

DOI: 10.20103/j.stxb.202407101611

柳书俊, 王志杰, 代磊, 周学霞, 胡嫦月, 吴超. 喀斯特山地城市遗存山体植物多样性及其生境斑块面积效应. 生态学报, 2025, 45(17): - .
Liu S J, Wang Z J, Dai L, Zhou X X, Hu C Y, Wu C. The area effect of habitat patches on plant diversity in remnant mountains in karst mountainous cities. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(17): - .

喀斯特山地城市遗存山体植物多样性及其生境斑块面积效应

柳书俊, 王志杰*, 代磊, 周学霞, 胡嫦月, 吴超

贵州大学生命科学学院, 贵阳 550025

摘要: 喀斯特山地城市遗存山体是生物多样性资源的主要聚集地和生物多样性保护利用的关键区域, 明晰不同规模遗存山体植物多样性特征, 对喀斯特山地城市生态恢复与植物多样性保护具有重要的意义。本研究以喀斯特山地城市(贵阳市中心城区)不同规模遗存山体为研究对象, 运用单因素方差分析、最小显著性差异法(LSD)、一元线性回归等方法, 分析了城市遗存山体的植物多样性特征及其与山体规模的关系。结果发现:(1) 9 座山体共记录植物 342 种隶属 102 科 257 属, 大、中、小型山体分别记录植物 255、107、171 种, 植物 α 多样性均表现为草本层和灌木层高于乔木层的特征。(2) 遗存山体规模对植物多样性有显著影响, 植物群落 α 和 β 多样性指数均表现为大型山体最大、中型山体最小的特征。(3) 遗存山体植物群落 α 多样性指数总体上与山体面积呈线性正相关关系; 但当遗存山体面积小于 10 hm^2 时, 植物群落 α 多样性指数与山体面积呈负相关关系。因此, 在喀斯特山地城市的城市建设和生物多样性保护过程中需尽可能减少对大型遗存山体的切割和蚕食, 同时加强对现存小型山体植物多样性的保护。研究结果可为山地城市植物多样性保护与规划提供理论支持与科学依据。

关键词: 喀斯特山地城市; 遗存山体; 山体规模; 植物多样性

The area effect of habitat patches on plant diversity in remnant mountains in karst mountainous cities

LIU Shujun, WANG Zhijie*, DAI Lei, ZHOU Xuexia, HU Changyue, WU Chao

College of Life Sciences, Guizhou University, Guiyang 550025, China

Abstract: The remnant of karst mountainous cities is a vital hub for biodiversity resources and a crucial zone for its conservation and utilization. Understanding the plant diversity characteristics of remnant mountains of different scales holds immense significance for the ecological restoration and protection of plant diversity in these karst mountainous cities. This study focused on remnant mountains of varying sizes in the central urban area of Guiyang, a karst mountainous city, as the research objects, and analyzed the characteristics of plant diversity in urban remnant mountains as well as the relationship between plant diversity and mountain scale using one-way analysis of variance, the least significant difference method (LSD), and univariate linear regression. The results showed that: (1) a total of 342 plant species belonging to 102 families and 257 genera were recorded across the nine mountains studied. Specifically, 255, 107, and 171 plant species were found in large, medium, and small mountains, respectively. Within these mountains, the α diversity of plants revealed that the herb layer and the shrub layer exhibited greater diversity compared to the tree layer. (2) The α and β diversity indices of plant communities were highest in the large mountain and lowest in the medium mountain, indicating that the scale of

基金项目: 贵州省基础研究计划(自然科学)重点项目(黔科合基础 ZD[2025]090); 国家自然科学基金项目(42061039); 贵州大学培育项目(贵大培育[2020]46)

收稿日期: 2024-07-10; 网络出版日期: 2025-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zjwang3@gzu.edu.cn

remnant mountains has a notable impact on plant diversity. (3) The α diversity index of plant communities in the remnant mountain was positively correlated with the mountain area. However, when the remnant mountain area was less than 10 hm², the α diversity index of mountain plant communities was negatively correlated with the mountain area. Thus, in the context of urban construction and biodiversity protection in karst mountainous cities, it is imperative to minimize the fragmentation and encroachment of large remnant mountains, while also strengthening the protection of plant diversity in existing small mountains. The findings of this study could provide theoretical support and a scientific foundation for the conservation and planning of plant diversity in mountainous cities.

Key Words: karst mountainous cities; remnant mountain; scale mountain; plant diversity

城市化是全球环境变化的重要驱动力之一,其快速推进对生物和非生物生态系统产生了深远影响^[1-2]。研究预测,未来 30 年,全球城市人口将增加 25 亿,城市用地需求将大幅扩张,城市化已成为 21 世纪最重要的全球性变革之一^[3]。然而,城市化通常伴随着自然生态系统的退化,对全球生物多样性构成严重威胁^[4],并对城市可持续发展带来重大挑战^[5]。因此,如何在城市化进程中有效保护和维持生物多样性,对于推动城市生态系统的可持续发展具有重要的理论和实践意义。

在城市化进程中,生境斑块面积作为影响植物多样性的重要因素,受到学术界的广泛关注^[6-7]。根据岛屿生物地理学理论,生境面积与植物物种的丰富度和多样性呈正相关关系,即面积越大,物种丰富度越高^[8]。然而,这一理论在实际应用中存在争议^[9-11]。一方面,它倾向于优先保护大型、高连接的区域,而对于小型、孤立栖息地斑块的保护价值存在矛盾态度^[12]。另一方面,在某些生态系统中,当岛屿面积低于某个阈值时,物种丰富度与面积的正相关关系不成立,即“小岛屿效应”^[9-10]。例如,印度西高止山脉热带森林的研究表明,藤本植物物种丰富度随斑块大小增加而增加,但在中度或高度干扰下,这种正相关关系不复存在^[11]。类似地,在加拿大尼亚加拉崖地生物保护区内,植物物种多度、丰富度和多样性与生境面积并无显著相关性^[13]。此外,由于城市生境斑块间的陆地基质与传统岛屿的水基质存在本质差异,岛屿生物地理学理论可能不适用于解释其面积与植物多样性的关系^[14]。总体而言,尽管生境斑块面积作为物种多样性的重要影响因子已得到广泛共识,但其对植物多样性的影响因研究对象和区域特征差异而存在显著差异,且主要集中在物种丰富度方面。值得注意的是,针对喀斯特山地城市内特殊的遗存山体生境斑块面积与植物多样性的关系研究鲜有报道。以贵阳市为典型代表的我国西南喀斯特山地城市中广泛分布着大量的喀斯特城市遗存山体,这些山体与城市景观交织在一起,此乃形成了独特的“城-山”交错景观。喀斯特城市遗存山体,作为山地城市中被不透水表面所侵占而被包围的特殊生境斑块,对于维护城市生态系统健康和稳定、保护生物多样性、以及提供生态系统服务具有重要意义^[15-16]。然而,随着城市化进程的不断加快,大量喀斯特山体生境斑块被包围进城市内部范围,同时,原有的城市遗存山体也遭受严重的破坏,被不断的切割、蚕食,甚至被不透水面所取代。这一现象导致了喀斯特城市遗存山体生境斑块呈现“岛屿化”趋势或消失,其规模和形态结构发生了显著变化,不仅严重破坏了生物物种栖息地,还导致本地物种数量减少甚至灭绝,进而降低了生物多样性,对城市生态系统服务造成严重影响^[15,17]。城市遗存山体作为喀斯特山地城市生物多样性资源主要集聚地,其生物多样性维持和永续利用对于喀斯特山地城市生物多样性保护和生态文明建设至关重要。近年来,关于喀斯特山地城市遗存山体生物多样性相关的研究受到学者的广泛关注。然而,相关研究主要集中在城市扩张^[18]、人为干扰方式^[19]、城市基质^[20-21]和土壤理化性质^[22]等因素对植物多样性的影响方面,而针对遗存山体生境斑块规模与植物多样性的关系研究较为薄弱。生境斑块面积作为影响生物多样性的重要因素之一,开展不同遗存山体斑块规模的生物多样性特征研究,对于喀斯特山地城市合理开发利用遗存山体资源、科学保护遗存山体生物多样性、协调城市发展与生物多样性保护关系具有重要的科学和实践意义。

本研究以黔中喀斯特山地贵阳市中心城区不同规模典型城市遗存山体为研究对象,通过分析不同规模遗存山体各生活型植物物种多样性的差异,剖析遗存山体斑块规模与植物多样性之间的关系,揭示遗存山体规

模对植物多样性的影响,以期为黔中喀斯特山地城市乃至喀斯特地区的生态恢复及生物多样性保护提供理论支撑和科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

贵阳市中心城区(26°21′—26°48′N,106°30′—107°55′E)地处黔中腹地,其国土面积约 1188 km²,属亚热带季风气候,年均气温约 15.3 °C,年均降水量 1197—1248 mm^[15,23]。研究区地形地貌起伏大、西南高东北低、山多坡陡、地块破碎、切割纵深,喀斯特发育强烈,地表渗透性强,山地面积占 52.30%,平均海拔 1200 m 左右,生态环境脆弱且空间异质性明显^[24—25]。2020 年贵阳市森林覆盖率达 55.0%,植被类型多样,生物多样性丰富^[26—27]。近年来,随着城市化进程加快,大量喀斯特山体被迫进城,城市遗存山体不断被切割、破坏和蚕食^[28]。截止 2020 年,中心城区共有 1275 座遗存山体,以面积小于 10 hm²和 10—50 hm²的山体为主^[15]。目前,城市遗存山体仍面临不断受到侵占、分割或吞噬,且很少甚至没有受到任何保护与管理,山体斑块数量与面积正在急剧减少^[20]。

1.2 数据来源及预处理

本研究以贵阳市中心城区 2020 年 Gaofen-1 satellite 系列高分辨率(空间分辨率为 2 m×2 m)遥感影像为基础数据,基于 ArcGIS10.5 软件,通过目视解译结合野外实地调查验证,构建研究区遗存山体空间属性数据库。由于植物多样性的影响因素复杂多样,其中,人为干扰是影响城市山体植物多样性的重要因素之一^[29—31],因此,本研究参考相关研究^[11,15,32],并结合研究区实际情况,从遗存山体中选取与周边不透水面的镶嵌程度(高镶嵌)、受干扰程度(中等干扰)、森林类型(天然次生林)和土壤类型基本一致的大型(10—50 hm²)、中型(5—10 hm²)和小型(<5 hm²)遗存山体各 3 座作为本研究对象(表 1),从而尽可能避免其它生物和非生物因素(包括人为干扰)对所选取遗存山体植物多样性的影响,以准确地研究斑块面积对植物多样性的影响。

表 1 不同规模城市遗存山体基本信息

Table 1 Basic information of different scales urban remnant mountains

编号 Number	面积 Area/hm ²	经度 Longitude	纬度 Latitude	平均海拔 Average elevation/m	土壤类型 Soil types	干扰类型 Disturbance types	干扰程度 Degree of disturbance	森林类型 Forest types
S1	1.36	26.477778N	106.627694E	1205.86	黄壤	建筑侵占	中等干扰	天然次生林
S2	3.40	26.514111N	106.715194E	1096.46	黄壤	游人、建筑侵占、公园化利用	中等干扰	天然次生林
S3	4.76	26.573389N	106.721472E	1063.84	黄壤	游人、建筑侵占、公园化利用	中等干扰	天然次生林
M1	7.92	26.538278N	106.719472E	1109.52	黄壤	建筑侵占	中等干扰	天然次生林
M2	8.19	26.533528N	106.714667E	1087.42	黄壤	游人、建筑侵占、公园化利用	中等干扰	天然次生林
M3	8.78	26.518028N	106.684111E	1093.42	黄壤	游人、建筑侵占、公园化利用	中等干扰	天然次生林
L1	10.05	26.609306N	106.620611E	1254.72	黄壤	游人、建筑侵占、公园化利用	中等干扰	天然次生林
L2	13.30	26.657083N	106.633306E	1296.09	黄壤	游人、建筑侵占、公园化利用	中等干扰	天然次生林
L3	18.52	26.637833N	106.663472E	1264.37	黄壤	建筑侵占	中等干扰	天然次生林

S:小型山体;M:中型山体;L:大型山体

1.3 植物群落样地设置及调查

采用样带-样地调查法,在水平和垂直方向分别设置调查样带,进行典型遗存山体植物多样性调查。其中:水平方向以每座山体边缘向山体中心,沿四方向(东、西、南、北)设置“十”字型调查样带;垂直方向以每座山体山脚向山顶,沿相对海拔变化梯度(山脚、山腰、山顶)设置垂直调查样带。样地大小为 30 m×30 m,每座山体共 9 个样地,共 81 个调查样地;每个样地内按照“品”字型设置 3 个调查样方,样方为嵌套型。每个样方之间的间隔不少于 3—5 m,其中:乔木样方大小为 10 m×10 m,灌木样方大小为 5 m×5 m,草本样方大小为

2 m×2 m^[19-20]。

参照《植物社会学理论与方法》，对样方内所有植物（乔木层、灌木层和草本层）进行调查，测量并记录乔木层（胸径≥5 cm）物种名、数量、高度、胸径、冠幅、层盖度、样方盖度等；灌木层（包括胸径<5 cm 的小乔木）物种名、平均高度、层盖度、平均基径、样方盖度、分盖度、株数等；草本层的物种名、株数、层盖度、样方盖度、多度、平均高度、分盖度等；使用 GPS 记录每个样方的经度、纬度、海拔、坡度、坡向等信息。

1.4 植物物种多样性指数测定

选取重要值(*IV*)对物种组成及结构进行评价^[33]。此外,选取 α 和 β 两类多样性指数对物种多样性进行计算。 α 多样性指数选取 Margalef 指数 (*R*)、Shannon-Wiener 指数 (*H*)、Simpson 指数 (*D*) 和 Pielou 指数 (*E*)^[16]。 β 多样性指数选取 Jaccard 相异性系数 (β_{jac}) 和 Sørensen 相异性系数 (β_{sor})^[34]。各指标计算公式如下:

(1) 重要值(*IV*):

$$RD_i = D_i / \sum D \quad (1)$$

$$RH_i = H_i / \sum H \quad (2)$$

$$RDM_i = BA_i / \sum BA \quad (3)$$

$$RC_i = C_i / \sum C \quad (4)$$

$$IV_i(\text{trees}) = (RD_i + RH_i + RDM_i) / 3 \quad (5)$$

$$IV_i(\text{shrubs or herbs}) = (RH_i + RC_i) / 2 \quad (6)$$

式中: RD_i 为物种 *i* 的相对密度, D_i 为物种 *i* 的密度, $\sum D$ 为所有物种的密度之和; RH_i 为物种 *i* 的相对高度, H_i 为物种 *i* 的高度, $\sum H$ 为所有物种的高度之和; RDM_i 为物种 *i* 的相对优势度, BA_i 为物种 *i* 的胸高断面积, $\sum BA$ 为所有物种的胸高断面积之和; RC_i 为物种 *i* 的相对盖度, C_i 为物种 *i* 的平均盖度, $\sum C$ 为所有物种的平均盖度之和; $IV_i(\text{trees})$ 为乔木层物种 *i* 的重要值, $IV_i(\text{shrubs or herbs})$ 为灌木层或草本层物种 *i* 的重要值。

(2) Margalef 指数 (*R*):

$$R = \frac{(S-1)}{\ln N} \quad (7)$$

(3) Simpson 指数 (*D*):

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad (8)$$

(4) Shannon-Wiener 指数 (*H*):

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (9)$$

(5) Pielou 指数 (*E*):

$$E = H / \ln S \quad (10)$$

(6) Jaccard 相异性系数 (β_{jac}):

$$\beta_{jac} = \frac{b+c}{a+b+c} \quad (11)$$

(7) Sørensen 相异性系数 (β_{sor}):

$$\beta_{sor} = \frac{b+c}{2a+b+c} \quad (12)$$

式中: S 为物种数目, N 为所有物种个体数之和, P_i 即为 N_i/N , N_i 为物种 *i* 的相对个体数; a 为两个群落的共有物种数, b 和 c 分别是两个群落各自特有的物种数。

1.5 数据处理

采用 R 4.3.2 软件计算重要值和多样性指数;采用 SPSS 22.0 软件进行单因素方差分析和回归分析,比较不同规模遗存山体的植物多样性差异;采用 Origin 2021 软件和 R 4.3.2 软件制图。

2 结果分析

2.1 物种组成及重要值特征

本研究调查的贵阳市 9 座城市遗存山体共记录植物 342 种,隶属 102 科 257 属(图 1)。其中,乔木层记录植物 84 种,隶属 39 科 68 属,主要为马尾松(*Pinus massoniana*)、亮叶桦(*Betula luminifera*)、女贞(*Ligustrum lucidum*)、白栎(*Quercus fabri*)和朴树(*Celtis sinensis*)等;灌木层记录植物 171 种,隶属 60 科 124 属,主要为油茶(*Camellia oleifera*)、白栎、烟管荚蒾(*Viburnum utile*)、女贞和朴树等;草本层记录植物 153 种,隶属 54 科 126 属,主要为贵州鳞毛蕨(*Dryopteris wallichiana* var. *kweichowicola*)、狗脊(*Woodwardia japonica*)、芒萁(*Dicranopteris pedata*)、芒(*Miscanthus sinensis*)和求米草(*Oplismenus undulatifolius*)等(图 1 和图 2)。

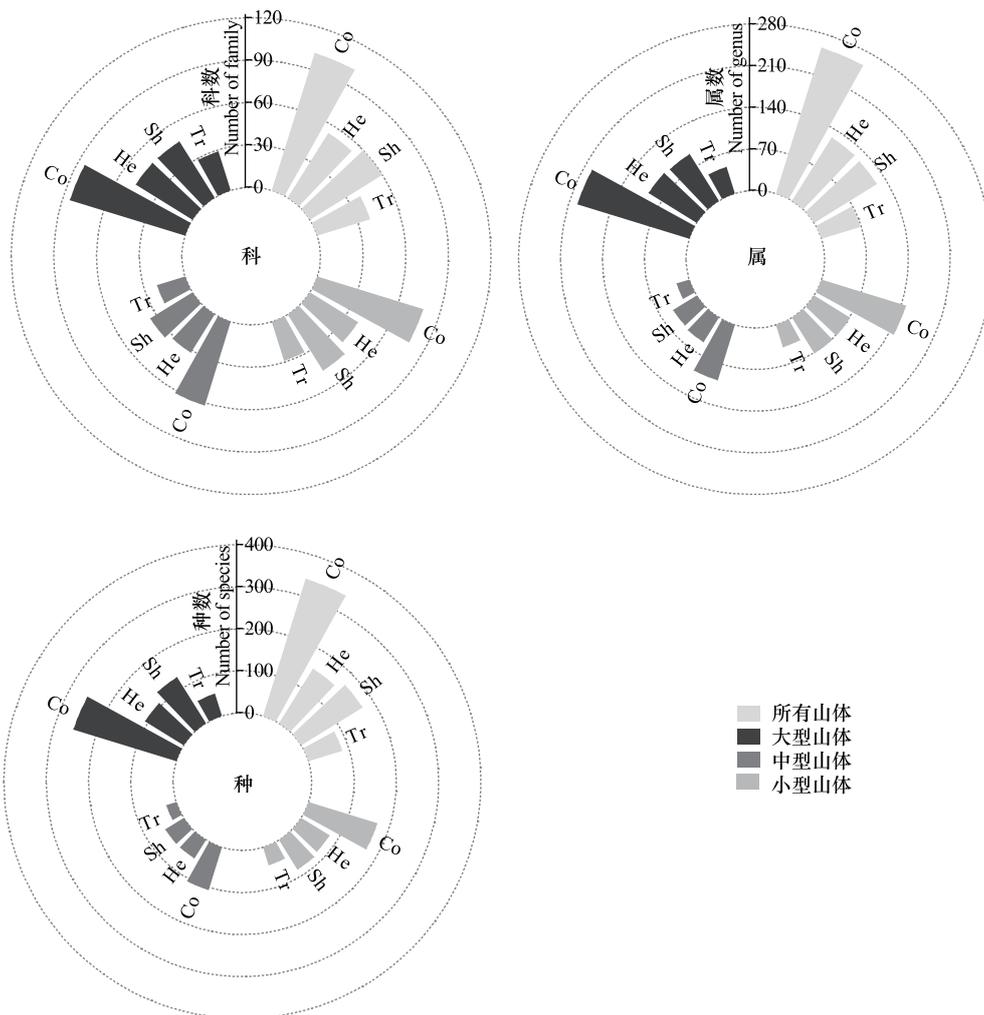


图 1 不同规模遗存山体各层次植物物种统计

Fig.1 Statistics of plant species at different levels in remnant mountains of different scales

Tr: 乔木层;Sh: 灌木层;He: 草本层;Co: 群落

大型山体共记录植物 255 种,隶属 85 科 196 属;其中,乔木层记录植物 56 种,优势种主要为马尾松、亮叶桦和女贞;灌木层记录植物 130 种,优势种主要为烟管荚蒾、川榛(*Corylus heterophylla* var. *sutchuenensis*)和竹

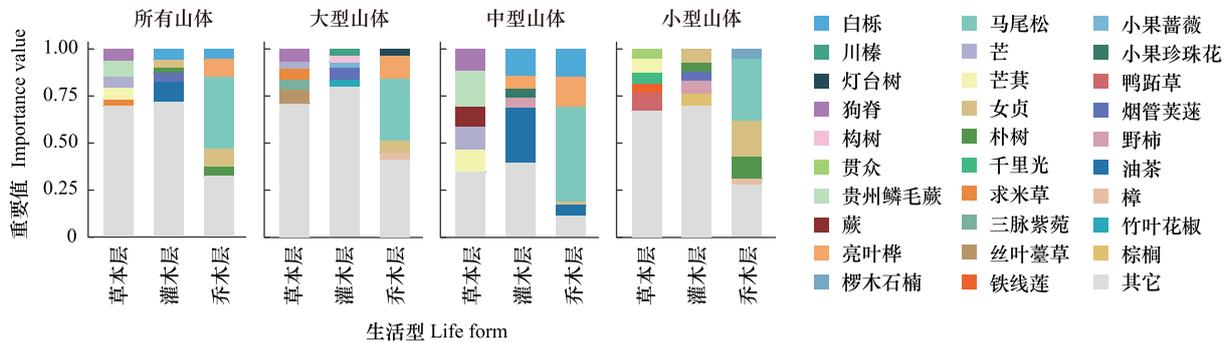


图2 不同规模遗存山体主要植物及重要值

Fig.2 Main plants and important values of remnant mountains of different scales

图中仅列出重要值排名前5的物种

叶花椒 (*Zanthoxylum armatum*); 草本层记录植物 108 种, 优势种主要为丝叶薹草 (*Carex capilliformis*)、狗脊和求米草 (图 1 和图 2)。中型山体共记录植物 107 种, 隶属 62 科 98 属; 其中, 乔木层记录植物 25 种, 优势种主要为马尾松、亮叶桦和白栎; 灌木层记录植物 52 种, 优势种主要为油茶、白栎和亮叶桦; 草本层记录植物 52 种, 优势种主要为贵州鳞毛蕨、芒萁和芒 (图 1 和图 2)。小型山体共记录植物 171 种, 隶属 78 科 148 属; 其中, 乔木层记录植物 45 种, 优势种主要为马尾松、女贞和朴树; 灌木层记录植物 84 种, 优势种主要为女贞、油茶和棕榈 (*Trachycarpus fortunei*); 草本层记录植物 79 种, 优势种主要为鸭跖草 (*Commelina communis*)、芒萁和千里光 (*Senecio scandens*) (图 1 和图 2)。

2.2 不同规模遗存山体植物 α 多样性指数分析

不同规模城市遗存山体乔木层之间的 4 种 α 多样性指数均表现为: 大型山体 > 小型山体 > 中型山体, 且仅在大型和小型山体间无显著差异 ($P > 0.05$) (图 3)。灌木层之间的 Margalef 指数、Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数均表现为: 大型山体 > 小型山体 > 中型山体, 且不同规模山体两两之间存在显著差异 ($P < 0.05$); 而 Pielou 指数表现为: 小型山体 > 大型山体 > 中型山体, 且仅在大型和小型山体间无显著差异 ($P > 0.05$) (图 3)。草本层之间的 4 种 α 多样性指数均表现为: 大型山体 > 小型山体 > 中型山体, 且仅 Pielou 指数在大型和小型山体间无显著差异 ($P > 0.05$) (图 3)。总体来看, 不同规模城市遗存山体整体群落之间的 4 种 α 多样性指数均表现为: 大型山体 > 小型山体 > 中型山体, 且除 Pielou 指数仅在大型和小型山体间无显著差异 ($P > 0.05$) 外, 其余 3 种 α 多样性指数均在不同规模山体两两之间存在显著差异 ($P < 0.05$) (图 3)。

大型山体不同生活型植物 Margalef 指数和 Shannon-Wiener 指数均表现为: 灌木层 > 草本层 > 乔木层, 且不同生活型植物两两之间均存在显著差异 ($P < 0.05$); Simpson 指数和 Pielou 指数均表现为: 草本层 > 灌木层 > 乔木层, 且 Simpson 指数仅在草本层和灌木层之间无显著差异 ($P > 0.05$), Pielou 指数在不同生活型植物两两之间均存在显著差异 ($P < 0.05$) (图 4)。中型山体的 Pielou 指数表现为: 草本层 > 灌木层 > 乔木层, 其余 3 个多样性指数则均表现为: 灌木层 > 草本层 > 乔木层, 且 4 种 α 多样性指数均在灌木层和草本层之间差异不显著 ($P > 0.05$) (图 4)。小型山体的 Margalef 指数和 Pielou 指数均表现为: 草本层 > 灌木层 > 乔木层, 且 Margalef 指数仅在草本层和灌木层间差异不显著 ($P > 0.05$), Pielou 指数在不同生活型植物两两之间均存在显著差异 ($P < 0.05$); Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数均表现为: 灌木层 > 草本层 > 乔木层, 且仅在草本层和灌木层之间不存在显著差异 ($P > 0.05$) (图 4)。总体来看, 所有山体的 Pielou 指数表现为: 草本层 > 灌木层 > 乔木层, 且在不同生活型植物两两之间均存在显著差异 ($P < 0.05$); 其余 3 个多样性指数则均表现为: 灌木层 > 草本层 > 乔木层, 且除 Simpson 指数在草本层和灌木层之间无显著差异 ($P > 0.05$) 外, Margalef 指数和 Shannon-Wiener 指数在不同生活型植物两两之间均存在显著差异 ($P < 0.05$) (图 4)。

遗存山体不同生活型各植物 α 多样性指数与山体斑块面积的关系存在差异。其中, 草本层和群落的 4 种

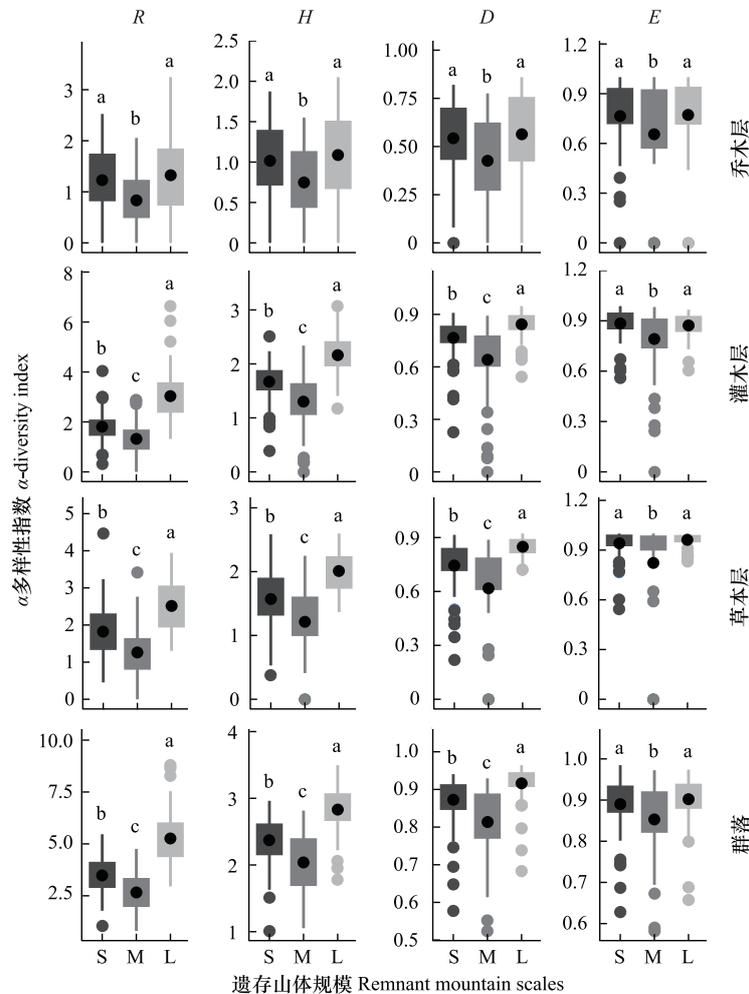


图3 不同规模遗存山体植物 α 多样性指数差异分析

Fig.3 Different scales remnant mountain of plants α diversity indices difference analysis

图中同一指标的相同字母表示无显著差异($P>0.05$),不同字母表示存在显著差异($P<0.05$);R: Margalef 指数;H: Shannon-Wiener 指数;D: Simpson 指数;E: Pielou 指数;S: 小型山体;M: 中型山体;L: 大型山体

α 多样性指数均与遗存山体面积呈线性正相关关系,灌木层仅 Pielou 指数与遗存山体面积呈线性负相关关系,而乔木层的 4 种 α 多样性指数均与遗存山体面积呈线性负相关关系(图 5)。此外,当遗存山体面积小于 10 hm^2 时,乔木层、灌木层、草本层和群落的 α 多样性指数均与遗存山体面积呈线性负相关关系,且灌木层的 Margalef 指数与遗存山体面积之间的线性负相关关系显著($P<0.05$)(图 5)。

2.3 不同规模遗存山体植物 β 多样性指数分析

不同规模遗存山体内部样地间 Jaccard 相异性系数和 Sørensen 相异性系数均表现为:大型山体>小型山体>中型山体,且仅中型与小型山体之间不存在显著差异($P>0.05$),即大型山体内部样地之间的相异性较高,各样地之间的生境差异大,相同物种较少(图 6)。不同规模山体群落间 Jaccard 多样性指数和 Sørensen 多样性指数均表现为:大型 & 中型>大型 & 小型>中型 & 小型,且仅大型 & 中型和中型 & 小型山体两两之间差异显著($P<0.05$),表明中型山体与小型山体间的共有种较多,物种相似性最高,而大型山体与中型山体间的共有种相对较少,物种相似性最低(图 6)。

3 讨论

生境斑块面积与植物多样性的关系一直是科学界的研究热点,众多研究证实,生境斑块面积是影响植物

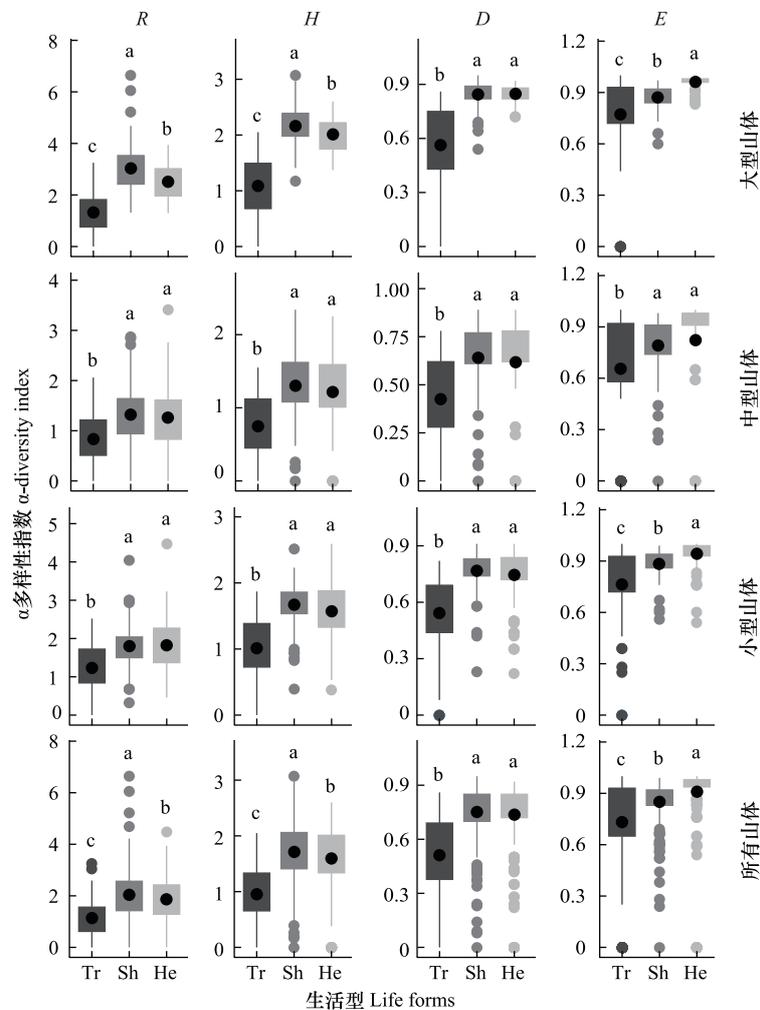
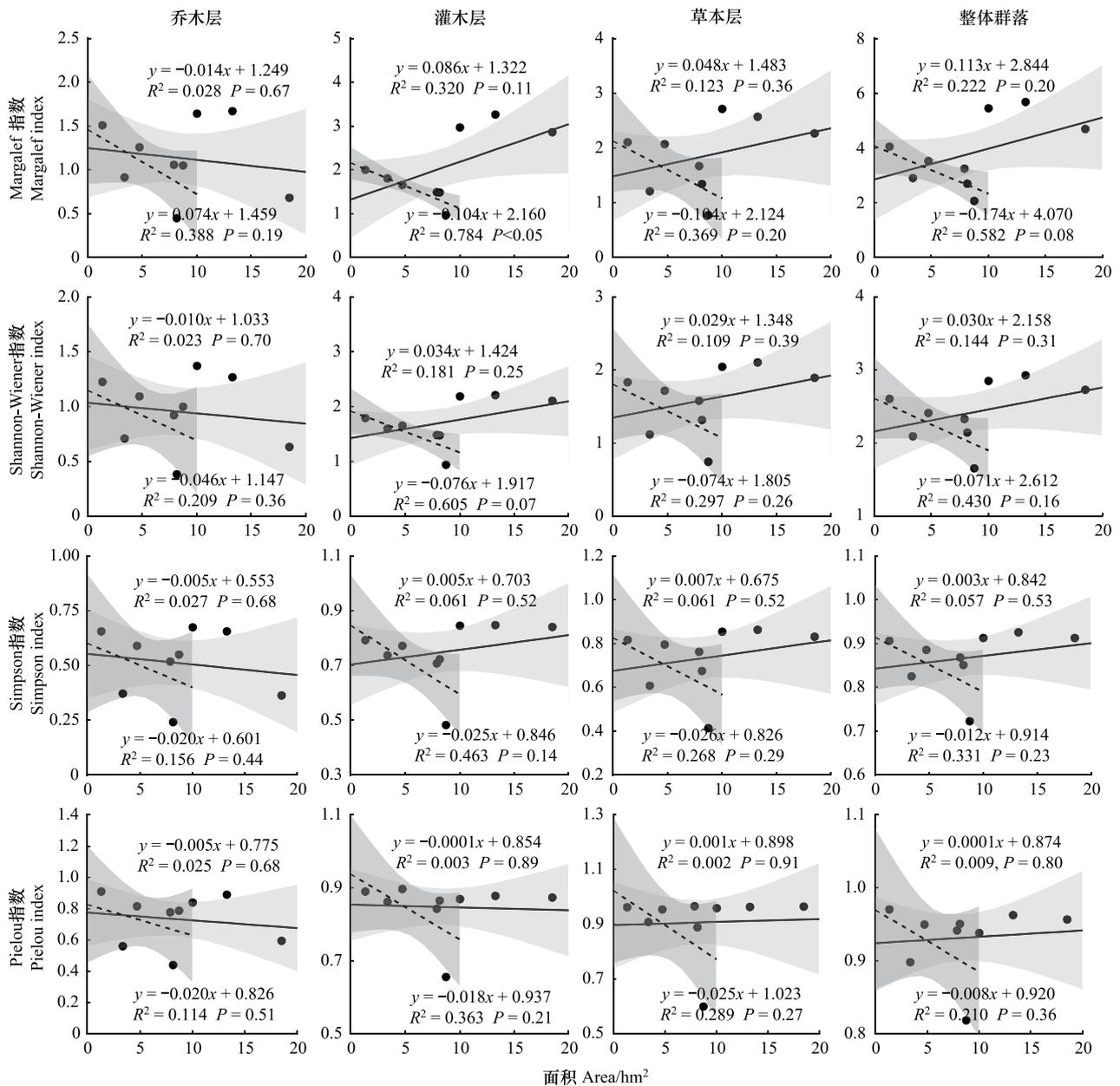


图4 不同生活型植物 α 多样性指数差异分析

Fig.4 Different life forms of plants α diversity indices difference analysis

图中同一指标的相同字母表示无显著差异 ($P>0.05$), 不同字母表示存在显著差异 ($P<0.05$); R: Maraglef 指数; H: Shannon-Wiener 指数; D: Simpson 指数; E: Pielou 指数; Tr: 乔木层; Sh: 灌木层; He: 草本层

物种丰富度和多样性的主要因素^[6]。遗存山体是城市生态系统中的独立景观单元, 具有独特的斑块属性, 可视为具有固定面积和形状的“岛屿”^[35], 为研究山地城市生物多样性与斑块面积特征提供了理想对象。本研究选取典型喀斯特山地城市贵阳市的大、中、小型 3 种规模典型遗存山体各 3 座作为研究对象, 所有山体不同生活型植物 α 多样性均表现为灌木层或草本层最大, 乔木层最小的特征 (图 1, 图 4)。遗存山体群落类型以马尾松+亮叶桦和马尾松+女贞群落为主 (图 2), 马尾松的重要值高达 32.57%—50.40%。乔木层马尾松林冠稀疏, 郁闭度低, 为灌草层提供良好的光照, 且灌木层中有较多的乔木层物种的幼树和幼苗出现^[36-37], 因此乔木层的物种数和多样性低于灌木层和草本层。此外, 已有研究表明, 不同森林生态系统中乔灌草物种多样性存在显著差异^[38]。例如, 在亚热带森林中, 局部环境差异导致乔灌草物种多样性表现为草本层>灌木层>乔木层、灌木层>草本层>乔木层或乔木层最大等多种情况^[36]。本研究同样发现, 草本层对小型山体的植物多样性贡献最大, 而灌木层对中型和大型遗存山体的植物多样性贡献最大, 不同规模遗存山体的乔木层多样性均较低 (图 4)。乔木层对生境的要求比灌木更严格, 而草本层对生境的要求则低于灌木, 乔木层物种多样性较低可能是由于乔木对生活空间的需求更高、生长周期较长且再生速度较慢^[39]。同时, 乔木层重要值排名前 5 的物种的重要值之和远大于灌木层和草本层 (图 1), 表明乔木层的优势种具有更高的优势程度, 物种组成较为单

图 5 遗存山体植物 α 多样性指数随山体面积的变化Fig.5 Changes of plants α diversity index of remnant mountain with mountain area

图中阴影区域表示 95% 置信水平下的置信区间

一,从而导致其物种多样性相对较低。尽管本研究中遗存山体的受干扰程度基本相同,但这种干扰对不同规模山体的影响不同^[20]。例如,对于大型山体而言,这种干扰可能被视为轻度干扰,而对于中型和小型山体则可能为中度或重度干扰。这种差异可能导致大型山体的生境多样性和异质性优于中型和小型山体。此外,不同规模遗存山体灌木层与草本层物种数之比越小(图 1),植物 α 多样性越低(图 3)。相关研究也表明,灌木植物的增加会降低生态系统的物种多样性^[40]。

本研究发现,大型山体的植物 α 多样性指数显著($P < 0.05$)大于中型和小型山体(图 3),支持了面积决定植物多样性的理论^[41-42]。具体而言,较大的斑块因坡度和降水变化更丰富、生境多样性更高,能提供更多的生态位,满足更多物种的生存需求^[43]。相反,较小斑块因资源和空间有限,种间竞争激烈,可能导致非随机物种灭绝和物种多样性降低^[43-44]。然而,尽管种-面积关系在许多生态系统中得到了广泛验证,但在城市遗存

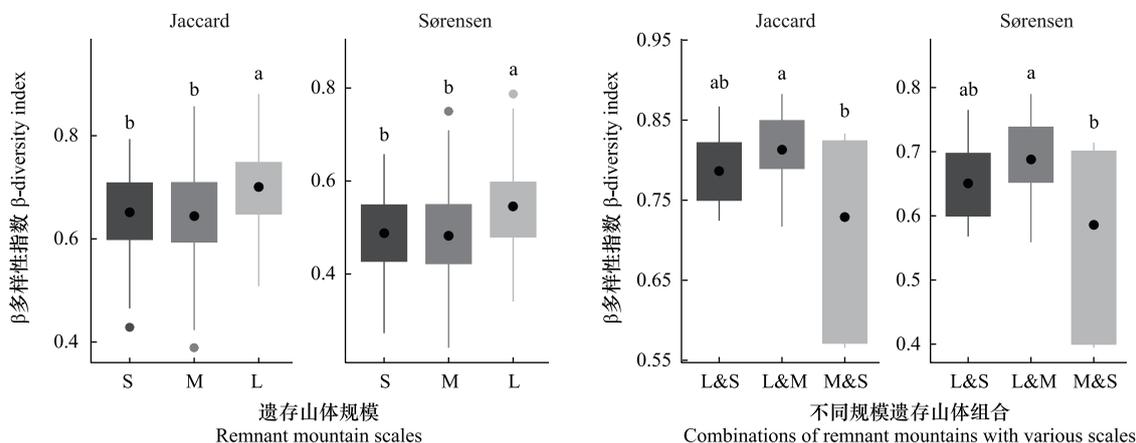


图6 不同规模遗存山体内部样地间和不同规模遗存山体间 β 多样性指数

Fig.6 β diversity index among samples within mountains of different scales

图中同一指标的相同字母表示无显著差异 ($P > 0.05$), 不同字母表示存在显著差异 ($P < 0.05$); S: 小型山体; M: 中型山体; L: 大型山体

山体中, 这一关系可能因人类活动的直接和间接影响而有所不同^[20,45]。例如, 在中度或高度干扰的森林中, 藤本植物的物种丰富度并不随斑块面积的增加而增加^[11]。此外, 尽管大而完整的斑块对于维持生态过程和生物多样性保护至关重要, 但小斑块在严重改造的人类主导景观中也具有较高的保护价值^[12,46-47]。如果仅关注大片、完整且高度连接的区域, 而忽视小而孤立的遗存生境, 许多物种可能面临灭绝风险^[12,48]。在本研究中, 中型山体的乔木层、灌木层和草本层重要值排名前5的物种的重要值之和远大于小型山体(图2), 表明中型山体中不同生活型植物的优势种具有更高的优势程度, 物种组成相对单一, 从而导致物种多样性较低。因此, 小型山体的植物 α 多样性指数显著大于中型山体 ($P < 0.05$) (图3)。相关研究也表明, 当小岛屿的取样面积比例大于大岛屿时, 小岛屿的物种丰富度可能更大^[49-50]。在本研究中, 各遗存山体的取样面积相同, 这意味着取样面积比例随山体面积的增加而减小。如果小型斑块覆盖更广泛的地形梯度, 它们可能比中型或大型斑块容纳更多物种, 表现出更高的生境异质性^[45]。此外, 大型山体内部各样地间的 β 多样性指数最大, 中型山体内部各样地间的 β 多样性指数最小(图6)。这表明大型山体内部生境差异大、生境异质性高, 相同物种数量最少^[34], 进一步印证了其 α 多样性最大; 而中型山体内部生境差异小于小型山体, 生境异质性低, 相同物种相对较多, 这也证实了小型山体的 α 多样性大于中型山体(图6, 图3)。

此外, 植物群落 α 多样性整体上随遗存山体面积的增大而增大(图5), 与经典岛屿生物地理学理论中的种-面积关系一致。然而, 当遗存山体面积小于 10 hm^2 时, 植物群落 α 多样性与山体面积呈负相关(图5)。这可能是由于小岛屿效应, 即小型斑块的生境异质性、随机因素或偶发性干扰导致物种丰富度不再随面积增加而增加, 甚至可能降低^[9,51-53]。例如, Yan et al.^[51] 发现, 在内蒙古残存草地斑块中, 当斑块面积小于 5.1 hm^2 时, 杂草的丰富度随斑块面积增加而显著降低; 表明生境异质性是破碎化景观中小生境岛屿物种丰富度的关键因素。

面积并非影响植物物种丰富度和多样性的唯一因素^[54]。实际上, 植物多样性的形成是一个复杂的过程, 受到气候^[29]、土壤^[22]、地形^[55]、景观格局^[31]和自然或人为干扰^[30]等多种因素的共同作用, 这些因素相互交织, 构成了一个复杂的网络。其中, 气候条件(如温度、降水、光照和风)对生态系统和物种分布具有重要作用, 尤其在大尺度空间和时间上对植物多样性的影响显著^[29,56-57]。例如, 植物物种多样性通常随降雨量增加而增加, 相对温暖湿润的区域往往拥有更高的物种丰富度^[56-57]。土壤作为植物生长的基础, 其养分供应对植物的生长和发育至关重要^[58]。土壤通过水分和养分供应直接影响植物的生长, 尤其是氮和磷作为植物生长的主要限制性元素, 与植物多样性密切相关^[59-60]。此外, 土壤异质性通过增加生态位可用性和创造更多庇护所, 促进植物物种共存和多样性^[59,61]。地形也是影响群落物种多样性的重要非生物因素, 包括海拔、坡度、坡

向和地形起伏度等,地形复杂性(如坡度和坡向的变化)可增加生境多样性,为物种分化和共存提供更多的生态位空间,从而提高物种多样性^[55,62-64]。景观格局中斑块要素、景观破碎化程度和尺度对植物多样性具有重要影响^[31]。例如,增加栖息地斑块的数量可能会提高栖息地面积、景观连通性和栖息地多样性,进而有益于植物多样性^[31,65-66]。此外,自然干扰(如野火、风暴、昆虫爆发)和人为干扰(如放牧、森林砍伐、城市扩张)均可以在不同程度上改变群落的组成和结构,导致物种多样性的显著变化^[30,67-68]。例如,植物多样性随林火强度的增加而减少,放牧强度的上升也会降低短花针茅荒漠草原的植物多样性^[69-70]。然而,“中度干扰假说”认为,物种丰富度和多样性与干扰之间呈驼峰型关系,即中等水平的干扰能够维持最高的生物多样性^[71]。

经典岛屿生物地理学理论和“种-面积关系”理论支撑了优先保护大型、高度连接区域的保护政策,但对小型、孤立栖息地斑块的保护价值存在争议^[12]。然而,本研究发现喀斯特山地城市不同规模遗存山体的植物多样性存在明显差异,其中植物群落的 α 、 β 多样性在大型山体最大、中型山体最小。这一结果支持了大型遗存山体在生物多样性保护中的重要性,同时也凸显了小型遗存山体保护价值的重要性。此外,入侵物种虽然在全球范围内可能降低生物多样性,但在区域尺度上可能增加物种多样性^[72]。本研究中,入侵物种的物种数和多度较低,对整体植物多样性的影响有限。喀斯特山地城市遗存山体植物多样性的形成是多因素耦合的结果。尽管本研究主要探讨了山体斑块规模与植物多样性之间的关系,但全面理解其植物多样性特征及影响因素仍面临挑战^[20]。未来研究需要进一步揭示山体植物多样性对多重因素的响应机制,以完善对这一复杂生态系统的认识。

4 结论

9座遗存山体共记录植物102科257属342种,大型山体255种、中型山体107种、小型山体171种。不同规模遗存山体植物多样性表现为大型山体最大,中型山体最小的特征;植物 α 多样性均表现为灌木层或草本层最大,乔木层最小的特征。遗存山体植物群落 α 多样性指数整体上与山体面积呈线性正相关关系。而当遗存山体面积小于10 hm²时,植物群落 α 多样性指数与面积呈负相关关系。综上所述,尽管喀斯特山地城市大型遗存山体的植物多样性最高,但小型山体对区域植物多样性的贡献也不容忽视;因此,在未来城市建设进程中,应加强对遗存山体的保护,尤其在重点保护大型遗存山体的同时,也需注重小型山体的保护。

参考文献(References):

- [1] Morelli F, Benedetti Y, Ibáñez-Álamo J D, Jokimäki J, Mänd R, Tryjanowski P, Møller A P. Evidence of evolutionary homogenization of bird communities in urban environments across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 2016, 25(11): 1284-1293.
- [2] Yang Y B, Wei C H, Xiao L, Zhong Z L, Li Q, Wang H M, Wang W J. Effects of urbanization on woody plant phylogenetic diversity and its associations with landscape features in the high latitude Northern Hemisphere region, Northeast China. *Science of The Total Environment*, 2022, 838: 156192.
- [3] Mahtta R, Fragkias M, Güneralp B, Mahendra A, Reba M, Wentz E A, Seto K C. Urban land expansion: the role of population and economic growth for 300+ cities. *NPJ Urban Sustainability*, 2022, 2: 5.
- [4] Chen G Z, Li X, Liu X P, Chen Y M, Liang X, Leng J Y, Xu X C, Liao W L, Qiu Y A, Wu Q L, Huang K N. Global projections of future urban land expansion under shared socioeconomic pathways. *Nature Communications*, 2020, 11: 537.
- [5] Simkin R D, Seto K C, McDonald R I, Jetz W. Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2022, 119(12): e2117297119.
- [6] Ma Z J, Zhang P, Hu N L, Wang G D, Dong Y L, Guo Y J, Wang C C, Fu Y, Ren Z B. Understanding the drivers of woody plant diversity in urban parks in a snow climate city of China. *Journal of Forestry Research*, 2023, 34(4): 1021-1032.
- [7] Chen C D, Wang R B, Chen M K, Zhao J J, Li H, Ignatieva M, Zhou W Q. The post-effects of landscape practices on spontaneous plants in urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2025, 107: 128744.
- [8] Li X P, Li X L, Zhang M Y, Luo Q Y, Li Y L, Dong L. Urban park attributes as predictors for the diversity and composition of spontaneous plants—A case in Beijing, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2024, 91: 128185.
- [9] Lomolino, Weiser. Towards a more general species-area relationship: diversity on all islands, great and small. *Journal of Biogeography*, 2001, 28(4): 431-445.
- [10] Niering W A. Terrestrial ecology of kapingamarangi atoll, Caroline Islands. *Ecological Monographs*, 1963, 33(2): 131-160.
- [11] Mohandass D, Campbell M J, Hughes A C, Mammides C, Davidar P. The effect of altitude, patch size and disturbance on species richness and

- density of lianas in montane forest patches. *Acta Oecologica*, 2017, 83: 1-14.
- [12] Wintle B A, Kujala H, Whitehead A, Cameron A, Veloz S, Kukkala A, Moilanen A, Gordon A, Lentini P E, Cadenhead N C R, Bekessy S A. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(3): 909-914.
- [13] Haig A R, Matthes U, Larson D W. Effects of natural habitat fragmentation on the species richness, diversity, and composition of cliff vegetation. *Canadian Journal of Botany*, 2000, 78(6): 786-797.
- [14] Fahrig, L. Why do several small patches hold more species than few large patches?. *Global ecology and biogeography*, 2020, 29(4): 615-628.
- [15] 王志杰, 代磊, 周学霞, 胡嫦月, 苏嫻. 典型喀斯特山地城市镶嵌山体斑块格局时空变化特征. *水土保持研究*, 2022, 29(3): 197-204.
- [16] Zeng M L, Bao Y, Wang Z T, Huang Z S, Chen X T, Wei W F, Lin X, Li Q. Patch three-dimensional effect for plant species diversity of urban remnant mountain in multi-mountain city. *Ecological Indicators*, 2022, 140: 108996.
- [17] 李睿. 黔中山地城市植物物种多样性空间格局研究——以安顺市为例[D]. 贵阳: 贵州大学, 2019.
- [18] Yang S T, Li C J, Lou H Z, Luo Y, Wang P F, Zhang J, Li X, Wu X J. The impact of urban expansion on plant diversity change in karst regions of southwest China. *Chinese Geographical Science*, 2022, 32(3): 493-505.
- [19] 孙玉真, 王志泰, 包玉, 魏文飞, 杨兴艺. 城市遗存山体植被群落特征对不同人为干扰方式及强度的响应. *生态学报*, 2023, 43(11): 4632-4650.
- [20] 汤娜, 王志泰, 包玉, 陈信同, 马星宇, 韦光富. 城市基质对城市遗存自然山体植物群落物种多样性的影响——以贵阳市为例. *生态学报*, 2022, 42(15): 6320-6334.
- [21] Yang J Y, Wu F. Impacts of the attributes of patches and the surrounding matrix on the phylogenetic diversity of tree species in urban remnant forests. *Land Degradation & Development*, 2024, 35(9): 3007-3017.
- [22] 林丽, 代磊, 林泽北, 吴际通, 颜伟, 王志杰. 黔中城市森林群落植物多样性及其与土壤理化性质的关系. *生态环境学报*, 2021, 30(11): 2130-2141.
- [23] 蒙古军, 王雅, 王晓东, 周朕, 孙宁. 基于最小累积阻力模型的贵阳市景观生态安全格局构建. *长江流域资源与环境*, 2016, 25(7): 1052-1061.
- [24] 姚岚, 吴次芳, 陆张维. 喀斯特地区城镇化质量与土地利用系统健康协同演化关系研究. *长江流域资源与环境*, 2018, 27(4): 768-778.
- [25] Wang Z J, Liu Y, Li Y X, Su Y. Response of ecosystem health to land use changes and landscape patterns in the karst mountainous regions of southwest China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2022, 19(6): 3273.
- [26] 熊方, 罗小棋. 浅谈喀斯特山区森林草原火灾预防处置机制构建——以贵阳贵安为例. *贵州林业科技*, 2022, 50(3): 51-55.
- [27] 林丽平. 喀斯特贵阳市森林物种多样性研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2012.
- [28] 曾雨静. 山地城市生物多样性保护规划策略研究——以安顺市为例[D]. 贵阳: 贵州大学, 2018.
- [29] Díaz F P, Latorre C, Carrasco-Puga G, Wood J R, Wilmschurst J M, Soto D C, Cole T L, Gutiérrez R A. Multiscale climate change impacts on plant diversity in the *Atacama* Desert. *Global Change Biology*, 2019, 25(5): 1733-1745.
- [30] Viljuri M L, Abella S R, Adámek M, Alencar J B R, Barber N A, Beudert B, Burkle L A, Cagnolo L, Campos B R, Chao A, Chergui B, Choi C Y, Cleary D F R, Davis T S, Dechnik-Vázquez Y A, Downing W M, Fuentes-Ramirez A, Gandhi K J K, Gehring C, Georgiev K B, Gimbutas M, Gongalsky K B, Gorbunova A Y, Greenberg C H, Hylander K, Jules E S, Korobushkin D I, Köster K, Kurth V, Lanham J D, Lazarina M, Leverkus A B, Lindenmayer D, Marra D M, Martín-Pinto P, Meave J A, Moretti M, Nam H Y, Obrist M K, Petanidou T, Pons P, Potts S G, Rapoport I B, Rhoades P R, Richter C, Saifutdinov R A, Sanders N J, Santos X, Steel Z, Tavella J, Wendenburg C, Wermelinger B, Zaitsev A S, Thorn S. The effect of natural disturbances on forest biodiversity: an ecological synthesis. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 2022, 97(5): 1930-1947.
- [31] 彭羽, 范敏, 卿凤婷, 薛达元. 景观格局对植物多样性影响研究进展. *生态环境学报*, 2016, 25(6): 1061-1068.
- [32] Yang J Y, Yang J, Xing D Q, Luo X Y, Lu S R, Huang C H, Hahs A K. Impacts of the remnant sizes, forest types, and landscape patterns of surrounding areas on woody plant diversity of urban remnant forest patches. *Urban Ecosystems*, 2021, 24(2): 345-354.
- [33] 王育松, 上官铁梁. 关于重要值计算方法的若干问题. *山西大学学报: 自然科学版*, 2010, 33(2): 312-316.
- [34] 斯幸峰, 赵郁豪, 陈传武, 任鹏, 曾嶝, 吴玲兵, 丁平. Beta多样性分解: 方法、应用与展望. *生物多样性*, 2017, 25(5): 464-480.
- [35] Ren Z B, He X Y, Zheng H F, Zhang D, Yu X Y, Shen G Q, Guo R C. Estimation of the relationship between urban park characteristics and park cool island intensity by remote sensing data and field measurement. *Forests*, 2013, 4(4): 868-886.
- [36] 高伟, 黄石德, 林建丽, 黄茂根, 吴兴盛, 黄修麟, 黄雍容. 亚热带3种森林类型的群落特征与物种多样性的耦合关系. *热带作物学报*, 2021, 42(6): 1756-1763.
- [37] 俞月凤, 何铁光, 杜虎, 韦彩会, 蒙炎成, 李忠义, 张野, 王瑾, 胡钧铭, 苏天明, 范适. 桂西北喀斯特地区不同退化程度植被群落物种组成及多样性特征. *广西植物*, 2019, 39(2): 178-188.
- [38] 张建宇, 王文杰, 杜红居, 仲召亮, 肖路, 周伟, 张波, 王洪元. 大兴安岭呼中地区3种林分的群落特征、物种多样性差异及其耦合关系. *生态学报*, 2018, 38(13): 4684-4693.
- [39] Körner C. Treelines will be understood once the functional difference between a tree and a shrub is. *AMBIO*, 2012, 41(3): 197-206.
- [40] 刘艳书, 李丹, 高岩. 灌丛化草原物种多样性与生产力的权衡关系. *测绘科学*, 2022, 47(8): 52-58.
- [41] Wilson M C, Hu G, Jiang L, Liu J L, Liu J J, Jin Y, Yu M J, Wu J G. Assessing habitat fragmentation's hierarchical effects on species diversity at multiple scales: the case of Thousand Island Lake, China. *Landscape Ecology*, 2020, 35(2): 501-512.
- [42] Zhang S S, Zhang Q, Yan Y Z, Han P, Liu Q F. Island biogeography theory predicts plant species richness of remnant grassland patches in the

- agro-pastoral ecotone of northern China. *Basic and Applied Ecology*, 2021, 54: 14-22.
- [43] Hanski I. Habitat fragmentation and species richness. *Journal of Biogeography*, 2015, 42(5): 989-993.
- [44] Si X F, Cadotte M W, Zeng D, Baselga A, Zhao Y H, Li J Q, Wu Y R, Wang S Y, Ding P. Functional and phylogenetic structure of island bird communities. *Journal of Animal Ecology*, 2017, 86(3): 532-542.
- [45] Báldi A. Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, 2008, 35(4): 675-681.
- [46] Gibson L, Lee T M, Koh L P, Brook B W, Gardner T A, Barlow J, Peres C A, Bradshaw C J A, Laurance W F, Lovejoy T E, Sodhi N S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 2011, 478(7369): 378-381.
- [47] Watson J E M, Evans T, Venter O, Williams B, Tulloch A, Stewart C, Thompson I, Ray J C, Murray K, Salazar A, McAlpine C, Potapov P, Walston J, Robinson J G, Painter M, Wilkie D, Filardi C, Laurance W F, Houghton R A, Maxwell S, Grantham H, Samper C, Wang S, Laestadius L, Runting R K, Silva-Chávez G A, Ervin J, Lindenmayer D. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 2018, 2(4): 599-610.
- [48] Lindenmayer D. Small patches make critical contributions to biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(3): 717-719.
- [49] Bueno A S, Peres C A. Patch-scale biodiversity retention in fragmented landscapes: Reconciling the habitat amount hypothesis with the island biogeography theory. *Journal of Biogeography*, 2019, 46(3): 621-632.
- [50] Gavish Y, Ziv Y, Rosenzweig M L. Decoupling fragmentation from habitat loss for spiders in patchy agricultural landscapes. *Conservation Biology*, 2012, 26(1): 150-159.
- [51] Yan Y Z, Jarvie S, Zhang Q, Han P, Liu Q F, Zhang S S, Liu P T. Habitat heterogeneity determines species richness on small habitat islands in a fragmented landscape. *Journal of Biogeography*, 2023, 50(5): 976-986.
- [52] Wang Y P, Chen C W, Millien V. A global synthesis of the small-island effect in habitat islands. *Proceedings Biological Sciences*, 2018, 285(1889): 20181868.
- [53] Burns K C, Paul McHardy R, Pledger S. The small-island effect: fact or artefact? *Ecography*, 2009, 32(2): 269-276.
- [54] Triantis K A, Vardinoyannis K, Tsolaki E P, Botsaris I, Lika K, Mylonas M. Re-approaching the small island effect. *Journal of Biogeography*, 2006, 33(5): 914-923.
- [55] 邓婷婷, 魏岩, 任思远, 祝燕. 北京东灵山暖温带落叶阔叶林地形和林分结构对林下草本植物物种多样性的影响. *生物多样性*, 2023, 31(7): 18-29.
- [56] Harrison S, Spasojevic M J, Li D J. Climate and plant community diversity in space and time. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2020, 117(9): 4464-4470.
- [57] Zhang Y, Chen H Y H, Taylor A. Multiple drivers of plant diversity in forest ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 2014, 23(8): 885-893.
- [58] 海旭莹, 董凌勃, 汪晓珍, 邓蕾, 李继伟, 刘玉林, 李妙宇, 潘英杰, 吕文文, 上官周平. 黄土高原退耕还草地 C、N、P 生态化学计量特征对植物多样性的影响. *生态学报*, 2020, 40(23): 8570-8581.
- [59] Zhao Y, Zhao M X, Qi L L, Zhao C S, Zhang W J, Zhang Y J, Wen W, Yuan J. Coupled relationship between soil physicochemical properties and plant diversity in the process of vegetation restoration. *Forests*, 2022, 13(5): 648.
- [60] Yang X D, Long Y X, Sarkar B, Li Y, Lü G H, Ali A, Yang J J, Cao Y E. Influence of soil microorganisms and physicochemical properties on plant diversity in an arid desert of Western China. *Journal of Forestry Research*, 2021, 32(6): 2645-2659.
- [61] Levine J M, HilleRisLambers J. The importance of niches for the maintenance of species diversity. *Nature*, 2009, 461(7261): 254-257.
- [62] 王艳红, 李帅峰, 郎学东, 黄小波, 刘万德, 徐崇华, 苏建荣. 地形异质性对云南普洱季风常绿阔叶林物种多样性的影响. *植物生态学报*, 2020, 44(10): 1015-1027.
- [63] Trigas P, Panitsa M, Tsiftis S. Elevational gradient of vascular plant species richness and endemism in Crete—the effect of post-isolation mountain uplift on a continental island system. *PLoS One*, 2013, 8(3): e59425.
- [64] Hortal J, Triantis K A, Shai M R, Thébault E, Sfenthourakis S. Island species richness increases with habitat diversity. *The American Naturalist*, 2009, 174(6): E205-E217.
- [65] Rybicki J, Abrego N, Ovaskainen O. Habitat fragmentation and species diversity in competitive communities. *Ecology Letters*, 2020, 23(3): 506-517.
- [66] Martello F, dos Santos J S, Silva-Neto C M, Cássia-Silva C, Siqueira K N, de Ataíde M V R, Ribeiro M C, Collevatti R G. Landscape structure shapes the diversity of plant reproductive traits in agricultural landscapes in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2023, 341: 108216.
- [67] 毛志宏, 朱教君, 谭辉. 干扰对辽东山区次生林植物多样性的影响. *应用生态学报*, 2006, 17(8): 1357-1364.
- [68] 姚俊宇, 齐锦峰, 张柳桦, 王媚臻, 李婷婷, 张潇月, 郝建锋. 人为干扰对碧峰峡山矾次生林群落物种多样性和土壤理化性质的影响!. *生态学杂志*, 2018, 37(10): 2942-2950.
- [69] 赵蔓, 张晓曼, 杨明洁. 林火干扰对栓皮栎-辽东栎混交林植物多样性与土壤理化性质的影响. *生态环境学报*, 2023, 32(10): 1732-1740.
- [70] 刘文亭, 卫智军, 吕世杰, 王天乐, 张爽. 放牧对短花针茅荒漠草原植物多样性的影响. *生态学报*, 2017, 37(10): 3394-3402.
- [71] Fox J F. Intermediate-disturbance hypothesis. *Science*, 1979, 204(4399): 1344-1345.
- [72] Timsina B, Shrestha B B, Rokaya M B, Münzbergová Z. Impact of *Parthenium hysterophorus* L. invasion on plant species composition and soil properties of grassland communities in Nepal. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 2011, 206(3): 233-240.