ناشی می‌شود و برخلاف گیاهان، می‌تواند از قاعدهٔ رایج کاهش تنوع با افزایش ارتفاع پیروی نکند.

در زمینهٔ تنوع بتا، نتایج پژوهش حاضر نشان داد که جوامع گیاهی ناهمگونی و جایگزینی گونه‌ای بیشتری (براساس شاخص‌های جاکارد و سورنسون) در بین ارتفاعات دارند، در حالی‌که جوامع شب‌پره‌ها شباهت ترکیب گونه‌ای بیشتری را نشان دادند. این الگو بار دیگر بیانگر تفاوت‌های ناشی از ویژگی‌های زیستی هر گروه است. مطالعات متعددی در مورد حشرات نشان داده‌اند که افزایش توان پراکنش منجر به کاهش تنوع بتا می‌شود؛ برای مثال، در پژوهشی روی حشرات در یک گرادیان ۲۰۰۰ متری، میزان جابجایی گونه‌ها بالا بود اما بین گروه‌های مختلف حشرات مطالعه‌شده تفاوت‌هایی مشاهده شد (Villaseñor-Amador *et al.*, 2025). در مقابل، در گیاهان، اثرات شدید محیطی، تخصص‌گرایی بومی و پراکنش محدود سبب تغییرات آشکار در ترکیب جامعه می‌شود، در حالی‌که شب‌پره‌های Noctuidae به‌دلیل همپوشانی بالای گونه‌ها در ارتفاعات مختلف، جایگزینی کم‌تری نشان دادند.

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که سهم مؤلفهٔ جابجایی گونه‌ها (Turnover) در تنوع بتا بیشتر از مؤلفهٔ تو در تو بودن گونه‌ها (Nestedness) بود، که بیانگر آن است که تغییرات گونه‌ای بین سایت‌ها عمدتاً ناشی از جایگزینی گونه‌ها است و نه صرفاً افزایش یا کاهش تعداد گونه‌ها. در یک فراتحلیل شامل ۹۹ مطالعه (از باکتری‌ها تا پستانداران)، مطالعات اخیر نشان داده‌اند که سهم مؤلفه‌های Turnover و Nestedness در تنوع بتا تحت تأثیر ویژگی‌های گونه‌ها، گسترهٔ مکانی، عرض جغرافیایی و نوع اکوسیستم قرار می‌گیرد. نتایج فراتحلیل نشان داد که مؤلفهٔ Turnover، که معمولاً بخش بزرگتری از تنوع بتا را تشکیل می‌دهد، با افزایش عرض جغرافیایی کاهش می‌یابد، در حالی‌که Nestedness در تحلیل چندسایتی با عرض جغرافیایی افزایش می‌یابد. این الگوها نشان‌دهندهٔ روندهای متضاد مؤلفه‌های تنوع بتا نسبت به عرض جغرافیایی هستند و اهمیت تفکیک این مؤلفه‌ها برای درک ساختار جامعهٔ زیستی را برجسته می‌کنند (Soininen et al., 2018).

از دیدگاه سازوکارهای بوم‌شناختی، نتایج این تحقیق حاکی از آن است که در جوامع گیاهی، عوامل محیطی محدودکننده (عوامل غیرزنده، خاک، دما) فرآیند غالب در سازماندهی جوامع در امتداد گرادیان ارتفاعی است و موجب کاهش تنوع آلفا در ارتفاعات حدی و افزایش تنوع بتا می‌شود. در مقابل، در شب‌پره‌ها پراکنش بالا و احتمالاً همه‌چیزخواری تروفیکی، سبب همپوشانی بیشتر بین ارتفاعات و کاهش اثر گرادیان می‌شود. این تفاوت‌ها نشان می‌دهد که ویژگی‌های زیستی خاص هر گروه (میزان تحرک، تخصص غذایی، ویژگی‌های تاریخچهٔ زندگی) نقش مهمی در شکل‌دهی الگوهای تنوع ارتفاعی دارند (Fontanilla *et al.*, 2019).

از دیدگاه حفاظتی، ارتفاعات میانی در این پژوهش به‌عنوان نواحی کلیدی برای هر دو گروه گیاهان و حشرات مطرح می‌شوند، زیرا بالاترین میزان تنوع و یکنواختی در ها مشاهده شد. با این حال، نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که حفاظت صرف از ارتفاعات میانی برای پوشش کامل تنوع گیاهی کافی نیست، زیرا گیاهان دارای جایگزینی بالایی در طول گرادیان ارتفاعی هستند. بنابراین، حفاظت از محدوده‌ای وسیع‌تر از ارتفاعات برای حفظ تنوع گیاهی ضروری است. همچنین، کاهش تنوع و افزایش غالبیت در ارتفاعات حدی بیانگر آسیب‌پذیری بالاتر این مناطق نسبت به تغییرات اقلیمی است، به‌ویژه در جوامع گیاهی. در مجموع، این پژوهش تأکید می‌کند که گرادیان ارتفاعی یکی از عوامل کلیدی در شکل‌دهی ساختار جوامع زیستی است، اما شدت اثر آن بسته به ویژگی‌های زیستی هر گروه متفاوت است؛ به‌طوری که حشرات متحرک دارای تغییرپذیری بتای ضعیف‌تری نسبت به گیاهان ساکن هستند.

ملاحظات اخلاقی

حامی مالی

این تحقیق در قالب طرح پژوهشی به شمارهٔ ابلاغیه ۱۱۵۸۷/د/۱۴۰۳ مورخ ۱۴۰۳/۷/۱۴ و با استفاده از اعتبارات پژوهشی دانشگاه بیرجند انجام شده است که بدینوسیله تشکر و قدردانی می‌شود.

مشارکت نویسندگان

نویسندگان به‌طور مساوی در کلیهٔ مراحل طراحی و انجام پژوهش، گردآوری داده‌ها، تجزیه‌وتحلیل آماری داده‌ها، تحلیل و تفسیر اطلاعات و نتایج، تهیه پیشنویس مقاله، بررسی و کنترل نتایج، اصلاح، بازبینی و نهایی‌سازی مقاله مشارکت داشتند.

تعارض منافع

بنا بر اظهار نویسندگان این مقاله تعارض منافع ندارد.

بیانیه دسترسی به داده‌ها

داده‌های پژوهش حاضر از طریق درخواست از نویسندگان (نویسنده مسئول) قابل دسترسی است.

سپاسگزاری

از داوران محترم به‌خاطر ارائهٔ نظرهای ساختاری و علمی سپاسگزاری می‌شود.

References

Abbasi, M., 2005. Study of ecological regions in Iran. Plant types of Birjand area. Research Institute of Forests and Rangelands. Tehran, 112 p. (In Persian)

Barnett, K.L., Facey, S.L., 2016. Grasslands, invertebrates, and precipitation: a review of the effects of climate change. Frontiers in Plant Science 7, 1196.

Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., Logez, M., Martinez-Santalla, S., Martin-Devasa, R., Gomez-Rodriguez, C., Crujeiras, R., 2023. Betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components. R package version 1.6. https://CRAN.R-project.org/package=betapart

Beirao, M. V., Neves, F.S., Fernandes, G.W., 2021. Climate and plant structure determine the spatiotemporal butterfly distribution on a tropical mountain. Biotropica 53(1), 191-200.

Bhattarai, K., Vetaas, O., 2006. Can Rapoport's rule explain tree species richness along the Himalayan elevation gradient, Nepal ?Diversity and Distributions 12, 373-378.

Chen, A., Li, Z., Zheng, Y., Zhan, J., Yang, B., Yang, Z., 2022. Decreasing Species Richness with Increase in Elevation and Positive Rapoport Effects of Crambidae (Lepidoptera) on Mount Taibai. Insects 13(12), 1125.

Chowdhury, S., Jennions, M.D., Zalucki, M.P., Maron, M., Watson, J.E., Fuller, R.A., 2023. Protected areas and the future of insect conservation. Trends in Ecology & Evolution 38(1), 85-95.

Colwell, R.K., Lees, D.C., 2000. The mid-domain effect: geometric constraints on the geography of species richness. Trends in Ecology & Evolution 15, 70-76.

Dainese, M., Crepaz, H., Bottarin, R., Fontana, V., Guariento, E., Hilpold, A., Niedrist, G., 2024. Global change experiments in mountain ecosystems: A systematic review. Ecological Monographs 94(4), e1632.

de Paiva, C. K. S., Faria, A. P. J., Calvao, L. B., Juen, L., 2021. The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. Hydrobiologia 848, 1073-1085.

Dias-Silva, K., Vieira, T. B., Moreira, F. F. F., Juen, L., Hamada, N., 2021. Protected areas are not effective for the conservation of freshwater insects in Brazil. Scientific Reports 11(1), 21247

DiBiase, L., Pace, L., Mantoni, C., Fattorini, S., 2021. Variations in Plant Richness, Biogeographical Composition, and Life Forms along an Elevational Gradient in a Mediterranean Mountain. Plants 2021, 10, 2090.

Enkhtur, K., Brehm, G., Boldgiv, B., Pfeiffer, M., 2021. Alpha and beta diversity patterns of macro-moths reveal a breakpoint along a latitudinal gradient in Mongolia. Journal of Biogeography, 49(6), 1057-1069.

Fibiger, M., 1997. Noctuidae Europaeae: Noctuinae III. Entomological Press, Sorø, Denmark. 418 pp.

Fontana, V., Guariento, E., Hilpold, A., Niedrist, G., Steinwandter, M., Spitale, D., Seeber, J., 2020. Species richness and beta diversity patterns of multiple taxa along an elevational gradient in pastured grasslands in the European Alps. Scientific Reports 10(1), 12516.

Fontanilla, A. M., Nakamura, A., Xu, Z., Cao, M., Kitching, R. L., Tang, Y., Burwell, C. J., 2019. Taxonomic and functional ant diversity along tropical, subtropical, and subalpine elevational transects in Southwest China. Insects 10(5), 128.

Ghelishli, F., Sepehry, A., Akbarlo, M., Mirdelimi, S.Z., 2015. Defining main environmental gradient in rangeland habitats using β diversity (Case study: Chaharbagh rangelands of Golestan Province). Journal of Rangeland 3(1), 51-62. (In Persian)

Gillani, S. W., Ahmad, M., Manzoor, M., Waheed, M., Al-Andal, A., Fonge, B. A., 2025. Altitudinal gradients shaping tree diversity and regeneration dynamics in mountainous ecosystems. BMC Plant Biology 25(1), 652.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P. D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4, 9 p.

Harrington, R.A., Poff, N.L., Kondratieff, B.C., 2016. Aquatic insect β-diversity is not dependent on elevation in Southern Rocky Mountain streams. Freshwater Biology 61(2), 195-205.

Hawkins, B.A., Diniz-Filho, J.A.F., 2006. Beyond Rapoport's rule: evaluating range size patterns of New World birds in a two-dimensional framework. Global Ecology and Biogeography 15, 461-469.

Hodkinson, I.D., 2005. Terrestrial insects along elevation gradients: species and community responses to altitude. Biological reviews, 80(3), 489-513.

Hosseini, S.F., Asadi, H., Jalilvand, H., Esmailzadeh, O., 2020. Evaluation of Beta diversity indices in identifying vegetation differences of Buxus hyrcana plant communities in the Hyrcanian Forests. Ecology of Iranian Forest 8(15), 146-155. (In Persian)

Jeliazkov, A., Mijatovic, D., Chantepie, S., Andrew, N., Arlettaz, R., Barbaro, L., Barsoum, N., Bartonova, A., Belskaya, E., Bonada, N., Brind'Amour, A., Carvalho, R., Castro, H., Chmura, D., Choler, P., Chong-Seng, K., Cleary, D., Cormont, A., Cornwell, W., de Campos, R., Chase, J.M., 2020. A global database for metacommunity ecology, integrating species, traits, environment and space. Scientific Data 7(1), 6.

Joloroo, H., Rouhi, M.E., Memarian, H., 2016. Determining rangeland suitability model for sheep grazing using GIS (case study: Baqeran watershed). Natural Ecosystems of Iran 6(4), 69-81. (In Persian)

Keegan, K.L., Rota, J., Zahiri, R., Zilli, A. Wahlberg, N., Schmidt, B. C. Lafontaine, J. D., Goldstein, P.Z., Wagner, D.L. 2021. Toward a Stable Global Noctuidae (Lepidoptera) Taxonomy, Insect Systematics and Diversity 5(3), 1.

Kral-O'Brien, K.C., Harmon, J.P., 2021. The expanding role of movement behavior in insect conservation ecology. Current Opinion in Insect Science 45, 69-74.

Koleff, P., Gaston, K.J., Lennon, J.J., 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. Journal of Animal Ecology 72, 367-382.

Körner, C., Paulsen, J., 2004. A world-wide study of high altitude treeline temperatures. Journal of Biogeography 31(5), 713-732.

Kravchenko, V.D., 2007. The lepidoptera of Israel (Vol. 2). Pensoft.

Kumar, A., Patil, M., Kumar, P., Singh, A.N., 2024. Determinants of plant species richness along elevational gradients: insights with climate, energy and water–energy dynamics. Ecological Processes 13, 86.

Lazarina, M., Charalampopoulos, A., Psaralexi, M., Krigas, N., Michailidou, E., Kallimanis, A.S., Sgardelis, S.P., 2019. Diversity Patterns of Different Life Forms of Plants along an Elevational Gradient in Crete, Greece. Diversity 11(10):200.

Li, J., Pandey, B., Dakhil, M.A., 2022. Precipitation and potential evapotranspiration determine the distribution patterns of threatened plant species in Sichuan Province, China. Scientific Reports 12(1), 22418.

Lin, X., Zhang, X., Tan, L., Tian, Z., Li, J., Luo, Q., Resh, V.H., Cai, Q., Chiu, M.-C., 2025. Temporal ecological processes have different seasonal influences on multiple dimensions of riverine insect diversity in China. Ecological Indicators 141, 109115.

Lödl M., Gaal-Haszler S., Jovanovic-Kruspel S., Ronkay G., Ronkay L., Varga Z., 2012. The Vartian Collection. Part I. Noctuoidea. Heterocera Press, Budapest, 304 p.

Luo, Z., Tang, S., Li, C., Chen, J., Fang, H., Jiang, Z., 2011. Do Rapoport's Rule, Mid-Domain Effect or Environmental Factors Predict Latitudinal Range Size Patterns of Terrestrial Mammals in China? PLoS ONE. 6(11), e27975.

Magurran, A. E., 2013. Ecological diversity and its measurement. Springer, Netherlands.

McCain, C. M., Grytnes, J. A., 2010. Elevational gradients in species richness. Encyclopedia of life sciences, 15, 1-10.

Mori, A. S., Isbell, F., Seidl, R., 2018. β-diversity, community assembly, and ecosystem functioning. Trends Ecology and Evolution 33, 549-564.

Musciano, P., Zannini, A., Chiarucci, M., 2021. Investigating elevational gradients of species richness in a Mediterranean plant hotspot using a published flora. Frontiers of Biogeography, 11,124-136.

Noei, J., Rabieh, M. M., 2020. Faunistic study of terrestrial Parasitengone mite's ectoparasite of Arthropoda in the mountain range of Bagheran of South Khorasan province. Iran National Science Foundation, 97024748. (In Persian)

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2014. Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.2-0. http://CRAN.Rproject.org/package=vegan

Petsch, D.K., Saito, V.S., Landeiro, V.L., Silva, T.S.F., Bini, L.M., Heino, J., Soininen, J., Tolonen, K. T., Jyrkänkallio-Mikkola, J., Pajunen, V., Siqueira, T., Melo, A. S., 2021. Beta diversity of stream insects differs between boreal and subtropical regions, but land use does not generally cause biotic homogenization. Freshwater Biology 66(2), 263-276.

Pulido-Pastor, A., Márquez, A.L., Guerrero, J. C., García-Barros, E., Real, R., 2021. Metapopulation Patterns of Iberian Butterflies Revealed by Fuzzy Logic. Insects, 12, 392.

R Core Team, 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Rabieh, M.M., Rostampour, M., 2025. Biodiversity of noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae) in the Ark protected area, East Iran. Journal of Entomological Society of Iran 45(2), 267-284.

Raven, P.H., Wagner, D.L., 2021. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. Proceedings of the National Academy of Sciences 118(2), e2002548117.

Ricotta C., 2017. Of beta diversity, variance, evenness, and dissimilarity. Ecology and evolution, 7(13), 4835-4843.

Schroeder, L., Robles, V., Jara-Arancio, P., Lapadat, C., Hobbie, S. E., Arroyo, M. T. K., Cavender-Bares, J., 2024. Drivers of plant diversity, community composition, functional traits, and soil processes along an alpine gradient in the central Chilean Andes. Ecology and Evolution 14(2), e10888.

Soininen, J., Heino, J., Wang, J., 2018. A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. Global Ecology and Biogeography 27(1), 96-109.

Vieira, L.R., Henriques, N.R., de Souza, M.M., 2022. Communities of Lepidoptera along an elevational gradient in the Brazilian Atlantic Forest (Lepidoptera: Papilionoidea). SHILAP Revista de lepidopterologí, 50(197), 175-189 .

Villaseñor-Amador, D., Benites, P., Sandoval-Becerra, F.M., Rosas-Mejía, M., Zaldívar-Riverón, A., Janda, M., 2025. Unravelling high insect diversity and community turnover along a tropical-temperate elevation gradient: A metabarcoding approach. Plos ONE 20(7), e0327884.

Wagner, D. L., 2020. Insect declines in the Anthropocene. Annual Review of Entomology 65(1), 457-480.

Wang, D., Zhang, Y., Lu, L., Li, S., Wang, R., 2025. Butterfly diversity patterns provide new insights into biodiversity conservation in China. Global Ecology and Biogeography 34(1), e13946.

Warzecha, D., Diekötter, T., Wolters, V., Jauker, F., 2021. Spatial configuration and landscape context of wildflower areas determine their benefits to pollinator α-and β-diversity. Basic and Applied Ecology 56, 335-344.

Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecological Monographs 30, 279-338.

Xu, M., Du, R., Li, X., Yang, X., Zhang, B., Yu, X., 2021. The mid-domain effect of mountainous plants is determined by community life form and family flora on the Loess Plateau of China. Scientific Reports 11(1), 10974.

Yao, Z., Xin, Y., Ma, Z., Zhao, L., Mu, W., Guo, J., Ali, A., 2024. Plant beta-turnover rather than nestedness shapes overall taxonomic and phylogenetic beta-diversity triggered by favorable spatial–environmental conditions in large-scale Chinese grasslands. Frontiers of Plant Sciences 15:1285787.

Zhang, X., Liu, Y., Wang, J., Li, S., Chen, Y., 2024. Adaptation and adaptive evolution of high-altitude plants: Insights from transplantation and multi-omics techniques. International Journal of Molecular Sciences 25(23), 12666.