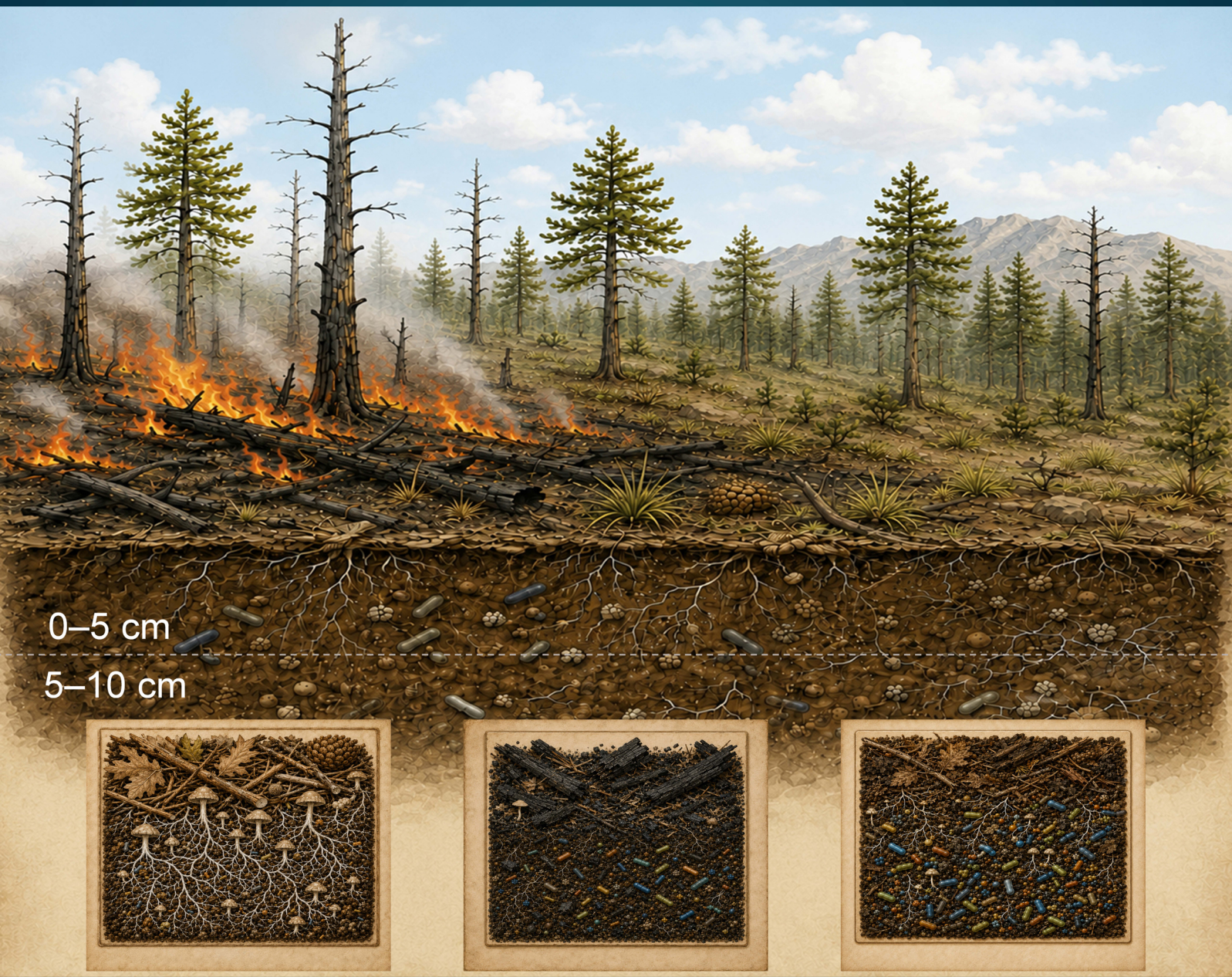
ISSN 1005-0094
CODEN SHDUEM

生物多样性

BIODIVERSITY SCIENCE

土壤生物多样性专题



主　办

中国科学院生物多样性委员会　Biodiversity Committee, CAS
中国植物学会　Botanical Society of China
中国科学院植物研究所　Institute of Botany, CAS
中国科学院动物研究所　Institute of Zoology, CAS
中国科学院微生物研究所　Institute of Microbiology, CAS

第34卷　第7期
2026年7月

Vol. 34　No. 7
July 2026

https://www.biodiversity-science.net

生 物 多 样 性

SHENGWU DUOYANGXING

第34卷 第7期 2026年7月

目 次

土壤生物多样性专题

26146 农田土壤节肢动物eDNA在固-液-气三相中的分布特征
巩中军, 李为争, 姚永生, 左旭琦, 武予清, 苗进

25418 基于DNA宏条形码的江苏宿迁高粱-小麦轮作农田节肢动物群落长期动态
金倩, 王卫军, 潘明泉, 杨珂, 沈伟, 朱超, 姜雷, 赖上坤, 张爱兵

26072 关帝山杨桦林土壤跳虫功能性状的时空分布格局及环境驱动因素
郑文芳, 赵立娟, 张艳平, 董江海, 李蓉姣, 高瑞贺

26190 氮添加对内蒙古典型草原线虫群落结构及生态指数的影响
程建伟, 梁启瑞, 温豪杰, 梁海斌, 霍娜, 窦永静, 郝百惠, 刘新民, 王欣禹, 马文红

26080 高山松林火烧迹地不同恢复阶段土壤微生物多样性和群落特征
温昊, 林波, 陈婧, 尚鹤, 陈展

26122 银杉天然林与人工林土壤微生物多样性、网络结构及功能潜力差异
谢鹏, 周志波, 樊绍刚, 莫平, 黄科瑞, 邓爱华, 杨友伟, 伍飞, 肖德伟, 王云

26008 热带土地利用变化下土壤微食物网多样性的非同步响应与网络重组
桂奇慧, 徐国瑞

26016 马陆对土壤温室气体排放影响机制的研究进展与展望
王明柳, 任玉连, 陆梅

研究报告

植物多样性

26139 雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区植被分类系统与群系多样性
杨琦, 武泼泼, 王孜, 贾宁霞, 王世松, 胡君, 王永胜, 韩蓓蕾, 谢欣益, 郭柯, 刘长成

26022 浙江九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地物种组成和群落结构
孔旗威, 王云泉, 余水生, 毛志斌, 刘菊莲, 卞玉宣, 廖建伟, 刘立斌, 周文婕, 巫东豪, 陈建华, 杨冬梅, 倪健, 于明坚

26117 海南霸王岭国家级自然保护区本地和入侵草本植物功能性状海拔格局及其对气候因素的响应
李梦晴, 何轩宇, 门丽娜, 张志伟, 赵彩云

25510 小麦族国家重点保护野生植物多样性与濒危等级评估
张谢勇, 刘昊, 田雨薇, 岑鑫, 蔡竞, 李宇格, 张云玲, 赵利清, 刘艳春, 寻路路, 刘磊, 陈天翔, 周廉, 阎平, 覃海宁, 袁良琛, 刘慧圆, 马洪峥, 陈文俐

动物多样性

26024 青弋江支流大型底栖动物时空beta多样性及影响因素
徐光来, 叶文郡, 田柳燕, 张婷, 吴顺, 马健维, 武宗帝, 张寒旭, 池建宇

26110 皖西大别山源头溪流水生昆虫多样性及其对环境因子的响应
李新豪, 蒲发光, 程扬, 周美生, 易厚启, 万霞

生物安全与自然保护

26134 城乡二元结构下重庆市古树空间格局、留存机制与保护策略
孙秀锋, 李旭, 丁成龙, 燕俊儒, 尹杰, 潘良倩

技术与方法

26044 基于*Cyt b*序列的高原鳅属鱼类物种鉴定: 系统发育与机器学习方法比较
伊日贵, 祁得林, 朱世海, 杨婷婷, 刘丹, 高强, 夏明哲, 王维, 聂苗苗, 贾军梅, 张存芳

生物编目

25375 横断山区鸟类名录
李菡, 何兴成, 张尚明玉, 曹一唯, 张家语, 彭可欣, 吴永杰

25381 贵州省鸟类物种多样性及名录更新
张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉

保护与治理对策

26069 国家公园法实施背景下中国国家公园可持续发展研究的热点与政策耦合
白璐, 王伟

25440 面向国土空间规划制度的生物多样性净增益设计逻辑与工具构建
郑欢

26124 国家植物园体系AI能力建设: 参考模型、成熟度评价框架与应用架构
陈建平, 钟鑫, 陈彬, 葛斌杰, 杜诚, 高燕萍, 郭莉, 金冬梅, 马其侠, 胡永红

26054 适应气候变化的生物多样性保护政策措施和行动进展: 基于欧盟、美国与澳大利亚的分析
彭昀月, 靳彤, 刁澄怡, 申小莉

26157 生物多样性投资的底层逻辑、体系架构与运营模式
黎明, 朱玉茹, 秦响玲, 李乔坤, 邢伟

封面: 在全球气候变化背景下, 森林火干扰已成为影响生态系统结构、功能及恢复过程的重要驱动力。火干扰通过改变土壤环境, 深刻影响地下微生物群落及生态功能。亚高山森林生态系统对环境变化敏感, 恢复过程复杂, 是研究森林火干扰响应及灾后地下微生态重塑机制的典型区域。本期温昊等(26080)以青藏高原东缘甘孜藏族自治州雅江县火干扰后5年和14年的高山松林土壤为研究对象, 分析了0–5 cm和5–10 cm土层微生物群落结构及真菌营养类型的恢复特征。研究表明, 火干扰后恢复时间显著影响浅层土壤微生物群落结构, 并伴随土壤养分状况和真菌功能类群的动态变化。封面图融合了火干扰后林地景观、浅层土壤剖面和微生物群落, 表现了火干扰后地下微生态系统的响应特征。(图片提供者: 陈展)

BIODIVERSITY SCIENCE

Vol. 34 No. 7 July 2026

CONTENTS

Special Feature: Soil Biodiversity

26146 **Distribution characteristics of arthropod eDNA in the solid, liquid, and gas phases of farmland soil**
Zhongjun Gong, Weizheng Li, Yongsheng Yao, Xuqi Zuo, Yuqing Wu and Jin Miao

25418 **DNA metabarcoding reveals long-term arthropod community dynamics in a sorghum-wheat rotation field in Suqian, Jiangsu, China**
Qian Jin, Weijun Wang, Mingquan Pan, Ke Yang, Wei Shen, Chao Zhu, Lei Jiang, Shangkun Lai and Aibing Zhang

26072 **Spatiotemporal distribution patterns of functional traits of soil Collembola in the poplar-birch forests of Guandi Mountains and their environmental drivers**
Wenfang Zheng, Lijuan Zhao, Yanping Zhang, Jianghai Dong, Rongjiao Li and Ruihe Gao

26190 **Effects of nitrogen addition on nematode community structure and ecological indices in a typical steppe of Inner Mongolia**
Jianwei Cheng, Qirui Liang, Haojie Wen, Haibin Liang, Na Huo, Yongjing Dou, Baihui Hao, Xinmin Liu, Xinyu Wang and Wenhong Ma

26080 **Soil microbial diversity and community characteristics at different post-fire recovery stages of *Pinus densata* forests**
Hao Wen, Bo Lin, Jing Chen, He Shang and Zhan Chen

26122 **Soil microbial diversity, network structure, and functional potential differ between natural and plantation forests of *Cathaya argyrophylla***
Peng Xie, Zhibo Zhou, Shaogang Fan, Ping Mo, Kerui Huang, Aihua Deng, Youwei Yang, Fei Wu, Dewei Xiao and Yun Wang

26008 **Asynchronous response and network reorganization of soil micro-food web diversity under tropical land use change**
Qihui Gui and Guorui Xu

26016 **Research progress and prospects of mechanisms by which millipedes influence soil greenhouse gas emissions**
Mingliu Wang, Yulian Ren and Mei Lu

Original Papers

Plant Diversity

26139 **Vegetation classification system and alliance diversity of the Yarlung Zangbo Grand Canyon National Nature Reserve**
Qi Yang, Popo Wu, Zi Wang, Ningxia Jia, Shisong Wang, Jun Hu, Yongsheng Wang, Beilei Han, Xinyi Xie, Ke Guo and Changcheng Liu

26022 **Species composition and community structure of the 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot in Jiulongshan, Zhejiang, eastern China**
Qiwei Kong, Yunquan Wang, Shuisheng Yu, Zhibin Mao, Julian Liu, Yuxuan Bian, Jianwei Liao, Libin Liu, Wenjie Zhou, Donghao Wu, Jianhua Chen, Dongmei Yang, Jian Ni and Mingjian Yu

26117 **Elevational patterns of functional traits in native and invasive herbaceous plants and their responses to climatic factors in Bawangling National Nature Reserve, Hainan**
Mengqing Li, Xuanyu He, Lina Men, Zhiwei Zhang and Caiyun Zhao

25510 **Diversity and threatened categories assessment of national key protected wild plants of the Triticeae (Poaceae)**
Xieyong Zhang, Hao Liu, Yuwei Tian, Xin Cen, Jing Cai, Yuge Li, Yunling Zhang, Liqing Zhao, Yanchun Liu, Lulu Xun, Lei Liu, Tianxiang Chen, Lian Zhou, Ping Yan, Haining Qin, Liangchen Yuan, Huiyuan Liu, Hongzheng Ma and Wenli Chen

Animal Diversity

26024 **Spatiotemporal beta diversity and influencing factors of macroinvertebrates in the tributaries of the Qingyi River**
Guanglai Xu, Wenjun Ye, Liuyan Tian, Ting Zhang, Shun Wu, Jianwei Ma, Zongdi Wu, Hanxu Zhang and Jianyu Chi

26110 **Diversity of aquatic insects in headwater streams of Dabie Mountains in western Anhui and their responses to environmental factors**
Xinhao Li, Faguang Pu, Yang Cheng, Meisheng Zhou, Houqi Yi and Xia Wan

Biosafety and Nature Conservation

26134 **Spatial pattern, retention mechanism, and conservation strategies of ancient trees in Chongqing under the urban-rural dual structure**
Xiufeng Sun, Xu Li, Chenglong Ding, Junru Yan, Jie Yin and Liangqian Pan

Technology and Methodology

26044 **Species identification of *Triplophysa* fishes based on *Cyt b* sequences: A comparison between phylogenetic and machine learning methods**
Rigui Yi, Delin Qi, Shihai Zhu, Tingting Yang, Dan Liu, Qiang Gao, Mingzhe Xia, Wei Wang, Miaomiao Nie, Junmei Jia and Cunfang Zhang

Bioinventories

25375 **Avian checklist of the Hengduan Mountains**
Han Li, Xingcheng He, Shangmingyu Zhang, Yiwei Cao, Jiayu Zhang, Kexin Peng and Yongjie Wu

25381 **Bird species diversity and checklist update in Guizhou Province**
Haibo Zhang, Zhongrong Wu, Canshi Hu, Zhongfan Kuang, Yi Li, Mingming Zhang, Xiongwei Yang, Haijun Su and Zhumei Li

Conservation and Governance

26069 **Research hotspots and policy coupling of sustainable development research on national parks in China under the implementation of the National Park Law**
Lu Bai and Wei Wang

25440 **The design logic and tool construction of the biodiversity net gain system under China's territorial spatial planning framework**
Huan Zheng

26124 **AI capability development for China's national botanical garden system: A reference model, maturity assessment framework, and application architecture**
Jianping Chen, Xin Zhong, Bin Chen, Binjie Ge, Cheng Du, Yanping Gao, Li Guo, Dongmei Jin, Qixia Ma and Yonghong Hu

26054 **Progress in biodiversity conservation policies, measures, and actions for climate change adaptation: An analysis based on the European Union, the United States, and Australia**
Yunyue Peng, Tong Jin, Chengyi Diao and Xiaoli Shen

26157 **Underlying logic, system architecture, and operational models of biodiversity investment**
Ming Li, Yuru Zhu, Xiangling Qin, Qiaokun Li and Wei Xing

Cover Illustration: Against the background of global climate change, forest fire disturbance has become an important ecological driver affecting ecosystem structure, functioning, and recovery processes. By altering soil environments, fire disturbance profoundly influences belowground microbial communities and their ecological functions. Subalpine forest ecosystems are highly sensitive to environmental changes and exhibit complex recovery processes, making them ideal systems for investigating forest fire responses and the mechanisms underlying post-fire underground microbial ecosystem restructuring. In this issue, Wen et al. (26080) investigated soils from *Pinus densata* forests in Yajiang County, Ganzi Tibetan Autonomous Prefecture, at 5 and 14 years after fire disturbance on the eastern margin of the Qinghai-Tibet Plateau. They analyzed the recovery characteristics of microbial community structures and fungal trophic modes in the 0–5 cm and 5–10 cm soil layers. The results showed that post-fire recovery time significantly shaped shallow soil microbial community structures, along with changes in soil nutrient status and fungal functional groups. The cover illustration integrates the post-fire forest landscape, shallow soil profile, and microbial communities, highlighting the responses of belowground microbial ecosystems following fire disturbance. (Photo credits: Zhan Chen)

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26146, pages 1–12
doi: 10.17520/biods.2026146
cstr: 32101.14.biods.2026146

•土壤生物多样性专题•

农田土壤节肢动物eDNA在固-液-气三相中的分布特征

巩中军[1*], 李为争[2], 姚永生[3], 左旭琦[4], 武予清[1], 苗进[1*]

1. 河南省农业有害生物监测与防控重点实验室, 农业农村部华北南部有害生物综合治理重点实验室, 河南省农业科学院植物保护研究所, 郑州 450002; 2. 河南农业大学植物保护学院, 郑州 450002; 3. 塔里木大学农学院, 新疆阿拉尔 843300; 4. 河南云飞科技发展有限公司, 郑州 450003

摘要: 环境DNA宏条形码技术为土壤节肢动物多样性评估提供了新手段。土壤节肢动物eDNA可存在于土壤固相、液相和气相中, 但不同相态中的eDNA是否对应不同生态位或行为类型的物种类群, 尚不清楚。本研究以8种作物田土壤为对象, 分别采用土壤直接提取法(direct soil extraction, SOL, 代表固相)、空气滤膜法(air filtration, AIR, 代表气相)和土壤水过滤法(water filtration, WAT, 代表液相)提取3种相态的eDNA, 结合高通量测序技术分析节肢动物群落组成, 旨在揭示土壤节肢动物eDNA在固、液、气三相中的分布特征。结果表明, WAT的物种丰富度显著高于SOL和AIR ($P < 0.05$), 而SOL与AIR间无显著差异; 3种方法的β多样性存在极显著差异。置换多元方差分析(permutational multivariate analysis of variance, PERMANOVA)表明, 3种采样方法下土壤节肢动物群落结构具有极显著差异($R^2 = 0.2816$, $P = 0.001$), 采样方法可解释群落组成28.16%的变异。主坐标分析(principal coordinates analysis, PCoA)进一步显示, 3种方法的样本在空间上明显分离, 各自聚集为不同的类群。SOL捕获的操作分类单元(operational taxonomic unit, OTU)数量最为丰富(3,314个), 高于AIR (1,023个)和WAT (871个)。在科水平上, SOL检出的等节跳虫科等土壤底栖类群的相对丰度较高, 但各处理间差异不显著($P > 0.05$); WAT中摇蚊科相对丰度最高; AIR对金龟科等类群的检出效率更有优势。天敌类群中, 隐翅虫科和舞虻科在3种方法中均有检出。网络分析显示, SOL与AIR、SOL与WAT的比较呈相似模式, SOL节点周围聚集大量OTU簇; 而AIR与WAT的比较中, 高丰度OTU多为方法特异性。等级发生曲线分析表明, SOL检测到的OTU数量最多(169个), 分布最均匀; WAT居中(113个); AIR最少(83个), 以少数优势OTU为主。本研究明确了eDNA在土壤固相、液相、气相中的分布与节肢动物生态位和行为类型密切相关, 呈现明显的分布异质性。SOL对土壤底栖类群及多种天敌类群的检出效果稳定且覆盖广泛; AIR在双翅目、金龟科等类群的检出上更具优势; WAT则对摇蚊科等湿生类群的富集特征尤为明显。针对农田土壤生物多样性评估, 建议以SOL为基础。若研究重点为双翅目或鞘翅目等特定类群, 可在SOL基础上补充AIR; 若研究涉及摇蚊科等偏好湿生环境的类群, 则需加入WAT。本研究为理解eDNA在土壤生态系统中的空间分布特征及农田土壤动物多样性监测方法筛选与组合优化提供了科学依据。

关键词: 环境DNA; 土壤节肢动物; 农田生态系统; 生物多样性监测; DNA宏条形码技术

巩中军, 李为争, 姚永生, 左旭琦, 武予清, 苗进 (2026) 农田土壤节肢动物eDNA在固-液-气三相中的分布特征. 生物多样性, 34, 26146. doi: 10.17520/biods.2026146; cstr: 32101.14.biods.2026146.
Gong ZJ, Li WZ, Yao YS, Zuo XQ, Wu YQ, Miao J (2026) Distribution characteristics of arthropod eDNA in the solid, liquid, and gas phases of farmland soil. Biodiversity Science, 34, 26146. doi: 10.17520/biods.2026146; cstr: 32101.14.biods.2026146.

Distribution characteristics of arthropod eDNA in the solid, liquid, and gas phases of farmland soil

Zhongjun Gong[1*], Weizheng Li[2], Yongsheng Yao[3], Xuqi Zuo[4], Yuqing Wu[1], Jin Miao[1*]

1 *Henan Key Laboratory of Agricultural Pest Monitoring and Control / Key Laboratory of Integrated Crop Pests Management on Crops in Southern Region of North China, Ministry of Agriculture and Rural Affairs / Institute of Plant Protection, Henan Academy*

收稿日期 Received: 2026-04-21; 接受日期 Accepted: 2026-06-21
基金项目: 国家重点研发计划(2024YFD1400802)、河南省农业科学院基本科研业务费专项(2026ZC69)、河南省自然科学基金(242301420138; 232301420114)和河南省农业科学院科技创新团队专项(2024TD18) Supported by the National Key Research and Development Program of China (2024YFD1400802), Basal Research Funds of Henan Academy of Agricultural Sciences (2026ZC69), Natural Science Foundation of Henan (242301420138; 232301420114), and the Science and Technology Innovation Team Project of the Henan Academy of Agricultural Sciences (2024TD18)
* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: gongzj_2@hotmail.com; miaojin1977@163.com

of Agricultural Sciences, Zhengzhou 450002, China
2 *College of Plant Protection, Henan Agricultural University, Zhengzhou 450002, China*
3 *College of Agriculture, Tarim University, Aral, Xinjiang 843300, China*
4 *Henan Yunfei Technology Development Co., Ltd, Zhengzhou 450003, China*

ABSTRACT

Aims: Environmental DNA (eDNA) metabarcoding technology offers a novel approach for assessing soil arthropod diversity. This study aimed to compare the performance of three eDNA sampling methods for detecting soil arthropods.
Methods: Soil samples were collected from eight crop fields. Three eDNA sampling methods were employed: direct soil extraction (SOL), air filtration (AIR), and soil water filtration (WAT). Arthropod community composition was analyzed using high-throughput sequencing.
Results: Species richness was significantly higher in WAT than in SOL and AIR ($P < 0.05$), with no significant difference between SOL and AIR. The three methods also differed considerably in beta diversity. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) revealed highly significant differences in soil arthropod community structures among the three sampling methods ($R^2 = 0.2816$, $P = 0.001$), indicating that the sampling method explained 28.16% of the total variation in community composition. Principal coordinates analysis (PCoA) further showed that samples from the three methods formed three distinct clusters along the ordination plot. SOL detected the highest number of operational taxonomic unit (OTUs; 3,314), followed by AIR (1,023) and WAT (871). At the family level, the relative abundance of soil-dwelling groups such as Isotomidae detected by the SOL was higher, but the differences among treatments were not significant ($P > 0.05$). WAT exhibited the highest relative abundance of Chironomidae and AIR demonstrated superior detection efficiency for Scarabaeidae. Among natural enemy groups, Staphylinidae and Empididae were detected by all three methods. Network analysis revealed dense OTU clusters around SOL nodes in SOL–AIR and SOL–WAT comparisons, while in the AIR–WAT comparison, high-abundance OTUs were largely method-specific. Rank occurrence curves indicated that SOL detected the most OTUs (169) and showed the most even distribution, followed by WAT (113) and AIR (83), with AIR dominated by a few abundant OTUs.
Conclusion: The distribution of eDNA in the solid, liquid, and gas phases of soil is closely related to the ecological niche and behavioral types of arthropods, exhibiting heterogeneous distribution. SOL offers stable and broad-spectrum detection of soil-dwelling groups and various natural enemy taxa. AIR shows advantages in detecting groups such as Diptera and Scarabaeidae. WAT is particularly effective in enriching taxa like Chironomidae that prefer moist environments. For biodiversity assessment of farmland soil, the SOL is recommended as the foundation. If the focus is on specific taxa such as Diptera or Coleoptera, the AIR can be added as a supplement to SOL. If the study involves taxa that prefer moist environments, such as Chironomidae, the WAT should be additionally incorporated. This study provides a scientific basis for understanding the spatial distribution of eDNA in soil ecosystems and for the optimizing methods for monitoring soil arthropod diversity in agricultural fields.
Key words: environmental DNA; soil arthropods; agroecosystem; biodiversity monitoring; DNA metabarcoding

土壤是地球上生物多样性最为丰富的生态系统之一, 约59%的已知物种与土壤相关, 其中节肢动物作为土壤生物群落的核心组成部分, 在凋落物分解、养分循环、土壤结构维持以及食物网调控中发挥着不可替代的生态作用(Lavelle et al., 2006; Blouin et al., 2013; Bardgett & van der Putten, 2014; Anthony et al., 2023)。跳虫、螨类、甲虫等土壤节肢动物不仅是土壤健康的敏感指示生物, 更是连接地上-地下生态过程的关键纽带(Neher, 2001; George et al., 2017)。我国是农业大国, 农田土壤健康与粮食安全、农业可持续发展密切相关。土壤节肢动物多样性, 既是评价土壤健康的重要生物指标, 也是指导农田生态管理和土壤修复的科学依据(Xing et al., 2024)。因此, 发展适用于我国农田土壤的高效节肢动物监测方法, 具有重要的现实意义。

传统的土壤无脊椎动物多样性调查主要通过对Tullgren漏斗热梯度法或手拣法提取的标本进行形态学鉴定。这种方法不仅耗时费力, 而且受到分类学专家日益匮乏的限制(Löbl et al., 2023)。此外, 形态学鉴定对隐存种、幼体阶段以及小型土壤动物(如螨类、跳虫)极易漏检, 往往低估真实的土壤生物多样性(Coleman et al., 2017)。同时, 传统鉴定周期长且分类专家匮乏, 难以满足大规模、标准化的生物监测需求。随着全球昆虫多样性锐减危机的日益凸显, 建立快速、高效且标准化的土壤节肢动物监测方法已成为生态学和保护生物学领域的紧迫

任务(Hallmann et al., 2017; Seibold et al., 2019)。

环境DNA (environmental DNA, eDNA)是指从土壤、水、空气等环境介质中直接提取的、来源于生物个体释放的遗传物质的总和。近年来, eDNA宏条形码技术的出现为生物多样性监测带来了革命性变化(Taberlet et al., 2012a; Deiner et al., 2017; Eisenhauer et al., 2026)。该技术通过分析环境样本(如水、土壤、空气、粪便、植物)的生物DNA, 无需直接捕获生物体即可实现物种检测(Taberlet et al., 2012b; 李云翱等, 2025; Rishan et al., 2025)。在土壤生态系统中, eDNA宏条形码已成功应用于蚯蚓(Bienert et al., 2012)、跳虫(Oliverio et al., 2018)以及土壤无脊椎动物群落的多样性评估(Kirse et al., 2021)。这种方法不仅避免了传统采样的破坏性, 而且大大减少了采样工作量, 同时能够检测到传统方法难以发现的物种(Ruppert et al., 2019)。

然而, 土壤eDNA的三相(固相、液相、气相)分布特征尚未得到系统研究。近期研究表明, 被动采样器(passive eDNA sampler, PEDS)利用吸附材料直接富集水或空气中的eDNA, 免去过滤步骤, 为水生及陆地生态系统监测提供了便捷新途径(Kirtane et al., 2020; Bessey et al., 2021; Chen et al., 2022; Jothinarayanan et al., 2026)。与需要抽滤使样本通过滤膜的传统主动采样方法相比, PEDS在复杂自然水体中能检测到相当或更高的鱼类物种丰富度, 而且对稀有物种的检测率更高(Chen et al., 2024; Yan et al., 2024)。在河流环境中, PEDS在18S rRNA和12S rRNA标记中检测到的物种数均更多, 尤其对小型无脊椎动物和摇蚊科的检测效果更好, 而主动采样对蜉蝣目、毛翅目和螨类的检测更具优势(Cananzi et al., 2025)。在陆地生态系统中, 基于滚筒的地表滚动采样器能够从土壤表面、落叶层等基质中收集eDNA, 成功检测到哺乳动物和鸟类的存在, 其检测结果与红外相机数据高度一致(Kakita et al., 2026)。这些研究表明, 被动采样技术有望成为传统主动采样方法的有效补充。这些进展为探索土壤三相eDNA的差异化采集方法提供了重要参考。

土壤是一个复杂的多相介质, 节肢动物eDNA可分布于土壤固相(如颗粒吸附)、液相(如孔隙水)和气相(如孔隙空气)中, 但其在三相中的分布差异及类群检出特异性尚不清楚。为此, 本研究以同一农田土壤样本为对象, 分别采用3种方法提取不同相态的eDNA。土壤直接提取法(direct soil extraction, SOL)获取的是吸附于土壤固相的整体遗传信息; 空气滤膜法(air filtration, AIR)捕获的是土壤气相中的生物活性颗粒; 土壤水过滤法(water filtration, WAT)收集的是土壤液相中的可溶性DNA组分。据此提出三相分布假说: SOL可直接获取固相群落, AIR偏向捕获小型、活动性强且易释放至气相的类群, WAT则富集水相中易洗脱的类群。本研究通过比较3种方法检出的节肢动物群落组成、多样性及物种特异性, 旨在揭示土壤节肢动物eDNA在固、液、气三相中的分布特征及各方法检测优势, 并探讨eDNA的相态分布与物种生态位或行为类型之间的潜在关联。本研究可为土壤生物多样性监测的方法选择提供理论依据, 同时揭示土壤节肢动物eDNA的环境分布特征。

1 材料与方法

1.1 研究地概况

采样地位于河南省农业科学院现代农业科技试验示范基地(113.70° E, 35.01° N), 地处新乡市平原城乡一体化示范区。该地区属暖温带大陆性季风气候, 年均温约14.4℃, 年均降水量566.2 mm, 夏季降水集中。该区域地势平坦, 潮土为本区主要土壤类型, 质地属沙壤土, pH值为7.6–8.0, 呈弱碱性, 土壤有机质含量在15 g/kg以上, 灌溉与排水条件良好。本研究选取8块田地, 分别种植甘薯、金银花、芝麻、玉米、花生、棉花、菊花、大豆8种作物。采样工作于作物生长季内的2024年9月29日完成, 各作物处于成熟期或收获期(其中甘薯为块根膨大后期、菊花为盛花期、金银花为秋花蕾形成期)。

1.2 样本采集

为降低田间小尺度异质性对群落信息的干扰, 获取具有代表性的土壤节肢动物群落信息, 本文采用分级混合的采样方案。针对每种作物, 在研究区内划定5块管理措施一致且空间相互独立的田块。在各田块内, 按五点取样法, 去除上层浮土及植物残枝后用园艺铲(刃长为15 cm)采集0–20 cm深度土层, 将5点土样混合形成复合样。随后, 将同种作物的5个复合样按等质量比例混合, 形成1份作物级别

的混合样。

最后, 将每份作物级别混合样分成3份, 作为3个平行分析样本, 分别用于3种eDNA提取方法。第一份采用SOL, 取2 g土壤。第二份采用AIR, 取500 g土壤置于自封袋中, 采用无油真空泵(DC-0204, 抽气流量25 L/min, 海宁市大成过滤设备有限公司)抽气。一端固定玻璃纤维滤膜(直径47 mm, 滤膜孔径为0.45 μm, 上海兴亚净化材料厂), 负压值约为−40 kPa, 抽气20 min, 总抽气体积约500 L。滤膜回收后用于eDNA提取。第三份采用WAT, 取500 g土壤, 按土水质量比1∶5加入2,500 mL无菌水, 180 rpm摇床振荡30 min, 静置10 min。取上清液经玻璃纤维滤膜(直径47 mm, 孔径0.45 μm)过滤, 过滤初始流速约200–300 mL/min, 过滤过程中若流速显著下降, 则更换新滤膜继续过滤。滤膜回收后用于eDNA提取, 获得水相eDNA样本。8种作物田土壤分别采用SOL、WAT和AIR进行eDNA采集, 总计24个独立样本。各样本均置于–70℃超低温冰箱保存, 直至后续eDNA提取与分析。每种作物采样均使用新铲具, 以防作物间交叉污染。

1.3 样本处理、文库构建和高通量测序

土壤eDNA提取使用E.Z.N.A.® Soil DNA Kit试剂盒(Omega Bio-tek公司, 美国佐治亚州诺克罗斯), 操作步骤参照试剂盒说明书。玻璃纤维滤膜上吸附的eDNA同样采用E.Z.N.A.® Soil DNA Kit试剂盒, 用无菌镊子取出采样滤膜, 在无菌超净台上剪成1 cm × 1 cm的碎片, 确保滤膜充分分散以利于eDNA洗脱, 其余步骤同土壤eDNA提取。以空白玻璃纤维素膜为对照, 排除污染。PCR扩增采用细胞色素c氧化酶亚基I (*COI*)基因的节肢动物通用引物, 上游引物为NoPlantF_270 (5′-RGCHTTYCCHCGWATAAAYAAYATAAG-3′), 下游引物为mlCOIintR_W (5′-GRGGRTAWACWGTTCAWCCWGTNCC-3′), 对eDNA模板进行PCR扩增, 目标扩增片段长度为116 bp。该引物体系由Krehenwinkel团队开发优化(Krehenwinkel et al., 2022a, b), 为植物DNA抑制型特异性引物, 可有效减少植物DNA的非特异性扩增, 显著降低植物序列干扰, 提高节肢动物eDNA的扩增效率与检出灵敏度。扩增体系如下: 5×FastPfu buffer 4 μL, 2.5 mM dNTPs 2 μL, 上下游引物(5 μM)各0.8 μL, FastPfu polymerase 0.4 μL, 模板DNA 10 ng, 补加ddH_2O至20 μL。反应程序为: 95℃预变性5 min; 95℃变性30 s, 55℃退火30 s, 72℃延伸45 s, 共30个循环; 最后72℃延伸10 min。每个样本进行3次独立PCR扩增, 将3次扩增产物等体积混合后, 经2%琼脂糖凝胶电泳检测, 并使用AxyPrep DNA凝胶回收试剂盒(美国Axygen公司, 美国加利福尼亚州联合市)纯化。采用QuantiFluor®-ST蓝色荧光定量系统(美国Promega公司, 美国威斯康星州麦迪逊)进行定量检测, 并将各样本DNA浓度归一化至同一水平后进行文库构建。文库经质检合格后在DNBSEQ-G99平台上进行双端测序(2 × 300 bp)。

1.4 高通量测序数据处理及物种注释

原始测序数据首先进行质控与预处理: 使用Trimmomatic软件(v0.36)过滤低质量碱基(滑动窗口50 bp, 平均质量 < 20则截断), 去除含N碱基及质控后长度 < 50 bp的序列; 利用FLASH软件(v1.2.7)对双端reads进行拼接(最小overlap 10 bp, 允许最大错配比0.2); 根据barcode和引物区分样本(barcode允许错配0, 引物允许错配2); 使用Usearch软件结合gold数据库, 采用denovo和reference结合的方式去除嵌合体。使用uclust软件在97%相似性水平下进行聚类, 生成操作分类单元(operational taxonomic units, OTUs)。OTU聚类流程如下: 提取优化序列中的非重复序列以降低计算冗余(http://drive5.com/usearch/manual/dereplication.html); 剔除无重复的单序列(http://drive5.com/usearch/manual/singletons.html); 在97%相似性水平下对非重复序列进行聚类, 获得OTU代表序列。为减少低丰度OTU带来的随机误差, 去除reads数少于2的OTUs。随后将所有优化序列比对至OTU代表序列, 筛选相似性不低于97%的序列, 最终生成OTU丰度表。

物种注释时将OTU代表序列与NCBI nt公共数据库进行比对, 相似性阈值设为90%。针对节肢动物*COI*基因特征, 辅以BOLD数据库进行补充注释。在此基础上, 统计各分类水平(门、纲、目、科、属)的物种组成及其相对丰度。

1.5 统计分析

所有分析及作图在R 4.5.1软件中完成, 主要使用vegan、ggplot2等程序包。采用物种丰富度(species richness)和Shannon-Wiener多样性指数评估α多样

性。采用单因素方差分析(one-way analysis of variance, ANOVA)及Tukey's HSD检验比较3种方法间的差异($P < 0.05$)。β多样性基于Bray-Curtis距离进行主坐标分析(principal coordinates analysis, PCoA), 并使用置换多元方差分析(permutational multivariate analysis of variance, PERMANOVA)检验组间群落结构差异的显著性。为了比较不同方法检测到的OTU, 采用UpSet图进行多组比较, 使用UpSetR包(version 1.4)实现。网络分析图通过ggraph包实现, OTU等级发生曲线(rank occurrence curve, ROC)图用Biodiversity R包完成(Sapkota et al., 2026)。

2 结果

2.1 数据特征

本研究在田间试验样地中, 采用3种方法提取了eDNA, 并获得了群落多样性数据。对8种不同作物田的24个样本进行扩增子测序, 经质量控制并筛选到节肢动物门序列后, 共得到13,724个OTU, 其中, 至少在1个样本中序列数大于3的OTU为7,391个, 获得物种注释的OTU为2,193个。稀释曲线显示, 大多数样本的曲线趋于平台期, 表明测序深度合理, 能够较好反映样本中的OTU多样性。

2.2 α多样性与β多样性

从物种丰富度来看, WAT的物种丰富度显著高于SOL和AIR ($P < 0.05$), 而SOL与AIR之间无显著差异(图1A); Shannon-Wiener多样性指数在3种方法间差异不显著(图1B)。

PCoA排序图显示, 3种eDNA提取方法的样本在群落结构上呈现明显聚类。PERMANOVA检验进一步证实, 3种方法间的群落组成存在极显著差异(R^2 = 0.2816, P = 0.001), 采样方法(即介质相态)可解释群落组成28.16%的变异, 表明提取方法对节肢动物群落的检测结果具有显著影响。箱线图的分组显著性结果也支持这一结论, 表明该差异在所有样本中具有统计学上的一致性(图2)。

从主坐标轴贡献来看, PC1轴解释了30.47%的变异, PC2轴解释了14.83%的变异, 两轴累计解释率达45.30%, 说明群落结构的主要差异可由这两个维度反映。其中, SOL在PC1轴上与其他两种方法完全分离, 其群落特征较为独特; WAT的样本则主要

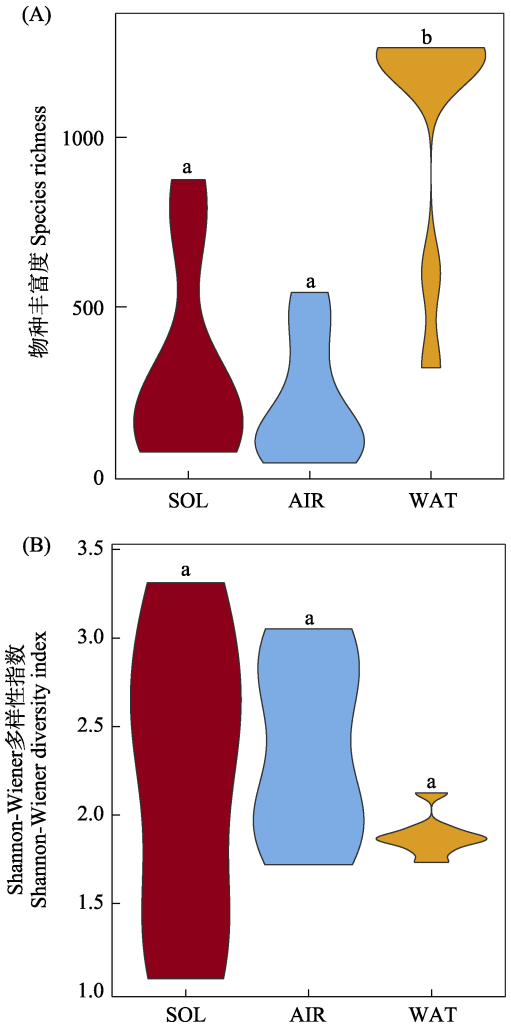


图1 不同方法下土壤节肢动物群落α多样性。SOL: 土壤直接提取法; AIR: 空气滤膜法; WAT: 土壤水过滤法。不同小写字母表示方法间差异显著($P < 0.05$)。

Fig. 1 Alpha diversity of soil arthropod communities under different extraction methods. SOL, Direct soil extraction; AIR, Air filtration; WAT, Soil water filtration. Different lowercase letters indicate significant differences among extraction methods ($P < 0.05$).

分布在PC1轴的正向区域, 与AIR和SOL显著分离。尽管WAT组内存在两个离散样本, 但整体聚类模式与统计检验结果基本一致, 说明3种提取方法各自富集了不同的节肢动物类群。而不同作物类型间的群落结构差异不显著, 各作物样本在排序图上聚类较为集中, 未呈现明显分离(图2)。

2.3 群落组成与优势土壤动物

从目水平看, SOL注释到的优势类群为长角跳虫目和蜘蛛目; WAT注释到的优势类群为双翅目和等足目; 而AIR注释到的优势类群为双翅目和鞘翅

目。双翅目在AIR和WAT中的占比均为最高(图3A)。

从科水平看, SOL注释到的优势类群为长角跳虫科、等节跳虫科; WAT注释到的优势类群为摇蚊科、卷甲虫科和舞虻科; 而AIR注释到的优势类群为摇蚊科、毛蠓科、金龟科(图3B)。

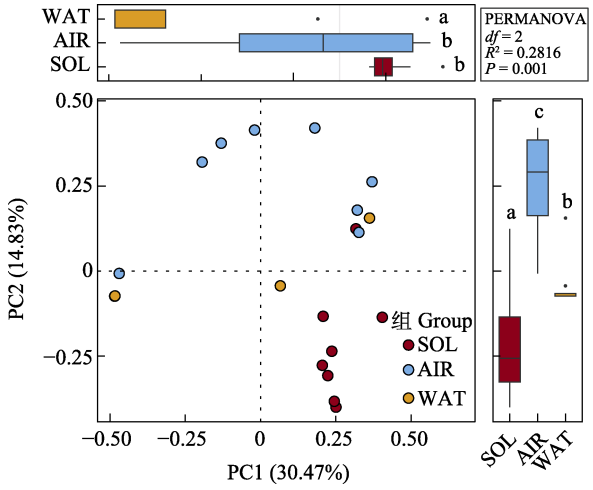


图2　基于3种eDNA提取方法的土壤节肢动物群落结构主坐标分析。每个散点代表1个独立样本, 上方与右侧的箱线图分别展示了各组样本在PC1、PC2轴上的分布差异, 不同小写字母(a/b/c)表示组间差异显著。SOL: 土壤直接提取法; AIR: 空气滤膜法; WAT: 土壤水过滤法。

Fig. 2　Principal coordinates analysis (PCoA) of soil arthropod community structure based on three eDNA extraction methods. Each dot represents an individual sample. The boxplots above and to the right show the distribution of samples along PC1 and PC2, respectively. Different lowercase letters (a/b/c) indicate significant differences among groups. SOL, Direct soil extraction; AIR, Air filtration; WAT, Soil water filtration.

3种土壤eDNA提取方法对节肢动物的检测效果存在明显的类群特异性与组间差异($P < 0.05$)。目水平上, 长角跳虫目、蜱目在SOL下相对丰度显著更高, 双翅目在AIR和WAT下相对丰度显著更高(图4A); 科水平上, SOL检出的等节跳虫科等土壤底栖类群的相对丰度较高, 但各处理间差异不显著($P > 0.05$), WAT的摇蚊科相对丰度最高(部分样本超过95%), AIR对金龟科等类群的检出效率更优。在天敌类群方面, 隐翅虫科和舞虻科在3种方法中均有检出(图4B)。

2.4　3种eDNA提取方法检测到的共享与独特物种

UpSet图分析结果表明, SOL检出的OTU总数最多, AIR次之, WAT最少。在共有OTU方面, AIR与WAT的共有数高于SOL与AIR (图5)。各方法在检出类群上既有重叠, 也各有其特有类群。

网络分析进一步揭示了方法间OTU的分布特征。SOL与AIR (图6A)及SOL与WAT (图6B)的对比显示出相似的总体分布模式: SOL节点周围聚集了密集的OTU簇, 大量OTU同时被SOL和另一种方法(AIR或WAT)所共有。高丰度OTU (以大节点表示)主要位于网络中心区域, 大量低丰度的特有OTU分布于外围区域, 仅与SOL相连。

AIR与WAT的对比(图6C)呈现出不同的分布格局。较大节点出现在外围区域而非中心区域, 表明相当一部分高丰度OTU为方法特异性OTU。特有OTU主要为低丰度类群, 高丰度OTU多为方法间共

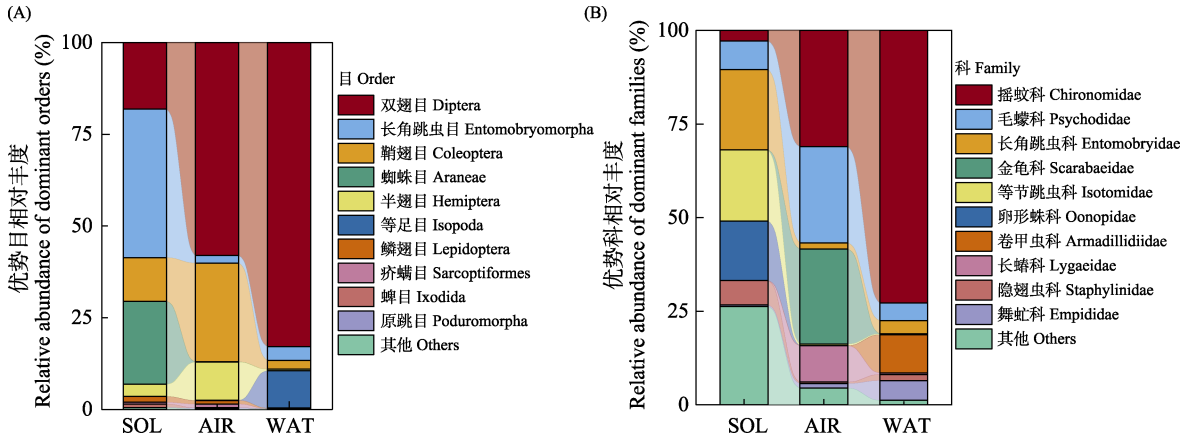


图3　3种eDNA提取方法下土壤节肢动物群落目(A)和科(B)水平优势类群相对丰度。SOL: 土壤直接提取法; AIR: 空气滤膜法; WAT: 土壤水过滤法。

Fig. 3　Relative abundance of dominant soil arthropod taxa at the order (A) and family (B) level under three eDNA extraction methods. SOL, Direct soil extraction; AIR, Air filtration; WAT, Soil water filtration.

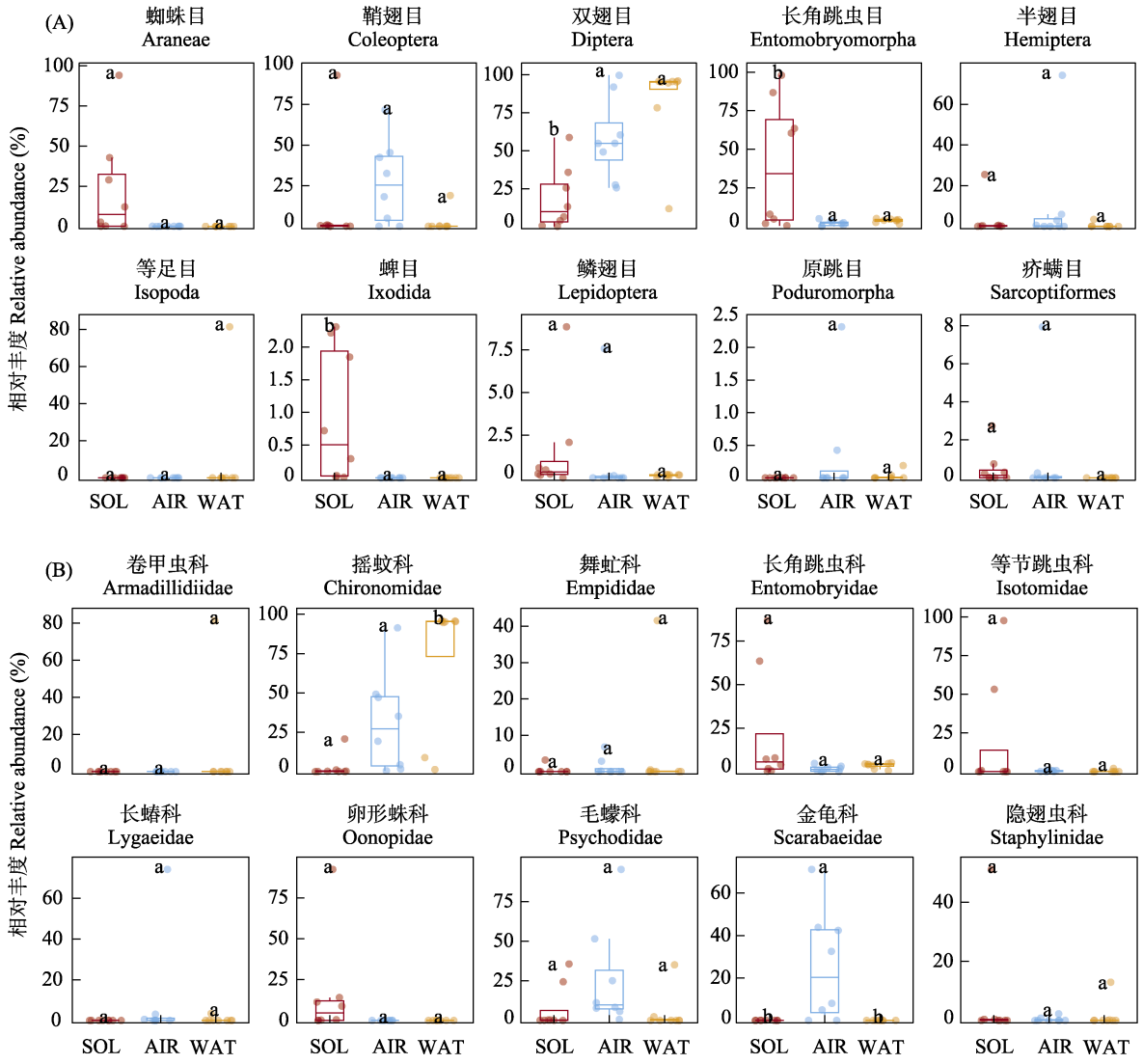


图4　3种土壤eDNA提取方法下目(A)和科(B)水平节肢动物群落类群相对丰度间的差异。不同小写字母表示组间存在显著差异(Tukey's HSD检验, $P < 0.05$)。SOL: 土壤直接提取法; **AIR**: 空气滤膜法; **WAT**: 土壤水过滤法。

Fig. 4　Intergroup differences in relative abundance of arthropod taxa at order (A) and family (B) level under three soil eDNA extraction methods. Different lowercase letters denote significant differences (Tukey's HSD test, $P < 0.05$). SOL, Direct soil extraction; AIR, Air filtration; WAT, Soil water filtration.

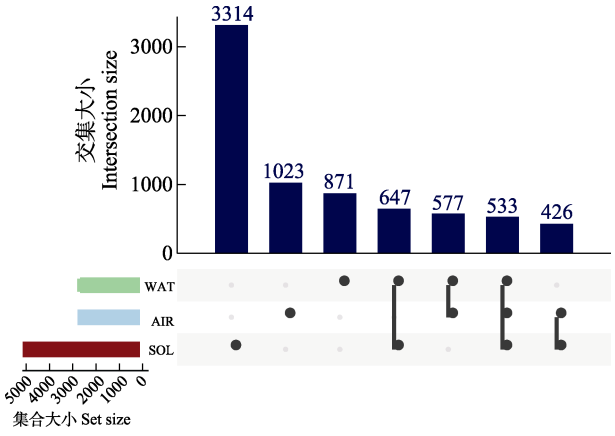


图5　3种土壤eDNA提取方法共有和特有OTU分布UpSet图。左侧柱状图表示各方法检测到的OTU总数; 右侧点阵图展示方法间的交集组合, 点阵图顶部的深蓝色柱状图对应各交集组合的OTU数量, 数字标注了各交集的具体OTU值。SOL: 土壤直接提取法; **AIR**: 空气滤膜法; **WAT**: 土壤水过滤法。

Fig. 5　UpSet plot showing shared and unique OTU among three soil eDNA extraction methods. Left bar chart shows the total OTU detected by each method. The bottom dot matrix indicates intersection combinations among methods, with dark blue bars above showing the corresponding intersection sizes; numbers indicate exact OTU counts for each intersection. SOL, Direct soil extraction; AIR, Air filtration; WAT, Soil water filtration.

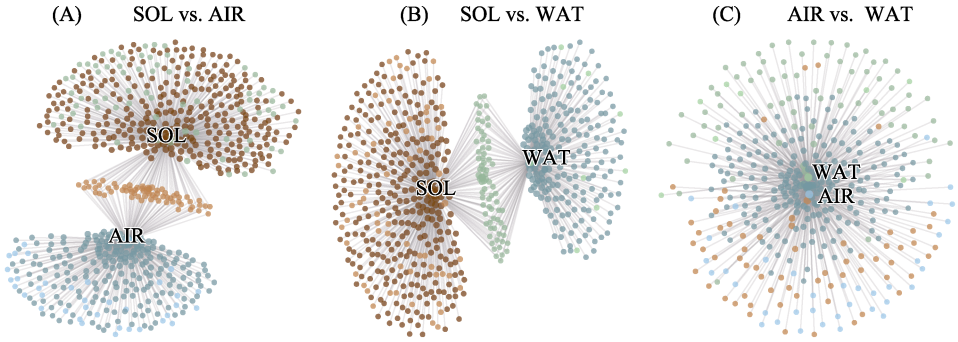


图6　基于网络分析的OTU组成相似性及3种方法间独特性比较。网络中心的彩色圆形节点代表3种eDNA提取方法。SOL: 土壤直接提取法; **AIR**: 空气滤膜法; **WAT**: 土壤水过滤法。

Fig. 6　Network analysis comparing shared and unique OTU among three eDNA extraction methods. The colored circular nodes at the network center represent three eDNA extraction methods. SOL, Direct soil extraction; AIR, Air filtration; WAT, Soil water filtration.

有。AIR与WAT的对比中存在高丰度特有OTU, 而在SOL与AIR及SOL与WAT的对比中, AIR和WAT也检测到少量高丰度OTU。

2.5　OTU检测效率比较

基于ROC对3种土壤eDNA提取方法的OTU检测效果进行了比较。结果显示, SOL曲线位置最高, 检测到169个OTU, 曲线下降最平缓, 高频OTU(在≥4个样本中出现)数量最多。WAT次之, 检测到113个OTU, 曲线先下降较快后变平缓。AIR曲线位置最低, 检测到83个OTU, 曲线最短且下降最快, OTU组成集中, 以少数高频OTU为主。SOL捕获的OTU数量最多, 分布最均匀。WAT次之。AIR检测到的OTU数量最少, 以少数优势OTU为主(图7)。

基于eDNA在土壤三相中的分布特征及方法性能差异, 针对农田土壤节肢动物多样性监测, 进行全面多样性调查时, 建议优先采用SOL, 该方法检出物种数量最多、覆盖度最广且结果稳定。若重点调查双翅目、金龟科等飞行或活动能力较强的类群, 建议在SOL基础上补充AIR。若研究涉及摇蚊科等偏好湿生环境的类群, 则需加入WAT。

3　讨论

3.1　3种eDNA采样方法的群落检测差异及生态学机制

本研究采用3种eDNA采样方法(土壤直接提取法SOL、空气滤膜法AIR和土壤水过滤法WAT)检测8种作物田中土壤节肢动物的群落多样性。3种方法分别对应固相、气相和液相中的eDNA捕获。结果

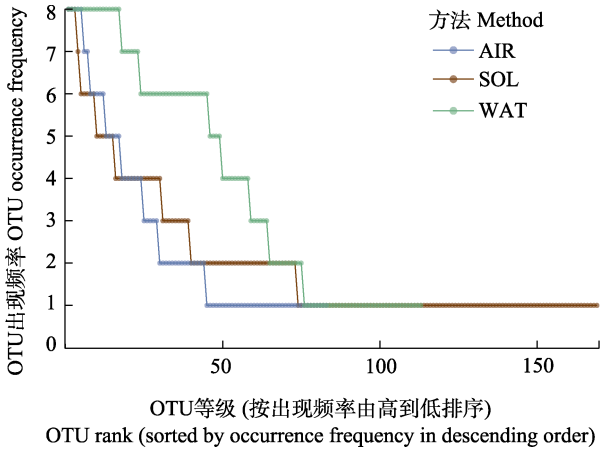


图7　不同土壤eDNA提取方法OTU等级-出现频率曲线。SOL: 土壤直接提取法; **AIR**: 空气滤膜法; **WAT**: 土壤水过滤法。

Fig. 7　Rank occurrence frequency curves of OTU detected by different soil eDNA extraction methods. SOL, Direct soil extraction; AIR, Air filtration; WAT, Soil water filtration.

发现, 土壤节肢动物eDNA在固、液、气三相中呈现明显的非均质分布。PERMANOVA分析结果表明, 3类样本的群落结构存在极显著差异(R^2 = 0.2816, P = 0.001), 采样方法(即介质相态)可解释群落组成28.16%的变异。PCoA图进一步显示, 固相、液相、气相三类样本在空间上各自聚集为独立的簇群, 组间无明显重叠。以上结果说明, eDNA在土壤三相中的分布并非随机, 而是具有显著的介质选择性。

SOL检出的OTU数量最为丰富(3,314个), 显著高于AIR (1,023个)和WAT (871个)。这一结果与Dopheide等(2019)和Kirse等(2021)的研究一致, 即

不同DNA提取方法检测到的OTU重叠率仅为36%–56%, 方法本身的差异可导致近半数物种检出差异。上述结果支持本研究提出的分布异质性假说: SOL对应固相, 捕获的是吸附于土壤颗粒的eDNA, 包括活体节肢动物、死亡个体、卵壳及粪便中残留的DNA, 具有时间积累效应; 而AIR和WAT分别捕获土壤释放至空气或洗脱至水相中的eDNA, 更多反映采样时期活跃或移动性强的类群, 缺乏时间积累效应。

3.2 类群特异性检测模式与方法的互补性

本研究进一步发现, 不同节肢动物类群在3种方法中的检出呈现明显的类群特异性模式。等节跳虫科、卵形蛛科主要被SOL检出; 摇蚊科在WAT中高度富集(部分样本相对丰度超过95%); 金龟科则在AIR中检出效率更高。这种类群-介质关联模式与Oliverio等(2018)的观察一致, 即形态学鉴定与宏条形码方法对螨类、双翅目和鳞翅目的检出存在偏好差异。被动采样具有时间积累效应(Sandré et al., 2026); Lin等(2025)在空气eDNA研究中发现延长采样时间可提高动物类群检出数, 进一步支持气相eDNA主要捕获活跃类群的观点。上述结果可从各类群的生活史特征和行为方式角度加以解释: 固相富集型(如等节跳虫科)为典型的土壤栖息者, eDNA释放后直接被固相吸附; 液相富集型(如摇蚊科)幼虫为水生或半水生, eDNA通过水体大量释放并稳定保存于液相中; 气相富集型(如金龟科)多为飞行能力强的甲虫, eDNA可能通过空气扩散或活动等方式进入气相。这一机制提示, eDNA在土壤三相中的分布受生物类群生态位和行为类型的深刻影响。

3种方法在类群检测上的互补性进一步得到了等级发生曲线的证实。结果显示, SOL检测到的OTU数量最多(169种), 曲线下降最平缓, OTU分布最均匀; WAT居中(113种); AIR最少(83种), 以少数优势类群为主。3种方法联合使用可检测到更多的OTU, 这一互补性特征与Sandré等(2026)的结论一致, 即被动采样与主动采样在物种检测上具有互补性, 联合使用有助于更全面反映生物多样性。类似地, 在DNA提取方法之间也存在互补性。含裂解步骤的试剂盒法与磷酸盐缓冲液法对比, 高达44%的鉴定物种为每种方法所独有(Kirse et al., 2021)。基于上述互补性, 针对不同研究目标可制定相应的组合策略: 全面多样性评估应以SOL为基础; 重点调查双翅目或鞘翅目等类群时补充AIR; 涉及摇蚊科等湿生类群时补充WAT。

在本研究条件下, 采样方法对节肢动物群落检测结果的影响大于作物类型。SOL、AIR、WAT分别捕获固相、气相、液相中的eDNA, 这种DNA来源的根本差异导致群落组成出现极显著分化(Sandré et al., 2026)。对比来看, 8种作物对应的土壤生物群落差异有限。作物主要通过根系分泌物、凋落物质量等间接途径影响土壤生物群落, 其作用强度不足以掩盖采样方法本身带来的系统性偏差(Dopheide et al., 2019)。表明在土壤生物多样性调查中, 采样方法的选择比样地环境因子的控制更为关键。

3.3 方法学讨论与未来展望

值得注意的是, eDNA宏条形码与传统形态学鉴定在检测原理上存在本质区别, 这也是本研究仅开展eDNA方法横向对比、未将形态学作为基准方法的主要原因。eDNA可捕获土壤中活体、虫卵、幼体、蜕皮及生物残体等各类来源的遗传物质, 反映出区域内物种的遗传痕迹; 而常规形态学鉴定(如漏斗法、陷阱法)主要采集土壤中活动的个体, 反映的是采样时间点上的存活动物群落。二者反映的群落维度不同(Hermans et al., 2022; Naglič et al., 2026), 无法直接以形态学结果作为评判eDNA准确度的唯一标准。在采用同源样本、严格对照的实验设计下, eDNA宏条形码能够准确反映昆虫群落的分异特征, 其分析结果与形态学鉴定具有可比性(Remmel et al., 2024)。这一结论支持, 本研究检测到的来自同一样本的固、液、气三相间的群落差异, 并非源于eDNA技术本身的系统偏差, 而是真实反映节肢动物eDNA在不同介质中的非均质分布。正是这种介质选择性, 导致了SOL、AIR、WAT三种方法间极显著的群落组成分化。从生态学合理性的角度, 结合黄淮海农区农田土壤动物形态学本底调查数据①, 本研究检出的等节跳虫科、隐翅虫科等优势类群均为区域典型农田土壤节肢动物, 群落组成符合区域生态特征, 这为研究结果的可靠性提供了间接支持。

本研究基于同源混合土壤样本, 对比了3种

① 李艺 (2023) 黄淮海农区不同土地利用方式对地表土壤生物群落特征及其生态功能的影响. 硕士学位论文, 河南大学, 河南开封.

eDNA方法的检测效果。由于初期实验设计时未预留样本, 本次未能同步开展传统形态学鉴定。为保证结论的可靠性, 我们通过多种方式进行了交叉验证, 包括分析3种方法共有的OTU、3次重复的稳定性, 以及将检测结果与区域已知的土壤动物群落特征进行比对。已有研究表明, 同一介质的样本起始量对生物群落检测结果具有显著影响(Penton et al., 2016; 李龙召等, 2022), 样本量越大通常检出的OTU数量越高。本研究中3种方法对应的样本类型不同, 起始材料用量亦存在差异。SOL直接提取2 g土壤固相中的微生物DNA; AIR和WAT则分别以500 g土壤作为生物释放源, 捕获从土壤释放至空气或洗脱至水相中的DNA, 这一数量级差异可能对OTU检出数量产生影响。依据水、空气、土壤、沉积物等不同生态系统的特性, eDNA研究采用差异化的采样方案和起始样本量(Rishan et al., 2025)。这说明本研究采用不同起始量的设计, 符合当前eDNA方法学研究的普遍做法与行业规范。

后续研究将在采样阶段专门留存一部分平行样本, 结合传统形态学手段开展联合调查, 以量化不同eDNA方法的检出偏差和适用场景, 进一步完善土壤动物eDNA监测的技术体系。此外, 目前不同研究在采样方式、样本量、滤膜材质、提取试剂盒等方面缺乏统一标准, 结果之间难以直接比较(Kirse et al., 2021; 刘莹等, 2025; Sapkota et al., 2025; 闫姿伶等, 2026), 建立土壤eDNA监测的标准操作流程仍是本领域的重要任务。

本研究结果为土壤节肢动物eDNA监测中采样方法的选择提供了参考。3种采样方法分别揭示了节肢动物DNA在SOL、WAT和AIR中的分布规律。研究发现土壤eDNA的分布呈现类群特异的介质选择性, 即不同类群的eDNA倾向于富集在不同介质中。这一发现提示, 土壤eDNA的分布是生物因素(类群生活史特征和行为方式)与非生物因素(介质物理化学性质)共同作用的结果, 而非单一物理过程的普遍支配, 3种方法在类群检测上具有互补性。SOL捕获土壤中积累的遗留DNA, 反映较长时间尺度的群落信息, 适用于区域多样性评估; AIR和WAT分别捕获气相和水相的活性类群, 反映采样时间条件下的群落组成, 适用于动态监测或特定功能群调查。评估土壤群落整体多样性时, 可优先考虑SOL, 以获取更全面的群落组成信息。若研究目标集中于气相和水相的活性类群, 则可选用AIR或WAT。SOL、WAT与AIR三种方法联合使用可检出最多物种, 但综合考虑成本与效率, 以SOL为基础、针对目标类群定向补充AIR或WAT的组合策略更具实际应用价值。在统一的标准条件下, 3种方法相比形态学鉴定能够快速、准确地对节肢动物群落进行评估, 且支持不同研究之间节肢动物多样性和群落结构的直接比较。

ORCID

巩中军 https://orcid.org/0000-0002-0890-3322

参考文献

Anthony MA, Bender SF, van der Heijden MGA (2023) Enumerating soil biodiversity. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 120, e2304663120.

Bardgett RD, van der Putten WH (2014) Belowground biodiversity and ecosystem functioning. Nature, 515, 505–511.

Bessey C, Neil Jarman S, Simpson T, Miller H, Stewart T, Kenneth Keesing J, Berry O (2021) Passive eDNA collection enhances aquatic biodiversity analysis. Communications Biology, 4, 236.

Bienert F, De Danieli S, Miquel C, Coissac E, Poillot C, Brun JJ, Taberlet P (2012) Tracking earthworm communities from soil DNA. Molecular Ecology, 21, 2017–2030.

Blouin M, Hodson ME, Delgado EA, Baker G, Brussaard L, Butt KR, Dai J, Dendooven L, Peres G, Tondoh JE, Cluzeau D, Brun JJ (2013) A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. European Journal of Soil Science, 64, 161–182.

Cananzi G, Tatini I, Li TS, Montagna M, Serra V, Petroni G (2025) Active or passive? A multi-marker approach to compare active and passive eDNA sampling in riverine environments. Science of the Total Environment, 974, 179247.

Chen XY, Kong YQ, Zhang S, Zhao JD, Li S, Yao M (2022) Comparative evaluation of common materials as passive samplers of environmental DNA. Environmental Science & Technology, 56, 10798–10807.

Chen XY, Li S, Zhao JD, Yao M (2024) Passive eDNA sampling facilitates biodiversity monitoring and rare species detection. Environment International, 187, 108706.

Coleman DC, Callaham MA, Crossley DA Jr (2017) Fundamentals of Soil Ecology, 3rd edn. Academic Press, London.

Deiner K, Bik HM, Mächler E, Seymour M, Lacoursière-Roussel A, Altermatt F, Creer S, Bista I, Lodge DM, de Vere N, Pfrender ME, Bernatchez L (2017) Environmental

DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities. Molecular Ecology, 26, 5872–5895.

Dopheide A, Xie D, Buckley TR, Drummond AJ, Newcomb RD (2019) Impacts of DNA extraction and PCR on DNA metabarcoding estimates of soil biodiversity. Methods in Ecology and Evolution, 10, 120–133.

Eisenhauer N, Sünnemann M, Pollierer MM, Sun X, Bardgett RD, Bartkowski B, Delgado-Baquerizo M, Dirilgen T, Guerra CA, Mathieu J, Niklaus PA, Romero F, Ristok C, Seeber J, Steinwandter M, Stewart J, van der Heijden M, van der Putten W, Potapov A (2026) Soil biodiversity effects on ecosystems. Nature Reviews Biodiversity, 2, 76–91.

George PBL, Keith AM, Creer S, Barrett GL, Lebron I, Emmett BA, Robinson DA, Jones DL (2017) Evaluation of mesofauna communities as soil quality indicators in a national-level monitoring programme. Soil Biology and Biochemistry, 115, 537–546.

Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Stenmans W, Müller A, Sumser H, Hörren T, Goulson D, de Kroon H (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS ONE, 12, e0185809.

Hermans SM, Lear G, Buckley TR, Buckley HL (2022) Environmental DNA sampling detects between-habitat variation in soil arthropod communities, but is a poor indicator of fine-scale spatial and seasonal variation. Ecological Indicators, 140, 109040.

Jothinarayanan N, Krogstad K, Karlsen F, Tajedin L, Roseng LE (2026) Evaluation of active and passive sampling methods for detecting eDNA of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and its lethal ectoparasite (*Gyrodactylus salaris*) in the Sande River, Norway. Fishes, 11, 101.

Kakita M, Furuta Y, Tanaka H (2026) A ground surface rolling method for detecting environmental DNA of terrestrial animals. Environmental DNA, 8, e70248.

Kirse A, Bourlat SJ, Langen K, Fonseca VG (2021) Unearthing the potential of soil eDNA metabarcoding—Towards best practice advice for invertebrate biodiversity assessment. Frontiers in Ecology and Evolution, 9, 630560.

Kirtane A, Atkinson JD, Sassoubre L (2020) Design and validation of passive environmental DNA samplers using granular activated carbon and montmorillonite clay. Environmental Science & Technology, 54, 11961–11970.

Krehenwinkel H, Weber S, Broekmann R, Melcher A, Hans J, Wolf R, Hochkirch A, Kennedy SR, Koschorreck J, Künzel S, Müller C, Retzlaff R, Teubner D, Schanzer S, Klein R, Paulus M, Udelhoven T, Veith M (2022a) Environmental DNA from archived leaves reveals widespread temporal turnover and biotic homogenization in forest arthropod communities. eLife, 11, e78521.

Krehenwinkel H, Weber S, Künzel S, Kennedy SR (2022b) The bug in a teacup—Monitoring arthropod–plant associations with environmental DNA from dried plant material. Biology Letters, 18, 20220091.

Lavelle P, Decaëns T, Aubert M, Barot S, Blouin M, Bureau F, Margerie P, Mora P, Rossi JP (2006) Soil invertebrates and ecosystem services. European Journal of Soil Biology, 42, S3–S15.

Li LZ, Huang PP, Xu KD, Zhao F (2022) Effects of DNA and RNA extraction methods for the evaluation of ciliate diversity in marine sediments. Marine Sciences, 46(7), 52–60. (in Chinese with English abstract) [李龙召, 黄平平, 徐奎栋, 赵峰 (2022) DNA/RNA提取及处理方法对评价沉积物中纤毛虫分子多样性的影响. 海洋科学, 46(7), 52–60.]

Li YA, Zhang WF, Zhao GG, Yang CY, Chen XQ, Yuan SD, Cao M, Cai W, Yang J (2025) Application of airborne eDNA for terrestrial animal diversity monitoring: A case study of 20-ha forest dynamics plot in Xishuangbanna, Yunnan, China. Biodiversity Science, 33, 24318. (in Chinese with English abstract) [李云翱, 张文富, 赵桂刚, 杨春燕, 陈向清, 袁盛东, 曹敏, 蔡望, 杨洁 (2025) 空气环境DNA在陆生脊椎动物多样性监测上的应用: 以西双版纳20 ha森林动态样地为例. 生物多样性, 33, 24318.]

Lin RY, Yan ZL, Yao M (2025) Robust passive sampling of airborne environmental DNA to monitor plants and animals. Methods in Ecology and Evolution, 16, 2118–2130.

Liu Y, Liu YG, Gan LY, Chu D (2025) Current status and prospects of standardizing eDNA-based monitoring for agricultural pests. Journal of Plant Protection, 52, 545–556. (in Chinese with English abstract) [刘莹, 刘雅歌, 甘力月, 褚栋 (2025) 农业害虫环境DNA监测技术的标准化研究现状与展望. 植物保护学报, 52, 545–556.]

Löbl I, Klausnitzer B, Hartmann M, Krell FT (2023) The silent extinction of species and taxonomists—An appeal to science policymakers and legislators. Diversity, 15, 1053.

Naglič V, Martinović T, Šibanc N, Grebenc T, Krogh PH, Sapkota R, Winding A, Leskovšek R, Bertoncelj I (2026) Soil microarthropod biodiversity in agricultural landscapes: Revisiting the QBS index through DNA metabarcoding. Applied Soil Ecology, 223, 107118.

Neher DA (2001) Role of nematodes in soil health and their use as indicators. Journal of Nematology, 33, 161–168.

Oliverio AM, Gan HJ, Wickings K, Fierer N (2018) A DNA metabarcoding approach to characterize soil arthropod communities. Soil Biology and Biochemistry, 125, 37–43.

Penton CR, Gupta VV, Yu JL, Tiedje JM (2016) Size matters: Assessing optimum soil sample size for fungal and bacterial community structure analyses using high throughput sequencing of rRNA gene amplicons. Frontiers in Microbiology, 7, 824.

Remmel N, Buchner D, Enss J, Hartung V, Leese F, Welti EAR, Sinclair JS, Haase P (2024) DNA metabarcoding and morphological identification reveal similar richness, taxonomic composition and body size patterns among flying insect communities. Insect Conservation and Diversity, 17,

449–463.
Rishan ST, Kline RJ, Rahman MS (2025) Environmental DNA (eDNA) collection techniques across diverse ecosystems: A mini-review of promising new tools for eDNA metabarcoding. Environmental Science and Pollution Research, 32, 13566–13577.
Ruppert KM, Kline RJ, Rahman MS (2019) Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. Global Ecology and Conservation, 17, e00547.
Sandré F, Brochu MP, Langlois VS (2026) Passive environmental DNA sampling: A review of current practices, limitations and future directions for biodiversity monitoring. Methods in Ecology and Evolution, 17, 1535–1555.
Sapkota R, Buivydaitė Ž, Lilja MA, Ellegaard-Jensen L, Winding A, Krogh PH (2025) Evaluating DNA extraction methods for eDNA metabarcoding of soil invertebrate diversity. European Journal of Soil Biology, 126, 103751.
Sapkota R, Pan Y, Naglič V, Ellegaard-Jensen L, Krogh PH, Winding A (2026) Environmental RNA and DNA metabarcoding of soil fauna reveal complementary insights into biodiversity and limited effect of nitrification inhibitors. Applied Soil Ecology, 222, 106996.
Seibold S, Gossner MM, Simons NK, Blüthgen N, Müller J, Ambarlı D, Ammer C, Bauhus J, Fischer M, Habel JC, Linsenmair KE, Nauss T, Penone C, Prati D, Schall P, Schulze ED, Vogt J, Wöllauer S, Weisser WW (2019) Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. Nature, 574, 671–674.
Taberlet P, Coissac E, Hajibabaei M, Rieseberg LH (2012a) Environmental DNA. Molecular Ecology, 21, 1789–1793.
Taberlet P, Coissac E, Pompanon F, Brochmann C, Willerslev E (2012b) Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding. Molecular Ecology, 21, 2045–2050.
Xing KH, Lu WJ, Huang QQ, Wu JZ, Shang HP, Wang Q, Guo F, Du QP, Yin ZL, Zhang Y, Li FL (2024) Soil eDNA biomonitoring reveals changes in multitrophic biodiversity and ecological health of agroecosystems. Environmental Research, 262, 119931.
Yan ZL, Chen XY, Yao M (2026) A comparative evaluation of bioinformatic pipelines for invertebrate biodiversity profiling via environmental DNA metabarcoding. Biodiversity Science, 34, 25369. (in Chinese with English abstract) [闫姿伶, 陈晓宇, 姚蒙 (2026) 基于环境DNA宏条形码的无脊椎动物多样性研究: 生物信息学流程比较与评估. 生物多样性, 34, 25369.]
Yan ZL, Luo Y, Chen XY, Yang LY, Yao M (2024) Angling and trolling for eDNA: A novel and effective approach for passive eDNA capture in natural waters. Environment International, 194, 109175.

(责任编委: 吴东辉　责任编辑: 闫文杰)

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 25418, pages 1–13
doi: 10.17520/biods.2025418
cstr: 32101.14.biods.2025418

•土壤生物多样性专题•

基于DNA宏条形码的江苏宿迁高粱-小麦轮作农田节肢动物群落长期动态

金倩[1], 王卫军[1], 潘明泉[1], 杨珂[1], 沈伟[2], 朱超[3], 姜雷[3], 赖上坤[1*], 张爱兵[4*]

1. 江苏省农业科学院宿迁农科所, 江苏宿迁 223800; 2. 宿迁市气象局, 江苏宿迁 223800; 3. 江苏洋河酒厂股份有限公司, 江苏宿迁 223800; 4. 首都师范大学生命科学学院, 北京 100048

摘要: 农田节肢动物群落动态是理解天敌–害虫互作关系和评估自然控害潜力的重要基础, 但高粱-小麦轮作系统的长期连续监测资料仍较少。本研究以江苏宿迁一处高粱-小麦轮作长期定位样地为对象, 于2019–2023年利用马来氏网(Malaise trap)连续采集节肢动物样本, 并基于*COI* (cytochrome c oxidase subunit I)基因DNA宏条形码技术对64组样本进行可操作分类单元(operational taxonomic unit, OTU)聚类和分类注释, 分析不同年份、季节和作物阶段节肢动物群落组成、多样性及主要天敌类群相对丰度变化, 并结合气象数据探讨其与降水量、温度和日照时数的关系。结果表明: (1)双翅目为该样地节肢动物群落中的主要优势类群, 其中食蚜蝇科和瓢虫科为主要天敌类群; (2) OTU层面α多样性无显著年际差异($P > 0.05$), 但在季节间存在显著差异($P < 0.05$), 夏季多样性相对较高, 且与温度呈显著正相关($P < 0.01$); (3) β多样性分析表明, 高粱季与小麦季的样本群落组成的主坐标分析(principal coordinates analysis, PCoA)存在显著差异($P < 0.001$); (4)主要天敌类群的相对丰度与部分气象因子存在相关关系, 其中食蚜蝇科相对丰度与日照时数呈显著正相关($P < 0.05$), 而与降水量、温度呈显著负相关($P < 0.01$), 瓢虫科相对丰度表现出一定的季节性波动; (5)混合效应模型显示, 在将年份作为随机效应纳入控制后, 作物类型和季节的单一主效应均不显著, 但不同作物-季节组合在2019–2023年间呈现出差异化变化趋势, 提示该样地节肢动物群落动态可能受作物更替、季节转换和年际环境波动的共同影响。本研究提供了该样地5年连续监测资料, 但因缺乏空间重复和对照样地, 且DNA宏条形码相对丰度不能直接等同于个体数量, 相关结果主要反映该监测样地的长期动态特征, 不宜作为高粱-小麦轮作系统的一般规律。

关键词: DNA宏条形码; 高粱-小麦轮作; 节肢动物群落; 物种多样性; 长期监测; 天敌昆虫; 气象因子

金倩, 王卫军, 潘明泉, 杨珂, 沈伟, 朱超, 姜雷, 赖上坤, 张爱兵 (2026) 基于DNA宏条形码的江苏宿迁高粱-小麦轮作农田节肢动物群落长期动态. 生物多样性, 34, 25418. doi: 10.17520/biods.2025418; cstr: 32101.14.biods.2025418.
Jin Q, Wang WJ, Pan MQ, Yang K, Shen W, Zhu C, Jiang L, Lai SK, Zhang AB (2026) DNA metabarcoding reveals long-term arthropod community dynamics in a sorghum-wheat rotation field in Suqian, Jiangsu, China. Biodiversity Science, 34, 25418. doi: 10.17520/biods.2025418; cstr: 32101.14.biods.2025418.

DNA metabarcoding reveals long-term arthropod community dynamics in a sorghum-wheat rotation field in Suqian, Jiangsu, China

Qian Jin[1], Weijun Wang[1], Mingquan Pan[1], Ke Yang[1], Wei Shen[2], Chao Zhu[3], Lei Jiang[3], Shangkun Lai[1*], Aibing Zhang[4*]

1 *Suqian Institute of Agricultural Sciences, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Suqian, Jiangsu 223800, China*
2 *Suqian Meteorological Bureau, Suqian, Jiangsu 223800, China*
3 *Jiangsu Yanghe Distillery Co. Ltd., Suqian, Jiangsu 223800, China*
4 *College of Life Sciences, Capital Normal University, Beijing 100048, China*

ABSTRACT

Aims: Understanding temporal dynamics of arthropod communities in farmland is an important basis for clarifying

收稿日期 Received: 2025-10-21; 接受日期 Accepted: 2026-05-31
基金项目: 农业基础性长期性科技工作项目(ZX09S110600)、江苏省重点研发计划(现代农业) (BE2023345)和江苏省“333高层次人才”培养工程
Supported by the Foundational and Long-Term Agricultural Science and Technology Research Project (ZX09S110600), Key Research and Development Program of Jiangsu Province (BE2023345), and “333 High-Level Talents Training Project” in Jiangsu Province
* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: zhangab2008@mail.cnu.edu.cn; 20151603@jaas.ac.cn

natural enemy–pest interactions and evaluating the potential for natural pest control. In crop rotation systems, seasonal crop succession is often accompanied by changes in vegetation structure, resource availability, microhabitat conditions, and meteorological background, all of which may influence arthropod community composition and the relative dominance of different functional taxa. However, continuous multi-year monitoring data for arthropod communities in sorghum-wheat rotation fields remains limited. In this study, we used DNA metabarcoding to investigate arthropod community dynamics in a long-term fixed monitoring field under sorghum-wheat rotation in Suqian, Jiangsu Province, China, from 2019 to 2023. Specifically, we aimed to describe temporal variation in arthropod community composition and diversity across years, seasons, and crop stages, and to preliminarily explore the associations between major arthropod taxa and meteorological factors.

Methods: Arthropods were collected using a Malaise trap from a fixed monitoring site located in a sorghum-wheat rotation field in Siyang County, Suqian, Jiangsu Province. Sorghum was cultivated from June to October, and winter wheat was cultivated from November to May of the following year. A total of 64 arthropod samples were collected during the five-year monitoring period. DNA was extracted from each sample, and the mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I gene (*COI*) was amplified and sequenced for metabarcoding analysis. Operational taxonomic units (OTUs) were clustered at 97% sequence similarity and taxonomically annotated using the BOLD database. Because of limitations in public reference databases and potential uncertainties in species-level assignment, subsequent analyses focused mainly on order- and family-level taxonomic composition rather than species-level identification. Arthropod community composition was summarized by year, season, and crop stage. Alpha diversity was estimated using the Shannon-Wiener diversity index based on the OTU composition matrix. Beta diversity was evaluated using Bray-Curtis dissimilarity followed by principal coordinates analysis (PCoA), and group differences were tested using analysis of similarities (ANOSIM). Monthly meteorological variables, including precipitation, temperature-related indices, and sunshine duration, were matched with arthropod community data. Spearman rank correlation analysis was used to explore associations between environmental factors and the relative abundance of major arthropod taxa. In addition, mixed-effects models were used to evaluate the effects of crop type, season, year, and their interactions on community relative abundance patterns.

Results: Diptera was the dominant arthropod order throughout the monitoring period, indicating its consistently high relative abundance in this field. At the family level, Syrphidae and Coccinellidae were identified as important natural enemy taxa, although their relative abundance varied among years and seasons. OTU-level alpha diversity did not differ significantly among years ($P > 0.05$), suggesting relatively stable interannual diversity at the monitored site. In contrast, alpha diversity differed significantly among seasons ($P < 0.05$), with a relatively higher Shannon-Wiener diversity index in summer. Alpha diversity was positively correlated with temperature-related variables ($P < 0.01$). Beta diversity analysis based on Bray-Curtis dissimilarity showed clear differences in community composition between the sorghum and wheat seasons, and ANOSIM confirmed that this difference was statistically significant ($P < 0.001$). Meteorological factors were associated with variation in the relative abundance of several major taxa. The relative abundance of Syrphidae was positively correlated with sunshine duration ($P < 0.05$), but negatively correlated with precipitation and temperature-related variables ($P < 0.01$). The relative abundance of Coccinellidae showed more evident seasonal fluctuations. The mixed-effects model showed that, after including year as a random effect, the single main effects of crop type and season were not significant. However, different crop-season combinations exhibited divergent temporal trends from 2019 to 2023, suggesting that arthropod community dynamics at this site may be jointly influenced by crop succession, seasonal transitions, and interannual environmental fluctuations.

Conclusion: This study provides a five-year time-series dataset describing arthropod community composition, OTU-level diversity, and the relative abundance dynamics of major natural enemy taxa in a sorghum-wheat rotation field in Suqian, Jiangsu Province. The results suggest that arthropod community structure and natural enemy taxa in this monitored field were associated with crop-season transitions and meteorological variation. However, this study was conducted at a single fixed monitoring site without spatial replication or control fields. In addition, relative abundance derived from DNA metabarcoding may be affected by primer bias, DNA extraction efficiency, biomass differences, mitochondrial copy number variation, and reference database completeness, and therefore should not be interpreted as equivalent to individual abundance obtained from traditional morphological surveys. Thus, the findings should be regarded as field-specific temporal patterns rather than general rules for all sorghum-wheat rotation systems. Future studies should incorporate replicated monitoring across multiple sites, morphological validation, pest population data, functional group classification, and finer-resolution environmental measurements to further clarify the mechanisms shaping arthropod communities in crop rotation farmlands.

Key words: DNA metabarcoding; sorghum-wheat rotation; arthropod community; species diversity; long-term monitoring; natural enemies; meteorological factors

在农作物生产中, 传统化学防控手段引发的抗药性(resistance)增强、天敌昆虫杀伤(resurgence)、农药残留(residue)已成为制约生态安全与农产品质量的核心问题(徐福星, 2015)。在此背景下, 基于生态调控的害虫综合治理(integrated pest management, IPM)体系应运而生(Kogan, 1998; 戈峰, 2020), 其核心在于激活农田生态系统的自然控害潜能, 构建化学农药减量增效的技术路径。其中, 生物防治作为IPM体系的关键实施路径(Naranjo et al., 2015), 通过引入天敌昆虫构建多维生态服务网络。已有研究表明, 当捕食性天敌昆虫资源相对丰度达到阈值时, 其广谱捕食能力可在害虫暴发初期形成有效压制, 某些生态调控良好的农田系统可实现50%以上的害虫自然控制率(Landis et al., 2000)。

解析农田节肢动物群落的时序动态, 是理解天敌–害虫互作关系和优化可持续IPM策略的重要基础。当前研究聚焦于整合天敌–害虫种群消长规律与栽培模式创新, 通过量化生态调控阈值实现害虫精准防控(Stell et al., 2022; 王淳等, 2025)。值得注意的是, 农田节肢动物群落受多种环境因子影响, 例如强降水、高温、日照变化等气象条件可通过改变植被结构、资源供给、湿度条件和微生境异质性, 影响不同节肢动物类群的活动、繁殖和存活, 并进一步影响天敌功能群的组成结构与互作强度(Morsello et al., 2008)。然而, 已有研究多关注群落多样性或优势类群组成, 而对作物季节更替、气象波动及其共同作用下群落变化的连续监测仍相对不足。因此, 在长期时间尺度上监测农田节肢动物群落变化, 有助于识别优势类群更替、天敌类群波动及其与环境因子之间的潜在联系。

作物轮作作为可持续耕作体系的核心组分, 通过重构农田生态系统的时空配置格局与生态位分化机制, 可同步提升生态系统服务功能。小麦、高粱作为全球重要粮食作物, 其轮作模式在农业生产中占据重要地位(Pooniya et al., 2022; Minhas et al., 2023; 尚青竹, 2024)。该模式被证实能有效改善土壤微生物群落结构、增强养分循环效率并提高农田生物多样性(Meyer et al., 2019; Zhou et al., 2023)。周期性种植制度不仅改变植被物理构型, 更可有效打破单一化种植引发的病虫害宿主连续性, 驱动节肢动物群落发生适应性演替(Rusch et al., 2013), 为生态调控技术实施奠定生物多样性基础。然而, 高粱-小麦轮作农田中节肢动物群落长期动态及其与气象条件的关系仍缺乏连续监测资料。

在技术方法层面, DNA宏条形码技术突破了传统形态分类在幼虫鉴定、隐存种识别等方面的局限, 在昆虫分类、种间互作和生物多样性等研究中得到了广泛应用(Young & Hebert, 2022; Ficetola & Taberlet, 2023)。该技术将线粒体细胞色素c氧化酶亚基I基因(cytochrome c oxidase subunit I gene, *COI*)作为识别动物界近缘物种的核心条形码, 从而实现物种水平的精准鉴定, 显著提升了群落组成分析的分辨率。

本研究以江苏宿迁一处高粱-小麦轮作长期定位样地为对象, 利用马来氏网(Malaise trap)连续采集2019–2023年的节肢动物样本, 并结合DNA宏条形码技术分析群落组成和多样性变化。旨在研究不同年份、季节和作物阶段节肢动物群落组成及可操作分类单元(operational taxonomic unit, OTU)层面多样性的变化特征, 比较高粱季与小麦季样本间的群落组成差异, 并初步探讨主要节肢动物类群, 尤其是天敌类群相对丰度与降水量、温度和日照时数等气象因子之间的关联。由于本研究采用单样地长期定位监测设计, 相关结果主要用于揭示该监测样地内节肢动物群落的长期时间动态特征, 并为后续多地点重复验证及农田生态调控研究提供基础资料。

1 材料与方法

1.1 样地设置与标本采集

试验田位于江苏省宿迁市泗阳县(海拔17 m, 118.68° E, 33.69° N), 该地区属北亚热带季风过渡性气候, 年平均气温14.4℃, 年平均降水量910 mm, 年均日照时数约2,216 h。试验田总面积40,000 m^2, 地貌为典型平原地形, 周边为与试验地类似的耕作区。种植模式为冬小麦-夏高粱轮作, 每年6–10月种植高粱, 11月至次年5月种植小麦。

固定监测点设置于江苏宿迁泗阳县一处高粱-小麦轮作农田内, 未设置空间重复样地或其他轮作/非轮作对照样地。该设计有利于在相对稳定的田间管理和周边环境背景下连续追踪同一样地中节肢动物群落的时间动态, 减少不同地块间土壤性质、

周边植被、农事管理和微气候差异对时间序列判断的干扰。

2019–2023年，每年4–11月期间，采用马来氏网(网顶部距地面约1.5 m，顶部白色、侧墙黑色，网孔约0.5 mm)进行连续被动拦截采样。试验期间样地内未使用任何化学农药，马来氏网垂直布设于田块边缘开阔处，网墙走向大致与田埂平行；收集瓶内预装约2/3体积的75%乙醇用于标本固定与DNA保存。于月末和月中期间每半个月采集1次，共计收集64个马来氏网样品瓶。通常情况下每月可获得2个独立样品瓶，但个别月份因极端天气、田间作业或样品保存等客观原因仅获得1个有效样品瓶(详见附录1)。后期在对应水文气象数据分析时，会依需求按照月、季、年将数据合并分析。数据合并的规则为：当某样本采集的时间周期仅覆盖单一月份时，该样本数据划归为其覆盖的月份；当某样本采集的时间周期发生跨月时(通常为上月末至下月中旬)，该样本划归为其主要覆盖的月份；每年4–5月划归为春季，6–8月为夏季，9–10月为秋季，11月为冬季。所有样本划分为16组。气象数据(2019–2023年)包括月累积降水量、月平均最高气温、月平均最低气温、月平均气温及日照时数，来源于宿迁市气象局(详见附录2)。

1.2 DNA提取、*COI*扩增及高通量测序

将样品去除乙醇后加入500 mL无菌水4℃浸泡12 h；更换无菌水重复2次(共3次)，以彻底去除残留乙醇。采用DNA提取试剂盒(DP304，天根生化科技(北京)有限公司，中国)提取节肢动物样本总DNA，提取好的DNA置于–20℃备用。以*COI*基因的通用引物mlCOIintF (5′-GGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC-3′)和HCO2198 (5′-TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA-3′)进行混合样本DNA扩增，使用PCR扩增试剂盒(R011，宝生物工程(大连)有限公司，中国)，反应体系为50 μL，含2 μL DNA模板、25.0 μL 2 × Ex Taq PCR MasterMix、1 μL正反向引物(10 μmol/L)，加双蒸水补足。PCR扩增条件为95℃预变性5 min; 95℃ 30 s, 50℃ 30 s, 72℃ 1 min, 40个循环；最后72℃延伸10 min。将*COI*基因的通用引物上下游的5′端均加上5 bp的碱基作为标签，引物序列见表1，以10–12个为一组，设计不同的引物标签，按照PCR扩增的方式进行单独扩增，将扩增产物混合在一起进行建库。建库后的样本在Illumina MiSeq测序仪上机，以PE250模式双端测序。

1.3 宏条形码测序数据处理

使用Trimmomatic v0.39软件(Bolger et al., 2014)对原始序列进行质量控制，根据碱基质量得分和接头序列对读段进行修剪，并去除接头序列。使用FastQC v0.11.5 (de Sena Brandine & Smith, 2021)进行双端质量控制，生成包含碱基质量分布、GC含量及序列重复性等关键指标的质量评估报告。为了进一步优化数据，采用FASTX-Toolkit v1.4.1 (http://hannonlab.cshl.edu/fastx_toolkit/download.html)去除可能干扰下游分析的残留接头序列。采用FLASH v2.2.0进行双端序列拼接(Magoč & Salzberg,

表1 *COI*基因通用引物及标签序列

Table 1 General primer sequences and tag sequences for the *COI* gene

正向引物 Forward primer (5'–3')		反向引物 Reverse primer (5'–3')	
BarcodingF1	ATCACGGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR1	CGATGTTAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA
BarcodingF2	AGTTCCGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR2	TTAGGCTAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA
BarcodingF3	GTCCGCGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR3	TGACCATAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA
BarcodingF4	CACCGGGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR4	GCCAATTAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA
BarcodingF5	TCCCGAGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR5	CAGATCTAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA
BarcodingF6	TCGAAGGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR6	GATCAGTAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA
BarcodingF7	TCGGCAGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR7	TAGCTTTAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA
BarcodingF8	TACAGCGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR8	GGCTACTAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA
BarcodingF9	TATAATGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR9	CTTGTATAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA
BarcodingF10	TCATTCGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR10	AGTCAATAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA
BarcodingF11	CCGTCCGGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	BarcodingR11	ATGTCATAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA

2011), 以从配对末端读段中重建更长且连续的目标片段。最后, 使用VSEARCH v2.7.1 (Rognes et al., 2016)去除潜在的嵌合序列, 确保下游分析所用数据不包含可能导致分类学错误的虚假序列, 并按97%的序列一致性聚类为OTU。

1.4 统计分析

*COI*序列通过BLAST+与BOLD数据库(Barcode of Life Data Systems, https://www.boldsystems.org/)比对寻找数据库中最相似的序列注释, 并使用Arthropoda数据库(https://www.gbif.org/zh/species/54)对最终的分类学名称进行验证, 以保证不同样本间命名的一致性。考虑到公共数据库覆盖度和注释可靠性限制, 本研究以90%的序列相似性作为分类注释的最低阈值, 后续分析主要在目和科水平开展, 而不强调种水平鉴定。注释后的OTU数据通过Python脚本按年份、季节及作物类型进行整理, 并分别汇总至目和科两个分类层级, 用于后续群落组成、多样性及环境相关性分析。后续统计分析及图形绘制均在R v4.4.1软件中完成。分类单元组成解析与群落多样性评估通过tidyverse数据处理包和vegan生态学分析包实现。其中, α多样性采用Shannon-Wiener多样性指数进行量化; β多样性则基于Bray-Curtis距离进行主坐标分析(principal co-ordinates analysis, PCoA), 两者分析均是基于OTU计数结果作相应计算, 并通过相似性分析(analysis of similarities, ANOSIM)检验组间差异的统计学显著性。数值变量间的相关性采用Spearman秩相关分析进行评估, 分类变量间的相关性基于卡方检验, 而数值变量在不同分类变量水平间的差异采用Kruskal-Wallis检验。本研究在Spearman秩相关分析的基础上, 进一步采用混合效应模型评估作物类型、季节及其交互作用与主要类群相对丰度和群落多样性之间的关系, 并将年份作为随机效应纳入模型。相关分析采用线性混合效应模型(linear mixed-effects models, LMMs)进行统计分析, 使用R软件的lme4包拟合完成。固定效应的显著性通过lmerTest包提供的III型方差分析(使用Satterthwaite方法计算近似自由度)进行检验。若发现显著的主效应或交互效应, 则进一步使用emmeans包进行成对比较, 并采用Tukey法校正*P*值。所有模型均经过残差正态性、同方差性及异常值检验, 以确保模型假设得到满足。可视化矢量图使用ggplot2、ggpubr和corrplot等R包创建。

2 结果

2.1 测序数据及分类注释

经标准化质控流程(包含序列去噪、嵌合体过滤及低质量序列剔除)后, 本研究所有原始序列均已上传至NCBI数据库(BioProject访问号为PRJNA1314447, https://www.ncbi.nlm.nih.gov/sra/PRJNA1314447)。对应OTU聚类注释结果显示: 2019–2023年各年度样本分别注释到3,396、3,879、2,593、2,590和2,851个OTU (表2), 共覆盖30个目、211个科、664个属。在目级分类单元中, 双翅目、鳞翅目和鞘翅目为主要优势类群(图1), 其中双翅目占比最高, 达到79.0%。

2.2 节肢动物群落组成及其时间变化

2.2.1 不同年份群落组成的差异

2019–2023年间, 农田节肢动物群落结构表现出显著的年际变化(图2a, b)。在目水平上, 双翅目始终为优势类群, 但其相对丰度及共优类群组成在年际间存在明显波动。2019年群落组成较为单一, 双翅目与鳞翅目二者总相对丰度接近100%; 其中双翅目以食蚜蝇科、蝇科、寄蝇科和丽蝇科为主, 鳞翅目则主要由粉蝶科构成。自2020年起, 群落结构趋于复杂。鞘翅目取代鳞翅目成为次优势目, 其中瓢虫科贡献突出; 双翅目内部, 扁口蝇科相对丰度显著上升。2021年, 原蛛目相对丰度升高, 成为第二优势类群; 双翅目中蝇科相对丰度超过食蚜蝇科, 麻蝇科与摇蚊科占比亦有所提高。2022年, 双翅目相对比例下降, 鞘翅目再次成为次优势目, 同时蜘蛛目相对丰度上升。至2023年, 双翅目与鳞翅目再次成为排前两位的优势类群, 且螳螂目相对丰度显著提升; 双翅目内部以食蚜蝇科和丽蝇科为主, 摇蚊科与麻蝇科的占比回升至与2021年相近水平。

2.2.2 不同季节群落组成

群落组成的季节分布特征如图2c, d所示。目水平上, 双翅目在各季节均为主要优势类群, 但其相对丰度在秋、冬季低于春、夏季。鳞翅目在春、夏、秋3季维持次优势地位; 而鞘翅目的相对丰度呈现季节性差异, 冬季占比上升至第二优势类群, 夏季则降至最低。蜘蛛目与螳螂目分别在秋季和冬季相对丰度较高, 提示不同功能类群可能具有不同的季

表2　各样本分类注释信息

Table 2　Summary of taxonomic annotation for each sample

分组 Group	OTU数量 No. of OTUs	目数量 No. of orders	科数量 No. of families	属数量 No. of genera	分组 Group	OTU数量 No. of OTUs	目数量 No. of orders	科数量 No. of families	属数量 No. of genera
2019春 Spring 2019	244	8	45	79	2021秋 Autumn 2021	373	8	45	74
	147	6	40	59		487	9	45	93
	241	10	48	76		200	7	42	67
2019夏 Summer 2019	289	11	59	92	2021冬 Winter 2021	229	8	46	73
	316	11	58	90	2022春 Spring 2022	270	8	46	75
	414	8	51	72		293	7	46	84
	435	10	41	59		172	8	52	74
	55	3	15	15		101	9	39	41
2019秋 Autumn 2019	296	7	44	86	2022夏 Summer 2022	171	14	50	55
	296	7	44	86		116	8	38	43
	197	7	37	55		233	10	42	58
2019冬 Winter 2019	354	9	52	88		204	8	44	56
	112	6	31	41		387	9	47	73
2020春 Spring 2020	234	8	49	83	2022秋 Autumn 2022	152	8	35	43
	347	10	63	113		223	11	49	66
	291	10	62	92		137	7	36	44
2020夏 Summer 2020	300	11	53	80		61	7	16	18
	300	7	34	54	2022冬 Winter 2022	70	7	12	12
	362	9	42	58	2023春 Spring 2023	131	8	36	43
	233	5	29	36		186	7	43	64
	362	8	39	57		127	7	35	52
2020秋 Autumn 2020	310	4	33	57		176	6	46	60
	497	9	59	104	2023夏 Summer 2023	364	10	75	120
	192	10	42	61		270	7	57	84
	170	9	41	52		390	8	60	106
2020冬 Winter 2020	156	8	41	58		238	8	59	89
	125	5	32	36		196	8	49	72
2021春 Spring 2021	231	8	41	69	2023秋 Autumn 2023	178	7	45	72
	239	7	43	69		131	10	43	57
2021夏 Summer 2021	184	11	39	53		191	8	49	81
	320	8	25	25		126	8	36	51
2021秋 Autumn 2021	330	5	34	51	2023冬 Winter 2023	147	9	37	50

OTU: 可操作分类单元 Operational taxonomic unit

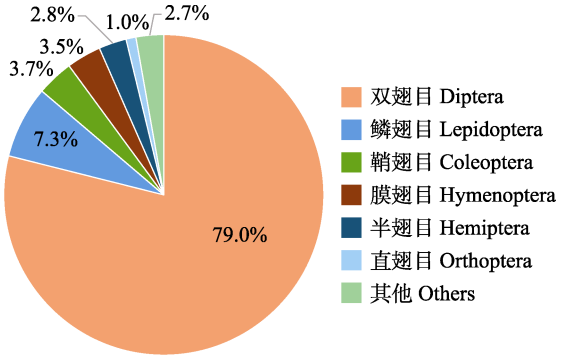


图1　2019–2023年高粱-小麦轮作农田节肢动物优势目组成

Fig. 1 Dominant arthropod orders in the sorghum-wheat rotation system from 2019 to 2023

节分布特征。

在科水平上，食蚜蝇科相对丰度呈现较明显的季节集中分布特征，主要分布于春季和冬季；丽蝇科与瓢虫科则分别在春季和冬季构成各自的重要类群。蝇科与粉蝶科在夏、秋季相对丰度较高。寄蝇科则在秋、冬季高于春、夏季。

2.2.3　不同作物系统中的群落组成变化

本研究的试验地于春、冬季种植小麦，夏、秋季种植高粱。分析结果显示(图2e, f)，双翅目在两种作物系统中均占优势地位，其相对丰度在高粱季与小麦季之间未表现出明显差异。科水平上，不同类

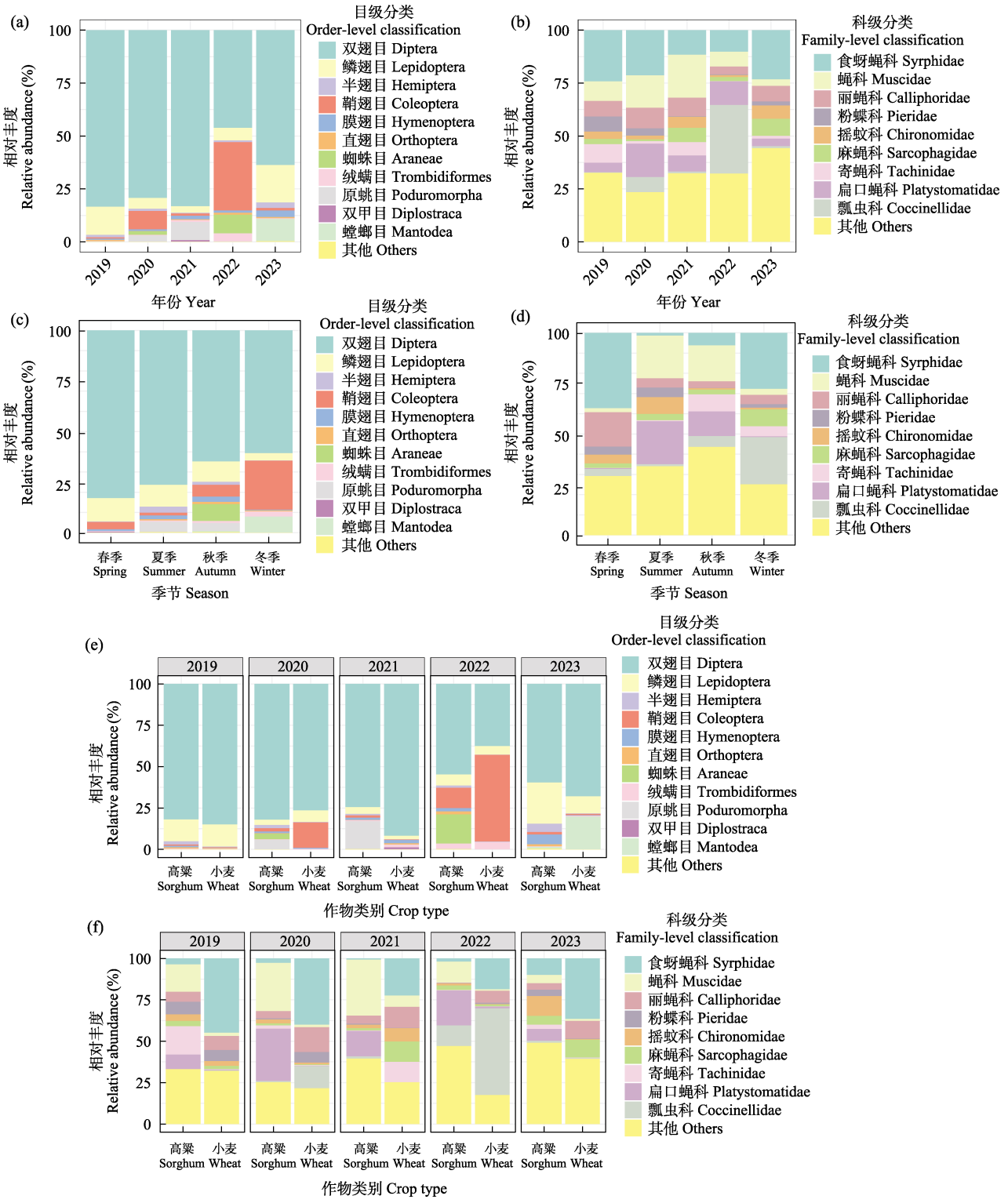


图2　节肢动物群落在不同年份(a, b)、季节(c, d)和不同作物种植季(e, f)之间目水平与科水平相对丰度

Fig. 2　Relative abundance of the arthropod community at the order and family levels across different years (a, b), seasons (c, d), and crop-growing seasons (e, f)

群在作物季间呈现一定分化: 食蚜蝇科与丽蝇科主要分布于小麦季, 而蝇科与扁口蝇科在高粱季相对丰度较高。寄蝇科、摇蚊科及麻蝇科在不同年份间波动较明显, 提示其变化可能更多与年度环境背景

有关, 而非单一作物类型决定。

鳞翅目的相对丰度分布无显著年际差异, 仅2023年度高粱季的相对丰度高于小麦季。鞘翅目中, 瓢虫科在2020年和2022年小麦季的相对丰度显著高于同期高粱季。此外, 原蛛目、蜘蛛目及膜翅目主要分布于高粱季, 而螳螂目在小麦季相对丰度较高。

2.3 OTU层面群落多样性

本研究多样性分析基于OTU组成矩阵开展, 相关指数用于反映OTU层面的α多样性及群落组成差异。不同年份间节肢动物群落的α多样性差异不显著(Kruskal-Wallis检验, $P = 0.617$; 图3a), 表明年度尺度上OTU层面多样性整体较为稳定。不同季节间α多样性存在显著差异($P = 0.028$; 图3b), 其中夏季Shannon-Wiener多样性指数最高。基于Bray-Curtis距离的PCoA结果显示, 高粱季与小麦季样本的群落组成存在分离趋势(图3c), ANOSIM检验表明两类作物系统间群落组成差异极显著($P < 0.001$)。

2.4 群落动态与气象因子的相关性

2.4.1 气象数据特征

2019–2023年4–11月气象数据(图4, 附录2)呈现典型的季节性气候特征。月降水量在夏季(6–8月)显著高于其他月份, 符合北亚热带季风过渡性气候雨热同期的特征。其中, 2021年7月降水量极高(867.6 mm), 导致当月样本采集量不足; 2021年9月与2022年11月的降水量也高于其他年份。

温度方面, 高温、低温与平均温度数值呈现高度同步性, 年际变化趋势无显著差异。年度峰值温度出现时间呈现动态变化: 2019年与2023年集中于7月, 2020年与2022年延迟至8月, 而2021年7月和8月的平均温度均较6月稍低。

2.4.2 相关性分析

将主要节肢动物类群相对丰度与对应月份气象数据进行相关性分析, 结果如图4所示。天敌类群中, 食蚜蝇科在每年5月和11月呈现相对丰度高峰, 但其在2021年与2022年11月的相对丰度显著低于其他年度同期。同时, 2022年11月瓢虫科取代食蚜蝇科成为优势天敌类群。同期气象数据显示, 该月降水量为观测期最高值, 且日照时长为同期最低水平, 提示天敌类群相对丰度变化可能与月尺度气象条件存在关联。

2.5 环境因子与主要类群相对丰度的关联分析

本研究首先采用Spearman秩相关分析对环境因子与主要天敌类群相对丰度之间的关系进行探索性分析。结果显示(图5a), 食蚜蝇科相对丰度与降水量及气温指标呈负相关, 而与日照时数呈正相关; 同时, 其相对丰度在不同季节和作物类型间也表现出明显差异。瓢虫科相对丰度仅与季节因子呈弱正相关; 本次研究中未发现与寄蝇科相对丰度有显著关联的环境因子。为降低时间序列数据中潜在自相关、作物类型与季节耦合及年际气候波动等因素造成假相关的风险, 我们进一步采用混合效应模型对变量间的关系进行统计推断。结果显示, 在将年份作为随机效应纳入模型后, 作物类型和季节的单一主效应均未达到显著水平。其中, 小麦种植(log (abundance) = 0.106)与高粱种植(log (abundance) = 0.132)的主要分类单元相对丰度未表现出显著差异($P = 0.194$); 不同季节间的主要分类单元相对丰度差异亦不显著($P = 0.579$)。尽管单一主效应不显著, 但交互项分析显示, 不同作物-季节组合下群落相对丰度变化趋势并不一致(图5b); 进一步结合年份层面的时间序列展示可见, 不同作物-季节组合在2019–2023年间呈现出不同的变化趋势(图5c)。该结果表明, 本研究样地中节肢动物群落相对丰度的变化可能具有一定背景依赖性, 其时间动态并非由作物类型或季节任一单独因素决定, 而可能受到作物更替、季节转换及年际环境背景的共同影响。

3 讨论

3.1 年度变化与优势类群动态

本研究基于DNA宏条形码技术对江苏宿迁一个高粱-小麦轮作农田样地开展了连续5年的节肢动物群落监测。结果显示, 双翅目在各年份和不同作物季中均为主要优势类群, 表明其在该样地农田环境中具有较强适应性。然而, 双翅目内部不同科级类群的相对丰度在年份和季节间存在波动, 提示目水平优势格局相对稳定的同时, 较低分类水平的群落组成仍可能受到气象条件、作物生长期和局部微生境变化的共同影响。具体而言, 2019年该样地群落结构相对简单, 以食蚜蝇科、蝇科等常见类群为主。2020–2022年期间, 扁口蝇科相对丰度上升、蝇科超越食蚜蝇科、摇蚊科与麻蝇科占比波动, 这

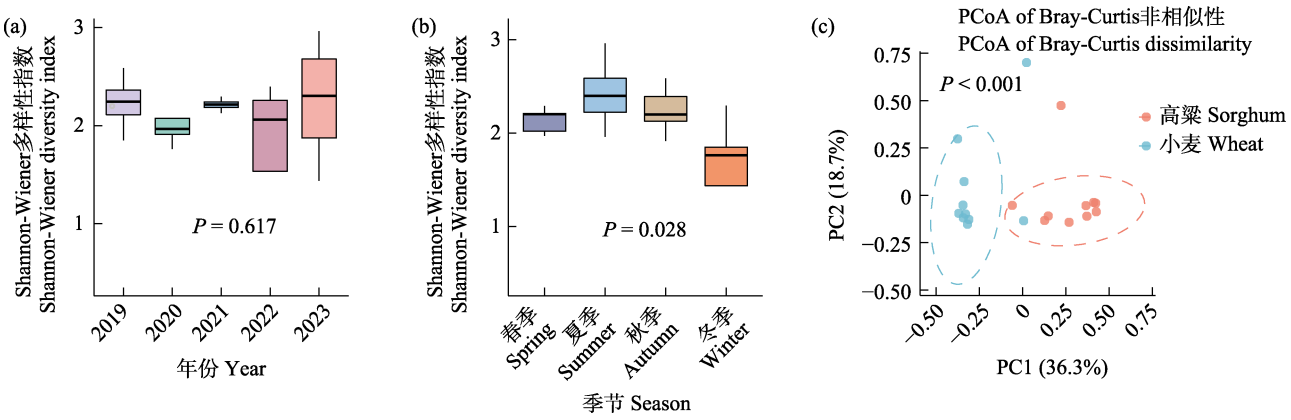


图3　节肢动物群落多样性分析。(a)不同年份α多样性; (b)不同季节α多样性; (c)高粱季与小麦季之间的β多样性。
Fig. 3　Diversity analysis of arthropod communities. (a) Alpha diversity across different years; (b) Alpha diversity across different seasons; (c) Beta diversity between sorghum-growing season and wheat-growing season.

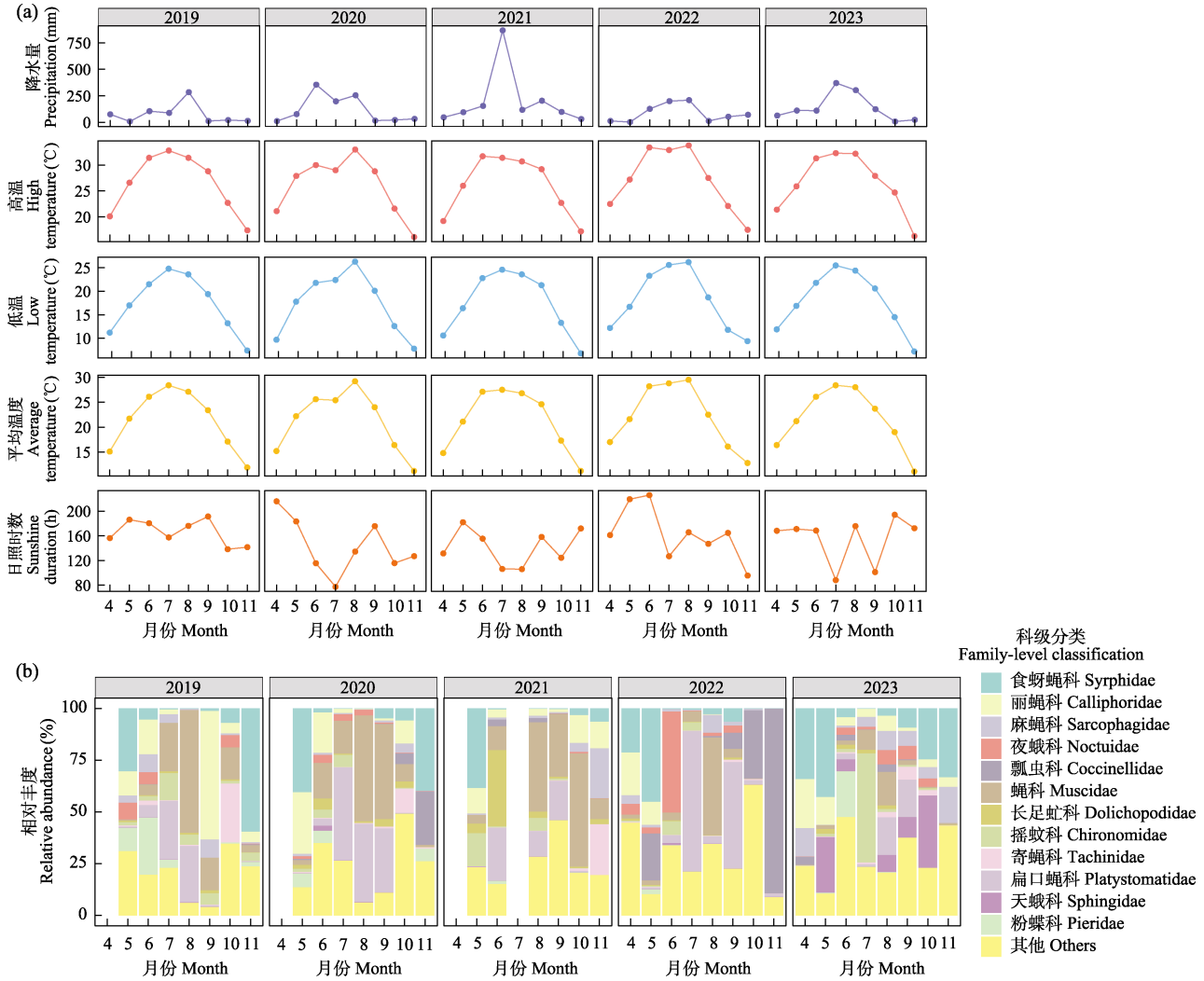


图4　气象因子与节肢动物群落组成变化。(a) 2019–2023年4–11月气象因子变化; (b)对应月份主要节肢动物科级分类单元相对丰度变化。
Fig. 4　Variation in meteorological factors and arthropod community composition. (a) Variation in meteorological factors from April to November during 2019–2023; (b) Monthly changes in the relative abundance of major arthropod family-level taxa.

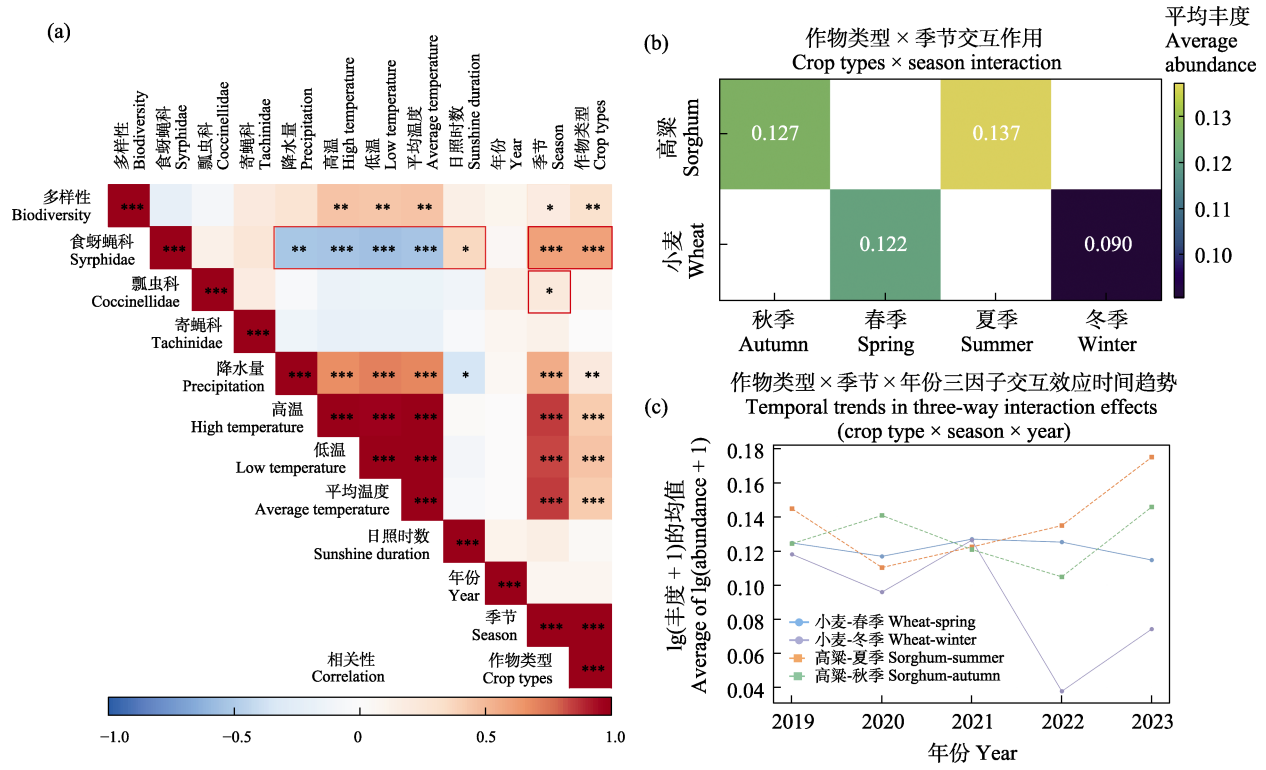


图5　不同因子对主要节肢动物类群相对丰度的独立或者交互影响。(a)不同因子与主要节肢动物类群相对丰度的Spearman相关性热图; (b)作物类型与季节交互作用分析; (c)作物类型与季节交互效应随年份变化的趋势。

Fig. 5　Independent and interactive effects of different factors on the relative abundance of major arthropod taxa. (a) Heatmap of Spearman correlation between various factors and the relative abundance of major arthropod taxa; (b) Interaction between crop type and season; (c) Temporal trends in the interaction between crop type and season across years.

些变化可能与降水格局、湿度条件和有机质环境变化有关。例如, 2021年7月的极端降水(867.6 mm)可能通过冲刷植物表面生境、增加蛹期或幼虫期个体死亡风险等方式对食蚜蝇科等类群造成短期扰动; 而偏好潮湿或腐烂环境的类群(如摇蚊科、麻蝇科)可能从中受益或更快恢复(Ferrington, 2008; Barton et al., 2013), 导致双翅目类群可能在此类条件下表现出相对优势。但由于本研究未同步监测害虫密度、幼虫生境和微生境因子, 上述解释仍需进一步验证。

本研究中, 食蚜蝇科为优势天敌类群, 其次为瓢虫科与寄蝇科。捕食性瓢虫和食蚜蝇是田间最常见的两类天敌(王博等, 2024)。瓢虫因易于观测且捕食效率高, 已成为害虫综合治理中的重要研究对象; 食蚜蝇在生态系统中兼具传粉作用和害虫防治功能, 其成虫可为植物传粉, 幼虫通过捕食多种蚜虫显著抑制害虫种群(Day et al., 2015; 程予奇等, 2019)。本研究进一步表明, 食蚜蝇是小麦季害虫控制的关键物种。因此, 为提升生物防治效果, 建议采取增强食蚜蝇生境适应性的措施, 如构建田埂蜜源植物带以提高其定殖效率等(陈学新等, 2014)。鞘翅目(瓢虫科)在2020年和2022年作为次优势目出现, 具有重要生态意义。瓢虫科是重要的捕食性天敌, 其相对丰度的显著提升可能反映了当年蚜虫等猎物的丰富度较高(Ives et al., 1993), 或气候条件特别有利于其种群建立。这提示相关年份中捕食性天敌在群落中的相对作用可能上升, 但其对田间害虫控制效果的实际贡献仍需结合猎物数据和生态功能测定进一步验证。

对于捕食性类群(蜘蛛目、螳螂目)来说, 蜘蛛目在2022年相对丰度上升, 螳螂目在2023年相对丰度显著提升。作为顶级捕食者, 它们的种群增长通常滞后于猎物种群的恢复。这类捕食性类群相对丰度的增加可能反映了群落结构的进一步分化及食物网关系的复杂化趋势, 但由于缺乏猎物群落与功能互作数据, 尚难对系统稳定性变化作出直接判断。

3.2 作物阶段与季节更替对群落组成的潜在影响

保护性耕作有助于提升土壤微生物多样性及养分循环效率(Hussain et al., 2021; Romano et al., 2023), 是推动农业生态系统可持续发展的关键策略之一。轮作模式通过建立作物–土壤–天敌系统的生态位互补效应, 提高农田生物群落的资源利用效率, 同时改善捕食性天敌的微生境质量(梁潇以等, 2025; 刘晓微等, 2025)。本研究发现, 小麦季与高粱季样本在节肢动物群落组成上呈现明显分化。在科级分类水平, 小麦种植系统中连续稳定的主要优势类群为食蚜蝇科, 部分年份(2022)为瓢虫科; 而高粱种植系统中的主要优势类群为蝇科和扁口蝇科, 这些主要优势类群的差异可能导致了不同作物系统中β多样性的分化。小麦季植被结构相对开阔, 可能更有利于食蚜蝇科和瓢虫科等天敌类群活动; 高粱季植株较高、冠层覆盖度较大, 可能为蜘蛛目、部分膜翅目类群提供更适宜的隐蔽和栖息环境。这种作物季节更替可能通过改变资源连续性和微生境条件, 影响不同节肢动物类群的相对优势格局, 并为后续农田生态调控研究提供线索(Meyer et al., 2019; 于倩倩等, 2025), 体现了基于生物互作的耕作制度在农业可持续管理中的生态价值。然而, 由于本研究中作物类型与季节高度耦合, 小麦季主要对应春、冬季, 高粱季主要对应夏、秋季, 因此不能将群落差异简单归因于作物类型本身。作物生长期、季节气候和田间微生境变化可能共同参与塑造了该样地节肢动物群落的时间动态。

3.3 气象因子对主要类群的影响

气象因子分析进一步提示, 主要天敌类群相对丰度与月尺度气象条件之间存在一定关联。Spearman秩相关分析显示, 食蚜蝇科相对丰度与降水量和温度指标呈负相关, 而与日照时数呈正相关; 瓢虫科相对丰度与季节因子呈弱相关。这些结果提示, 日照、降水和温度等气象因子可能影响部分天敌类群的活动、繁殖或检出概率。特别是2021年夏季强降水事件后, 食蚜蝇科在随后的秋冬季相对丰度较低, 可能与降水增加、日照减少或其生活史阶段对湿度扰动较敏感有关。原蛛目在2021年突然成为第二优势类群是最显著的变化之一。原蛛目是典型的土壤动物, 其相对丰度在2021年7月升高可能与当年极端降水事件有关(图4)。强降水可能改变土壤湿度和地表有机质环境, 从而为部分土壤节肢动物类群提供了更适宜的微生境条件。

2022年, 本研究样地中的鞘翅目尤其是瓢虫科的相对丰度有所升高, 而小麦季样本的OTU层面α多样性相对较低。2021年的极端降水作为强环境干扰, 可能对不同类群产生差异化筛选作用, 使具备较强耐受性或恢复能力的类群在后续年份中表现出更高相对优势。2022年小麦生长季的群落, 是由那些能够从前一年的干扰中存活下来并快速恢复的物种构成的。瓢虫科恰好是这类耐受性强且繁殖快物种群落的代表。因此, 群落的变化可能反映了环境筛选后特定功能类群(如强壮捕食者)的竞争优势。与此同时, 瓢虫科相对优势的提升也可能通过增强捕食作用而影响部分猎物及相关类群的种群动态, 但这一推测仍需结合害虫种群数据进一步验证。这种压力不仅直接控制了猎物种群(如蚜虫), 也可能间接影响了与猎物存在竞争关系的其他植食性昆虫, 从而抑制了多个类群的种群数量, 导致整体相对丰度下降。但需要强调的是, 相关分析仅能揭示变量之间的统计关联, 不能直接证明气象因素对类群变化的因果作用。

3.4 混合效应模型揭示的复杂时间动态

混合效应模型结果表明, 在将年份作为随机效应纳入控制后, 作物类型和季节的单一主效应均未达到显著水平, 但不同作物-季节组合在2019–2023年间呈现出差异化变化趋势。该结果说明, 本研究样地中节肢动物群落相对丰度的时间动态可能具有明显的背景依赖性, 更可能受作物更替、季节变化和年际环境波动的共同影响。从具体时间序列看, 群落组成及主要天敌类群相对丰度在不同季节和作物阶段仍存在波动。2021年夏季强降水可能对部分节肢动物类群造成短期扰动, 例如食蚜蝇科在随后秋冬季的相对丰度下降, 可能与降水增加、日照减少及其生活史阶段敏感性有关; 而2022年部分天敌类群相对丰度回升, 则可能反映出群落在扰动后的重新调整过程。鉴于本研究缺乏空间重复样地和对照样地, 这些变化更多体现为该监测样地中观察到的时间序列关联, 其背后机制仍可能受到周边植被背景、资源供给状况、农事活动和极端天气事件等多种因素共同影响。

3.5 单样地监测和DNA宏条形码技术的局限性

本研究以江苏宿迁一个高粱-小麦轮作农田样地为对象, 开展了连续5年的长期定位监测。与多地点短期调查相比, 单样地长期监测的优势在于能够在相对稳定的土地利用方式、田间管理措施和周边景观背景下, 持续追踪节肢动物群落随作物更替、季节转换和年度气象波动发生的变化过程, 从而减少不同地块间土壤性质、周边植被、农事管理和微气候差异对时间动态判断的干扰。对于描述特定农田系统内群落组成变化、优势类群更替及其与气象因子的关联来说, 长期连续监测数据具有重要参考价值。

然而, 单样地设计也限制了本研究结果的空间代表性。由于本研究未设置空间重复样地, 也未设置其他轮作模式或非轮作对照样地, 因此无法严格区分地块特异性、周边景观、局部微生境、土壤条件和农事管理因素与高粱-小麦轮作制度本身对节肢动物群落结构的相对贡献。节肢动物群落组成对局部生境条件高度敏感, 单一样地中观察到的群落变化可能同时受到作物类型、季节气候、周边植被和年度极端天气事件等多重因素影响。因此, 本文结果应理解为江苏宿迁该长期监测样地中观察到的群落动态及其与气象因子的关联, 而不宜直接推广为所有高粱-小麦轮作系统的普遍规律。

此外, DNA宏条形码数据在群落组成监测中具有高通量和较高分类分辨率的优势, 但其相对丰度解释仍存在一定限制。测序读数和OTU计数可能受到引物扩增偏好、DNA提取效率、物种体型和生物量差异、线粒体拷贝数以及公共数据库完整性等因素影响, 因此本文所称可操作分类单元相对丰度用于比较群落组成变化趋势, 而不直接等同于传统形态学调查中的个体数量比例。未来研究应在不同地区、不同景观背景和不同田间管理条件下设置多样地空间重复, 并结合形态学鉴定、功能群划分、害虫种群数据和更高分辨率环境监测, 以进一步验证高粱-小麦轮作农田节肢动物群落构建规律及其生态调控意义。

ORCID

金倩 https://orcid.org/0000-0002-1515-637X
张爱兵 https://orcid.org/0000-0002-6580-5462

参考文献

Barton PS, Cunningham SA, Lindenmayer DB, Manning AD (2013) The role of carrion in maintaining biodiversity and ecological processes in terrestrial ecosystems. Oecologia, 171, 761–772.

Bolger AM, Lohse M, Usadel B (2014) Trimmomatic: A flexible trimmer for Illumina sequence data. Bioinformatics, 30, 2114–2120.

Chen XX, Liu YQ, Ren SX, Zhang F, Zhang WQ, Ge F (2014) Plant-mediated support system for natural enemies of insect pests. Chinese Journal of Applied Entomology, 51, 1–12. (in Chinese with English abstract) [陈学新, 刘银泉, 任顺祥, 张帆, 张文庆, 戈峰 (2014) 害虫天敌的植物支持系统. 应用昆虫学报, 51, 1–12.]

Cheng YQ, Tan L, Wu SL, Zhu SR, Li JY, Fan JJ, Hu QL (2019) Influence of temperature and photoperiod on pupae developmental durations of *Episyrphus balteatus* and eclosion rate of *Diplazon laetatorius*. Guizhou Agricultural Sciences, 47(4), 56–59. (in Chinese with English abstract) [程予奇, 谭琳, 伍绍龙, 朱三荣, 李佳颖, 樊吉君, 胡秋龙 (2019) 温度和光周期对黑带食蚜蝇蛹及食蚜蝇姬蜂羽化的影响. 贵州农业科学, 47(4), 56–59.]

Day RL, Hickman JM, Sprague RI, Wratten SD (2015) Predatory hoverflies increase oviposition in response to colour stimuli offering no reward: Implications for biological control. Basic and Applied Ecology, 16, 544–552.

de Sena Brandine G, Smith AD (2021) Falco: High-speed FastQC emulation for quality control of sequencing data. F1000Research, 8, 1874.

Ferrington LC (2008) Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. Hydrobiologia, 595, 447–455.

Ficetola GF, Taberlet P (2023) Towards exhaustive community ecology via DNA metabarcoding. Molecular Ecology, 32, 6320–6329.

Ge F (2020) From 'comprehensive' to 'integrated' pest management. Chinese Journal of Applied Entomology, 57, 1–9. (in Chinese with English abstract) [戈峰 (2020) 害虫管理: 从"综合"到"整合". 应用昆虫学报, 57, 1–9.]

Hussain S, Hussain S, Guo R, Sarwar M, Ren XL, Krstic D, Aslam Z, Zulifqar U, Rauf A, Hano C, El-Esawi MA (2021) Carbon sequestration to avoid soil degradation: A review on the role of conservation tillage. Plants, 10, 2001.

Ives AR, Kareiva P, Perry R (1993) Response of a predator to variation in prey density at three hierarchical scales lady beetles feeding on aphids. Ecology, 74, 1929–1938.

Kogan M (1998) Integrated pest management: Historical perspectives and contemporary developments. Annual Review of Entomology, 43, 243–270.

Landis DA, Wratten SD, Gurr GM (2000) Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. Annual Review of Entomology, 45, 175–201.

Liang XY, Zhang XR, Zhao CL, Yan LY, Zhang XN, Chang CY, Jiang X, Li Z, Ge F (2025) Effects of *Cnidium monnieri*

planting on the conservation of natural enemy ladybirds and their aphid control effects in fields in wheat-maize rotation cropping system. Acta Entomologica Sinica, 68, 1361–1371. (in Chinese with English abstract) [梁潇以, 张兴瑞, 赵传麟, 燕立媛, 张晓宁, 常春燕, 蒋欣, 李卓, 戈峰 (2025) 小麦-玉米轮作系统中种植蛇床草对田间天敌瓢虫保育的影响及其控蚜效果. 昆虫学报, 68, 1361–1371.]

Liu XW, Lu YH, Yang YJ, Xu HX, Lü ZX (2025) Evaluation of the synergistic effects of functional plants *Cnidium monnieri* and *Vicia faba* on conserving predatory natural enemies in wheat fields. Chinese Journal of Applied Entomology, 62, 594–606. (in Chinese with English abstract) [刘晓微, 鲁艳辉, 杨亚军, 徐红星, 吕仲贤 (2025) 功能植物蛇床草和蚕豆协同涵养麦田捕食性天敌的效果评价. 应用昆虫学报, 62, 594–606.]

Magoč T, Salzberg SL (2011) FLASH: Fast length adjustment of short reads to improve genome assemblies. Bioinformatics, 27, 2957–2963.

Meyer M, Ott D, Götze P, Koch HJ, Scherber C (2019) Crop identity and memory effects on aboveground arthropods in a long-term crop rotation experiment. Ecology and Evolution, 9, 7307–7323.

Minhas WA, Mumtaz N, Ur-Rehman H, Farooq S, Farooq M, Ali HM, Hussain M (2023) Weed infestation and productivity of wheat crop sown in various cropping systems under conventional and conservation tillage. Frontiers in Plant Science, 14, 1176738.

Morsello SC, Groves RL, Nault BA, Kennedy GG (2008) Temperature and precipitation affect seasonal patterns of dispersing tobacco thrips, *Frankliniella fusca*, and onion thrips, *Thrips tabaci* (Thysanoptera: Thripidae) caught on sticky traps. Environmental Entomology, 37, 79–86.

Naranjo SE, Ellsworth PC, Frisvold GB (2015) Economic value of biological control in integrated pest management of managed plant systems. Annual Review of Entomology, 60, 621–645.

Pooniya V, Zhiipao RR, Biswakarma N, Kumar D, Shivay YS, Babu S, Das K, Choudhary AK, Swarnalakshmi K, Jat RD, Choudhary RL, Ram H, Khokhar MK, Mukri G, Lakhena KK, Puniya MM, Jat R, Muralikrishnan L, Singh AK, Lama A (2022) Conservation agriculture based integrated crop management sustains productivity and economic profitability along with soil properties of the maize-wheat rotation. Scientific Reports, 12, 1962.

Rognes T, Flouri T, Nichols B, Quince C, Mahé F (2016) VSEARCH: A versatile open source tool for metagenomics. PeerJ, 4, e2584.

Romano I, Bodenhausen N, Basch G, Soares M, Faist H, Trognitz F, Sessitsch A, Doubell M, Declerck S, Symanczik S (2023) Impact of conservation tillage on wheat performance and its microbiome. Frontiers in Plant Science, 14, 1211758.

Rusch A, Bommarco R, Jonsson M, Smith HG, Ekbom B (2013) Flow and stability of natural pest control services depend on complexity and crop rotation at the landscape scale. Journal of Applied Ecology, 50, 345–354.

Shang QZ (2024) Effects of wheat-corn rotation on the structure and function of farmland ecosystem. Grain Oil and Feed Technology, (3), 87–89. (in Chinese with English abstract) [尚青竹 (2024) 小麦-玉米轮作对农田生态系统结构和功能的影响研究. 粮油与饲料科技, (3), 87–89.]

Stell E, Meiss H, Lasserre-Joulin F, Therond O (2022) Towards predictions of interaction dynamics between cereal aphids and their natural enemies: A review. Insects, 13, 479.

Wang B, Lu Y, Long LQ, Li Z, Ke X, Hu XS, Zhou ZX, Liu TX, Zhang SZ, Liu TT, Feng Y (2024) A dataset of Coccinellidae and Syrphidae in Yangling from 2018 to 2022. China Scientific Data, 9(1), 328–337. (in Chinese with English abstract) [王博, 卢砚, 龙莉群, 李紫, 柯雪, 胡想顺, 周昭旭, 刘同先, 张世泽, 刘婷婷, 冯毅 (2024) 2018–2022年杨凌地区天敌瓢虫、食蚜蝇数据集. 中国科学数据, 9(1), 328–337.]

Wang C, Liu B, Lu W, Lu YH (2025) Niche and interspecific associations of major pests and predatory enemies in cotton fields of Xinjiang, China. Plant Protection, 51(2), 52–60. (in Chinese with English abstract) [王淳, 刘冰, 路伟, 陆宴辉 (2025) 新疆棉田主要害虫及其捕食性天敌的生态位与种间联结性研究. 植物保护, 51(2), 52–60.]

Xu FX (2015) The occurrence and control of plant diseases and pests. China Agricultural Informatics, (7), 72. (in Chinese) [徐福星 (2015) 植物病虫害的发生与防治. 中国农业信息, (7), 72.]

Young MR, Hebert PDN (2022) Unearthing soil arthropod diversity through DNA metabarcoding. PeerJ, 10, e12845.

Yu QQ, Ji YT, Wei JW, Wang JJ, Wang S, Li S, Jin ZY (2025) Evaluation of spatiotemporal matching of phytomorphological characteristics of functional plants to enhance the effect of natural enemies. Journal of Hebei Normal University (Natural Science), 49, 390–398. (in Chinese with English abstract) [于倩倩, 季怡同, 魏敬伟, 汪加佳, 王甦, 李姝, 金振宇 (2025) 功能植物物候特性对天敌增效的时空匹配评价. 河北师范大学学报(自然科学版), 49, 390–398.]

Zhou Q, Zhang P, Wang ZQ, Wang LX, Wang SB, Yang WT, Yang BJ, Huang GQ (2023) Winter crop rotation intensification to increase rice yield, soil carbon, and microbial diversity. Heliyon, 9, e12903.

(责任编委: 吴东辉　责任编辑: 闫文杰)

附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025418

附录1　样本采集与分组信息

Appendix 1　Sample collection and grouping information

样本	马氏网瓶子个数	分组情况	农田类型	采样时间起	采样时间止
1	13 个	2019 春	小麦	2019/4/28	2019/5/13
2			小麦	2019/5/13	2019/5/31
3			小麦	2019/5/31	2019/6/13
4		2019 夏	高粱/玉米	2019/6/13	2019/6/27
5			高粱/玉米	2019/6/27	2019/7/14
6			高粱/玉米	2019/7/14	2019/7/28
7			高粱/玉米	2019/7/28	2019/8/14
8			高粱/玉米	2019/8/14	2019/8/26
9		2019 秋	高粱/玉米	2019/9/16	2019/9/28
10			高粱/玉米	2019/9/28	2019/10/14
11			高粱/玉米	2019/10/14	2019/10/27
12		2019 冬	小麦	2019/10/27	2019/11/15
13			小麦	2019/11/15	2019/11/29
14	14 个	2020 春	小麦	2020/4/28	2020/5/15
15			小麦	2020/5/15	2020/5/31
16			小麦	2020/5/31	2020/6/13
17		2020 夏	高粱/玉米	2020/6/13	2020/6/29
18			高粱/玉米	2020/6/29	2020/7/15
19			高粱/玉米	2020/7/15	2020/7/31
20			高粱/玉米	2020/7/31	2020/8/15
21			高粱/玉米	2020/8/14	2020/8/29
22		2020 秋	高粱/玉米	2020/8/29	2020/9/15
23			高粱/玉米	2020/9/15	2020/9/30
24			高粱/玉米	2020/9/30	2020/10/15
25			高粱/玉米	2020/10/15	2020/10/29
26		2020 冬	小麦	2020/10/30	2020/11/12
27			小麦	2020/11/12	2020/11/30
28	9 个	2021 春	小麦	2021/4/29	2021/5/13
29			小麦	2021/5/31	2021/6/15
30		2021 夏	高粱/玉米	2021/7/31	2021/8/14
31			高粱/玉米	2021/8/14	2021/8/29
32		2021 秋	高粱/玉米	2021/8/29	2021/9/15
33			高粱/玉米	2021/9/15	2021/9/29
34			高粱/玉米	2021/9/29	2021/10/15
35			高粱/玉米	2021/10/15	2021/10/31
36		2021 冬	小麦	2021/10/31	2021/11/15

样本	马氏网瓶子个数	分组情况	农田类型	采样时间起	采样时间止
37	14 个	2022 春	小麦	2022/4/15	2022/4/30
38			小麦	2022/4/30	2022/5/15
39			小麦	2022/5/15	2022/5/31
40			小麦	2022/5/31	2022/6/15
41		2022 夏	高粱/玉米	2022/6/15	2022/6/30
42			高粱/玉米	2022/6/30	2022/7/14
43			高粱/玉米	2022/7/14	2022/7/29
44			高粱/玉米	2022/7/29	2022/8/15
45			高粱/玉米	2022/8/15	2022/8/31
46		2022 秋	高粱/玉米	2022/8/31	2022/9/15
47			高粱/玉米	2022/9/15	2022/9/30
48			高粱/玉米	2022/9/30	2022/10/16
49			高粱/玉米	2022/10/16	2022/10/30
50		2022 冬	小麦	2022/10/30	2022/11/14
51	14 个	2023 春	小麦	2023/4/14	2023/4/27
52			小麦	2023/4/27	2023/5/15
53			小麦	2023/5/15	2023/5/31
54			小麦	2023/5/31	2023/6/15
55		2023 夏	高粱/玉米	2023/6/15	2023/6/30
56			高粱/玉米	2023/6/30	2023/7/14
57			高粱/玉米	2023/7/14	2023/7/27
58			高粱/玉米	2023/7/27	2023/8/14
59			高粱/玉米	2023/8/14	2023/8/31
60		2023 秋	高粱/玉米	2023/8/31	2023/9/15
61			高粱/玉米	2023/9/15	2023/9/25
62			高粱/玉米	2023/9/25	2023/10/12
63			高粱/玉米	2023/10/12	2023/10/30
64		2023 冬	小麦	2023/10/30	2023/11/14

附录2　2019–2023年气象数据

Appendix 2　Meteorological data from 2019 to 2023

年份	月份	累计降雨量 (mm)	平均高温(℃)	平均低温(℃)	平均气温(℃)	日照(小时)
2019	4 月	75	20.1	11.2	15.1	156.3
	5 月	7.7	26.6	17	21.7	186.1
	6 月	104.8	31.4	21.5	26.1	180.4
	7 月	88.3	32.8	24.8	28.4	157.4
	8 月	284.3	31.4	23.6	27.1	176.1
	9 月	12.2	28.8	19.4	23.4	191.3
	10 月	20.6	22.7	13.2	17.1	138.3
	11 月	13.5	17.4	7.4	11.9	141.6
2020	4 月	11.2	21.1	9.7	15.2	215.9
	5 月	76.6	27.9	17.8	22.2	183.3
	6 月	355.1	30	21.8	25.6	115.6
	7 月	197.8	29	22.4	25.4	77.4
	8 月	254.7	33	26.3	29.2	134.5
	9 月	15.7	28.8	20.1	24	175.6
	10 月	21.2	21.6	12.6	16.4	115.8
	11 月	32.1	16.1	7.8	11.2	127
2021	4 月	46.7	19.2	10.6	14.8	131.4
	5 月	94.9	26	16.4	21.1	182
	6 月	154.5	31.7	22.8	27.1	155.4
	7 月	867.6	31.4	24.6	27.5	106.3
	8 月	117.5	30.7	23.6	26.8	106
	9 月	203.4	29.2	21.3	24.6	158.2
	10 月	97.5	22.7	13.3	17.3	124.4
	11 月	30.7	17.2	6.8	11.2	171.9
2022	4 月	12.1	22.5	12.2	17	161.2
	5 月	2.2	27.2	16.7	21.6	219.3
	6 月	126.6	33.4	23.3	28.2	225.9
	7 月	199.5	32.9	25.6	28.8	126.9
	8 月	208.8	33.8	26.2	29.5	165.7
	9 月	12.7	27.5	18.7	22.5	147.1
	10 月	52.5	22.1	11.8	16.1	164.7
	11 月	70.6	17.5	9.4	12.8	95.6
2023	4 月	63.3	21.4	11.9	16.4	168.1
	5 月	110.6	25.9	16.9	21.2	171
	6 月	110.1	31.3	21.8	26.1	168.5
	7 月	370.1	32.3	25.5	28.4	88.2

年份	月份	累计降雨量 (mm)	平均高温(℃)	平均低温(℃)	平均气温(℃)	日照(小时)
	8 月	303.1	32.2	24.4	28	175.7
	9 月	123.3	27.9	20.6	23.7	101.2
	10 月	7	24.7	14.5	19	194.1
	11 月	23.1	16.3	7.2	11.1	172.3

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26072, pages 1–15
doi: 10.17520/biods.2026072
cstr: 32101.14.biods.2026072

•土壤生物多样性专题•

关帝山杨桦林土壤跳虫功能性状的时空分布格局及环境驱动因素

郑文芳[1], 赵立娟[1], 张艳平[1], 董江海[1], 李蓉姣[1], 高瑞贺[1,2,3*]

1. 山西农业大学林学院, 山西晋中 030800; 2. 森林资源高效培育山西省重点实验室, 山西晋中 030800; 3. 山西省林业危险性有害生物检验鉴定中心, 山西晋中 030800

摘要: 为阐明关帝山山杨(*Populus davidiana*)和白桦(*Betula platyphylla*)混交林土壤跳虫功能性状沿海拔梯度变化及环境因子对其功能性性状的影响, 本研究以关帝山杨桦林生态系统的土壤跳虫为研究对象, 在海拔1,600–2,200 m范围内以200 m为间隔设置4个海拔梯度, 每个梯度设置3个重复, 共12个样地, 采用干漏斗法收集土壤跳虫, 统计类群数量并测定其功能性状, 测定土壤理化性质, 以探明跳虫群落特征及其功能性状沿海拔梯度的时空分布格局, 并通过冗余分析评估土壤环境因子对跳虫功能性状的影响。结果表明: 土壤跳虫数量随海拔升高逐渐减少, 并呈现明显的表聚性分布特征; 功能多样性指数在海拔与季节水平上均存在显著差异($P < 0.05$), 夏季功能丰富度指数整体呈上升趋势, 功能均匀度指数、功能离散度指数和Rao's Q二次熵指数均呈现先下降后上升的变化趋势; 土壤跳虫体长群落加权平均值(community-weighted mean, CWM)在垂直土层梯度差异显著($P < 0.05$); 体长、体色、弹器与鳞片CWM在季节动态水平差异显著($P < 0.05$)。冗余分析结果显示, 土壤温度、pH值和容重与跳虫体长、体色、弹器和小眼存在呈显著正相关。本研究明确了关帝山土壤跳虫功能性状的时空分布格局及其主要环境驱动因素, 为关帝山杨桦林生态系统土壤动物多样性保护提供了理论依据。

关键词: 杨桦林; 土壤跳虫; 功能性状; 功能多样性; 海拔梯度; 环境因素

郑文芳, 赵立娟, 张艳平, 董江海, 李蓉姣, 高瑞贺 (2026) 关帝山杨桦林土壤跳虫功能性状的时空分布格局及环境驱动因素. 生物多样性, 34, 26072. doi: 10.17520/biods.2026072; cstr: 32101.14.biods.2026072.
Zheng WF, Zhao LJ, Zhang YP, Dong JH, Li RJ, Gao RH (2026) Spatiotemporal distribution patterns of functional traits of soil Collembola in the poplar-birch forests of Guandi Mountains and their environmental drivers. Biodiversity Science, 34, 26072. doi: 10.17520/biods.2026072; cstr: 32101.14.biods.2026072.

Spatiotemporal distribution patterns of functional traits of soil Collembola in the poplar-birch forests of Guandi Mountains and their environmental drivers

Wenfang Zheng[1], Lijuan Zhao[1], Yanping Zhang[1], Jianghai Dong[1], Rongjiao Li[1], Ruihe Gao[1,2,3*]

1 *College of Forestry, Shanxi Agricultural University, Jinzhong, Shanxi 030800, China*
2 *Shanxi Key Laboratory of Efficient Cultivation of Forest Resources, Jinzhong, Shanxi 030800, China*
3 *Shanxi Dangerous Forest Pest Inspection and Identification Center, Jinzhong, Shanxi 030800, China*

ABSTRACT

Aims: This study aims to elucidate the variation in functional traits of soil Collembola along an elevation gradient in *Populus davidiana* and *Betula platyphylla* mixed forests on Guandi Mountains, as well as the effects of environmental factors on these functional traits.

Method: We selected soil Collembola from the poplar-birch forest ecosystem of Guandi Mountains as the research subject. Four elevation gradients were set at 200 m intervals within the elevation range of 1,600–2,200 m, with three replicates per gradient, yielding a total of 12 sampling plots. Soil Collembola were collected using the dry funnel method. We identified and counted taxonomic groups, measured Collembola functional traits, and determined soil physicochemical properties to explore Collembola community characteristics and the spatiotemporal distribution

收稿日期 Received: 2026-03-06; 接受日期 Accepted: 2026-06-07
基金项目: 国家自然科学基金(32401594)和山西省回国留学人员科研资助项目(2023-087) Supported by the National Natural Science Foundation of China (32401594) and Research Project Supported by the Shanxi Scholarship Council of China (2023-087)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: gaoruihe1989@163.com

patterns of their functional traits along the elevation gradient. Redundancy analysis (RDA) was applied to evaluate how soil environmental factors affect Collembola functional traits.
Results: Soil Collembola abundance gradually decreased with rising elevation and exhibited an obvious epigeal aggregation pattern. Functional diversity indices differed significantly across elevations and seasons ($P < 0.05$). In summer, functional richness showed an overall increasing trend, whereas functional evenness, functional dispersion and Rao's quadratic entropy (Rao's Q) all decreased first and then increased. The community-weighted mean (CWM) of Collembola body length differed significantly among vertical soil layers ($P < 0.05$). The CWM values of body length, pigmentation, furca and scales showed significant seasonal dynamics ($P < 0.05$). Redundancy analysis demonstrated that soil temperature, pH and bulk density were significantly and positively correlated with Collembola body length, pigmentation, furca and ocelli.
Conclusion: This study clarifies the spatiotemporal distribution patterns and key environmental drivers of functional traits of soil Collembola on Guandi Mountains, and provides a theoretical basis for the conservation of soil fauna diversity in the poplar-birch forest ecosystem of Guandi Mountains.
Key words: poplar-birch forest; soil Collembola; functional traits; functional diversity; elevational gradient; environmental factors

土壤动物是陆地生态系统不可或缺的组分, 能够借助取食、掘穴和排泄等行为调控凋落物降解、养分矿化, 同时促进土壤结构的形成与维持, 其多样性变化已成为评估全球变化对生态系统功能影响的重要指标(Decaëns et al., 2006; 张文卿等, 2025)。近年来, 土壤动物在养分循环和土壤肥力维持中的生态功能日益受到全球关注(Li et al., 2025)。跳虫(Collembola)是土壤节肢动物中物种最丰富、分布最广的类群之一, 全球已描述物种超过9,000种(Zhang et al., 2025)。跳虫通过摄食凋落物和微生物直接参与有机质分解与养分矿化过程, 同时通过调控微生物群落结构间接影响土壤碳氮循环, 是连接地上与地下生态过程的关键生物类群(Coulibaly et al., 2019; Li et al., 2022)。因此, 跳虫群落的组成与功能性状变化能够敏感反映环境胁迫与生态扰动, 是研究生物多样性对全球变化响应的理想指示生物。

功能性状表征生物个体的形态、生理、物候以及行为特征, 能够直接影响生物存活、生长和繁殖过程, 并进一步作用于生态系统功能(Violle et al., 2007)。随着研究的不断深入, 越来越多的证据表明, 相较于传统以分类学为基础的研究方法, 基于功能性状的研究方法能够更深刻地揭示群落构建机制以及种间相互作用对生态过程的影响(Petchey & Gaston, 2002; Webb et al., 2002)。土壤动物体型微小、活动隐蔽, 生理与行为性状不易开展直接观测, 因此形态性状成为土壤动物功能性状研究中应用最为广泛的指标。已有研究证实, 土壤动物的体型大小、体色、个体生物量以及躯体各部位形态结构等特征, 与其生境偏好、资源获取能力和代谢水平存在紧密关联[①]。例如, 有研究表明, 随着海拔梯度的升高, 土壤跳虫群落由弹器、色素发达、单眼显著的表土栖类群向深土栖类群转变, 表土栖跳虫通常具有更强的抗干扰能力(Santorufo et al., 2014)。近年来, 功能多样性指标已被证明能有效补充物种多样性所忽略的种间功能差异, 为理解生物多样性–生态系统功能关系提供了新视角(Petchey & Gaston, 2002; Dunck et al., 2016)。然而, 目前将跳虫物种多样性与功能多样性相结合, 系统探讨其沿海拔梯度的时空分布规律的研究仍十分有限, 尤其是在温带山地森林生态系统中, 相关报道较为稀少。

当前, 围绕跳虫多样性沿海拔梯度分布格局的研究表明, 海拔通过改变温度、湿度和土壤养分等环境因子, 显著影响跳虫的物种丰富度与群落结构(Eisenhauer et al., 2017; 李蓉姣等, 2024)。随着海拔的升高, 环境温度通常呈线性下降趋势(Wang et al., 2011), 这种寒冷且特定湿度的环境条件对土壤跳虫形成了强大的环境过滤(刘丹丹, 2024)。只有那些适应寒冷、耐低氧以及能够在有限湿度范围内维持体内水分平衡的类群才能在高海拔地区存活(Loranger et al., 2001)。特定的环境使高海拔地区的土壤跳虫普遍具有体长减小、耐寒性增强的特征(Sinclair & Sjursen, 2001)。例如, 有研究表明, 长白山地区的土壤跳虫体长随海拔升高显著变小, 可能

① 王自强 (2023) 覆盖作物对弹尾虫群落结构和功能性状的影响. 硕士学位论文, 南京农业大学, 南京.

是对高海拔环境的适应性响应(Sun et al., 2020), 相较于高海拔地区, 温带阔叶林带等中低海拔地区的温度更适宜且湿度更为稳定, 这种相对宽松的微环境条件会削弱环境过滤的强度, 反而使种间竞争和微生境异质性成为主导力量(李晓宇等, 2016)。然而, 传统研究多侧重于物种多样性的海拔分布规律, 较少关注功能性状的变异及其对环境因子的响应机制。功能性状(如体型大小、体色、眼数、弹器发达程度等)直接关联个体的营养获取、扩散能力与微生境适应性, 相较于物种数, 能更系统地揭示群落构建过程与生态系统功能维持机制(Violle et al., 2007; Moretti et al., 2017)。整合土壤跳虫功能性状沿海拔梯度的变化模式, 有助于揭示环境过滤、种间竞争等过程在山地土壤生物多样性形成与维持中的生态机制, 为预测未来气候变化背景下土壤动物多样性的演变趋势提供重要科学依据(乌云嘎, 2024)。

关帝山位于山西省中部, 是黄土高原东部重要的生态屏障, 其山地垂直带谱完整, 海拔梯度明显, 植被类型从低山针阔混交林过渡至亚高山草甸, 为研究土壤生物对环境变化的响应提供了理想的自然实验平台(张志等, 2023)。该地区山杨(*Populus davidiana*)和白桦(*Betula platyphylla*)混交林分布广泛, 土壤类型多样, 且受人为干扰相对较少, 是开展土壤跳虫海拔梯度研究的优良代表区域。目前关帝山杨桦林土壤跳虫的群落结构、功能性状特征及其时空变化规律尚缺乏系统研究, 环境因子驱动机制仍未明晰。

基于上述背景, 本研究以关帝山海拔1,600–2,200 m范围内的杨桦林土壤跳虫为研究对象, 通过系统调查不同海拔、土层及季节的土壤跳虫群落, 分析其群落组成、功能性状(包括体长、体色、弹器、小眼和鳞片等)的分布格局及其时空动态, 并定量评估土壤pH值、水分、有机碳、硝态氮等关键环境因子对跳虫功能性状的影响。具体研究目的包括: (1)土壤跳虫群落的组成与分布格局沿海拔梯度的变化规律; (2)土壤跳虫功能性状在时空尺度的变化特征; (3)影响土壤跳虫功能性状的主要土壤环境因子。以期为理解温带山地森林土壤生物多样性对气候变化的响应提供科学依据, 并为该区域生物多样性保护与森林生态系统管理提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究地概况

关帝山作为华北山地的典型代表, 海拔跨度大, 植被垂直分异明显。在原始林被火烧和人为破坏后, 山杨和白桦作为天然次生林的先锋树种, 率先在原有林地建群(赵世魁等, 2023)。地处关帝山林区的庞泉沟国家级自然保护区是我国华北地区森林群落类型保存较为完整的森林资源分布区, 位于山西省西部吕梁山脉中段地区(37°45′–37°55′ N, 111°22′–111°33′ E), 该区属暖温带大陆性季风气候, 年均温4.3℃, 1月平均温–10.2℃, 7月平均温17.5℃, 年降水量822.6 mm, 年蒸发量1,268 mm。植被类型属暖温带落叶阔叶林。土壤为山地棕壤, 平均土层厚度70–80 cm, 其中腐殖质层厚度10 cm (高瑞贺等, 2023; 张梦弢等, 2024)。

1.2 样地设置

本研究选取关帝山天然次生杨桦混交林为研究对象, 样地内植被组成、立地条件及林分年龄基本一致。在海拔1,600–2,200 m范围内, 以200 m为间隔设置4个海拔梯度(1,600、1,800、2,000、2,200 m), 每个海拔梯度设置3个30 m × 30 m的标准样地作为重复, 共计12个固定样地。于2022年及2023年的5月、7月和10月进行取样调查, 共6次。调查时记录各样地的经纬度坐标和土壤类型等立地因子, 同时对样地内所有胸径 ≥ 5 cm的乔木进行每木检尺, 测定其胸径、树高及林冠郁闭度等植被参数(表1)。

1.3 土壤跳虫样品采集与鉴定

在每个标准样地内按照“品”字型设置3个样方, 沿土壤剖面对凋落物层、0–10 cm、10–20 cm、20–30 cm共4个土层进行取样(取样面积为10 cm × 10 cm) (4个海拔 × 3个样地 × 3个重复 × 4个土层 × 6次采样 = 864个样品), 将土壤样品标记好样地信息带回实验室进行处理。中小型土壤动物一般采用Tullgren干漏斗法收集(Pollet et al., 2022), 本研究使用自制干漏斗分离装置进行收集。分离时, 将土壤样品置于底部铺有2 mm孔径网纱的漏斗中, 以25 W白炽灯为热源自上而下持续光照, 利用灯光和热力驱赶土壤动物使其向下运动, 并落入下方装有75%酒精的塑料瓶中收集固定。连续提取48 h后, 获得中小

表1 关帝山不同海拔杨桦林样地基本特征(平均值 ± 标准误)

Table 1 Basic characteristics of the poplar-birch forest sample plots at different elevations in Guandi Mountains (mean ± SE)

海拔 Elevation (m)	纬度 North latitude	经度 East longitude	郁闭度 Canopy density	凋落物厚度 Litter thickness (cm)	胸径 Mean DBH (cm)	树高 Mean tree height (m)	土壤类型 Soil type
1,600	37°49′ N	111°29′ E	0.78	6.3 ± 2.30^{a}	17.5 ± 0.72^{a}	13.4 ± 1.64^{a}	棕壤 Brown soil
1,800	37°49′ N	111°29′ E	0.75	5.9 ± 1.36^{b}	16.7 ± 2.72^{a}	12.9 ± 3.90^{a}	棕壤 Brown soil
2,000	37°52′ N	111°26′ E	0.76	6.5 ± 0.94^{a}	17.2 ± 1.25^{a}	12.6 ± 1.55^{a}	棕壤 Brown soil
2,200	37°53′ N	111°25′ E	0.73	6.1 ± 1.66^{a}	15.6 ± 2.55^{b}	11.9 ± 2.26^{b}	棕壤 Brown soil

不同小写字母表示各海拔间差异显著($P < 0.05$)。

Different lowercase letters indicate significant differences between the elevations ($P < 0.05$).

型土壤动物样品。利用生物显微镜(Nikon ECLIPSE E200)和体视显微镜(Nikon SMZ745T)将土壤跳虫挑出分装, 并参照《中国土壤动物检索图鉴》(尹文英, 1998)、《中国亚热带土壤动物》(尹文英, 1992)以及Checklist of the Collembola (https://www.collembola.org/)网站进行鉴定并计数, 鉴定到属阶元。

1.4 土壤跳虫功能性状获取

选取体长、体色、弹器、小眼和鳞片5个形态指标对土壤跳虫的功能性状进行描述赋值[①], 探究不同环境因素对土壤跳虫的影响。在体式显微镜(Nikon SMZ745T)下拍照记录跳虫体色后将其浸泡于Nesbitt溶液中进行褪色处理, 适当加热以缩短褪色时间直至完全透明; 取适量Marc AndréII封固剂置于载玻片中间, 使用挑针将褪色后的标本置于封固剂内, 放置过程中注意尽量使标本完全舒展, 盖上盖玻片, 并在其四周使用指甲油固定。对于体型较大的标本, 需要对其进行解剖后固定封片, 在光学显微镜(Nikon Eclipse E200)下观察跳虫标本的体长、体色、弹器、小眼和鳞片等形态特征。

基于选取的功能性状数据, 选用功能丰富度指数、功能均匀度指数、功能离散度指数和Rao's Q二次熵指数4个指标来计算群落的功能多样性(Villéger et al., 2008)。结合各物种在样地内的多度数量和性状均值, 计算样地跳虫性状群落加权平均值(community-weighted mean, CWM) (Garnier et al., 2004)。计算公式如下:

$$\mathrm{CWM_x} = \sum_{i=1}^{s} p_i t_i \quad (1)$$

式中, $\mathrm{CWM_x}$是某一功能性状的群落权重均值, x为跳虫类群, s为样地内物种数, p_i为物种i的多度, t_i表示物种i的功能性状均值。

1.5 土壤样品采集与理化性质测定

参考《土壤农化分析》(鲍士旦, 2013), 在每个样地内, 每次取样时按"品"字形设置3个取样点进行土壤环境因子的测定与土壤取样(4个海拔 × 3个样地 × 3个重复 × 4个土层 × 6次采样 = 864个样品)。

在野外采用土壤手持速测仪直接对各层土壤的温度、湿度、pH值、电导率以及速效氮磷钾进行测定。采用环刀法对土壤容重、孔隙度、持水量等物理性质进行测定。用硫酸-重铬酸钾稀释热法测定有机质含量; 用半微量凯氏定氮法测定全氮含量; 用硫酸-次氯酸消煮法测定全磷含量。

1.6 数据分析

以属为分类阶元, 统计土壤跳虫的功能性状。使用Excel对采集的数据进行整理统计, 利用R 4.3.2中的"FD" "tidyverse" "cluster"包分别计算功能丰富度指数、功能均匀度指数、功能离散度指数、Rao's Q二次熵指数, 利用R 4.3.2中的"tidyverse"和"vegan"进行土壤跳虫功能性状群落加权平均值的计算, 通过SPSS 26.0中的曲线估算功能计算出最优拟合模型, 再采用对应函数拟合海拔和功能性状多样性之间的关系以及群落加权平均值的时空变化特征。运用SPSS 26.0中的双因素方差分析(two-way ANOVA)比较土壤跳虫垂直土层与季节尺度上功能性状群落加权平均值的差异。以4个海拔生境各土层土壤跳虫功能性状为响应变量, 以所测得的环境因子为解释变量进行冗余分析(redundancy analysis, RDA) (Widenfalk et al., 2015)。绘图主要在Origin 2024、R 4.3.2、GraphPad Prism、Cancoc 5软件中完成。

① 姚海凤 (2022) 城市-城郊公园绿地植被类型对土壤生物群落和功能特征的影响. 硕士学位论文, 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春.

2 结果

2.1 土壤跳虫群落组成及海拔梯度分布特征

本研究共采集土壤跳虫8,516头, 分属2目10科28属。其中棘跳属(*Onychiurus*)、裔符跳属(*Folsomides*)和土跳属(*Tullbergia*)为优势类群, 占比分别为20.01%、14.56%和10.03%; 常见类群共16种, 占比为52.57%; 稀有类群共9种, 占所有类群的2.83%。

关帝山不同海拔杨桦林土壤跳虫群落组成差异显著, 在4个海拔梯度上棘跳属均为优势属(图1a)。在1,600 m海拔共捕获2,708只, 其中优势属为棘跳属和裔符跳属, 占比分别为17.39%和12.78%; 常见属共有13个, 稀有属共有11个。在1,800 m海拔共捕获2,087只, 其中优势属为棘跳属、裔符跳属和土跳属, 占比分别为18.69%、15.24%、10.06%; 常见属共有13个, 稀有属共有10个。在2,000 m海拔共捕获2,364只, 其中优势属为棘跳属、裔符跳属和奇刺跳属(*Friesea*), 占比分别为23.94%、13.49%、12.82%; 土跳属、原等跳属(*Proisotoma*)、二刺跳属(*Uzelia*)、符跳属(*Folsomia*)等12个类群为常见属, 稀有属共有12个。在2,200 m海拔下共捕获1,357只, 其中优势属为棘跳属、裔符跳属和土跳属, 占比分别为20.41%、18.94%、11.20%; 原等跳属、库跳属(*Coloburella*)、奇刺跳属、跳虫属(*Podura*)、符跳属等12个类群为常见属, 稀有属共有10个。

Venn图分析发现4个海拔梯度共有的跳虫类群为19种, 构成区域核心广布类群。各海拔特有跳虫类群稀少: 1,600 m有2种, 1,800 m与2,000 m各1种, 2,200 m无特有类群。两两海拔间, 1,600–1,800 m与1,800–2,000 m各共有2种, 其余组合无独有共有类群。

关帝山杨桦林土壤跳虫群落时空变化特征差异显著(表2), 不同季节、海拔和土层分别对土壤跳虫群落存在极显著影响($P < 0.01$), 不同季节与海拔对土壤跳虫群落存在显著影响($P < 0.05$), 不同季节与土层对土壤跳虫群落存在极显著影响($P < 0.01$)。土壤跳虫在不同季节、海拔、土层上的变化趋势差异极显著(图2), 凋落物层和0–10 cm土层的跳虫数量随季节的推移呈现极显著降低的变化趋势($P <$

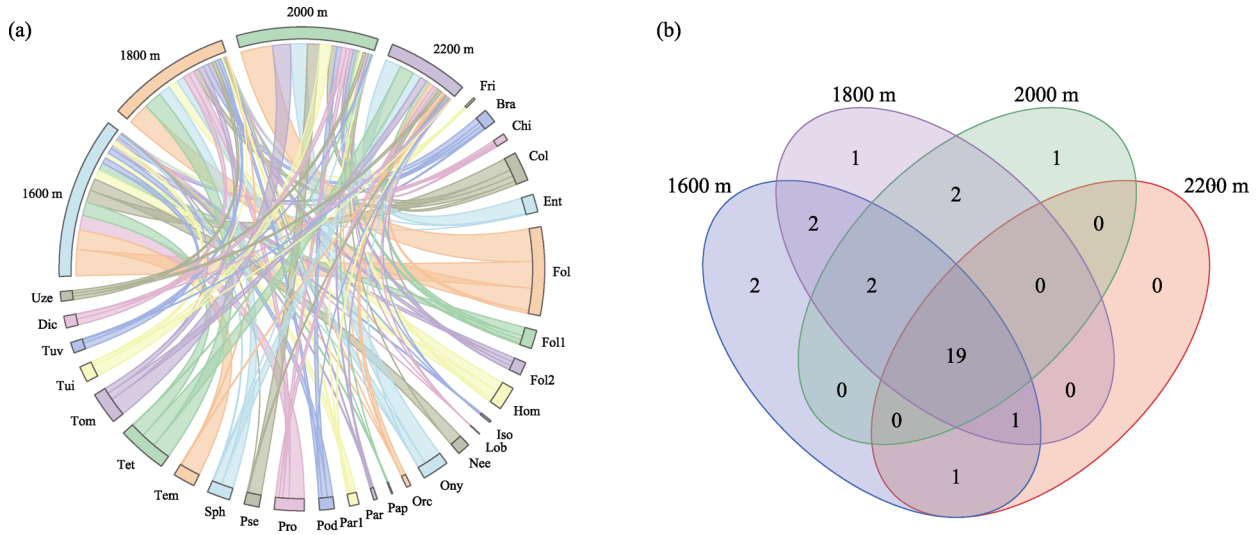


图1 关帝山杨桦林不同海拔土壤跳虫分布情况。(a)土壤跳虫丰度弦图; (b)土壤跳虫分布Venn图。Uze: 二刺跳属; **Dic**: 膜羽圆跳属; **Tuv**: 土跳属; **Tui**: 图跳属; **Tom**: 鳞跳属; **Tet**: 四刺跳属; **Tem**: 长角圆跳属; **Sph**: 球圆跳属; **Pse**: 拟裸长角跳属; **Pro**: 原等跳属; **Pod**: 跳虫属; **Par1**: 副跳属; **Par**: 近缺跳属; **Pap**: 乳圆跳属; **Orc**: 长角长跳属; **Ony**: 棘跳属; **Nee**: 小短跳属; **Lob**: 叶跳属; **Iso**: 等节跳属; **Hom**: 刺齿跳属; **Fol2**: 类符跳属; **Fol1**: 符跳属; **Fol**: 裔符跳属; **Ent**: 长跳属; **Col**: 库跳属; **Chi**: 四刺球角跳属; **Bra**: 短吻跳属; **Fri**: 奇刺跳属。

Fig. 1 Distribution of soil Collembola at different elevations in the poplar-birch forest of Guandi Mountains. (a) Chord diagram of soil Collembola richness; (b) Venn diagram of soil Collembola distribution. Uze, *Uzelia*; Dic, *Dictytomina*; Tuv, *Tullbergia*; Tui, *Tuivia*; Tom, *Tomocerus*; Tet, *Tetracanthella*; Tem, *Temeritas*; Sph, *Sphaeridia*; Pse, *Pseudosinella*; Pro, *Proisotoma*; Pod, *Podura*; Par1, *Paranura*; Par, *Paranurophorus*; Pap, *Papirioides*; Orc, *Orchesellides*; Ony, *Onychiurus*; Nee, *Neelides*; Lob, *Lobella*; Iso, *Isotoma*; Hom, *Homidia*; Fol2, *Folsomina*; Fol1, *Folsomia*; Fol, *Folsomides*; Ent, *Entomobrya*; Col, *Coloburella*; Chi, *Chinogastrura*; Bra, *Brachystomella*; Fri, *Friesea*.

0.01); 0–10 cm土层的跳虫数量随海拔的升高呈现显著降低的变化趋势, 并且各海拔之间差异极显著($P < 0.01$); 春季与夏季的土壤跳虫数量随海拔的升高整体呈现下降的变化趋势, 并且各海拔之间差异极显著($P < 0.01$)。

2.2 土壤跳虫功能多样性沿海拔梯度的分布特征

对关帝山杨桦林土壤跳虫功能多样性特征进行分析发现(图3), 夏季和秋季土壤跳虫的功能丰富度指数随海拔升高整体呈现升高的变化趋势, 并且夏季各海拔之间差异显著($P < 0.05$), 夏季土壤跳虫的功能均匀度指数随海拔升高呈现先降低后升高的变化趋势, 且各海拔之间差异显著($P < 0.05$);夏季土壤跳虫功能离散度指数和Rao's Q二次熵指数均随海拔的升高呈现先降低后升高的变化趋势。

2.3 海拔梯度上土壤跳虫功能性状的土层垂直分布特征

关帝山杨桦林土壤跳虫功能性状受海拔与土层影响显著(表3): 海拔对跳虫体色和弹器CWM存在显著影响($P < 0.05$); 土层对跳虫小眼CWM存在极显著影响($P < 0.01$)。不同海拔不同土层间土壤跳虫功能性状变化情况存在差异(图4): 10–20 cm、20–30 cm土层跳虫体长CWM变化情况总体表现为先升高后降低再升高的趋势; 凋落物层不同海拔跳虫体色CWM差异显著($P < 0.05$), 并且随海拔升高而升高, 表明体色较深的跳虫性状在2,200 m海拔梯度占据主要位置; 不同土层跳虫弹器CWM随海拔升高差异较小; 凋落物层不同海拔小眼CWM差异显著($P < 0.05$), 表现出随海拔升高而升高的变化趋势; 凋落物层不同海拔跳虫鳞片CWM差异显著($P < 0.05$), 呈现随海拔升高而升高的变化趋势。

2.4 土壤跳虫功能性状的季节分布特征

关帝山杨桦林土壤跳虫功能性状受海拔与季节影响差异显著(表4): 季节、海拔及其交互作用均对跳虫体长CWM存在极显著影响($P < 0.01$); 季节对跳虫体色CWM影响显著($P < 0.05$), 季节与海拔的交互作用影响极显著($P < 0.01$); 季节、海拔及其交互作用对跳虫小眼数量的影响显著($P < 0.05$; 季节与海拔的交互作用对跳虫鳞片的影响显著($P < 0.05$)。跳虫功能性状随海拔梯度变化趋势明显(图5): 春季跳虫体长、体色、小眼、鳞片CWM总体随海

表2 关帝山杨桦林土壤跳虫群落时空影响分析

Table 2 Spatiotemporal effects on soil Collembola communities in poplar-birch forests of Guandi Mountains

影响因素 Factors	*df*	个体数 No. of individuals	
		F	*P*
季节 Season	2	40.104	0.000**
海拔 Elevation	3	9.621	0.000**
土层 Soil layer	3	32.678	0.000**
季节 × 海拔 Season × Elevation	6	2.340	0.030*
季节 × 土层 Season × Soil layer	6	6.144	0.000**
海拔 × 土层 Elevation × Soil layer	9	1.068	0.383ns
季节 × 海拔 × 土层 Season × Elevation × Soil layer	18	0.525	0.948ns

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; ns表示差异不显著。

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; ns indicates that the difference is not significant.

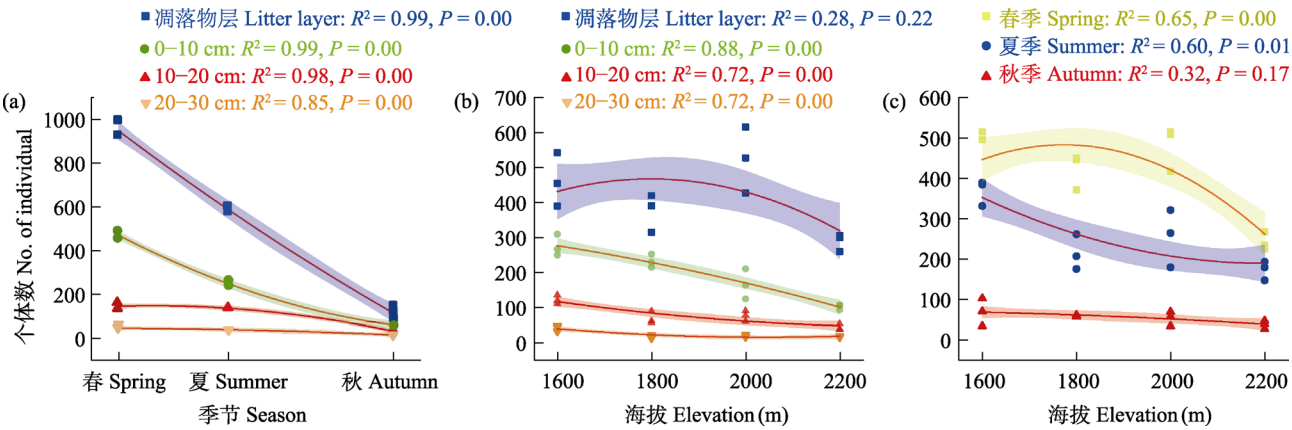


图2 关帝山杨桦林土壤跳虫群落结构时空变化特征

Fig. 2 Spatiotemporal variations in the soil Collembola community structure of the poplar-birch forests in Guandi Mountains

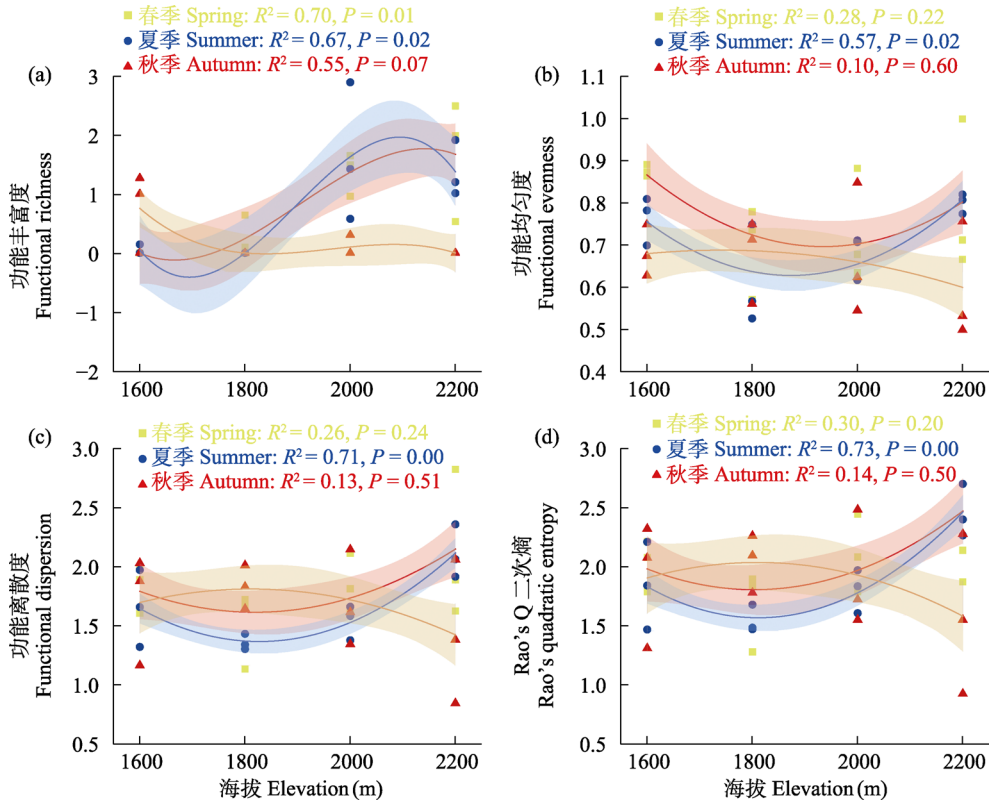


图3　关帝山杨桦林不同季节土壤跳虫功能多样性沿海拔梯度的变化特征

Fig. 3　Characteristics of elevational gradient variations in the functional diversity of soil Collembola in the poplar-birch forests of Guandi Mountains

表3　关帝山杨桦林土壤跳虫功能性状在不同海拔和土层垂直上的双因素方差分析

Table 3　Two-way analysis of variance on functional traits of soil Collembola in the poplar-birch forests of Guandi Mountains effects of elevation and soil layer

影响因素 Impact factors	体长 Body length		体色 Pigmentation		弹器 Furca		小眼 Ocelli		鳞片 Scales	
	F	*P*	*F*	*P*	*F*	*P*	*F*	*P*	*F*	*P*
海拔 Elevation	1.84	0.159	4.394	< 0.01	5.432	< 0.05	2.968	0.046	1.05	0.383
土层 Soil layer	0.451	0.717	0.091	0.964	1.593	0.21	7.104	< 0.01	0.755	0.527
海拔 × 土层 Elevation × Soil layer	0.937	0.507	0.536	0.836	1.134	0.368	1.459	0.205	0.623	0.768

拔上升呈现上升趋势，并且体长和小眼CWM各海拔之间差异显著($P < 0.05$)。夏季跳虫体长CWM随海拔升高呈现先上升后下降的趋势，并且各海拔之间差异显著($P < 0.05$)；体色和弹器CWM随海拔升高呈现先升高后降低的变化趋势。秋季跳虫体色和小眼CWM随海拔升高呈现升高趋势。

2.5　不同土层环境因素对土壤跳虫功能性状的影响

为探究土壤跳虫功能性状与环境因子之间错综复杂的关系，本文进一步采用冗余分析对土壤跳虫功能性状与不同土层土壤环境因子之间的关系进行了解析(图6)。通过对环境因子的贡献值及P值进行筛选后发现，不同环境因子对土壤跳虫功能性状的影响不同。

在凋落物层(图6a)，土壤温度、速效氮、速效磷和速效钾对跳虫功能性状有显著的影响($P < 0.05$)。排序轴1、2分别解释了68.29%、24.41%功能性状与土壤环境因子关系信息，总解释量达92.70%，表明排序效果良好。土壤温度、pH值和容重对跳虫体长、体色、弹器和小眼数量呈正相关影响，pH值、最大持水量、毛管持水量和总孔隙度与跳虫鳞片呈显著正相关。

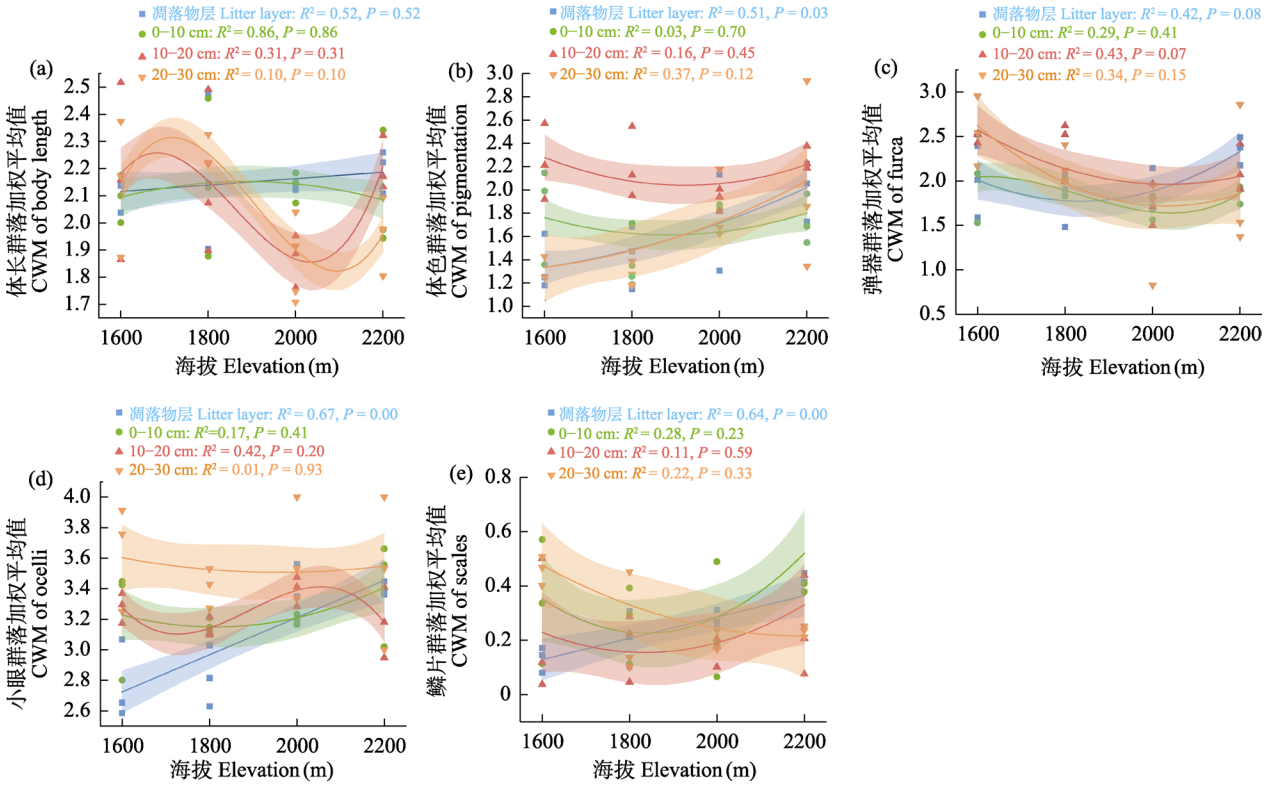


图4　关帝山杨桦林土壤跳虫功能性状群落加权平均值(CWM)的土层垂直变化特征

Fig. 4　Vertical variation of community-weighted mean (CWM) for functional traits of soil Collembola in poplar-birch forests on Guandi Mountains

表4　关帝山杨桦林土壤跳虫功能性状在海拔和季节上的双因素方差分析

Table 4　Two-way analysis of variance on the functional traits of soil Collembola in the poplar-birch forest of Guandi Mountains effects of elevation and season

影响因素 Impact factors	体长 Body length		体色 Pigmentation		弹器 Furca		小眼 Ocelli		鳞片 Scales	
	F	*P*	*F*	*P*	*F*	*P*	*F*	*P*	*F*	*P*
季节 Season	62.390	< 0.01	4.099	< 0.05	12.349	< 0.01	8.425	< 0.05	0.611	0.551
海拔 Elevation	9.855	< 0.01	1.112	0.364	1.131	0.356	4.784	< 0.05	2.153	0.120
季节 × 海拔 Season × Elevation	18.861	< 0.01	6.041	< 0.01	3.406	< 0.05	4.709	< 0.05	4.249	< 0.05

在0–10 cm土层(图6b), 土壤pH值和毛管持水量对跳虫功能性状有显著影响($P < 0.05$), 排序轴1、2分别解释了70.36%、27.47%环境因子和跳虫功能性状的关系, 总解释率达97.83%, 表明排序效果良好。土壤电导率、速效氮、速效磷、速效钾、容重和温度与跳虫小眼、弹器和体长呈正相关, 电导率和湿度与跳虫体色呈显著正相关。

在10–20 cm土层(图6c), 土壤速效钾是对跳虫功能性状有非常显著影响的土壤因子($P < 0.01$), 温度、速效氮和速效磷跳虫功能性状有显著影响($P < 0.05$)。pH值、最大持水量、毛管持水量、总孔隙度和湿度与跳虫体色和弹器呈正相关, 温度、容重、速效氮、速效磷、速效钾和电导率与跳虫体长和小眼呈显著正相关。

在20–30 cm土层(图6d), 土壤湿度是对跳虫功能性状有显著影响($P < 0.05$), 温度、电导率、容重和速效氮与跳虫体长、小眼和鳞片呈正相关, 速效钾和速效磷也和跳虫鳞片呈显著正相关。

2.6　不同季节环境因素对土壤跳虫功能性状的影响

对土壤跳虫功能性状与不同季节土壤环境因子之间的关系进行分析发现: 在春季(图7a), 土壤温度、湿度、pH值和电导率对土壤跳虫功能性状有

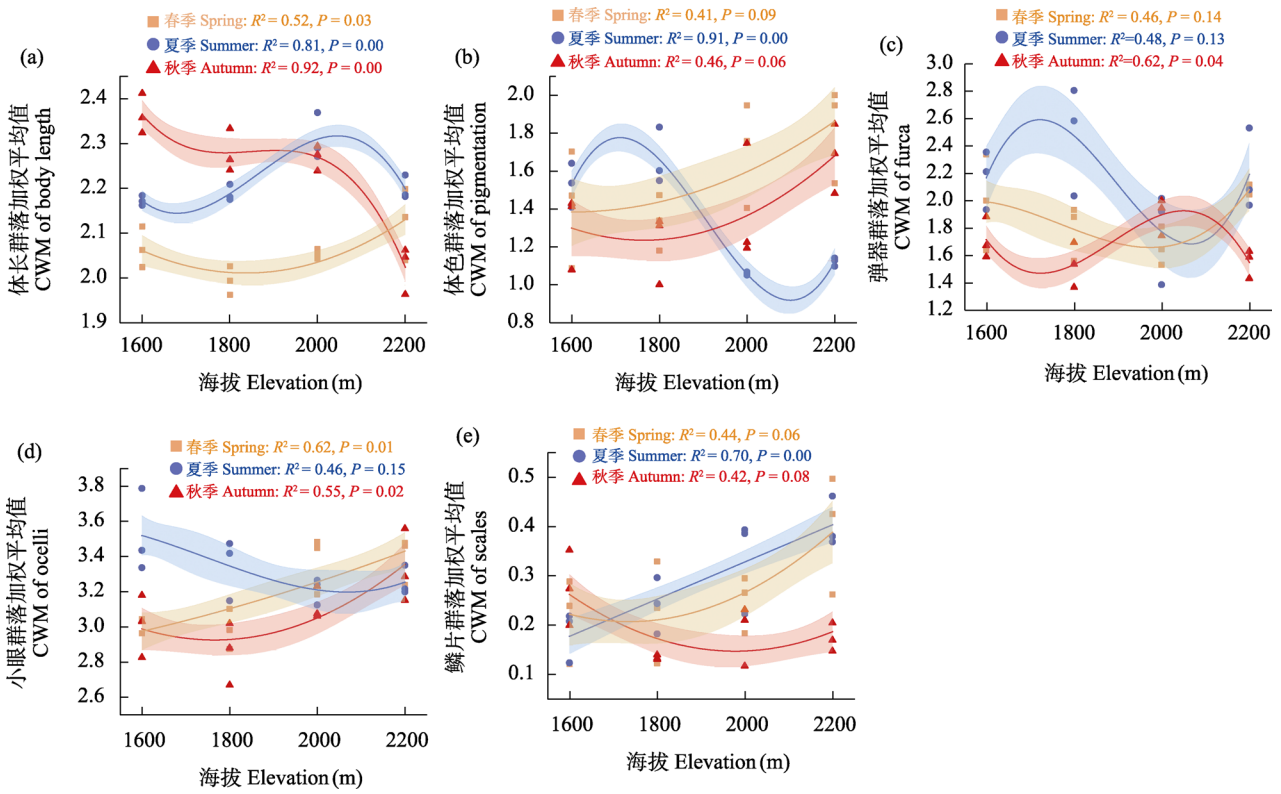


图5　关帝山杨桦林土壤跳虫功能性状群落加权平均值(CWM)的季节变化

Fig. 5　Seasonal variations in community-weighted mean (CWM) of functional traits in soil Collembola from poplar-birch forests on Guandi Mountains

显著影响(P < 0.05), 排序轴1、2分别解释了53.33%、12.05%功能性状与土壤环境因子的关系, 总解释量达65.38%, 表明排序效果较好。土壤湿度和pH值与土壤跳虫体色、鳞片、小眼呈正相关关系, 土壤电导率、温度、速效氮、速效磷、速效钾与土壤跳虫体色、鳞片、小眼呈负相关关系, 土壤湿度和电导率与土壤跳虫体长和弹器呈正相关关系。

在夏季(图7b), 土壤电导率对土壤跳虫功能性状有显著影响(P < 0.05)。排序轴1、2分别解释了75.42%、11.51%功能性状与土壤环境因子关系信息, 总解释量达86.93%, 表明排序效果较好。土壤电导率、湿度、速效氮、速效磷、速效钾与土壤跳虫小眼、鳞片呈正相关关系, 土壤容重与土壤跳虫弹器、体色呈正相关关系。

在秋季(图7c), 土壤温度对跳虫功能性状有显著影响(P < 0.05)。土壤pH值、土壤温度与土壤跳虫体色、弹器、小眼呈正相关关系; 土壤湿度、电导率、速效氮、速效钾与土壤跳虫体长呈正相关关系, 与土壤跳虫体色、小眼、弹器、鳞片呈负相关关系。

3　讨论

本研究在关帝山杨桦林的4个海拔梯度上共采集到土壤跳虫8,516头, 隶属于2目10科28属, 显示出该地区土壤跳虫类群较为丰富。已有研究表明, 等节跳科是古北区最常见的类群之一, 广泛分布于几乎所有陆地生态系统中, 涵盖草原、森林、荒漠、海滨、两极冰原、赤道雨林以及高山平原等多种生境, 常见于各类土壤类型(谢致敬, 2022)。本研究发现, 在关帝山杨桦林生态系统中, 等节跳科在所有海拔梯度上均为优势类群, 占捕获跳虫总数的44%, 说明其在该区域具有重要生态地位, 并表现出较强的环境适应性, 这与Potapow (2001)关于等节跳科分布广泛、适应性强的结论相似。

探究土壤跳虫功能多样性沿海拔梯度的变化特征, 核心是揭示不同海拔环境下跳虫对生态位空间的利用策略, 以及其功能性状在生态位空间内的分布模式(谢致敬等, 2022)。采用功能离散度指数对功能多样性进行量化, 计算群落内所有物种到性状

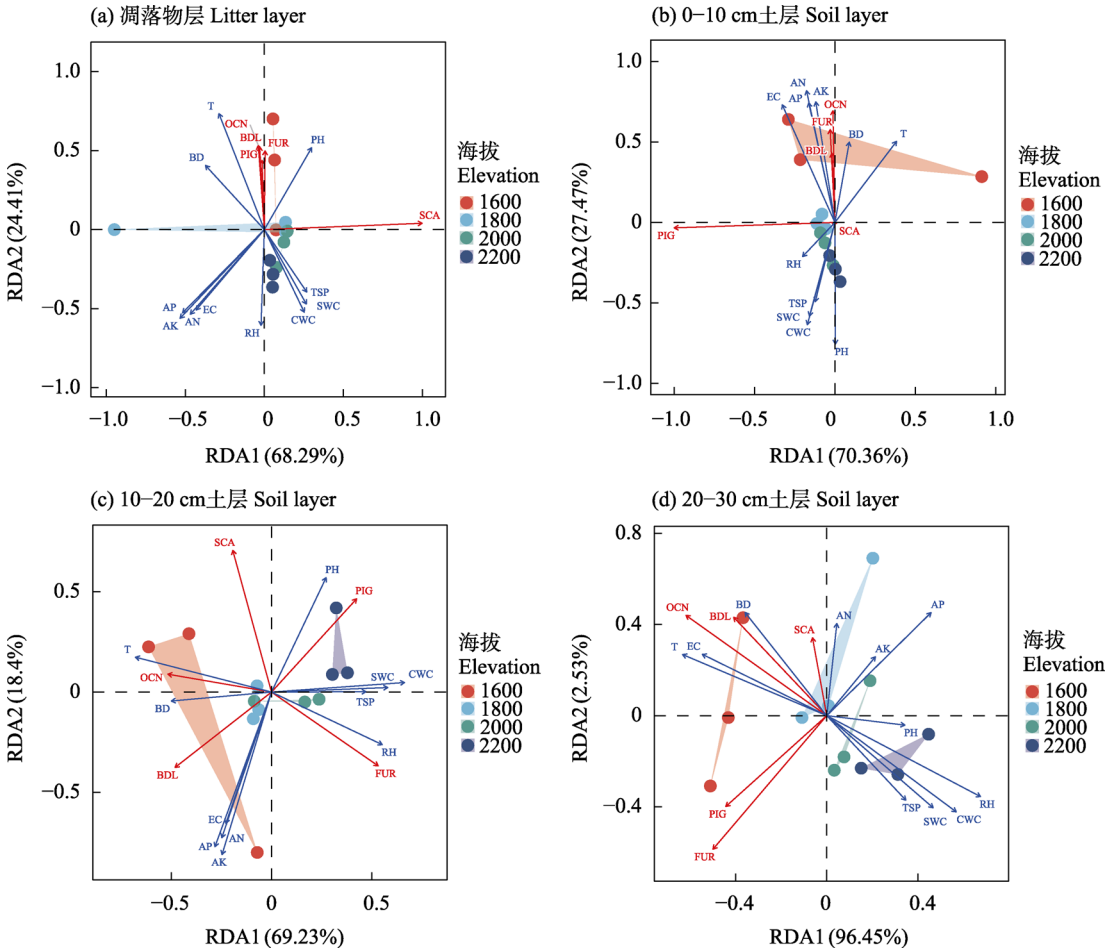


图6　关帝山杨桦林不同土层土壤跳虫功能性状与环境因子的冗余分析(RDA)。T: 土壤温度; RH: 湿度; EC: 电导率; AN: 速效氮; AP: 速效磷; AK: 速效钾; BD: 容重; SWC: 最大持水量; CWC: 毛管持水量; NP: 非毛管孔隙度; CP: 毛管孔隙度; TSP: 总孔隙度; BDL: 体长; PIG: 体色; FUR: 弹器; OCN: 小眼; SCA: 鳞片。

Fig. 6　Redundancy analysis (RDA) of functional traits of Collembola and environmental factors across different soil layers in the poplar-birch forest of Guandi Mountains. T, Soil temperature; RH, Humidity; EC, Electrical conductivity; AN, Available nitrogen; AP, Available phosphorus; AK, Available potassium; BD, Bulk density; SWC, Saturation water holding capacity; CWC, Capillary water holding capacity; NP, Non-capillary porosity; CP, Capillary porosity; TSP, Total soil porosity; BDL, Body length; PIG, Pigmentation; FUR, Furca; OCN, Ocelli; SCA, Scales.

空间中心的平均距离, 能够能更有效地表征物种对生态位空间的占据情况(王兴煜等, 2024); 功能均匀度指数可以评估各功能群个体数或生物量的分布均匀程度, Rao's Q二次熵指数是以物种之间的功能距离及其多度加权计算得到的平均差异(Villéger et al., 2008)。本研究发现功能离散度指数随海拔的升高呈现减小趋势, 海拔1,600 m梯度处功能离散度指数较高, 可能是因为在环境条件较为苛刻或单一的情况下, 只有具备特定功能特征的物种能够生存, 这会导致物种多样性降低, 但这些幸存物种的功能特征可能较为相似, 从而使功能离散度较高(董雪等, 2025)。功能均匀度指数随海拔上升呈现增加趋势, 表明虽然物种功能性状范围缩小了, 但在有限的性状空间内, 物种的分布却变得更加均匀。Rao's Q二次熵指数随海拔的升高呈现先升高后降低然后再升高的变化趋势, 可能是因为中海拔通常具有最高的生境异质性。夏季和秋季, 功能丰富度指数随海拔升高整体呈升高趋势, 说明高海拔为土壤跳虫提供了更丰富或更适宜的功能生态位组合。这一发现与已有研究论证的海拔梯度通过调控碳氮比、pH值等土壤性质影响土壤无脊椎动物的多样性与生态系统多功能性的结果相似(刘倩煜等, 2023)。功能均匀度、功能离散度及Rao's Q二次熵指数在夏季均呈现先降低后升高的变化趋势, 表明

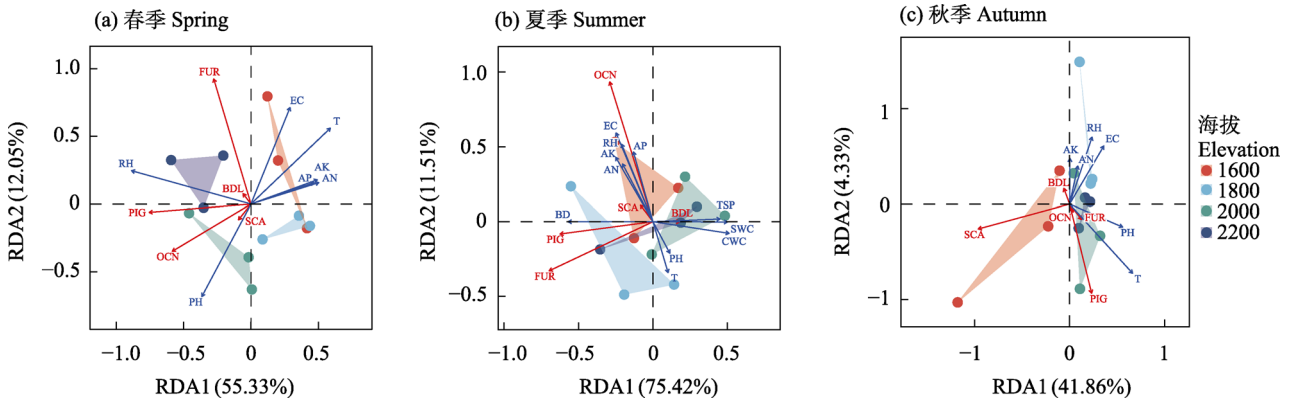


图7　关帝山杨桦林不同季节土壤跳虫功能性状与环境因子的冗余分析(RDA)。T: **土壤温度**; **RH**: **湿度**; **EC**: **电导率**; **AN**: **速效氮**; **AP**: **速效磷**; **AK**: **速效钾**; **BD**: **容重**; **SWC**: **最大持水量**; **CWC**: **毛管持水量**; **NP**: **非毛管孔隙度**; **CP**: **毛管孔隙度**; **TSP**: **总孔隙度**; **BDL**: **体长**; **PIG**: **体色**; **FUR**: **弹器**; **OCN**: **小眼**; **SCA**: **鳞片**。

Fig. 7　Redundancy analysis (RDA) of functional traits of Collembola and environmental factors in different seasons in the poplar-birch forest of Guandi Mountains. T, Soil temperature; RH, Humidity; EC, Electrical conductivity; AN, Available nitrogen; AP, Available phosphorus; AK, Available potassium; BD, Bulk density; SWC, Saturation water holding capacity; CWC, Capillary water holding capacity; NP, Non-capillary porosity; CP, Capillary porosity; TSP, Total soil porosity; BDL, Body length; PIG, Pigmentation; FUR, Furca; OCN, Ocelli; SCA, Scales.

中等海拔可能存在功能冗余增加或生态位重叠加剧的现象。这与植物功能多样性沿海拔的变化模式具有相似性(吕自立等, 2023)。

土壤跳虫CWM是将物种特征转化为群落水平功能指标的有效工具，能直观反映环境压力下的生态策略演变，是现代土壤动物生态学研究中的重要分析手段。解析CWM受到土地利用类型变化等外在环境干扰，能全面了解不同功能性状特征的响应(乔志宏, 2025)。本研究发现，关帝山杨桦林不同海拔梯度土壤跳虫的体长、体色、弹器等性状CWM在各海拔之间差异不显著，原因可能是因为土壤跳虫的性状只在特定海拔阈值下发生变化，本研究地的海拔范围相对较窄，未达到土壤跳虫性状产生差异的阈值，导致观测不到显著差异，但是随海拔梯度的变化呈现一定的变化趋势，例如土壤跳虫体色、弹器CWM随海拔上升均呈现先降低后升高的变化趋势。

本研究还发现，土壤跳虫体长CWM随海拔的上升变化较小，而这与在热带厄瓜多尔山地森林生态系统中发现土壤跳虫的体长CWM随海拔升高呈显著增加的趋势不同(孙新等, 2024)，这可能与两个山地系统中有机质层的厚度有关。在土层垂直层面，土壤跳虫CWM表现出较为复杂的变化趋势，土壤跳虫体长CWM在海拔2,000 m梯度随土层的加深呈现减小的变化趋势，可能是深层土壤物质较为匮乏，并伴随胁迫较强，使得体长较小的土壤跳虫更能适应。双因素方差分析显示，海拔1,600 m和1,800 m梯度凋落物层土壤跳虫小眼CWM显著低于其余土层，可能是因为该海拔梯度凋落物厚度较大，更大的眼有助于跳虫在黑暗环境中寻找食物(Lux et al., 2024)。

在季节动态层面，双因素方差分析显示土壤跳虫体长、体色、弹器、小眼CWM在不同季节差异显著，在海拔1,600 m和1,800 m梯度跳虫体长CWM值呈现出秋季 > 夏季 > 春季的变化趋势，与城市化背景下土地利用类型对跳虫群落的影响及季节动态中森林生态系统的跳虫体长显著高于其他土地利用类型的结论相似(冯钧等, 2024)。海拔梯度通过改变温度、湿度及紫外线辐射等条件，对跳虫的体型、体色、小眼数量及鳞片等性状产生显著筛选作用。但海拔梯度的影响作用并非独立存在，而是与季节变化密切相关。其中，春季跳虫体长、体色、小眼CWM随海拔升高呈下降趋势，这可能与高海拔春季回暖慢、资源有限有关(Makkonen et al., 2011)；夏季跳虫体长CWM先升后降，可能是因为海拔存在最适生态位，而体色与鳞片CWM随海拔升高而上升，反映了高海拔强紫外线可能对深色体色和鳞片有正向选择(高伟等, 2019)；秋季体色和小眼CWM普遍随海拔升高而上升，可能与高海拔秋季低温胁迫下体型较大、结构更完善的物种更具

优势有关(Convey et al., 2003)。

冗余分析进一步揭示了关帝山杨桦林土壤跳虫功能性状与土壤环境因子之间的定量关系, 明确了影响跳虫功能性状的关键环境驱动因子。影响土壤动物多样性及其分布格局的因素十分复杂。除植被、地形、气候等环境要素外, 土壤微环境同样发挥关键作用, 包括土壤温湿度、凋落物质量、pH值、有机质含量与土壤矿质元素等。这些因子共同构建起土壤动物的栖息环境, 对土壤动物群落产生显著作用(李伟等, 2015; 傅声雷等, 2022)。总体而言, 凋落物层温度、速效氮、速效磷和速效钾对跳虫功能性状具有显著影响($P < 0.05$), 表明土壤养分和温度条件是影响土壤跳虫功能性状的重要因素(Holmstrup et al., 2018)。

不同土层环境因子的影响存在显著差异。在0–10 cm表层土壤中, pH值和毛管持水量对土壤跳虫功能性状影响显著($P < 0.05$), 可能是因为土壤酸碱度通过影响微生物活性和有机质分解间接作用于跳虫性状(刘么瑶等, 2022)。毛管持水量等水分相关因子与跳虫鳞片呈正相关, 可能与湿润条件下鳞片对体表保湿和防护功能的强化有关(Hopkin, 1997)。此外, 电导率、速效养分及温度与跳虫体长、小眼、弹器呈正相关, 表明表层土壤中养分有效性和热量条件共同促进跳虫感觉结构和运动器官的发育。在10–20 cm中层土壤中, pH、最大持水量、总孔隙度等物理性质与跳虫体色和弹器呈正相关, 而养分和温度与跳虫体长、小眼呈正相关, 反映出中层土壤中跳虫性状对不同资源类型的协同适应策略(Makkonen et al., 2011)。在20–30 cm深层土壤中, 湿度和毛管孔隙度对跳虫功能性状影响显著($P < 0.05$), 温度、电导率、容重和速效氮与跳虫体长、小眼及鳞片呈正相关, 表明即使在土层较深的区域, 热量条件、土壤紧实度和养分含量仍对跳虫功能性状存在影响作用(Widenfalk et al., 2016)。

土壤跳虫功能性状与环境因子间的筛选作用还存在显著季节分化, 反映土壤动物功能性状的环境过滤效应具有明显的时间差异。春季水热条件逐步回升, 土壤养分与物理属性共同调控跳虫功能性状的空间分布; 夏季RDA轴对性状变异解释度最高, 说明水热条件成为核心筛选因子, 这与多数温带森林研究结论一致: 夏季适宜的温湿度提升土壤跳虫代谢活性, 放大了环境对体长、弹器、体色等功能性状的选择压力, 性状分化对微环境梯度响应更敏感(高梅香等, 2014)。秋季水热胁迫增强, 水热因子的过滤效应减弱, 土壤速效养分对跳虫性状组合的调控作用凸显, 环境因子整体解释度下降, 暗示跳虫可通过性状可塑性缓冲秋季局地环境变化, 群落性状趋于趋同(Gianoli & Escobedo, 2021)。

参考文献

Bao SD (2013) Soil and Agricultural Chemistry Analysis. China Agricultural Publishing House, Beijing. (in Chinese) [鲍士旦 (2013) 土壤农化分析. 中国农业出版社, 北京.]

Convey P, Block W, Peat JH (2003) Soil arthropods as indicators of water stress in Antarctic terrestrial habitats? Global Change Biology, 9, 1718–1730.

Coulibaly SFM, Winck BR, Akpa-Vinceslas M, Mignot L, Legras M, Forey E, Chauvat M (2019) Functional assemblages of Collembola determine soil microbial communities and associated functions. Frontiers in Environmental Science, 7, 52.

Decaëns T, Jiménez JJ, Gioia C, Measey GJ, Lavelle P (2006) The values of soil animals for conservation biology. European Journal of Soil Biology, 42, S23–S38.

Dong X, Wang YZ, Han CX, Liu YJ, Huang YR, Li XL, Zhang JB, Lu Q (2025) Differentiation of species diversity and functional diversity in *Ammopiptanthus mongolicus* community under precipitation gradients and its ecological adaptation mechanism. Acta Ecologica Sinica, 45, 11304–11318. (in Chinese with English abstract) [董雪, 王英姿, 韩春霞, 刘雅婧, 黄雅茹, 李新乐, 张景波, 卢琦 (2025) 降水梯度下沙冬青群落物种多样性和功能多样性分异的生态适应机制. 生态学报, 45, 11304–11318.]

Dunck B, Algarte VM, Cianciaruso MV, Rodrigues L (2016) Functional diversity and trait–environment relationships of periphytic algae in subtropical floodplain lakes. Ecological Indicators, 67, 257–266.

Eisenhauer N, Antunes PM, Bennett AE, Birkhofer K, Bissett A, Bowker MA, Caruso T, Chen BD, Coleman DC, de Boer W, de Ruiter P, DeLuca TH, Frati F, Griffiths BS, Hart MM, Hättenschwiler S, Haimi J, Heethoff M, Kaneko N, Kelly LC, Leinaas HP, Lindo Z, MacDonald C, Rillig MC, Ruess L, Scheu S, Schmidt O, Seastedt TR, van Straalen NM, Tiunov AV, Zimmer M, Powell JR (2017) Priorities for research in soil ecology. Pedobiologia, 63, 1–7.

Feng J, Qiao ZH, Yan QB, Yao HF, Wang B, Sun X (2024) Effects of urbanization and greenspace types on community structure and functional traits of soil Collembola. Acta Ecologica Sinica, 44, 2582–2596. (in Chinese with English abstract) [冯钧, 乔志宏, 鄢麒宝, 姚海凤, 王滨, 孙新 (2024) 城市化和绿地类型对土壤跳虫群落及功能性状的影响. 生态学报, 44, 2582–2596.]

Fu SL, Liu MQ, Zhang WX, Shao YH (2022) A review of recent advances in the study of geographical distribution and ecological functions of soil fauna diversity. Biodiversity Science, 30, 22435. (in Chinese with English abstract) [傅声雷, 刘满强, 张卫信, 邵元虎 (2022) 土壤动物多样性的地理分布及其生态功能研究进展. 生物多样性, 30, 22435.]

Gao MX, He P, Sun X, Zhang XP, Wu DH (2014) Relative contributions of environmental filtering, biotic interactions and dispersal limitation in a soil collembolan community from a temperate deciduous forest in the Maoer mountains. Chinese Science Bulletin, 59, 2426–2438. (in Chinese with English abstract) [高梅香, 何萍, 孙新, 张雪萍, 吴东辉 (2014) 环境筛选、扩散限制和生物间相互作用在温带落叶阔叶林土壤跳虫群落构建中的作用. 科学通报, 59, 2426–2438.]

Gao RH, Fan SM, Dong JH, Li RJ, Zhang ZW (2023) Characteristics and vertical distribution of insect functional groups along an altitude gradient in Guandi Mountains. Biodiversity Science, 31, 23152. (in Chinese with English abstract) [高瑞贺, 范世明, 董江海, 李蓉姣, 张志伟 (2023) 关帝山不同海拔昆虫功能群特征及分布格局. 生物多样性, 31, 23152.]

Gao W, Fu TT, Che J (2019) High-altitude adaptive evolution in amphibians and reptiles: Status and prospect. Scientia Sinica (Vitae), 49, 345–360. (in Chinese with English abstract) [高伟, 付婷婷, 车静 (2019) 两栖爬行动物的高海拔适应性演化: 现状与展望. 中国科学: 生命科学, 49, 345–360.]

Garnier E, Cortez J, Billès G, Navas ML, Roumet C, Debussche M, Laurent G, Blanchard A, Aubry D, Bellmann A, Neill C, Toussaint JP (2004) Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. Ecology, 85, 2630–2637.

Gianoli E, Escobedo VM (2021) Phenotypic plasticity may mediate habitat filtering in a forest edge community. Oikos, 130, 1788–1796.

Holmstrup M, Ehlers BK, Slotsbo S, Ilieva-Makulec K, Sigurdsson BD, Leblans NIW, Ellers J, Berg MP (2018) Functional diversity of Collembola is reduced in soils subjected to short-term, but not long-term, geothermal warming. Functional Ecology, 32, 1304–1316.

Hopkin SP (1997) Biology of the Springtails (Insecta, Collembola). Oxford University Press, Oxford.

Li JZ, Qiang FF, Ai N, Liu CH (2025) Soil evolution and driving factors in *Pinus tabuliformis* forests of the Loess Hilly Region. Journal of Environmental Management, 395, 127883.

Li RJ, Dong JH, Zheng WF, Liu RY, Zhao LJ, Gao RH (2024) Soil faunal diversity characteristics and influencing factors across the altitude gradient in the poplar-birch forest of Guandi Mountains. Biodiversity Science, 32, 24070. (in Chinese with English abstract) [李蓉姣, 董江海, 郑文芳, 刘入源, 赵立娟, 高瑞贺 (2024) 关帝山不同海拔杨桦混交林土壤动物多样性特征及其影响因素. 生物多样性, 32, 24070.]

Li W, Cui LJ, Zhao XS, Zhang MY, Gao CJ, Zhang Y, Wang YF (2015) Community structure and diversity of soil animals in the Lake Taihu lakeshore wetland. Acta Ecologica Sinica, 35, 944–955. (in Chinese with English abstract) [李伟, 崔丽娟, 赵欣胜, 张曼胤, 高常军, 张岩, 王义飞 (2015) 太湖岸带湿地土壤动物群落结构与多样性. 生态学报, 35, 944–955.]

Li XY, Liao JX, Hou MM, Fan XH (2016) Multi-scale analysis on community phylogenetic structure of secondary *Populus davidiana-Betula platyphylla* forest in Changbai Mountains, northeastern China. Journal of Beijing Forestry University, 38(12), 14–20. (in Chinese with English abstract) [李晓宇, 廖嘉星, 侯嫚嫚, 范秀华 (2016) 不同尺度下长白山次生杨桦林群落系统发育结构研究. 北京林业大学学报, 38(12), 14–20.]

Li ZP, Bluhm SL, Scheu S, Pollierer MM (2022) Amino acid isotopes in functional assemblages of Collembola reveal the influence of vertical resource heterogeneity and root energy supply on trophic interactions in soil food webs. Soil Biology and Biochemistry, 174, 108815.

Liu DD (2024) Patterns of Soil Oribatid Mites and Collembola Communities in the Vegetation Vertical Zones of Changbai Mountain. PhD dissertation, Northeast Forestry University, Harbin. (in Chinese with English abstract) [刘丹丹 (2024) 长白山植被垂直带土壤甲螨和跳虫群落格局研究. 博士学位论文, 东北林业大学, 哈尔滨.]

Liu QY, Wang RH, Wu XJ, Dou YJ (2023) Responses of taxonomic and functional diversity of soil mites to altitudinal changes in forest ecosystems of Lyuliang Mountains, Shanxi, China. Chinese Journal of Applied Ecology, 34, 3301–3312. (in Chinese with English abstract) [刘倩煜, 王让虎, 吴鑫杰, 窦永静 (2023) 吕梁山森林生态系统土壤螨类物种多样性和功能多样性对海拔梯度的响应. 应用生态学报, 34, 3301–3312.]

Liu SY, Li Z, Ke X, Sun LN, Wu LH, Zhao JJ (2022) Community characteristics of soil Collembola around a typical mercury-thallium mining area in Guizhou Province. Biodiversity Science, 30, 22265. (in Chinese with English abstract) [刘厶瑶, 李柱, 柯欣, 孙丽娜, 吴龙华, 赵杰杰 (2022) 贵州省典型汞铊矿区周边农田土壤跳虫群落特征. 生物多样性, 30, 22265.]

Loranger G, Bandyopadhyaya I, Razaka B, Ponge JF (2001) Does soil acidity explain altitudinal sequences in collembolan communities? Soil Biology and Biochemistry, 33, 381–393.

Lü ZL, Liu B, Chang F, Ma ZJ, Cao QM (2023) Relationship between plant functional diversity and ecosystem multifunctionality in Bayanbulak alpine meadow along an altitude gradient. Chinese Journal of Plant Ecology, 47, 822–832. (in Chinese with English abstract) [吕自立, 刘彬, 常凤, 马紫荆, 曹秋梅 (2023) 巴音布鲁克高寒草甸植物功能多样性与生态系统多功能性关系沿海拔梯度的变化. 植物生态学报, 47, 822–832.]

Lux J, Xie ZJ, Sun X, Wu DH, Scheu S (2024) Trophic niches

of Collembola communities change with elevation, but also with body size and life form. Oecologia, 204, 491–504.

Makkonen M, Berg PM, Hal VRJ, Terry V, Malcolm CP, Rien A (2011) Traits explain the responses of a sub-arctic Collembola community to climate manipulation. Soil Biology and Biochemistry, 43, 377–384.

Moretti M, Dias ATC, de Bello F, Altermatt F, Chown SL, Azcárate FM, Bell JR, Fournier B, Hedde M, Hortal J, Ibanez S, Öckinger E, Sousa JP, Ellers J, Berg MP (2017) Handbook of protocols for standardized measurement of terrestrial invertebrate functional traits. Functional Ecology, 31, 558–567.

Petchey OL, Gaston KJ (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. Ecology Letters, 5, 402–411.

Pollet S, Chabert A, Burgeon V, Cornélis JT, Fouché J, Gers C, Hardy B, Pey B (2022) Limited effects of century-old biochar on taxonomic and functional diversities of collembolan communities across land-uses. Soil Biology and Biochemistry, 164, 108484.

Potapow M (2001) Synopses on Palaearctic Collembola, Volume 3: Isotomidae. Senckenberg Museum of Natural History Görlitz, Görlitz.

Qiao ZH (2025) Diversity Patterns and Community Assembly Mechanism of Soil Collembola in Agricultural Area of Northeast China. PhD dissertation, Institute of Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun. (in Chinese with English abstract) [乔志宏 (2025) 中国东北农区土壤跳虫群落多样性格局及其构建机制. 博士学位论文, 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春.]

Santorufo L, Cortet J, Arena C, Goudon R, Rakoto A, Morel JL, Maisto G (2014) An assessment of the influence of the urban environment on collembolan communities in soils using taxonomy- and trait-based approaches. Applied Soil Ecology, 78, 48–56.

Sinclair BJ, Sjursen H (2001) Cold tolerance of the Antarctic springtail *Gomphiocephalus hodgsoni* (Collembola, Hypogastruridae). Antarctic Science, 13, 271–279.

Sun X, Deharveng L, Bedos A, Chang L, Scheu S, Wu DH (2020) Changes in diversity and body size of Onychiurinae (Collembola: Onychiuridae) along an altitudinal gradient in Changbai Mountain, China. Soil Ecology Letters, 2, 230–239.

Sun X, Xie ZJ, Qiao ZH, Gao MX, Yin R, Chang L, Wu DH, Liu MQ, Zhu YG (2024) Research advances in trait-based approaches in soil animal community ecology. Chinese Journal of Applied Ecology, 35, 1150–1158. (in Chinese with English abstract) [孙新, 谢致敬, 乔志宏, 高梅香, 殷睿, 常亮, 吴东辉, 刘满强, 朱永官 (2024) 基于功能性状的土壤动物群落生态学研究进展. 应用生态学报, 35, 1150–1158.]

Villéger S, Mason NWH, Mouillot D (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. Ecology, 89, 2290–2301.

Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E (2007) Let the concept of trait be functional! Oikos, 116, 882–892.

Wang K, Sun J, Cheng G, Jiang H (2011) Effect of altitude and latitude on surface air temperature across the Qinghai-Tibet plateau. Journal of Mountain Science, 8, 808–816.

Wang XY, Meng JH, Ren SY, Zhu Y (2024) Relationship between biodiversity and aboveground biomass in the warm temperate deciduous broad-leaved forest of Donglingshan, Beijing. Biodiversity Science, 32, 24230. (in Chinese with English abstract) [王兴煜, 孟京辉, 任思远, 祝燕 (2024) 北京东灵山暖温带落叶阔叶林群落生物多样性与地上生物量的关系. 生物多样性, 32, 24230.]

Webb CO, Ackerly DD, McPeek MA, Donoghue MJ (2002) Phylogenies and community ecology. Annual Review of Ecology and Systematics, 33, 475–505.

Widenfalk LA, Bengtsson J, Berggren Å, Zwiggelaar K, Spijkman E, Huyer-Brugman F, Berg MP (2015) Spatially structured environmental filtering of collembolan traits in late successional salt marsh vegetation. Oecologia, 179, 537–549.

Widenfalk LA, Malmström A, Berg MP, Bengtsson J (2016) Small-scale Collembola community composition in a pine forest soil—Overdispersion in functional traits indicates the importance of species interactions. Soil Biology and Biochemistry, 103, 52–62.

Wu YG (2024) Spatial Distribution Patterns and Community Assembly Mechanism of Forest Canopy Collembola along an Altitudinal Gradient on Changbai Mountain. PhD dissertation, Northeast Normal University, Changchun. (in Chinese with English abstract) [乌云嘎 (2024) 长白山垂直自然带森林冠层跳虫多样性空间格局及其群落构建机制. 博士学位论文, 东北师范大学, 长春.]

Xie ZJ (2022) Community Assembly of Isotomidae (Collembola) along an Elevational Gradient in the Changbai Mountains. PhD dissertation, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun. (in Chinese with English abstract) [谢致敬 (2022) 长白山垂直自然带等节跳生物多样性格局及其群落构建机制. 博士学位论文, 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春.]

Xie ZJ, Chang L, Scheu S, Wu DH, Sun X (2022) Taxonomic and functional diversity of Collembola in litter and soil along an altitudinal gradient at Changbai Mountain, China. Acta Ecologica Sinica, 42, 3471–3481. (in Chinese with English abstract) [谢致敬, 常亮, Scheu Stefan, 吴东辉, 孙新 (2022) 长白山森林生态系统凋落物层和土壤层跳虫物种多样性和功能多样性对海拔梯度的响应. 生态学报, 42, 3471–3481.]

Yin WY (1992) Chinese Subtropical Soil Fauna. Science Press, Beijing. (in Chinese) [尹文英 (1992) 中国亚热带土壤动物. 科学出版社, 北京.]

Yin WY (1998) Picorila Keys to Soil Faunas of China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [尹文英 (1998) 中国土壤动物检索图鉴. 科学出版社, 北京.]

Zhang MT, Liu ZY, Sun LZ, Han XY, Zhang YH, Shen HH, Wan SK (2024) Effect of scale change on spatial distribution pattern of spruce secondary forest in Pangquangou, Guandi Mountain, Shanxi Province. Acta Ecologica Sinica, 44, 3791–3801. (in Chinese with English abstract) [张梦弢, 刘卓悦, 孙立柱, 韩晓阳, 张宇豪, 申欢欢, 万舒珂 (2024) 尺度变化对关帝山庞泉沟云杉次生林空间分布格局的影响. 生态学报, 44, 3791–3801.]

Zhang WQ, Meng LX, Ma JH, Wei X, Wu PF (2025) Impacts of different soil sampling methods and collection liquids on the extraction of soil microarthropods using Tullgren method. Acta Ecologica Sinica, 45, 9457–9464. (in Chinese with English abstract) [张文卿, 孟林夕, 马金豪, 魏雪, 吴鹏飞 (2025) 不同取土方式及收集液对Tullgren法分离小型土壤节肢动物的影响. 生态学报, 45, 9457–9464.]

Zhang Y, Zhou Z, Junggebauer A, Pollierer MM, Scheu S (2025) Effects of tree fall on soil Collembola: Disentangling the role of gap formation and deadwood addition. Geoderma, 455, 117217.

Zhang Z, Guo Y, Wan SK, Zhang MT (2023) Effects of spatial structure of *Picea asperata* secondary forest on light environment in Guandi Mountain of northern China. Journal of Beijing Forestry University, 45, 41−48. (in Chinese with English abstract)[张志, 郭洋, 万舒珂, 张梦弢 (2023) 关帝山云杉次生林空间结构对林内光环境的影响. 北京林业大学学报, 45, 41−48.]

Zhao SK, Guo JP, Zhang YX (2023) Responses of root respiration to woodland warming during growing season in succession series of natural secondary forest in warm-temperate mountain. Scientia Silvae Sinicae, 59(2), 10–21. (in Chinese with English abstract) [赵世魁, 郭晋平, 张芸香 (2023) 暖温带山地天然次生林演替序列根系呼吸速率对林地增温的响应. 林业科学, 59(2), 10–21.]

(责任编委: 吴东辉　实习责任编辑: 葛兴芳)

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26190, pages 1–14
doi: 10.17520/biods.2026190
cstr: 32101.14.biods.2026190

•土壤生物多样性专题•

氮添加对内蒙古典型草原线虫群落结构及生态指数的影响

程建伟[1,2], 梁启瑞[1], 温豪杰[1], 梁海斌[1], 霍娜[1], 窦永静[1], 郝百惠[2], 刘新民[3], 王欣禹[2], 马文红[2*]

1. 太原师范学院地理科学学院汾河流域地表过程与资源生态安全山西省重点实验室, 山西晋中 030619; 2. 内蒙古大学生态与环境学院内蒙古草地生态学重点实验室, 呼和浩特 010021; 3. 内蒙古师范大学生命科学与技术学院, 呼和浩特 010022

摘要: 线虫作为土壤微食物网的核心组分, 在维持土壤生物多样性及调控养分循环与转化等一系列生态过程中发挥着关键作用。尽管目前关于氮沉降对土壤动物影响的研究已较为丰富, 但针对半干旱草原生态系统, 凋落物层与土壤表层线虫群落组成对氮添加的响应特征仍缺乏系统认知。为此, 本研究选取温带半干旱典型草原为研究区, 设置4个氮添加梯度(0、25、50和100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}), 分析凋落物层与土壤表层线虫的群落多样性及生态指数对氮添加的响应特征。结果表明, (1)相较于土壤表层线虫群落, 凋落物层线虫群落对氮添加的响应更为敏感, 具体体现在其群落结构的显著变化: 优势类群由cp2转变为cp1自由生活型线虫。(2)氮添加与气候年际变化对线虫群落的影响存在显著的交互作用, 且此作用因生境而异。湿润年份中, 氮添加对两类生境(凋落物层与土壤表层)的线虫多样性和生态指数无显著影响。与之相反, 干旱年份下的高氮添加则显著改变了凋落物层线虫的群落结构及生态功能。(3)在凋落物层, 干燥度指数、凋落物碳氮比和凋落物氮含量对线虫群落组成具有显著影响; 而在土壤表层, 干燥度指数、土壤含水量和植物地上生物量对线虫群落组成具有显著影响。本研究结果不仅为理解氮沉降背景下草原线虫群落的动态演变机制提供了新见解, 还明确了凋落物层在维持地下生物群落稳定性中的关键作用。

关键词: 氮添加; 线虫; 群落结构; 生态指数; 典型草原

程建伟, 梁启瑞, 温豪杰, 梁海斌, 霍娜, 窦永静, 郝百惠, 刘新民, 王欣禹, 马文红 (2026) 氮添加对内蒙古典型草原线虫群落结构及生态指数的影响. 生物多样性, 34, 26190. doi: 10.17520/biods.2026190; cstr: 32101.14.biods.2026190.

Cheng JW, Liang QR, Wen HJ, Liang HB, Huo N, Dou YJ, Hao BH, Liu XM, Wang XY, Ma WH (2026) Effects of nitrogen addition on nematode community structure and ecological indices in a typical steppe of Inner Mongolia. Biodiversity Science, 34, 26190. doi: 10.17520/biods.2026190; cstr: 32101.14.biods.2026190.

Effects of nitrogen addition on nematode community structure and ecological indices in a typical steppe of Inner Mongolia

Jianwei Cheng[1,2], Qirui Liang[1], Haojie Wen[1], Haibin Liang[1], Na Huo[1], Yongjing Dou[1], Baihui Hao[2], Xinmin Liu[3], Xinyu Wang[2], Wenhong Ma[2*]

1 *Shanxi Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecological Security in Fenhe River Basin, School of Geography Science, Taiyuan Normal University, Jinzhong, Shanxi 030619, China*
2 *Inner Mongolia Key Laboratory of Grassland Ecology, School of Ecology and Environment, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China*
3 *College of Life Science and Technology, Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010022, China*

ABSTRACT

Aims: Nematodes are a central component of the soil micro-food web, play a key role in maintaining soil biodiversity

收稿日期 Received: 2026-05-19; 接受日期 Accepted: 2026-07-01
基金项目: 国家自然科学基金(31960259; 31370454)、内蒙古草地生态学重点实验室开放课题(IMKG202601)、内蒙古高等学校创新团队发展计划(NMGIRT2501)和山西省基础研发计划项目(202403021211203; 202403021222280; 202303021221174) Supported by the National Natural Science Foundation of China (31960259; 31370454), the Open Research Fund of Inner Mongolia Key Laboratory of Grassland Ecology (IMKG202601), Innovation Team Development Program of Inner Mongolia Higher Education Institutions (NMGIRT2501), and the Fundamental Research Program of Shanxi Province (202403021211203; 202403021222280; 202303021221174)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: whma@imu.edu.cn

and regulating a series of ecological processes such as nutrient cycling and transformation. Although numerous studies have investigated the effects of nitrogen addition on soil fauna, a systematic understanding of how nematode communities in the litter layer and surface soil respond to nitrogen enrichment in semi-arid grassland ecosystems remains lacking.
Methods: In this study, we conducted a field experiment in a temperate semi-arid typical steppe with four N addition levels (0, 25, 50, and 100 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$), and examined the responses of nematode community diversity and ecological indices in both litter and surface soil layers to increasing nitrogen input.
Results: (1) Compared with the surface soil nematode community, the nematode community in the litter layer was more sensitive to N addition, as evidenced by significant shifts in community structure: the dominant functional group shifted from free-living cp2 nematodes to cp1 nematodes. (2) Nitrogen addition and inter-annual climate variation had a significant interactive effect on nematode communities, and this effect varied among habitats. In wet years, nitrogen addition did not significantly affect nematode diversity or ecological indices in either habitat (i.e., the litter layer and surface soil). In contrast, high-level nitrogen addition during dry years significantly altered the community structure and ecological functions of nematodes in the litter layer. (3) In the litter layer, nematode community composition was significantly influenced by the aridity index, litter C/N ratio, and litter nitrogen content. In the surface soil, nematode community composition was significantly shaped by the aridity index, soil water content, and aboveground plant biomass.
Conclusion: These findings not only provide new insights into the mechanisms driving the dynamic succession of grassland nematode communities under nitrogen deposition, but also highlight the critical role of the litter layer in maintaining the stability of belowground biotic communities.
Key words: nitrogen addition; nematode; community structure; ecological indices; typical steppe

土壤动物是陆地生态系统的重要组成部分, 在维持生态系统服务功能方面发挥着多重作用(傅声雷等, 2022; 吴东辉和傅声雷, 2022; 张卫信等, 2024)。线虫作为土壤和凋落物层中最丰富的后生动物, 占据了土壤食物网中的多个营养级(植食者、食细菌者、食真菌者、杂食者和捕食者), 在土壤有机质分解和养分矿化中起着重要作用(Xing et al., 2023; Chi et al., 2026; Hu et al., 2026)。此外, 线虫群落对环境干扰极为敏感, 其组成变化已被广泛作为环境条件演变的重要指标(Li et al., 2019; Liu et al., 2019; Zhou et al., 2023)。因此, 理解线虫群落对环境条件的响应及其潜在机制, 对于预测全球变化下生态系统结构和功能的变化至关重要。

工业革命以来, 化石燃料的燃烧与化肥的大量施用导致陆地生态系统氮输入显著增加(Liu et al., 2013)。据预测, 到2050年, 全球氮沉降平均速率将达到2×10^{14} g N/yr, 为当前水平的两倍(Galloway et al., 2008)。目前, 氮沉降对植物群落的影响已得到充分研究(Xiao et al., 2021; Liu et al., 2024; Zhang et al., 2025), 主要表现为生产力提高、物种多样性下降以及群落结构改变。植物群落的这些变化可能通过营养级联作用, 直接或间接地影响土壤生物群落(Zhang et al., 2025)。然而, 氮添加对土壤线虫的影响尚不清晰。一些研究表明, 氮输入对线虫几乎没有直接作用, 而是通过调控植物群落、微生物群落及土壤理化性质间接产生影响(Xing et al., 2023)。如, 土壤表层线虫对氮添加的响应随施氮量梯度变化(Cortois et al., 2017): 低水平氮添加可提升土壤线虫群落多样性, 其原因在于氮输入增加促使初级生产力向地下食物网分配更多碳源; 而高氮添加可能导致土壤酸化, 加剧铵毒与铝毒效应, 抑制某些线虫类群(Chen et al., 2015; Song et al., 2016), 从而降低线虫多样性。此外, 氮添加可通过改变地上凋落物的生物量与质量调控线虫群落结构(Li et al., 2019)。在凋落物碳氮比(C/N)较高的条件下, 取食微生物的线虫能够刺激微生物代谢活性、分泌代谢排泄物, 进而显著加快凋落物分解速率, 提升氮周转效率(Ritter & Bjørnlund, 2005)。

线虫在土壤剖面中的空间分布格局与土壤生物群落的结构和功能密切相关(赵泽敏等, 2026)。许多线虫类群呈现典型的垂直分布特征, 其多度和多样性随土壤深度增加而递减(Jiang et al., 2007)。然而, 现有研究多集中于土壤层, 而对凋落物层的关注不足。地表凋落物层作为重要的养分载体, 在连接植物与土壤互作过程中发挥着关键作用(Wang et al., 2025; 牛宇晨等, 2026)。研究表明(Powers et al., 2009), 在热带地区, 植物凋落物中的线虫多度显著高于土壤表层。草地中凋落物层和土壤表层的线虫

对氮可利用性的响应可能不同, 因为凋落物层和土壤表层之间的环境条件和食物资源不同(Liu et al., 2019)。因此, 厘清凋落物层与土壤表层线虫群落对不同氮添加水平的响应特征, 对深入揭示线虫在草地生态系统结构稳定、养分循环与功能维持中的调控作用具有重要意义。

鉴于此, 本研究选取温带半干旱典型草原为研究区, 设置4个氮添加梯度(0、25、50和100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}), 分析凋落物层与土壤表层线虫的群落多样性及生态指数对不同氮添加水平的响应特征, 并考虑气候年际变化的作用。试图回答以下问题: (1)在温带半干旱草原生态系统中, 氮添加对凋落物层与土壤表层线虫群落多样性及功能特征的影响是否存在差异? (2)氮添加对两类微生境线虫群落的影响是否受气候年际变化的调节? (3)在氮添加与气候年际变化的共同作用下, 凋落物层和土壤表层中哪些环境因子是驱动线虫群落组成的主要因素? 研究结果将阐明凋落物层与土壤表层线虫群落特征对氮添加的响应规律, 为深入理解全球变化背景下地下生态过程的响应机制提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究在内蒙古大学典型草原生态系统教育部野外科学观测研究站进行, 研究站位于内蒙古锡林浩特东北45 km处(44°10′ N, 116°28′ E, 海拔1,101 m)。该地区属于温带半干旱气候, 年均温–0.5 ℃, 年均降水量315 mm, 约75%的降水集中在5–9月的生长季。该区域年均氮沉降量为34.3 kg N·ha^{-1}·yr^{-1} (张菊等, 2013), 土壤为砂壤栗钙土, 土壤表层(0–20 cm)平均pH值为8.0。实验草地为原生典型草原群落, 优势植物为多年生禾草, 主要包括羊草(*Leymus chinensis*)、克氏针茅(*Stipa krylovii*)和糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)等。

1.2 实验设计

本实验在内蒙古大学草地生态学研究基地设立的长期养分添加试验平台开展(附录1)。该平台始建于2011年, 总面积为1,800 m^2, 共包含5个实验区组, 每个区组的面积为360 m^2, 区组之间设有2 m宽的缓冲带。每个区组内设置10个处理, 本研究选取其中4个氮添加处理进行分析, 分别为对照(N0: 0 kg N·ha^{-1}·yr^{-1})、低氮(N1: 25 kg N·ha^{-1}·yr^{-1})、中氮(N2: 50 kg N·ha^{-1}·yr^{-1})和高氮(N3: 100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1})添加处理。各处理样方面积均为6 m × 6 m, 处理间以1 m宽缓冲区相隔。氮添加处理自2012年起实施, 于每年5–8月的月初, 分4次均匀撒施尿素(CO(NH$_2$)$_2$)。N0、N1、N2和N3处理每次施用量分别为0、48.21、96.43和192.86 g。

1.3 植物和土壤样品采集与测定

2015年和2016年的8月上旬, 分别对20个样地(4个氮水平 × 5个重复)中的凋落物和土壤进行采集。每个样地内随机设置3个0.1 m × 0.2 m的凋落物采集小样方, 混合后得到1个样品, 均匀分为2份: 一份用于测定凋落物理化性质, 另一份(约10 g鲜重凋落物)用于提取线虫。采用土钻在每个样地内随机采集5个土壤样品(直径3 cm, 深度10 cm), 混合后过2 mm筛, 去除石子和根系, 均匀分为2份: 一份土壤用于测定土壤理化性质, 另一份土壤(约100 g鲜重土壤)用于提取土壤线虫。

采用1 m × 1 m的标准样方框对植物群落进行调查取样, 记录样方内物种丰富度, 并齐地剪取地上部分植物体, 同时收集地表凋落物。所有植物样品带回实验室后, 于65 ℃条件下烘干48 h至恒重, 分别称量获得地上生物量与凋落物生物量数据。使用元素分析仪(vario EL III, Elementar, Germany)测定凋落物和土壤样品的碳和氮含量(Cheng et al., 2021)。土壤有机碳采用重铬酸钾氧化-硫酸亚铁铵滴定法测定(章家恩, 2007)。土壤水分通过105 ℃烘干48 h测定。土壤NH_4^+-N和NO_3^--N浓度采用连续流动分析仪(SEAL AutoAnalyzer AA3, Germany)测定。采用pHS-3C型酸度计(上海精密科学仪器有限公司)测定凋落物(水∶凋落物 = 10∶1)和土壤(水∶土壤 = 2.5∶1)的pH值(章家恩, 2007)。

1.4 线虫分离与鉴定

采用改良贝尔曼漏斗法提取凋落物和土壤中的线虫。称取新鲜凋落物10 g和新鲜土壤100 g, 于采样当日室温下提取24 h。收集线虫提取液, 转移至5 mL冻存管中保存。在体视显微镜(徕卡EZ4 W)下进行线虫总数计数。随后, 从每份样品中随机挑取100条线虫(若个体数不足100条, 则全部挑取), 依据形态学特征在光学显微镜(徕卡DM750)下鉴定至属水平。在数据统计与制图前, 依据样品含水量

将线虫多度统一折算为干重单位，即分别以条/(10 g凋落物干重)和条/(100 g土壤干重)表示。

1.5 气候数据获取与处理

气候数据(如月降水量和平均气温)来自内蒙古大学草地生态学研究基地的气候记录仪(ZENO®-3200, Coastal Environmental Systems, USA)。2015年降水量为413 mm, 2016年为309 mm; 2015年7月和8月的月均气温均比2016年7月和8月低2℃ (图1)。采用王利平等(2016)所述方法，本研究计算了2015年和2016年的干燥度指数(aridity index, AI)，分别为1.41和1.96，对应半湿润与半干旱气候类型。相较于2016年，2015年的干燥度指数较低，反映出该年份具有相对湿润的气候特征。

1.6 线虫多样性和生态指数的计算

以Shannon-Wiener多样性指数(H')、Margalef丰富度指数(D_{Ma})、Simpson优势度指数(λ)和Pielou均匀度指数(J)评估线虫群落多样性(Shannon, 1948; Simpson, 1949; Margalef, 1958; Pielou, 1969)，计算公式如下:

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

$$D_{Ma} = (S-1)/\ln N \quad (2)$$

$$\lambda = 1 - \sum P_i^2 \quad (3)$$

$$J = H'/\ln S \quad (4)$$

式中，P_i是第i个属线虫个体数在线虫总个体数中所占的比例，S为线虫属数，N为线虫总个体数。

以成熟度指数(maturity index, *MI*)、植物寄生性指数(plant parasitism index, *PPI*)、通道指数(channel index, *NCR*)、基础指数(basal index, *BI*)、富集指数(enrichment index, *EI*)、结构指数(structure index, *SI*)评估线虫群落功能结构特征(Bongers, 1990; Ferris et al., 2001)。计算公式如下:

$$MI = \sum v_i f_i \quad (5)$$

式中，v_i是自由生活线虫生活史的cp值，f_i为第i属线虫在自由生活线虫总数中所占的比例。该指数用于表征线虫群落受外界活动扰动的程度。

$$PPI = \sum c_i f_i' \quad (6)$$

式中，c_i是植物寄生线虫生活史的cp值，f_i'为第i类植物寄生线虫在线虫群落中所占的比例。该指数主要反映的是以植物根系为食的这一类群的群落结构特征。

$$NCR = B/(B+F) \quad (7)$$

式中，B为食细菌线虫数量，F为食真菌线虫数量。该指数是用于间接评估有机物分解主导途径的指标。

$$BI = 100b/(e+b+s) \quad (8)$$

$$EI = 100e/(b+e) \quad (9)$$

$$SI = 100s/(b+s) \quad (10)$$

根据线虫生活史策略划分线虫的cp类群，cp值变化范围为1–5。式中，e代表食物网中的富集成分，主要指cp1和cp2的食细菌和食真菌线虫; b代表食物网中的基础成分，主要指cp2的食细菌和食真菌线虫; s代表食物网中的结构成分，包括cp3–5的食细菌、食真菌线虫和捕食-杂食性线虫。基础指数用于评估食物网对外界干扰的抵抗能力。富集指数用于评估食物网对可利用资源的响应特征。结构指数用于评估食物网结构对人为干扰及生态恢复过程的响应特征(Liang et al., 2009)。

线虫代谢足迹计算公式为:

$$NMF = \sum N_t \times (0.1 \times (W_t / m_t) + 0.273 \times W_t^{0.75}) \quad (11)$$

式中，N_t为t类线虫个体数量; m_t为t类线虫的cp值; W_t可以直接引用Ferris (2010)在“线虫-植物专家信息系统” (http://plpnemweb.ucdavis.edu/nemaplex)中列出的各类线虫生物量。该指数可用于度量线虫代谢活性和生态系统功能。

1.7 数据分析

所有数据先进行正态性检验，不符合正态分布的数据进行对数转换。首先，以氮添加处理作为组间因子，年际变化作为组内重复测量因子，采用重复测量方差分析检验氮添加、年际及其交互作用对

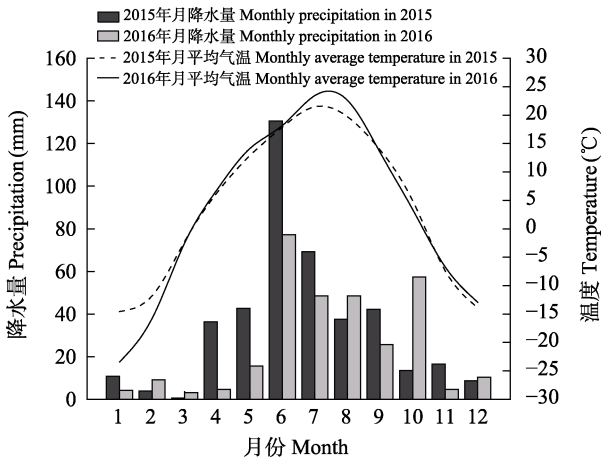


图1 研究区的月降水量和平均气温

Fig. 1 Monthly precipitation and mean air temperature in the study area

线虫群落多样性与生态指数的影响; 若主效应达到显著水平, 进一步通过Duncan多重比较检验不同氮添加处理间的指标差异。其次, 将已建立的2个取样年度4个氮添加水平凋落物层和土壤表层线虫群落的多度数据矩阵, 采用去趋势对应分析(detrended correspondence analysis, DCA)计算排序轴的梯度长度。结果显示, 梯度长度的最大值小于3, 因此本研究选用基于线性模型的冗余分析(redundancy analysis, RDA), 以探讨线虫各属多度与环境因子之间的关系。同时, 采用偏RDA分析和Monte-Carlo置换检验定量评价每个环境因子对线虫群落变化的贡献率。

数据分析与制图使用SPSS 22、Origin 21、CANOCO 4.5和R 4.3.2完成。

2 结果

2.1 不同氮添加水平下线虫群落组成

在凋落物层和土壤表层中, 共捕获线虫35,049条, 经鉴定共有5目39属。其中, 凋落物层捕获线虫28,012条, 隶属于37属, 包括食细菌线虫15属, 食真菌线虫4属, 植食性线虫12属, 捕食-杂食性线虫6属; N0、N1、N2和N3添加处理下线虫多度分别为343、649、768和1,041条/(10 g凋落物干重) (图2, 附录2)。土壤表层捕获线虫7,037条, 隶属于21属, 包括食细菌线虫5属, 食真菌线虫4属, 植食性线虫9属, 捕食-杂食性线虫3属, N0、N1、N2和N3添加处理下线虫多度分别为165、141、215和183条/(100 g土壤干重) (图3, 附录3)。

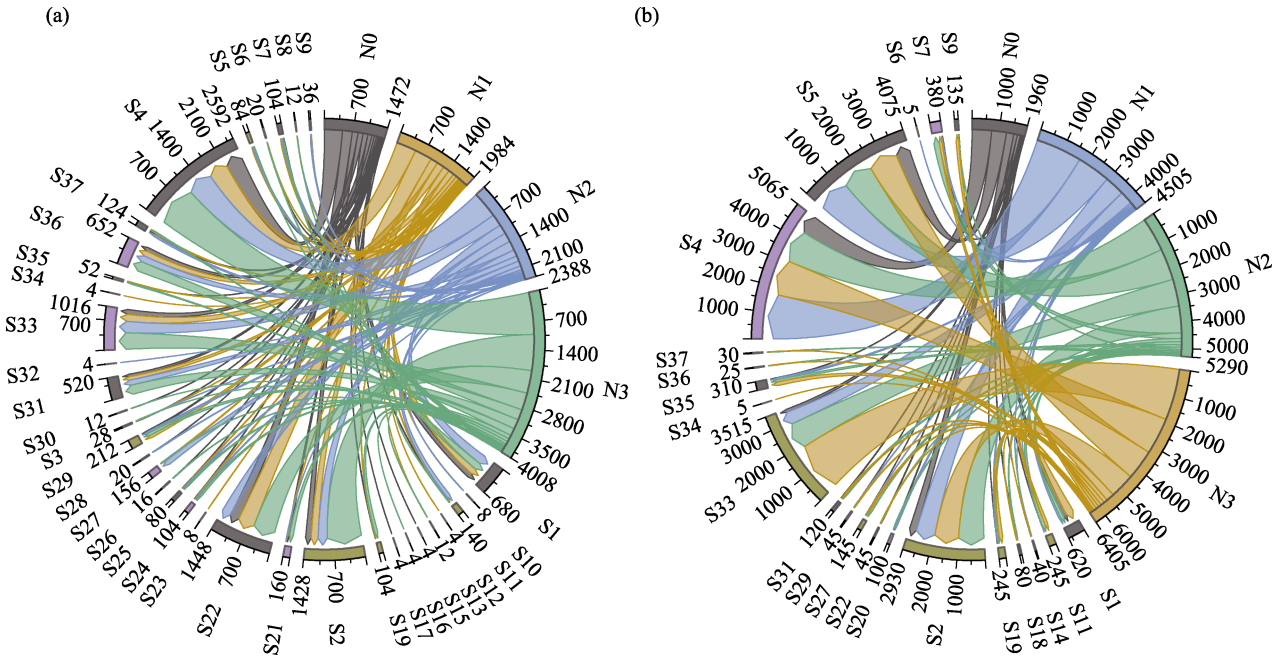


图2 不同氮添加水平下凋落物层线虫群落组成。(a) 2015年; (b) 2016年。N0、N1、N2和N3表示氮的添加量分别为0、25、50和100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}。S1: 丽突属; S2: 拟丽突属; S3: 粒属; S4: 滑刃属; S5: 真滑刃属; S6: 孔咽属; S7: 双垫刃属; S8: 短咽属; S9: 广杆属; S10: 头垫刃属; S11: 头叶属; S12: 鹿角唇属; S13: 板唇属; S14: 克拉克属; S15: 钩唇属; S16: 双杆属; S17: 盘咽属; S18: 矛线属; S19: 真头叶属; S20: 真矛线属; S21: 丝尾垫刃属; S22: 长针属; S23: 中杆属; S24: 单齿属; S25: 伪垫刃属; S26: 瓣唇属; S27: 盆咽属; S28: 拟长针属; S29: 短体属; S30: 原杆属; S31: 裸矛属; S32: 穿孔属; S33: 小杆属; S34: 毛刺属; S35: 矮化属; S36: 垫刃属; S37: 剑属。

Fig. 2 Nematode community composition in the litter layer under different nitrogen addition levels. (a) In the 2015 sampling year; (b) In the 2016 sampling year. N0, N1, N2, and N3 represent nitrogen addition rates of 0, 25, 50, and 100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}, respectively. S1, *Acrobeles*; S2, *Acrobeloides*; S3, *Anguina*; S4, *Aphelenchoides*; S5, *Aphelenchus*; S6, *Aporcelaimus*; S7, *Bitylenchus*; S8, *Brevibucca*; S9, *Caenorhabditis*; S10, *Cephalenchus*; S11, *Cephalobus*; S12, *Cervidellus*; S13, *Chiloplacus*; S14, *Clarkus*; S15, *Diplogaster*; S16, *Diploscapter*; S17, *Discolaimus*; S18, *Dorylaimus*; S19, *Eucephalobus*; S20, *Eudorylaimus*; S21, *Filenchus*; S22, *Longidorus*; S23, *Mesorhabditis*; S24, *Mononchus*; S25, *Nothotylenchus*; S26, *Panagrobelus*; S27, *Panagrolaimus*; S28, *Paralongidorus*; S29, *Pratylenchus*; S30, *Protorhabditis*; S31, *Psilenchus*; S32, *Radopholus*; S33, *Rhabditis*; S34, *Trichodorus*; S35, *Tylenchorhynchus*; S36, *Tylenchus*; S37, *Xiphinema*.

凋落物层食真菌线虫数量最多, 占总捕获数的43.70%, 食细菌线虫占36.55%, 植食性线虫占18.37%, 而捕食-杂食性线虫仅占1.38%。凋落物层cp2自由生活型线虫最多, 不同氮添加水平下分别为85.40%、82.70%、76.40%和73.50%; cp1自由生活型线虫在不同氮添加水平下分别为12.00%、15.50%、22.20%和25.50%; cp5植物寄生性线虫比例较高, 不同氮添加水平下分别为50.30%、54.60%、39.70%和41.10%。由图2和附录2可知, 2015年凋落物层, N0和N1处理下优势类群为滑刃属(*Aphelenchoides*)和长针属(*Longidorus*); N2处理下优势类群为滑刃属和小杆属(*Rhabditis*); N3处理下优势类群为拟丽突属(*Acrobeloides*)、滑刃属、小杆属和长针属。相反, 在2016年凋落物层4个氮添加水平下优势类群均为拟丽突属、滑刃属和真滑刃属(*Aphelenchus*)。

土壤表层食细菌线虫数量最多, 占总捕获数的48.98%, 植食性线虫占36.42%, 食真菌线虫占11.10%, 而捕食-杂食性线虫仅占3.50%。土壤层cp2自由生活型线虫最多, 不同氮添加水平下分别为87.50%、86.10%、84.10%和79.10%; cp1自由生活型线虫在不同氮添加水平下分别为3.30%、3.10%、9.30%和15.50%; cp2植物寄生性线虫比例较高, 不同氮添加水平下分别为32.30%、46.30%、31.20%和18.60%。由图3和附录3可知, 2015年土壤表层, N0和N1处理下优势类群为丽突属(*Acrobeles*)、细针属(*Gracilacus*)和长针属; N2处理下优势类群为丽突属、短体属(*Pratylenchus*)、长针属和裸矛属(*Psilenchus*); N3处理下优势类群为丽突属、滑刃属和长针属。相反, 在2016年土壤表层, N0、N1和N2处理下优势类群均为丽突属, N3处理下优势类群为丽突属、拟丽突属和小杆属。

2.2 不同氮添加水平下线虫群落多样性与生态指数

氮添加与气候年际变化对线虫群落的影响存在显著的交互作用, 且此作用因生境而异(附录4, 附录5)。由表1可知, 除凋落物层的线虫群落Pielou均匀度指数与土壤表层的线虫植物寄生性指数外,

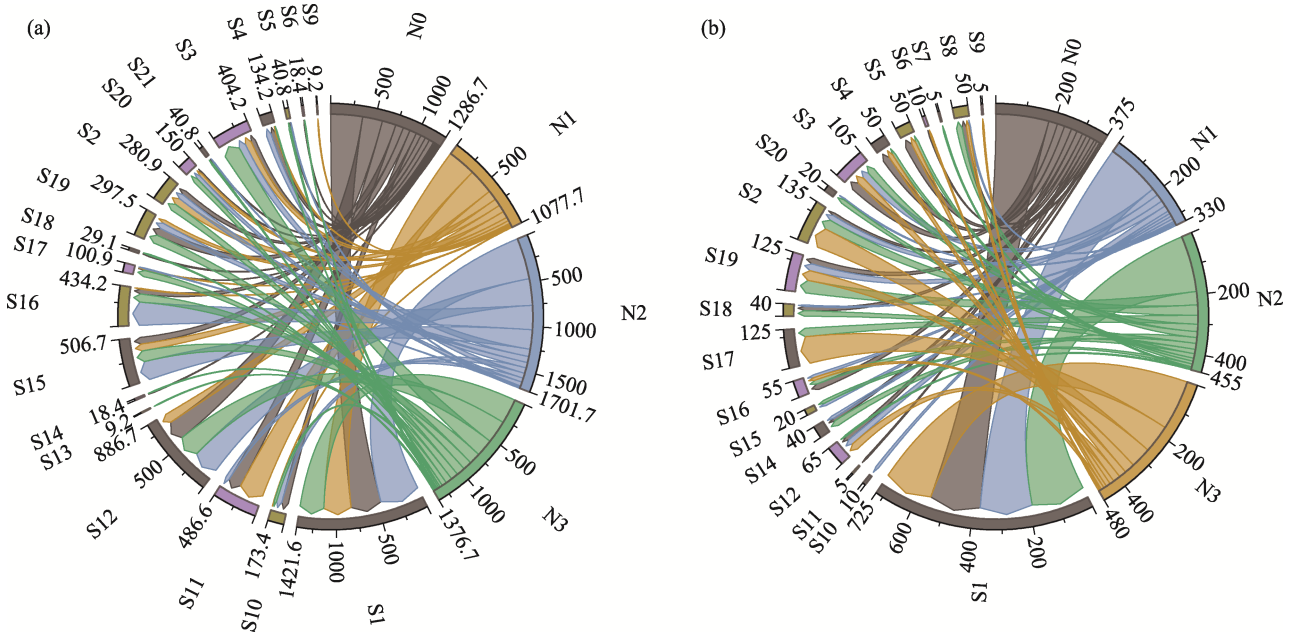


图3 不同氮添加水平下土壤表层(0–10 cm)线虫群落组成。(a) 2015年; (b) 2016年。N0、N1、N2和N3表示氮的添加量分别为0、25、50和100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}。S1: 丽突属; S2: 拟丽突属; S3: 滑刃属; S4: 真滑刃属; S5: 孔咽属; S6: 轮属; S7: 锥属; S8: 矛线属; S9: 真头叶属; S10: 丝尾垫刃属; S11: 细针属; S12: 长针属; S13: 伪垫刃属; S14: 盆咽属; S15: 短体属; S16: 裸矛属; S17: 小杆属; S18: 毛刺属; S19: 矮化属; S20: 垫刃属; S21: 剑属。

Fig. 3 Nematode community composition in the surface soil layer (0–10 cm) under different nitrogen addition levels. (a) In the 2015 sampling year; (b) In the 2016 sampling year. N0, N1, N2, and N3 represent nitrogen addition rates of 0, 25, 50, and 100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}, respectively. S1, *Acrobeles*; S2, *Acrobeloides*; S3, *Aphelenchoides*; S4, *Aphelenchus*; S5, *Aporcelaimus*; S6, *Criconemoides*; S7, *Discolaimus*; S8, *Dorylaimus*; S9, *Eucephalobus*; S10, *Filenchus*; S11, *Gracilacus*; S12, *Longidorus*; S13, *Nothotylenchus*; S14, *Panagrolaimus*; S15, *Pratylenchus*; S16, *Psilenchus*; S17, *Rhabditis*; S18, *Trichodorus*; S19, *Tylenchorhynchus*; S20, *Tylenchus*; S21, *Xiphinema*.

表1　2015年和2016年不同氮添加水平下线虫群落多样性和生态指数

Table 1　Nematode community diversity and ecological indices under different nitrogen addition levels in 2015 and 2016

	2015				2016			
	N0	N1	N2	N3	N0	N1	N2	N3
凋落物层 Litter layer								
Shannon-Wiener多样性指数 Shannon-Wiener diversity index	1.99 ± 0.16^{a}	2.14 ± 0.05^{a}	1.95 ± 0.13^{a}	2.10 ± 0.23^{a}	1.50 ± 0.25^{b}	1.48 ± 0.17^{b}	1.75 ± 0.29^{ab}	1.92 ± 0.12^{a}
Margalef丰富度指数 Margalef richness index	2.02 ± 0.42^{a}	2.01 ± 0.29^{a}	1.92 ± 0.28^{a}	2.13 ± 0.38^{a}	1.27 ± 0.36^{bc}	1.16 ± 0.21^{c}	1.56 ± 0.31^{ab}	1.85 ± 0.09^{a}
Simpson优势度指数 Simpson dominance index	0.80 ± 0.04^{a}	0.84 ± 0.01^{a}	0.80 ± 0.03^{a}	0.83 ± 0.05^{a}	0.71 ± 0.06^{b}	0.71 ± 0.05^{b}	0.77 ± 0.07^{ab}	0.81 ± 0.03^{a}
Pielou均匀度指数 Pielou evenness index	0.80 ± 0.05^{ab}	0.83 ± 0.02^{a}	0.74 ± 0.05^{b}	0.81 ± 0.05^{a}	0.71 ± 0.07^{a}	0.69 ± 0.06^{a}	0.73 ± 0.06^{a}	0.73 ± 0.06^{a}
成熟度指数 Maturity index	1.89 ± 0.10^{a}	1.84 ± 0.05^{a}	1.75 ± 0.14^{a}	1.89 ± 0.07^{a}	1.97 ± 0.13^{a}	1.92 ± 0.06^{a}	1.85 ± 0.11^{a}	1.67 ± 0.09^{b}
植物寄生性指数 Plant parasitism index	3.68 ± 0.27^{a}	4.01 ± 0.47^{a}	3.46 ± 0.30^{a}	3.55 ± 0.20^{a}	3.00 ± 0.68^{a}	3.00 ± 0.01^{a}	3.18 ± 0.48^{a}	2.99 ± 0.22^{a}
通道指数 Channel index	49.85 ± 18.56^{a}	36.97 ± 6.82^{a}	32.05 ± 20.07^{a}	50.71 ± 26.26^{a}	69.98 ± 20.60^{a}	58.35 ± 12.04^{ab}	48.29 ± 26.35^{bc}	24.55 ± 8.30^{c}
基础指数 Basal index	39.39 ± 7.87^{a}	36.63 ± 6.05^{a}	33.49 ± 12.20^{a}	45.69 ± 14.39^{a}	44.05 ± 7.43^{a}	41.93 ± 5.87^{a}	38.29 ± 10.77^{ab}	27.51 ± 4.97^{b}
富集指数 Enrichment index	58.64 ± 8.55^{a}	61.93 ± 5.90^{a}	65.95 ± 11.87^{a}	53.04 ± 13.73^{a}	53.12 ± 8.97^{b}	56.29 ± 6.63^{b}	60.76 ± 10.57^{ab}	72.27 ± 5.15^{a}
结构指数 Structure index	10.22 ± 9.68^{a}	9.38 ± 9.80^{a}	6.00 ± 8.30^{a}	7.65 ± 10.56^{a}	10.20 ± 6.94^{a}	8.23 ± 4.72^{a}	7.33 ± 7.90^{a}	2.37 ± 2.36^{a}
土壤表层 Surface soil layer								
Shannon-Wiener多样性指数 Shannon-Wiener diversity index	2.04 ± 0.14^{a}	1.92 ± 0.26^{a}	2.11 ± 0.22^{a}	1.93 ± 0.12^{a}	1.53 ± 0.26^{ab}	1.33 ± 0.28^{b}	1.73 ± 0.33^{a}	1.57 ± 0.23^{ab}
Margalef丰富度指数 Margalef richness index	2.20 ± 0.39^{a}	1.69 ± 0.33^{a}	2.07 ± 0.55^{a}	1.87 ± 0.31^{a}	1.34 ± 0.16^{a}	1.14 ± 0.27^{a}	1.51 ± 0.29^{a}	1.21 ± 0.29^{a}
Simpson优势度指数 Simpson dominance index	0.81 ± 0.03^{a}	0.80 ± 0.06^{a}	0.84 ± 0.04^{a}	0.81 ± 0.02^{a}	0.69 ± 0.11^{a}	0.62 ± 0.10^{a}	0.75 ± 0.11^{a}	0.74 ± 0.07^{a}
Pielou均匀度指数 Pielou evenness index	0.79 ± 0.03^{a}	0.81 ± 0.06^{a}	0.84 ± 0.03^{a}	0.81 ± 0.04^{a}	0.80 ± 0.10^{a}	0.76 ± 0.08^{a}	0.84 ± 0.10^{a}	0.85 ± 0.06^{a}
成熟度指数 Maturity index	1.97 ± 0.02^{a}	1.98 ± 0.02^{a}	1.99 ± 0.02^{a}	1.91 ± 0.09^{a}	2.33 ± 0.38^{a}	2.00 ± 0.10^{a}	2.10 ± 0.12^{a}	2.03 ± 0.24^{a}
植物寄生性指数 Plant parasitism index	3.49 ± 0.35^{a}	2.82 ± 0.13^{b}	3.44 ± 0.41^{a}	3.63 ± 0.34^{a}	3.13 ± 0.73^{a}	3.37 ± 0.56^{a}	2.97 ± 0.45^{a}	3.15 ± 0.89^{a}
通道指数 Channel index	74.75 ± 15.07^{a}	78.84 ± 20.52^{a}	77.56 ± 33.18^{a}	63.94 ± 32.99^{a}	70.67 ± 40.44^{a}	66.67 ± 36.75^{a}	15.08 ± 20.56^{a}	42.22 ± 52.94^{a}
基础指数 Basal index	70.41 ± 1.64^{a}	79.75 ± 7.57^{a}	76.88 ± 5.57^{a}	61.77 ± 20.84^{a}	45.89 ± 14.14^{b}	76.48 ± 16.19^{a}	39.88 ± 2.63^{b}	41.19 ± 19.41^{b}
富集指数 Enrichment index	29.59 ± 1.66^{a}	20.25 ± 7.67^{a}	23.12 ± 5.37^{a}	38.23 ± 22.84^{a}	26.98 ± 12.16^{a}	19.71 ± 15.53^{a}	45.80 ± 7.78^{a}	43.50 ± 31.66^{a}
结构指数 Structure index	13.72 ± 23.05^{a}	5.16 ± 11.23^{a}	7.27 ± 8.47^{a}	15.10 ± 9.49^{a}	41.54 ± 19.87^{a}	5.00 ± 11.18^{b}	38.26 ± 7.92^{a}	33.60 ± 21.51^{a}

N0、N1、N2和N3表示氮的添加量分别为0、25、50和100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}, 同行不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。

N0, N1, N2, and N3 represent nitrogen addition rates of 0, 25, 50, and 100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}, respectively. Different lowercase letters within the same row indicate significant differences among treatments at the $P < 0.05$ level.

2015年不同氮添加处理对凋落物层和土壤表层的线虫群落多样性及生态指数整体上未产生显著影响($P > 0.05$)。相反，2016年凋落物层线虫群落Shannon-Wiener多样性指数、Margalef丰富度指数、Simpson优势度指数和富集指数在高氮添加处理(N3)下显著高于对照(N0) ($P < 0.05$)；成熟度指数、通道指数和基础指数在高氮添加处理(N3)下显著低于对照(N0) ($P < 0.05$)。2016年土壤表层线虫群落Shannon-Wiener多样性指数在中氮添加处理(N2)下显著高于低氮添加处理(N1) ($P < 0.05$)；基础指数在低氮添加处理(N1)下显著高于对照(N0)、中氮(N2)和高氮(N3)处理($P < 0.05$)，而结构指数在低氮添加处理(N1)下显著低于对照(N0)、中氮(N2)和高氮(N3)处理($P < 0.05$)。

2.3 不同氮添加水平下线虫群落生物量和代谢足迹

凋落物层线虫群落生物量和代谢足迹在高氮添加处理(N3)下显著高于对照(N0) ($P < 0.05$) (图4)。2015年土壤表层线虫群落生物量和代谢足迹均是低氮添加处理(N1)下显著低于对照(N0)、中氮(N2)和高氮(N3)处理($P < 0.05$)；而在2016年土壤表层线虫群落生物量和代谢足迹在不同氮添加处理间未表现出明显差异($P > 0.05$) (图4)。

2.4 线虫群落组成与环境因子的关系

Monte-Carlo置换检验表明，第一排序轴和所有排序轴在统计学上均达到显著水平($P < 0.05$)，说明该排序分析能较好地反映凋落物层和土壤表层线虫各类群多度与环境因子的关系，且前两个排序轴分别累计解释了43.6%和48.1%的线虫群落组成变异(图5，图6)。

在凋落物层，干燥度指数、凋落物碳氮比和凋落物氮含量对线虫群落组成具有显著影响，贡献率分别为22.4%、8.6%和8.2%，而凋落物碳含量、凋落物pH值、植物地上生物量、凋落物生物量和植物物种丰富度对线虫群落组成影响不显著(表2)。由图5可知，第一排序轴主要反映干燥度指数和凋落物碳含量的变化，第二排序轴主要反映凋落物碳氮比、凋落物氮含量和植物地上生物量的变化。干燥度指数和凋落物碳含量对长针属、垫刃属(*Tylenchus*)、裸矛属、短体属、真滑刃属、矮化属(*Tylenchorhynchus*)、小杆属、拟丽突属、滑刃属、真头叶属(*Eucephalobus*)和双垫刃属(*Bitylenchus*)影响较大，而凋落物碳氮比、凋落物氮含量和植

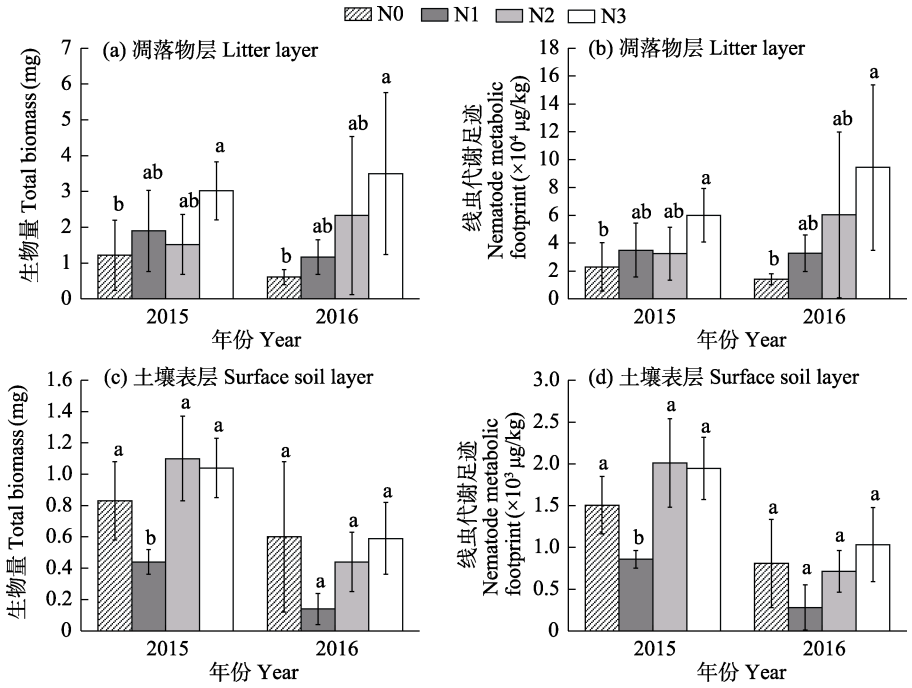


图4 氮添加对线虫群落生物量和代谢足迹的影响。N0、N1、N2和N3表示氮的添加量分别为0、25、50和100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}。不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。

Fig. 4 Nematode community biomass and metabolic footprint under different nitrogen addition levels. N0, N1, N2, and N3 represent nitrogen addition rates of 0, 25, 50, and 100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}, respectively. Different lowercase letters indicate significant differences among treatments at the $P < 0.05$ level.

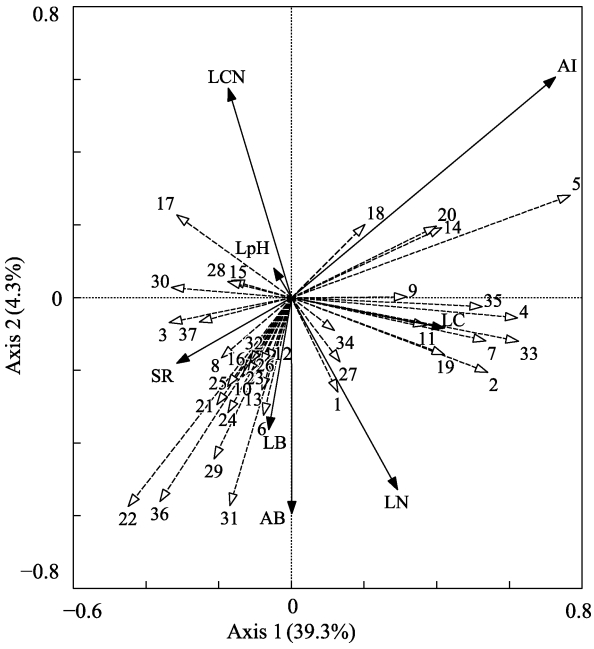


图5　凋落物层线虫群落组成与环境因子关系的冗余分析二维排序图。AI: 干燥度指数; **LCN**: 凋落物碳氮比; **LC**: 凋落物碳含量; **LN**: 凋落物氮含量; **LpH**: 凋落物**pH**; **AB**: 植物地上生物量; **LB**: 凋落物生物量; **SR**: 植物物种丰富度。**1**: 丽突属; **2**: 拟丽突属; **3**: 粒属; **4**: 滑刃属; **5**: 真滑刃属; **6**: 孔咽属; **7**: 双垫刃属; **8**: 短咽属; **9**: 广杆属; **10**: 头垫刃属; **11**: 头叶属; **12**: 鹿角唇属; **13**: 板唇属; **14**: 克拉克属; **15**: 钩唇属; **16**: 双杆属; **17**: 盘咽属; **18**: 矛线属; **19**: 真头叶属; **20**: 真矛线属; **21**: 丝尾垫刃属; **22**: 长针属; **23**: 中杆属; **24**: 单齿属; **25**: 伪垫刃属; **26**: 瓣唇属; **27**: 盆咽属; **28**: 拟长针属; **29**: 短体属; **30**: 原杆属; **31**: 裸矛属; **32**: 穿孔属; **33**: 小杆属; **34**: 毛刺属; **35**: 矮化属; **36**: 垫刃属; **37**: 剑属。

Fig. 5　Two-dimensional redundancy analysis ordination diagram showing the relationship between nematode community composition in the litter layer and environmental factors. AI, Aridity index; LCN, Litter carbon-to-nitrogen ratio; LC, Litter carbon content; LN, Litter nitrogen content; LpH, Litter pH; AB, Aboveground plant biomass; LB, Litter biomass; SR, Plant species richness. 1, *Acrobeles*; 2, *Acrobeloides*; 3, *Anguina*; 4, *Aphelenchoides*; 5, *Aphelenchus*; 6, *Aporcelaimus*; 7, *Bitylenchus*; 8, *Brevibucca*; 9, *Caenorhabditis*; 10, *Cephalenchus*; 11, *Cephalobus*; 12, *Cervidellus*; 13, *Chiloplacus*; 14, *Clarkus*; 15, *Diplogaster*; 16, *Diploscapter*; 17, *Discolaimus*; 18, *Dorylaimus*; 19, *Eucephalobus*; 20, *Eudorylaimus*; 21, *Filenchus*; 22, *Longidorus*; 23, *Mesorhabditis*; 24, *Mononchus*; 25, *Nothotylenchus*; 26, *Panagrobelus*; 27, *Panagrolaimus*; 28, *Paralongidorus*; 29, *Pratylenchus*; 30, *Protorhabditis*; 31, *Psilenchus*; 32, *Radopholus*; 33, *Rhabditis*; 34, *Trichodorus*; 35, *Tylenchorhynchus*; 36, *Tylenchus*; 37, *Xiphinema*.

物地上生物量对丽突属、盆咽属(*Panagrolaimus*)、盘咽属(*Discolaimus*)、孔咽属(*Aporcelaimus*)和穿孔属(*Radopholus*)影响较大。

在土壤表层, 干燥度指数、土壤含水量和植物

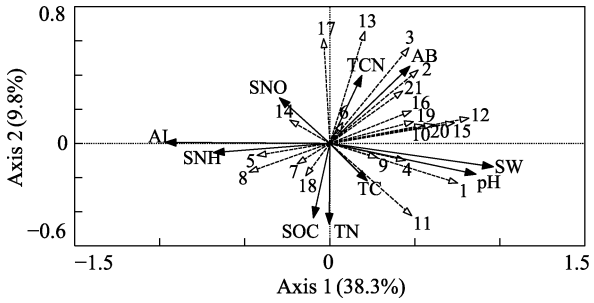


图6　土壤表层线虫群落组成与环境因子关系的冗余分析二维排序图。AI: 干燥度指数; **AB**: 植物地上生物量; **SW**: 土壤含水量; **SOC**: 土壤有机碳含量; **SNO**: 土壤硝态氮含量; **pH**: 土壤**pH**; **SNH**: 土壤铵态氮含量; **TN**: 土壤总氮含量; **TC**: 土壤总碳含量; **TCN**: 土壤碳氮比。**1**: 丽突属; **2**: 拟丽突属; **3**: 滑刃属; **4**: 真滑刃属; **5**: 孔咽属; **6**: 轮属; **7**: 锥属; **8**: 矛线属; **9**: 真头叶属; **10**: 丝尾垫刃属; **11**: 细针属; **12**: 长针属; **13**: 伪垫刃属; **14**: 盆咽属; **15**: 短体属; **16**: 裸矛属; **17**: 小杆属; **18**: 毛刺属; **19**: 矮化属; **20**: 垫刃属; **21**: 剑属。

Fig. 6　Two-dimensional redundancy analysis ordination diagram showing the relationship between nematode community composition in the surface soil layer and environmental factors. AI, Aridity index; AB, Aboveground plant biomass; SW, Soil water content; SOC, Soil organic carbon content; SNO, Soil nitrate nitrogen content; pH, Soil pH; SNH, Soil ammonium nitrogen content; TN, Soil total nitrogen content; TC, Soil total carbon content; TCN, Soil C/N ratio. 1, *Acrobeles*; 2, *Acrobeloides*; 3, *Aphelenchoides*; 4, *Aphelenchus*; 5, *Aporcelaimus*; 6, *Criconemoides*; 7, *Discolaimus*; 8, *Dorylaimus*; 9, *Eucephalobus*; 10, *Filenchus*; 11, *Gracilacus*; 12, *Longidorus*; 13, *Nothotylenchus*; 14, *Panagrolaimus*; 15, *Pratylenchus*; 16, *Psilenchus*; 17, *Rhabditis*; 18, *Trichodorus*; 19, *Tylenchorhynchus*; 20, *Tylenchus*; 21, *Xiphinema*.

地上生物量对线虫群落组成具有显著影响, 贡献率分别为36.0%、4.6%和4.3%, 而土壤有机碳含量、土壤铵态氮含量、土壤硝态氮含量、土壤pH、土壤总碳含量、土壤总氮含量及土壤碳氮比对线虫群落组成影响不显著(表2)。由图6可知, 第一排序轴主要反映干燥度指数、土壤含水量、土壤pH、土壤铵态氮含量的变化, 第二排序轴主要反映植物地上生物量、土壤碳氮比、土壤有机碳和土壤总氮含量的变化。干燥度指数、土壤含水量、土壤pH、土壤铵态氮含量对丽突属、孔咽属、矛线属(*Dorylaimus*)、丝尾垫刃属(*Filenchus*)、长针属、短体属和垫刃属影响较大, 而植物地上生物量、土壤碳氮比、土壤有机碳和土壤总氮含量对拟丽突属、滑刃属、细针属、伪垫刃属(*Nothotylenchus*)、小杆属和剑属(*Xiphinema*)影响较大。

表2　环境因子对线虫群落组成的相对贡献偏冗余分析

Table 2　Partial redundancy analysis showing the relative contributions of environmental factors to nematode community composition

分布层 Distribution layer	变量 Variable	贡献率 Contribution (%)	*F*	*P*
凋落物层 Litter layer	干燥度指数 Aridity index (AI)	22.4	10.980	0.002
	凋落物碳氮比 Litter C/N ratio (LCN)	8.6	4.606	0.018
	凋落物氮含量 Litter nitrogen content (LN)	8.2	4.927	0.022
	凋落物碳含量 Litter carbon content (LC)	2.8	1.544	0.154
	凋落物pH Litter pH (LpH)	1.6	0.970	0.380
	植物地上生物量 Aboveground plant biomass (AB)	1.0	0.606	0.616
	凋落物生物量 Litter biomass (LB)	0.8	0.464	0.726
	植物物种丰富度 Plant species richness (SR)	0.5	0.307	0.848
土壤表层 Soil surface layer	干燥度指数 Aridity index (AI)	36.0	21.392	0.002
	土壤含水量 Soil water content (SW)	4.6	2.879	0.030
	植物地上生物量 Aboveground plant biomass (AB)	4.3	2.801	0.038
	土壤有机碳含量 Soil organic carbon content (SOC)	2.9	1.976	0.096
	土壤硝态氮含量 Soil nitrate nitrogen content (SNO)	2.1	1.438	0.210
	土壤pH Soil pH (pH)	1.3	0.873	0.468
	土壤铵态氮含量 Soil ammonium nitrogen content (SNH)	1.0	0.705	0.550
	土壤总氮含量 Soil total nitrogen content (TN)	0.7	0.430	0.842
	土壤总碳含量 Soil total carbon content (TC)	0.7	0.476	0.754
	土壤碳氮比 Soil C/N ratio (TCN)	0.9	0.594	0.614

3　讨论

3.1　氮添加对凋落物层与土壤表层线虫群落组成的差异性影响

本研究发现, 氮添加对凋落物层与土壤表层线虫群落组成产生了显著不同的影响, 这可能归因于凋落物层与土壤表层在环境条件和食物资源方面存在显著差异(Liu et al., 2019)。凋落物层线虫群落对氮添加更为敏感, 表现为群落结构显著改变, 优势类群由cp2向cp1自由生活型线虫(即食真菌线虫向食细菌线虫)转变。这一变化可能与氮添加促进了凋落物早期分解、增加了细菌生物量有关(Li et al., 2019)。氮输入缓解了微生物的氮限制, 刺激了细菌的快速增长, 从而为食细菌线虫提供了更丰富的食物资源(Griffiths et al., 1992; 张腾昊等, 2014; Milkereit et al., 2021; Xu et al., 2025)。同时, 高氮添加可能抑制了部分真菌的生长, 减少了食真菌线虫的食物来源, 导致其相对多度下降。已有研究表明, 长期高氮处理可显著降低丛枝菌根真菌生物量(沈芳芳等, 2019)。全球尺度的整合分析进一步证实, 氮添加显著降低了土壤真菌的多样性指数(Wang et al., 2018)。因此, 在高氮添加下真菌生长会受到抑制, 以其为食的线虫因食物资源减少而丰度下降。相比之下, 土壤表层线虫群落组成对氮添加的响应不明显, 这可能归因于土壤环境的缓冲作用。土壤具有更复杂的孔隙结构和更高的有机质含量, 能够部分抵消氮添加带来的环境波动。已有研究表明, 土壤孔隙为微生物和线虫提供了适宜的栖息空间, 有助于维持生物群落的稳定性(Zhuang et al., 2024)。此外, 土壤中较高的矿物质含量和稳定的水分条件也有助于维持微生物群落的稳定性(毛小芳等, 2007), 从而减缓了氮添加对土壤线虫群落的级联影响。

本研究发现, 年际气候变化显著调控了氮添加对凋落物层及土壤表层线虫群落的影响(附录4, 附录5)。在2015年(相对湿润), 无论氮添加水平高低, 凋落物层与土壤表层的线虫多样性及生态指数未出现显著变化。在2016年, 高氮添加(N3)则显著改变了凋落物层线虫的群落结构与生态功能指标。这种响应差异可能归因于在湿润年份, 充足的水分条件对线虫群落的调控效应往往掩盖或削弱了氮添加的作用。较高水分条件下, 土壤孔隙中水膜的连续性增强, 有利于线虫的迁移与取食活动; 同时, 水分充足可缓解微生物的碳和水分限制, 促进微生物大量繁殖, 从而为线虫提供丰富的食物资源, 使

线虫群落处于相对饱和的食物供给状态(毛小芳等, 2007)。此外, 适当的水分可能促进了凋落物的快速分解, 使得氮素在系统中迅速周转或淋失, 未能对线虫栖息环境产生不利影响。相反, 在2016年, 凋落物层线虫群落Shannon-Wiener多样性指数、Margalef丰富度指数、Simpson优势度指数和富集指数均在高氮处理下显著高于对照。结果表明在干旱年份, 氮添加在一定程度上缓解了水分胁迫对线虫群落的抑制作用。可能的原因是, 干旱条件下, 氮输入缓解了微生物的氮限制, 刺激了细菌的快速增长, 从而为食细菌线虫提供了更丰富的食物资源(张腾昊等, 2014; Cheng et al., 2021), 促进了机会性线虫类群的定殖与繁衍, 进而提升了群落的多样性和均匀度。值得注意的是, 干旱年(2016年)凋落物层通道指数在高氮添加下显著降低。通道指数的下降表明分解途径由真菌主导通道向细菌主导通道转移, 这支持了前述“氮添加刺激细菌增长、抑制部分真菌生长”的观点(Wang et al., 2018; 沈芳芳等, 2019)。综上所述, 氮添加与气候年际变化对凋落物层线虫群落存在明显的交互作用。未来研究亟需系统解析氮沉降效应随降水梯度的演变规律及其驱动机制, 以更全面地预测全球变化背景下土壤生态系统的响应。

3.2 线虫群落与环境因子的关系

RDA (冗余分析)和偏RDA分析结果表明, 干燥度指数、凋落物碳氮比及凋落物氮含量是影响凋落物层线虫群落组成的关键环境因子, 三者共同解释了线虫群落结构变异的主要部分, 且均达到显著水平, 这与线虫群落的生存策略、营养需求及环境适应性密切相关。干燥度指数作为表征区域气候年际变异的核心气候指标, 可精准反映干湿年份的环境差异, 介导养分输入对土壤生物群落的调控过程。如, 适宜的降水量可维持良好的微环境, 促进优势线虫类群繁殖(Franco et al., 2022)。降水量减少会抑制cp值较高的线虫类群, 改变群落结构, 同时还会通过影响植物生长和凋落物分解, 间接改变线虫食物来源(Zhang et al., 2023)。凋落物碳氮比和氮含量作为反映凋落物质量的关键指标, 可通过改变分解速率与养分供给状况直接调控线虫群落结构(Chauvin et al., 2015)。低碳氮比的凋落物因氮含量较高, 易于被微生物分解利用, 能够快速释放有效养分, 从而为食物网提供充足的基础资源供给, 优先促进食细菌线虫与植食性线虫类群的增殖, 使其在群落中占据优势地位。相比之下, 高碳氮比的凋落物分解速率缓慢, 养分释放受限, 难以满足线虫及其微生物食物资源的营养需求, 从而抑制多数线虫类群的生长与繁殖, 最终降低群落整体多样性(Wan et al., 2026)。另外, 氮素作为线虫生长繁殖所必需的营养元素, 直接影响线虫代谢活动与繁殖效率。

本研究结果发现, 干燥度指数、土壤含水量和植物地上生物量对土壤表层线虫群落组成具有显著影响, 这与代江慧等(2023)和曹可欣等(2024)的研究结果一致, 表明年降水量变化及其引起的土壤含水量和植物地上生物量变化是影响土壤线虫群落的关键因素。研究表明, 水分增加通常促进细菌通道活跃, 从而支持细菌食性线虫的优势。在干旱条件下, 耐旱的真菌食性线虫及部分杂食性线虫可能成为主导。本研究也表明, 高的植物地上生物量通常伴随更大的凋落物输入、更丰富的根系分泌物以及更稳定的土壤微气候, 从而为微生物分解者提供了更多碳源。这一过程通过改变微生物食物资源来间接作用于线虫群落。此外, 本研究发现, 土壤速效氮含量与pH值对土壤表层线虫群落组成的影响较小(表2), 而二者通常被认为是驱动线虫群落动态的关键因子。这种不一致性可能与氮添加的时间和氮肥类型有关。本研究采用的氮肥为尿素, 其特点是挥发性强、易水解(Schraml et al., 2016)。已有大量研究表明, 草原施用尿素后, 会有6%–30%的氮以氨挥发形式损失(Sanz-Cobena et al., 2011)。此外, 本研究氮添加仅持续5年, 这种短期处理不足以显著改变土壤理化性质(Hu et al., 2010)。未来需进一步探究全球变化多因子间的交互作用机制, 并关注不同线虫功能类群对全球变化的差异性响应, 以期为精准调控地下生物群落提供科学依据。

4 结论

本研究表明, 相较于土壤表层, 凋落物层线虫群落特征对氮添加的响应更为敏感, 其优势类群呈现由cp2向cp1线虫的功能性演替。此外, 氮添加与气候年际变化对线虫群落的影响存在显著的交互作用, 且此作用因生境而异。湿润年份中, 氮添加

对两类生境(凋落物层与土壤表层)的线虫多样性和生态指数无显著影响。与之相反, 干旱年份下的高氮添加则显著改变了凋落物层线虫的群落结构及生态功能。从环境调控机制来看, 干燥度指数是解释两类生境线虫群落变异的最关键因子。在凋落物层, 线虫群落组成还受凋落物碳氮比及氮含量的显著影响; 而在土壤表层, 土壤含水量与植物地上生物量也是调控群落结构的重要因子。

ORCID

程建伟 https://orcid.org/0000-0002-6938-5266
王欣禹 https://orcid.org/0000-0002-7804-7157

参考文献

Bongers T (1990) The maturity index: An ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. Oecologia, 83, 14–19.

Cao KX, Wang JW, Zheng G, Wu PF, Li YB, Cui SY (2024) Effects of precipitation regime change and nitrogen deposition on soil nematode diversity in the grassland of northern China. Biodiversity Science, 32, 23491. (in Chinese with English abstract) [曹可欣, 王敬雯, 郑国, 武鹏峰, 李英滨, 崔淑艳 (2024) 降水格局改变及氮沉降对北方典型草原土壤线虫多样性的影响. 生物多样性, 32, 23491.]

Chauvin C, Dorel M, Villenave C, Roger-Estrade J, Thuries L, Risède JM (2015) Biochemical characteristics of cover crop litter affect the soil food web, organic matter decomposition, and regulation of plant-parasitic nematodes in a banana field soil. Applied Soil Ecology, 96, 131–140.

Chen DM, Lan ZC, Hu SJ, Bai YF (2015) Effects of nitrogen enrichment on belowground communities in grassland: Relative role of soil nitrogen availability vs. soil acidification. Soil Biology and Biochemistry, 89, 99–108.

Cheng JW, Ma WH, Hao BH, Liu XM, Li FY (2021) Divergent responses of nematodes in plant litter versus in top soil layer to nitrogen addition in a semi-arid grassland. Applied Soil Ecology, 157, 103719.

Chi Q, Shao YH, Qi JQ, Wang MM, Li YQ, Fu SL (2026) Climate change restructures soil nematode communities worldwide: A meta-analysis. Soil and Tillage Research, 257, 106979.

Cortois R, Veen GF, Duyts H, Abbas M, Strecker T, Kostenko O, Eisenhauer N, Scheu S, Gleixner G, De Deyn GB, van der Putten WH (2017) Possible mechanisms underlying abundance and diversity responses of nematode communities to plant diversity. Ecosphere, 8, e01719.

Dai JH, Wu PF, Tang SS, Wang CT, Wang YY, Ren X, Wei X (2023) Effects of altered precipitation on soil nematode communities in an alpine meadow. Acta Ecologica Sinica, 43, 9371–9383. (in Chinese with English abstract) [代江慧, 吴鹏飞, 唐思思, 王长庭, 王玉英, 任晓, 魏雪 (2023) 降水变化对高寒草甸土壤线虫群落的影响. 生态学报, 43, 9371–9383.]

Ferris H (2010) Form and function: Metabolic footprints of nematodes in the soil food web. European Journal of Soil Biology, 46, 97–104.

Ferris H, Bongers T, de Goede RGM (2001) A framework for soil food web diagnostics: Extension of the nematode faunal analysis concept. Applied Soil Ecology, 18, 13–29.

Franco ALC, Guan PT, Cui SY, de Tomasel CM, Gherardi LA, Sala OE, Wall DH (2022) Precipitation effects on nematode diversity and carbon footprint across grasslands. Global Change Biology, 28, 2124–2132.

Fu SL, Liu MQ, Zhang WX, Shao YH (2022) A review of recent advances in the study of geographical distribution and ecological functions of soil fauna diversity. Biodiversity Science, 30, 22435. (in Chinese with English abstract) [傅声雷, 刘满强, 张卫信, 邵元虎 (2022) 土壤动物多样性的地理分布及其生态功能研究进展. 生物多样性, 30, 22435.]

Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai ZC, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA (2008) Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. Science, 320, 889–892.

Griffiths BS, Welschen R, van Arendonk JJ, Lambers H (1992) The effect of nitrate-nitrogen supply on bacteria and bacterial-feeding fauna in the rhizosphere of different grass species. Oecologia, 91, 253–259.

Hu YL, Zeng DH, Liu YX, Zhang YL, Chen ZH, Wang ZQ (2010) Responses of soil chemical and biological properties to nitrogen addition in a Dahurian larch plantation in Northeast China. Plant and Soil, 333, 81–92.

Hu ZH, Pang S, Chen SX, Hao R, Liu MX, Mao R, Zhang Y, Goncharov AA, Zhang XM (2026) Extreme drought decouples nematode diversity from soil function in grassland ecosystems, Northern China. Applied Soil Ecology, 220, 106890.

Jiang DM, Li Q, Liu FM, Jiang Y, Liang WJ (2007) Vertical distribution of soil nematodes in an age sequence of *Caragana microphylla* plantations in the Horqin Sandy Land, Northeast China. Ecological Research, 22, 49–56.

Li YB, Bezemer TM, Yang JJ, Lü XT, Li XY, Liang WJ, Han XG, Li Q (2019) Changes in litter quality induced by N deposition alter soil microbial communities. Soil Biology and Biochemistry, 130, 33–42.

Liang WJ, Lou YL, Li Q, Zhong S, Zhang XK, Wang JK (2009) Nematode faunal response to long-term application of nitrogen fertilizer and organic manure in Northeast China. Soil Biology and Biochemistry, 41, 883–890.

Liu JS, Chen Y, Du C, Liu XX, Ma QH, Zhang X, Wang DL (2019) Interactive effects of nitrogen addition and litter on soil nematodes in grassland. European Journal of Soil Science, 70, 697–706.

Liu LR, Sun K, Sun RJ, Ma QH, Wang YH, Jia BR, Zhou GS, Xu ZZ, Zhang F (2024) Effects of nitrogen deposition with phosphorus addition on desert steppe plant communities. Agriculture, Ecosystems & Environment, 366, 108954.

Liu XJ, Zhang Y, Han WX, Tang AH, Shen JL, Cui ZL, Vitousek P, Erisman JW, Goulding K, Christie P, Fangmeier A, Zhang FS (2013) Enhanced nitrogen deposition over China. Nature, 494, 459–462.

Mao XF, Hu F, Chen XY, Li HX (2007) Effects of *Caenorhabditis elegans* on *Bacillus subtilis* number and activity and soil nitrogen mineralization under different soil moisture conditions. Chinese Journal of Applied Ecology, 18, 405–410. (in Chinese with English abstract) [毛小芳, 胡锋, 陈小云, 李辉信 (2007) 不同土壤水分条件下华美新小杆线虫对枯草芽孢杆菌数量、活性及土壤氮素矿化的影响. 应用生态学报, 18, 405–410.]

Margalef R (1958) Information theory in ecology. General Systems, 3, 36–71.

Milkereit J, Geisseler D, Lazicki P, Settles ML, Durbin-Johnson BP, Hodson A (2021) Interactions between nitrogen availability, bacterial communities, and nematode indicators of soil food web function in response to organic amendments. Applied Soil Ecology, 157, 103767.

Niu YC, Liu J, Li ZM, Zhang HH, Chen J (2026) Global differences in litter to microbial stoichiometric ratios and their implications for soil organic matter tracking. Acta Ecologica Sinica, 46, 2965–2977. (in Chinese with English abstract) [牛宇晨, 刘济, 李自民, 张慧荟, 陈骥 (2026) 全球凋落物与微生物化学计量的差异及其对土壤有机质示踪的启示. 生态学报, 46, 2965–2977.]

Pielou EC (1969) An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley-Interscience, New York.

Powers TO, Neher DA, Mullin P, Esquivel A, Giblin-Davis RM, Kanzaki N, Stock SP, Mora MM, Uribe-Lorio L (2009) Tropical nematode diversity: Vertical stratification of nematode communities in a Costa Rican humid lowland rainforest. Molecular Ecology, 18, 985–996.

Ritter E, Bjørnlund L (2005) Nitrogen availability and nematode populations in soil and litter after gap formation in a semi-natural beech-dominated forest. Applied Soil Ecology, 28, 175–189.

Sanz-Cobena A, Misselbrook T, Camp V, Vallejo A (2011) Effect of water addition and the urease inhibitor NBPT on the abatement of ammonia emission from surface applied urea. Atmospheric Environment, 45, 1517–1524.

Schraml M, Gutser R, Maier H, Schmidhalter U (2016) Ammonia loss from urea in grassland and its mitigation by the new urease inhibitor 2-NPT. Journal of Agricultural Science, 154, 1453–1462.

Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal, 27, 379–423.

Shen FF, Xu J, Chen GP (2019) Responses of soil microbial biomass and microbial community composition to long-term nitrogen deposition in Chinese fir plantation. Journal of Nanchang Institute of Technology, 38(4), 29–35. (in Chinese with English abstract) [沈芳芳, 徐晋, 陈官鹏 (2019) 长期氮沉降对杉木人工林土壤微生物生物量和群落组成的影响. 南昌工程学院学报, 38(4), 29–35.]

Simpson EH (1949) Measurement of diversity. Nature, 163, 688.

Song M, Li XM, Jing SS, Lei LJ, Wang JL, Wan SQ (2016) Responses of soil nematodes to water and nitrogen additions in an old-field grassland. Applied Soil Ecology, 102, 53–60.

Wan BB, Kardol P, Barnes AD, Chen XY, Hu F, Mori AS, Liu MQ (2026) Body size determines soil multitrophic diversity along a litter stoichiometry gradient in agroecosystems. Journal of Applied Ecology, 63, e70276.

Wang C, Liu DW, Bai E (2018) Decreasing soil microbial diversity is associated with decreasing microbial biomass under nitrogen addition. Soil Biology and Biochemistry, 120, 126–133.

Wang LP, Wen M, Song JX, Dou XY (2016) Spatial-temporal variation of aridity index during 1961–2014 in China. Journal of Natural Resources, 31, 1488–1498. (in Chinese with English abstract) [王利平, 文明, 宋进喜, 窦馨逸 (2016) 1961–2014年中国干燥度指数的时空变化研究. 自然资源学报, 31, 1488–1498.]

Wang YQ, Jin P, Liu M, Xu XL (2025) Litter type rather than temperature affects microbial composition. Plant and Soil, 516, 359–374.

Wu DH, Fu SL (2022) Soil animal biodiversity: Taxonomy and community ecology. Biodiversity Science, 30, 22680. (in Chinese) [吴东辉, 傅声雷 (2022) 土壤动物多样性: 物种与群落研究. 生物多样性, 30, 22680.]

Xiao Y, Liu X, Zhang L, Song ZP, Zhou SR (2021) The allometry of plant height explains species loss under nitrogen addition. Ecology Letters, 24, 553–562.

Xing W, Lu XM, Geng SB, Ding JY, Bai YF (2023) Mechanisms underlying the negative effects of nitrogen addition on soil nematode communities in global grassland ecosystems. Geoderma, 436, 116564.

Xu X, Wang XL, Sun T, Liu SS, Dong MH, Yue Y, Min Y, Jousset A, Xiao X, Liu SW, Geisen S, Krashevska V, Shen QR, Scheu S, Li R (2025) Interactions between bacterivorous nematodes and bacteria reduce N_2O emissions. Advanced Science, 12, 2413227.

Zhang AN, Chen SY, Chen JW, Cui HW, Jiang XX, Xiao S, Wang JJ, Gao HN, An LZ, Cardoso P (2023) Shrub and precipitation interactions shape functional diversity of nematode communities on the Qinghai-Tibet Plateau. Global Change Biology, 29, 2746–2758.

Zhang J, Kang RH, Zhao B, Huang YM, Ye ZX, Duan L (2013) Monitoring nitrogen deposition on temperate grassland in Inner Mongolia. Environmental Science, 34, 3552–3556. (in Chinese with English abstract) [张菊, 康荣华, 赵斌, 黄永梅, 叶芝祥, 段雷 (2013) 内蒙古温带草

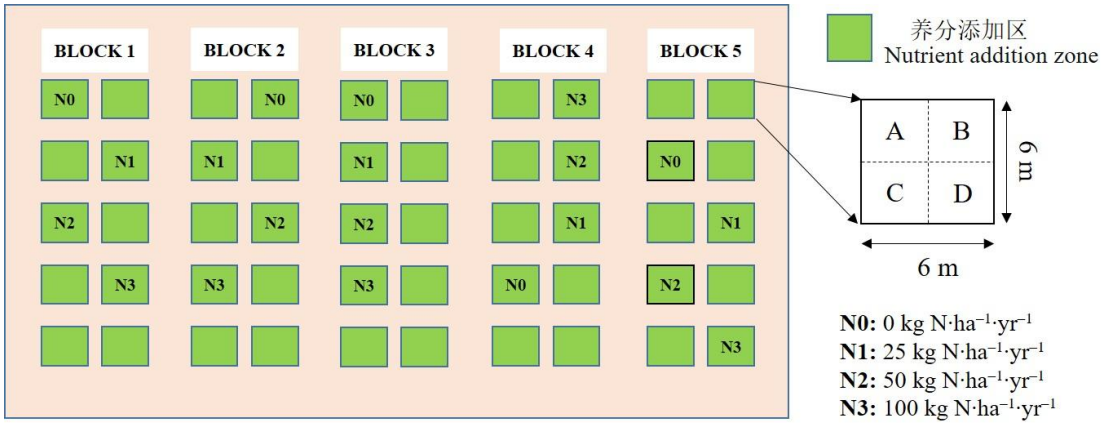
原氮沉降的观测研究. 环境科学, 34, 3552–3556.]
Zhang JE (2007) Common Experimental Research Methods and Techniques in Ecology. Chemical Industry Press, Beijing. (in Chinese) [章家恩 (2007) 生态学常用实验研究方法与技术. 化学工业出版社, 北京.]
Zhang TH, Wang N, Liu MQ, Li FH, Zhu KL, Li HX, Hu F (2014) Interactions of straw, nitrogen fertilizer and bacterivorous nematodes on soil labile carbon and nitrogen and greenhouse gas emissions. Chinese Journal of Applied Ecology, 25, 3307–3315. (in Chinese with English abstract) [张腾昊, 王楠, 刘满强, 李方卉, 祝康利, 李辉信, 胡锋 (2014) 秸秆、氮肥和食细菌线虫交互作用对土壤活性碳氮和温室气体排放的影响. 应用生态学报, 25, 3307–3315.]
Zhang WX, Shen ZF, Zhao CC, Ma ZH, Yang A, Shao YH, Zhao J, Fu SL (2024) Status and perspective of soil fauna eco-geography in China. Chinese Journal of Applied Ecology, 35, 1435–1446. (in Chinese with English abstract) [张卫信, 申智锋, 赵灿灿, 马子鹤, 杨安, 邵元虎, 赵杰, 傅声雷 (2024) 中国土壤动物生态地理学研究现状与展望. 应用生态学报, 35, 1435–1446.]
Zhang ZW, Li Q, Hu YY, Ding C, Yang GJ, Ning Y, Liang XS, Yang YR, Han XG, Lü XT (2025) Intra-annual variations of plant and soil biota community in a grassland under nitrogen addition and mowing. Geoderma, 463, 117582.
Zhao ZM, Peng Y, Wu QQ, Yang Q, An NN, Wu FZ, Yue K (2026) Distribution patterns and environmental drivers of soil fauna communities in China. China Science Bulletin, 71, 3779–3792. (in Chinese with English abstract) [赵泽敏, 彭艳, 武启骞, 杨巧, 安南南, 吴福忠, 岳楷 (2026) 中国土壤动物群落分布特征及其驱动机制. 科学通报, 71, 3779–3792.]
Zhou J, Xiang YZ, Sheng XJ, Wu JP (2023) Effects of grazing on soil nematodes in grasslands: A global meta-analysis. Journal of Applied Ecology, 60, 814–824.
Zhuang WL, Zhao CC, Zhang YJ, Yang ZL, Li GY, Su L, Zhang SX (2024) Synergistic application of biochar with organic fertilizer positively impacts the soil micro-food web in sandy loam soils. European Journal of Soil Biology, 123, 103680.

(责任编委: 吴东辉　责任编辑: 闫文杰)

附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026190

程建伟, 梁启瑞, 温豪杰, 梁海斌, 霍娜, 窦永静, 郝百惠, 刘新民, 王欣禹, 马文红 (2026) 氮添加对内蒙古典型草原线虫群落结构及生态指数的影响. 生物多样性, 34, 26190. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026190



附录1　实验样地设计图

Appendix 1　Layout of the experimental plot design

程建伟, 梁启瑞, 温豪杰, 梁海斌, 霍娜, 窦永静, 郝百惠, 刘新民, 王欣禹, 马文红 (2026) 氮添加对内蒙古典型草原线虫群落结构及生态指数的影响. 生物多样性, 34, 26190. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026190

附录2　不同氮添加水平凋落物层线虫群落组成

Appendix 2　Composition of the litter layer nematode community under different nitrogen addition levels

	N0		N1		N2		N3			
	多度	优势度	多度	优势度	多度	优势度	多度	优势度	功能群	cp值
	Abundance (N)	Dominance (%)	Abundance (N)	Dominance (%)	Abundance (N)	Dominance (%)	Abundance (N)	Dominance (%)	Functional group	Value of cp
丽突属 *Acrobeles*	25	7.28	22.6	3.48	34.4	4.48	48	4.61	Ba	2
拟丽突属 *Acrobeloides*	41.5	12.09	92	14.18	122.2	15.92	180.1	17.3	Ba	2
粒属 *Anguina*	0.8	0.23	0.8	0.12	0.8	0.1	0.4	0.04	PI	2
滑刃属 *Aphelenchoides*	116.1	33.83	220.3	33.95	190.4	24.8	238.9	22.94	Fu	2
真滑刃属 *Aphelenchus*	57	16.61	126.8	19.54	119.8	15.6	112.3	10.78	Fu	2
孔咽属 *Aporcelaimus*	0.4	0.12	0.9	0.14	0	0	1.2	0.12	Ca	5
双垫刃属 *Bitylenchus*	4.1	1.19	7.1	1.09	24.2	3.15	13	1.25	PI	3
短咽属 *Brevibucca*	0	0	0.4	0.06	0.4	0.05	0.4	0.04	Ba	1
广杆属 *Caenorhabditis*	1	0.29	1.2	0.18	4.4	0.57	10.5	1.01	Ba	1
头垫刃属 *Cephalenchus*	0	0	0.4	0.06	0.4	0.05	0	0	PI	2
头叶属 *Cephalobus*	2.1	0.61	3	0.46	21.1	2.75	12.3	1.18	Ba	2
鹿角唇属 *Cervidellus*	0	0	0.4	0.06	0	0	0	0	Ba	2
板唇属 *Chiloplacus*	0	0	0.4	0.06	0	0	0.8	0.08	Ba	2
克拉克属 *Clarkus*	0.5	0.15	1.5	0.23	1	0.13	1	0.1	Ca	4
钩唇属 *Diplogaster*	0.4	0.12	0	0	0	0	0	0	Ba	1
双杆属 *Diploscapter*	0	0	0	0	0	0	0.4	0.04	Ba	1
盘咽属 *Discolaimus*	0.4	0.12	0	0	0	0	0	0	Ca	4
矛线属 *Dorylaimus*	2.5	0.73	0	0	4	0.52	1.5	0.14	Ca	4
真头叶属 *Eucephalobus*	1.7	0.5	6.1	0.94	6	0.78	21.1	2.03	Ba	2
真矛线属 *Eudorylaimus*	2.5	0.73	5	0.77	2.5	0.33	0	0	Ca	4
丝尾垫刃属 *Filenchus*	5.2	1.52	1.2	0.18	0.4	0.05	9.2	0.88	Fu	2
长针属 *Longidorus*	26	7.58	42.4	6.53	23.8	3.1	57.1	5.48	PI	5
中杆属 *Mesorhabditis*	0	0	0.8	0.12	0	0	0	0	Ba	1
单齿属 *Mononchus*	1.2	0.35	2	0.31	2.4	0.31	4.8	0.46	Ca	4
伪垫刃属 *Nothotylenchus*	0.8	0.23	1.6	0.25	2.4	0.31	3.2	0.31	Fu	2
瓣唇属 *Panagrobelus*	0.4	0.12	0	0	0	0	1.2	0.12	Ba	1
盆咽属 *Panagrolaimus*	0.5	0.15	3.4	0.52	19.9	2.59	6.3	0.61	Ba	1
拟长针属 *Paralongidorus*	0.4	0.12	0	0	1.6	0.21	0	0	PI	5
短体属 *Pratylenchus*	3.3	0.96	8.7	1.34	4	0.52	9.7	0.93	PI	3
原杆属 *Protorhabditis*	0.8	0.23	0	0	0	0	0.4	0.04	Ba	1
裸矛属 *Psilenchus*	8.4	2.45	8.8	1.36	18.7	2.44	28.1	2.7	PI	2
穿孔属 *Radopholus*	0	0	0	0	0.4	0.05	0	0	PI	3
小杆属 *Rhabditis*	23.9	6.96	67	10.33	129.7	16.89	232.5	22.33	Ba	1
毛刺属 *Trichodorus*	0	0	0.4	0.06	0	0	0.5	0.05	PI	4
矮化属 *Tylenchorhynchus*	2.7	0.79	7.7	1.19	9	1.17	16.8	1.61	PI	3
垫刃属 *Tylenchus*	9.6	2.8	14	2.16	17.5	2.28	26.6	2.55	PI	2
剑属 *Xiphinema*	4	1.17	2	0.31	6.4	0.83	3	0.29	PI	5

Ba: 食细菌线虫; Fu: 食真菌线虫; PI: 植物寄生性线虫; Ca: 捕食-杂食性线虫。N0、N1、N2和N3表示氮的添加量分别为0、25、50和100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}。多度(N), 条/10 g凋

程建伟, 梁启瑞, 温豪杰, 梁海斌, 霍娜, 窦永静, 郝百惠, 刘新民, 王欣禹, 马文红 (2026) 氮添加对内蒙古典型草原线虫群落结构及生态指数的影响. 生物多样性, 34, 26190. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026190

落物干重。

Ba, Bacterivores; Fu, Fungivores; PI, Plant parasites; Ca, Omnivores-predators. N0, N1, N2, and N3 represent nitrogen addition rates of 0, 25, 50, and 100 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$, respectively. Abundance (N), ind /10 g dry litter.

程建伟, 梁启瑞, 温豪杰, 梁海斌, 霍娜, 窦永静, 郝百惠, 刘新民, 王欣禹, 马文红 (2026) 氮添加对内蒙古典型草原线虫群落结构及生态指数的影响. 生物多样性, 34, 26190. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026190

附录3　不同氮添加水平土壤表层线虫群落组成

Appendix 3　Composition of the surface soil layer nematode community under different nitrogen addition levels

	N0		N1		N2		N3		cp值 Value of cp	功能群 Functional group
	多度 Abundance (N)	优势度 Dominance (%)	多度 Abundance (N)	优势度 Dominance (%)	多度 Abundance (N)	优势度 Dominance (%)	多度 Abundance (N)	优势度 Dominance (%)		
丽突属 *Acrobeles*	53.8	32.66	50.5	35.87	65.3	30.38	45.1	24.59	2	Ba
拟丽突属 *Acrobeloides*	6.5	3.94	10.2	7.22	9.7	4.5	15.3	8.32	2	Ba
滑刃属 *Aphelenchoides*	8.3	5.01	10	7.1	10.8	5	21.9	11.96	2	Fu
真滑刃属 *Aphelenchus*	7.8	4.7	1.6	1.12	6.7	3.11	2.4	1.32	2	Fu
孔咽属 *Aporcelaimus*	2.5	1.52	0	0	1	0.47	1.5	0.82	5	Ca
轮属 *Criconemoides*	1.4	0.86	0	0	0	0	1.4	0.77	3	PI
锥属 *Discolaimus*	0	0	0	0	0.5	0.23	0	0	4	Ca
矛线属 *Dorylaimus*	1.5	0.91	0.5	0.36	2	0.93	1	0.55	4	Ca
真头叶属 *Eucephalobus*	0	0	0.9	0.65	0	0	0	0	2	Ba
丝尾垫刃属 *Filenchus*	7.8	4.7	1.7	1.19	6.2	2.87	2.8	1.5	2	Fu
细针属 *Gracilacus*	16.1	9.76	28.5	20.24	4.6	2.13	0	0	2	PI
长针属 *Longidorus*	23.9	14.51	12.9	9.18	30.3	14.12	28	15.28	5	PI
伪垫刃属 *Nothotylenchus*	0	0	0	0	0	0	0.9	0.5	2	Fu
盆咽属 *Panagrolaimus*	1.9	1.17	1	0.71	2	0.93	0.9	0.5	1	Ba
短体属 *Pratylenchus*	7.9	4.81	9.2	6.51	22.8	10.63	12.8	6.96	3	PI
裸矛属 *Psilenchus*	7.7	4.65	1.9	1.36	28.8	13.38	10.6	5.77	2	PI
小杆属 *Rhabditis*	0.9	0.56	0.9	0.65	3.9	1.82	16.8	9.18	1	Ba
毛刺属 *Trichodorus*	3.1	1.87	0.5	0.36	2	0.93	1.3	0.73	4	PI
矮化属 *Tylenchorhynchus*	10.9	6.63	6.6	4.67	11.3	5.27	13.4	7.32	3	PI
垫刃属 *Tylenchus*	1.6	0.96	3.9	2.78	6.1	2.83	5.4	2.96	2	PI
剑属 *Xiphinema*	1.3	0.81	0	0	0.9	0.43	1.8	1	5	PI

Ba: 食细菌线虫; Fu: 食真菌线虫; PI: 植物寄生性线虫; Ca: 捕食-杂食性线虫。N0、N1、N2和N3表示氮的添加量分别为0、25、50和100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}。多度(N), 条/100 g干土。

Ba, Bacterivores; Fu, Fungivores; PI, Plant parasites; Ca, Omnivores-predators. N0, N1, N2, and N3 represent nitrogen addition rates of 0, 25, 50, and 100 kg N·ha^{-1}·yr^{-1}, respectively. Abundance(N), ind /100 g dry soil.

附录4　氮添加处理、年际变化及其交互作用对凋落物层线虫群落多样性和生态指数影响的重复测量方差分析

Appendix 4　Results (*F*-values) of a repeated-measures ANOVA on the effects of nitrogen addition treatment, inter-annual variation, and their interaction on the diversity and ecological indices of the nematode community in the litter layer

	处理 Treatment		年份 Year		处理 × 年份 Treatment × Year	
	df	*F*	*df*	*F*	*df*	*F*
Shannon-Wiener多样性指数 Shannon-Wiener diversity index	3	6.78*	1	38.13***	3	8.43**
Margalef丰富度指数 Margalef richness index	3	3.90	1	32.71***	3	8.64**
Simpson优势度指数 Simpson dominance index	3	6.43*	1	20.36***	3	6.27**
Pielou均匀度指数 Pielou evenness index	3	0.18	1	21.61***	3	2.28
成熟度指数 Maturity index	3	5.18*	1	0.11	3	6.24**
植物寄生性指数 Plant parasitism index	3	0.71	1	27.47***	3	1.57
通道指数 Channel index	3	2.13	1	1.16	3	3.41*
基础指数 Basal index	3	0.83	1	0.08	3	3.89*
富集指数 Enrichment index	3	1.36	1	0.06	3	4.35*
结构指数 Structure index	3	0.83	1	0.26	3	0.32
生物量 Biomass	3	5.68**	1	0.001	3	0.86
代谢足迹 Metabolic footprint	3	5.72**	1	1.51	3	1.07

df: 自由度; 显著性水平: * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

df, Degrees of freedom; significant levels: * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

附录5　氮添加处理、年际变化及其交互作用对土壤表层线虫群落多样性和生态指数影响的重复测量方差分析

Appendix 5　Results (*F*-values) of a repeated-measures ANOVA on the effects of nitrogen addition treatment, inter-annual variation, and their interaction on the diversity and ecological indices of the nematode community in the surface soil layer.

	处理 Treatment		年份 Year		处理 × 年份 Treatment × Year	
	df	*F*	*df*	*F*	*df*	*F*
Shannon-Wiener多样性指数 Shannon-Wiener diversity index	3	1.05	1	32.30***	3	0.18
Margalef丰富度指数 Margalef richness index	3	0.45	1	42.77***	3	0.38
Simpson优势度指数 Simpson dominance index	3	2.27	1	21.23***	3	0.52
Pielou均匀度指数 Pielou evenness index	3	4.11	1	0.01	3	0.14
成熟度指数 Maturity index	3	2.21	1	7.89**	3	1.79
植物寄生性指数 Plant parasitism index	3	0.58	1	1.28	3	2.17
通道指数 Channel index	3	1.63	1	5.57*	3	1.48
基础指数 Basal index	3	7.73**	1	26.59***	3	2.83*
富集指数 Enrichment index	3	3.07*	1	1.49	3	1.27
结构指数 Structure index	3	4.39*	1	15.96***	3	2.11
生物量 Biomass	3	8.71***	1	25.03***	3	1.35
代谢足迹 Metabolic footprint	3	11.22***	1	51.36***	3	1.70

df: 自由度; 显著性水平: *$P < 0.05$, **$P < 0.01$, ***$P < 0.001$.

df, Degrees of freedom; significant levels: *$P < 0.05$, **$P < 0.01$, ***$P < 0.001$.

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26080, pages 1–12
doi: 10.17520/biods.2026080
cstr: 32101.14.biods.2026080

•土壤生物多样性专题•

高山松林火烧迹地不同恢复阶段土壤微生物多样性和群落特征

温昊[1,2], 林波[3], 陈婧[1,2], 尚鹤[1], 陈展[1,2*]

1. 中国林业科学研究院森林生态环境与自然保护研究所/森林生态系统保护修复国家林业和草原局重点实验室, 北京 100091; 2. 湖北秭归三峡库区森林生态系统定位观测研究站, 湖北秭归 443600; 3. 四川省林业和草原调查规划院, 成都 610081

摘要: 为揭示高山松(*Pinus densata*)林火烧迹地土壤微生物群落的恢复特征, 本研究以高山松林火烧迹地为研究对象, 利用Illumina MiSeq高通量测序技术, 探究火干扰后恢复5年与14年的土壤微生物群落状态。结果表明: (1)恢复14年后, 部分土壤养分指标恢复并超过未受火干扰样地, 其中0–5 cm土层的有机质、全氮、全磷、硝态氮、pH值升高较为显著($P < 0.05$); 5–10 cm有机质、全磷和硝态氮升高较为显著($P < 0.05$)。(2)恢复5年和14年后, 0–5 cm细菌群落的Shannon指数显著高于未受火干扰样地(CK) ($P < 0.05$), 而5–10 cm的细菌和两个土层真菌在不同恢复阶段间均无显著差异($P > 0.05$)。(3)两个土层细菌群落以放线菌门、变形菌门、酸杆菌门为主; 真菌群落以子囊菌门和担子菌门为主。恢复14年后细菌绝对丰度高于CK, 而真菌绝对丰度仍低于CK。(4)共生型和腐生型真菌在不同土层表现出差异化恢复趋势, 多营养类型真菌相对丰度表现为先增加后降低。(5)火干扰后的恢复时间显著影响两个土层细菌和真菌的群落结构($P < 0.05$)。pH值、有机质及氮磷养分等因子与微生物群落分异密切相关。本研究表明, 火干扰后恢复时间是驱动高山松林浅层土壤微生物群落重建的重要因素, 可为高山松林火干扰后土壤生态恢复评估提供科学依据。

关键词: 火干扰; 绝对丰度; 土壤恢复; 高山松; 恢复阶段

温昊, 林波, 陈婧, 尚鹤, 陈展 (2026) 高山松林火烧迹地不同恢复阶段土壤微生物多样性和群落特征. 生物多样性, 34, 26080. doi: 10.17520/biods.2026080; cstr: 32101.14.biods.2026080.
Wen H, Lin B, Chen J, Shang H, Chen Z (2026) Soil microbial diversity and community characteristics at different post-fire recovery stages of *Pinus densata* forests. Biodiversity Science, 34, 26080. doi: 10.17520/biods.2026080; cstr: 32101.14.biods.2026080.

Soil microbial diversity and community characteristics at different post-fire recovery stages of *Pinus densata* forests

Hao Wen[1,2], Bo Lin[3], Jing Chen[1,2], He Shang[1], Zhan Chen[1,2*]

1 *Key Laboratory of National Forestry and Grassland Administration on Forest Ecosystem Conservation and Restoration, Ecology and Nature Conservation Institute, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China*
2 *Hubei Zigui Three Gorges Reservoir Forest Ecosystem Observation and Research Station, Zigui, Hubei 443600, China*
3 *Sichuan Forestry and Grassland Survey and Planning Institute, Chengdu 610081, China*

ABSTRACT

Aims: This study aimed to evaluate the effects of fire disturbance on soil microbial communities in *Pinus densata* forests and to characterize their recovery trajectories across different post-fire recovery stages.
Methods: Soil microbial communities in unburned plots and fire-affected plots at 5 and 14 years post-fire in *Pinus densata* forests were investigated using Illumina MiSeq high-throughput sequencing combined with bioinformatic analyses.
Results: (1) By 14 years post-fire, several soil nutrient indices had recovered to, and in some cases exceeded, the levels of the unburned plots. In the 0–5 cm layer, soil organic matter, total nitrogen, total phosphorus, nitrate nitrogen, and pH increased significantly ($P < 0.05$), while in the 5–10 cm layer, significant increases were observed only in soil organic matter, total phosphorus, and nitrate nitrogen ($P < 0.05$). (2) In the 0–5 cm soil layer, the Shannon index of bacterial

收稿日期 Received: 2026-03-10; 接受日期 Accepted: 2026-05-28
基金项目: 国家重点研发计划(2023YFE0105100-1) Supported by the National Key R&D Program of China (2023YFE0105100-1)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: chenzhan0508@126.com

communities at 5 and 14 years post-fire was significantly higher than that in the unburned plots ($P < 0.05$), whereas no significant differences were observed among the different post-fire recovery stages for bacteria in the 5–10 cm layer or for fungi in either soil layer ($P > 0.05$). (3) In both 0–5 cm and 5–10 cm soil layers, bacterial communities were dominated by Actinobacteriota, Proteobacteria, and Acidobacteriota, while fungal communities were primarily composed of Ascomycota and Basidiomycota. By 14 years post-fire bacterial absolute abundance exceeded that in unburned plots, whereas fungal absolute abundance remained lower. (4) Symbiotrophic and saprotrophic fungi exhibited differentiated recovery trends across soil layers, whereas the relative abundance of multitrophic fungi showed an initial increase followed by a decrease. (5) Post-fire recovery time significantly affected the community structures of both soil bacteria and fungi in the 0–5 cm and 5–10 cm layers ($P < 0.05$), with pH, organic matter, and nitrogen and phosphorus availability closely associated with microbial community differentiation.
Conclusion: Long-term recovery following fire disturbance led to significant changes in soil organic matter, total nitrogen, total phosphorus, pH, and nitrate nitrogen, which indirectly influenced the Shannon index of bacterial communities in the 0–5 cm layer and the overall microbial community structure in both soil layers. Multitrophic fungi, capable of utilizing multiple carbon sources simultaneously, gained a competitive advantage for resources after fire disturbance, resulting in a relative increase in abundance in the short term. As recovery time increases, the ecosystem gradually stabilizes, allowing monotrophic fungi to reoccupy their ecological niches. Because environmental factors were highly synchronized between the two soil layers, microbial community structure did not differ significantly along the vertical (depth) gradient within any given recovery stage.
Key words: fire disturbance; absolute abundance; soil recovery; *Pinus densata*; recovery stage

土壤微生物是森林土壤生态系统中最活跃的部分, 在推动土壤物质转换、能量流动和生物地化循环过程中起着重要作用(张海燕等, 2005; Sasaki et al., 2022)。其对土壤环境的变化高度敏感, 可以迅速反映土壤特征的变化(Steenwerth et al., 2002)。因此, 探究自然干扰后土壤微生物群落的动态变化, 是理解森林生态系统地下恢复过程与机制的核心。而在探究微生物动态变化的过程中, 我们通常会关注微生物的丰度组成, 绝对丰度反映了微生物总量的动态, 而相对丰度揭示了微生物群落组成的变化(Lou et al., 2018)。在自然干扰后的恢复过程中, 二者的变化趋势可能并不完全一致, 从而为全面解读微生物的恢复动态提供了更精细的视角。

森林火灾是自然干扰因素的一种, 强烈的火干扰会烧毁地表植被, 改变土壤理化性质, 对生态系统造成严重破坏(孙玉等, 2025)。土壤作为森林生态系统物质循环和能量流动的核心, 其健康状况直接关系到系统的恢复进程。研究表明, 火干扰通过高温燃烧生物质和土壤有机质, 导致土壤有机碳和养分(如氮、磷)的短期挥发与淋失, 并显著提高土壤pH值。火干扰也会对土壤微生物产生影响, 包括土壤温度迅速升高直接导致土壤微生物死亡(Agbeshie et al., 2022), 或通过改变土壤理化性质间接对土壤微生物产生影响。

目前关于火干扰后土壤微生物群落的研究大多聚焦于火干扰强度的影响, 例如, 郑琼等(2012)对大兴安岭松林的研究表明, 低强度火干扰短期内导致土壤微生物多样性增加; Bowd等(2022)对澳大利亚桉树(*Eucalyptus pilularis*)林的研究表明中强度火干扰导致土壤微生物多样性降低。尽管现有研究增进了我们对火干扰效应的认识, 但目前对火干扰后长期恢复过程的认识尚不充分, 难以预测生态系统的最终恢复状态。高山松(*Pinus densata*)林是四川西部高山与亚高山地带的典型植被类型, 是西南地区重要的碳库, 在水土保持、水源涵养、气候调节等方面发挥着重要作用, 具有较高的生态保育价值(唐佳等, 2019)。然而, 川西地区高山松林受气候暖干化的影响, 加之林下可燃物逐年累积, 雷击火事件时有发生(陈涤非等, 2023)。因此, 本研究以四川省甘孜藏族自治州雅江县的高山松林为研究对象, 旨在探究: (1)火干扰后不同恢复阶段是否会影响土壤微生物群落多样性、组成和结构; (2)火干扰后不同恢复阶段是否会导致真菌功能类群的丰度发生变化; (3)不同土层的微生物恢复是否存在差异, 以期为科学评估森林生态系统恢复状况提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于四川省甘孜藏族自治州雅江县境

内(29°03′–30°30′ N, 100°19′–101°26′ E), 属青藏高原亚湿润气候区, 海拔介于3,036–3,272 m, 年平均气温11.1℃, 年均降水量约800 mm, 森林植被以高山松、高山栎(*Quercus semecarpifolia*)为主, 土壤类型以灰褐土、山地褐土为主。

1.2 样地设置和样品采集

2023年, 选择2018年火烧(Fire5)、2009年火烧(Fire14)以及未火烧(CK)的高山松林作为研究对象进行土壤样品采集, 具体样地分布见附录1。在上述3个处理中设置20 m × 20 m的样方, 其中, Fire5设置3个样方, 海拔分布范围3,119–3,143 m; Fire14设置3个样方, 海拔分布范围3,130–3,137 m; CK设置6个样方, 海拔分布范围3,211–3,247 m。Fire5和Fire14的样方均布设在扎日村, 但由于火烧迹地附近没有满足条件的对照样地, 为提高对照的可比性并尽可能消除因背景差异带来的影响, 选择了6个对照样地, 其中3个位于山背后村, 3个位于日斗村。每个样地内采用土钻法分别采集0–5 cm和5–10 cm两层土壤的原状土, 置于自封袋中, 带回实验室进行后续测定。取回的土壤清除碎石、根系等杂物后过2 mm筛, 并分为两份, 一份置于阴凉处自然风干, 用于测定土壤化学性质。一份置于–80℃冰箱中, 用于后续土壤微生物测定。

1.3 土壤理化性质测定

采用电位法测定土壤pH值; 采用重铬酸钾外加热法测定土壤有机质(soil organic matter, SOM); 采用凯氏定氮法测定土壤全氮(total nitrogen, TN); 采用NaOH熔融-钼锑抗比色法分析土壤全磷(total phosphorus, TP); 利用NaOH熔融-火焰光度法测定土壤全钾(total potassium, TK); 速效磷(available phosphorus, AP)采用氟化铵溶液浸提, 钼锑抗比色法测定; 速效钾(available potassium, AK)使用乙酸铵溶液浸提, 火焰光度计测定; 土壤铵态氮(ammonium nitrogen, AN)和硝态氮(nitrate nitrogen, NN)采用KCl浸提-流动注射分析法测定(鲍士旦, 2000)。

1.4 土壤微生物DNA提取与高通量测序

采用E.Z.N.A.® Soil DNA Kit (Omega Bio-tek, Norcross, GA, U.S.)对样品中微生物群落的总DNA进行抽提。利用分光光度仪检测DNA纯度, 并通过1%琼脂糖凝胶电泳分析DNA完整性, 以保证所得DNA质量符合后续测序要求。在PCR扩增中, 真菌ITS1区域使用引物ITS1F (CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA)和ITS2R (GCTGCGTTCTTCATCGATGC)进行扩增; 细菌16S rRNA基因的V3–V4区使用通用引物338F (ACTCCTACGGGAGGCAGCAG)和806R (GGACTACHVGGGTWTCTAAT)进行扩增。PCR反应体系组成如下: 4 μL 5× FastPfu Buffer、2 μL 2.5 mmol/L dNTPs、0.8 μL上游引物(5 μmol/L)、0.8 μL下游引物(5 μmol/L)、0.4 μL FastPfu聚合酶, 以及10 ng模板DNA, 最后用无菌水将总体积补足至20 μL。将同一样本的多次PCR重复产物合并后, 使用2%琼脂糖凝胶电泳进行分离, 切取目标条带并利用AxyPrep DNA Gel Extraction Kit (Axygen Biosciences, Union City, CA, USA)进行回收与纯化。为统一各样品浓度, 纯化后的PCR产物经2%琼脂糖凝胶电泳再次确认片段大小, 并采用Fluor™-ST (Promega, USA)进行定量分析。上述DNA提取与PCR扩增测序工作由上海美吉生物医药科技有限公司完成。

1.5 实时荧光定量PCR (qPCR)测定土壤微生物基因拷贝数

使用StepOnePlus™实时PCR系统仪器(Applied Biosystems, Foster City, CA, USA)进行qPCR分析。真菌使用引物ITS1F (CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA)和ITS2R (GCTGCGTTCTTCATCGATGC), 细菌使用通用引物338F (ACTCCTACGGGAGGCAGCAG)和806R (GGACTACHVGGGTWTCTAAT)来检测真菌ITS区域和细菌的16S rRNA基因的拷贝数。通过对含有目标DNA片段PCR产物的质粒进行10倍系列稀释建立标准曲线。25 μL的qPCR反应体系包含: 12.5 μL 2× SYBR Green qPCR SuperMix-UDG with Rox (Invitrogen, Carlsbad, CA, USA), 浓度为10 μM的正向与反向引物各0.5 μL, 以及10.5 μL无菌水。已知浓度的标准品与土壤DNA样本以每反应1.0 μL的体积加入。PCR反应按照以下热循环条件进行: 50℃孵育2 min以活化UDG酶; 95℃孵育5 min进行预变性并激活热启动DNA聚合酶; 随后进行40个循环的扩增, 每个循环包括95℃变性15 s和60℃退火与72℃延伸30 s; 最后进入解离阶段进行熔解曲线分析。所有基因拷贝数均基于ITS和16S rRNA的标准曲线, 采用循环阈值

(cycle threshold, Ct)法计算。所有qPCR实验均设置3个重复。

1.6 数据处理与统计分析

使用fastp 0.20.0对原始测序数据进行质控, 利用FLASH 1.2.7进行双端reads拼接, 随后采用UPARSE 7.1以97%的相似度聚类并去除嵌合体。使用RDP Classifier 2.2软件, 基于UNITE 8.0 ITS数据库, 对真菌群落的物种信息进行分类注释, 最低比对阈值设为70%; 使用QIIME2平台, 基于Silva 119 16S rRNA数据库, 对细菌群落进行分类注释, 置信度阈值设为90%。

利用ArcGIS 10.8绘制样点分布图。利用IBM SPSS Statistics 30.0对土壤理化性质和微生物的Shannon指数进行单因素方差分析(one-way ANOVA)和Tukey's HSD事后检验, 并利用Origin 2022软件绘图。利用R 4.5.1软件计算和绘制门水平相对丰度和绝对丰度, 其中绝对丰度由qPCR得到的样本基因拷贝数乘以相应门水平相对丰度计算(Lou et al., 2018); 利用R 4.5.1软件的FUNGuildR包进行FUNguild真菌功能预测并绘图, 土壤真菌根据其营养方式可划分为腐生型(saprotroph)、共生型(symbiotroph)和病理营养型(pathotroph)三大类; 基于Bray-Curtis距离矩阵进行主坐标分析(principal coordinates analysis, PCoA)降维可视化, 同时通过双因素置换多元方差分析(permutational multivariate analysis of variance, PERMANOVA)确定火干扰不同恢复阶段和土层对土壤微生物群落结构的影响, 并进一步对各恢复阶段(CK、Fire5、Fire14)内不同土层的土壤微生物群落分别进行单因素PERMANOVA。采用Mantel检验(mantel_test函数)进行环境因子与微生物群落的相关性分析。利用R 4.5.1软件计算土壤微生物优势菌门和土壤理化性质的Spearman相关性系数并可视化。

2 结果

2.1 火干扰后不同恢复阶段土壤理化性质

火干扰后不同恢复阶段土壤理化性质的变化如图1所示。0–5 cm土层中Fire14的有机质、全氮显著高于CK和Fire5 ($P < 0.05$) (图1A, B), Fire14的全磷显著高于Fire5 ($P < 0.05$) (图1C), Fire14的硝态氮、pH显著高于CK ($P < 0.05$) (图1H, I)。5–10 cm Fire14的全磷显著高于CK和Fire5 ($P < 0.05$) (图1C), Fire14的有机质、硝态氮显著高于CK ($P < 0.05$) (图1A, H)。0–5 cm CK的有机质和速效钾显著高于5–10 cm ($P < 0.05$) (图1A, F)。

2.2 火干扰后不同恢复阶段微生物多样性

Fire5和Fire14处理中0–5 cm土层细菌群落的Shannon指数显著高于CK ($P < 0.05$) (图2A), 但5–10 cm土层的细菌群落, 以及两个土层的真菌群落在不同恢复阶段的Shannon指数均无显著差异 ($P > 0.05$) (图2A, B)。

2.3 火干扰后不同恢复阶段微生物群落组成

0–5 cm和5–10 cm土层中细菌群落均以放线菌门、变形菌门、酸杆菌门为主(图3A, B)。随着恢复时间增加, 0–5 cm土层中放线菌门绝对丰度逐渐增加, 变形菌门先降低后增加, 酸杆菌门先增加后降低; 5–10 cm土层中放线菌门和变形菌门先降低后增加, 酸杆菌门先增加后降低。经过14年的恢复后, 和CK相比, 0–5 cm土层中酸杆菌门和放线菌门绝对丰度分别增加了6.84%和59.21%, 变形菌门降低了0.05%; 5–10 cm土层中酸杆菌门和放线菌门分别增加了7.19%和78.97%, 变形菌门降低了12.90%。

0–5 cm和5–10 cm土层真菌群落均以子囊菌门和担子菌门为主(图3C, D)。随着恢复时间增加, 0–5 cm土层中子囊菌门绝对丰度逐渐降低, Fire14和CK相比降低了37.43%, 担子菌门先降低后增加, Fire14和CK相比降低了41.30%; 而5–10 cm土层中子囊菌门则先降低后增加, Fire14和CK相比降低了32.01%, 担子菌门一直降低, Fire14和CK相比降低了57.96%。

绝对丰度前十位细菌和真菌门的相对丰度和绝对丰度的变化趋势并不完全一致。例如, Fire14 0–5 cm和5–10 cm土层中酸杆菌门的相对丰度和CK相比分别降低了2.25%和3.46% (附录2A, B), 而子囊菌门的相对丰度和CK相比分别增加了7.25%和12.85% (附录2C, D)。

0–5 cm土层中细菌数量随着恢复时间增加逐渐增加, Fire14和CK相比增加了29.21%。5–10 cm土层中细菌数量先降低后增加, 最终增加了24.19% (图3A, B)。而土壤真菌数量在整个恢复过程中一直处于下降状态, Fire14 0–5 cm和5–10 cm的真菌数量相对于CK分别降低了40.00%和63.76% (图3C, D)。

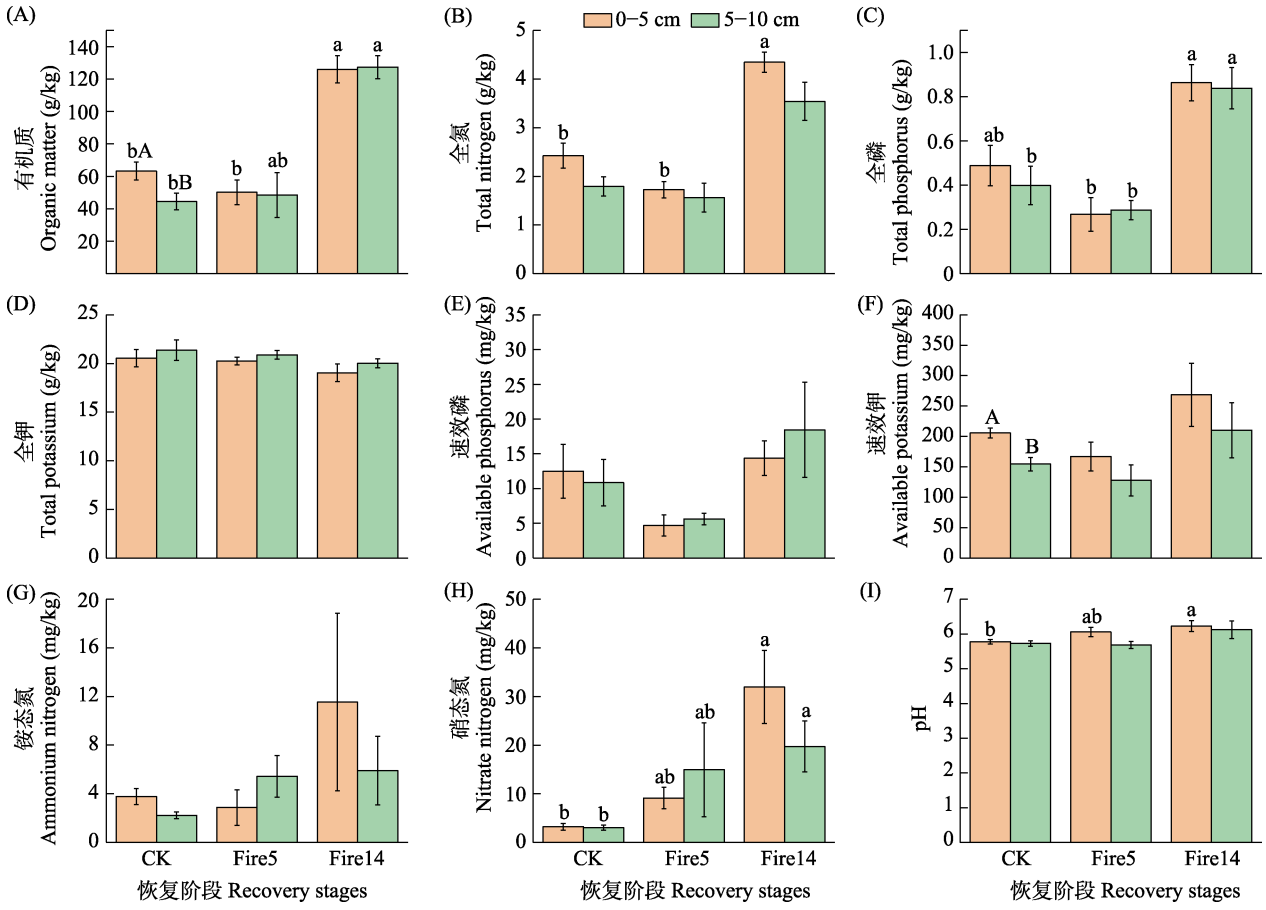


图1　火干扰后不同恢复阶段各土层(0–5 cm和5–10 cm)的土壤理化性质。不同小写字母表示同一土层不同恢复阶段差异显著($P < 0.05$)，不同大写字母表示同一恢复阶段不同土层之间差异显著($P < 0.05$)。CK: 未受火干扰; **Fire5**: 火干扰后5年; **Fire14**: 火干扰后14年。

Fig. 1　Soil physicochemical properties in different soil layers (0–5 cm and 5–10 cm) at different recovery stages after fire disturbance. Different lowercase letters indicate significant differences among recovery stages within the same soil layer ($P < 0.05$), and different uppercase letters indicate significant differences among soil layers within the same recovery stage ($P < 0.05$). CK, Unburned; Fire5, 5 years post-fire; Fire14, 14 years post-fire.

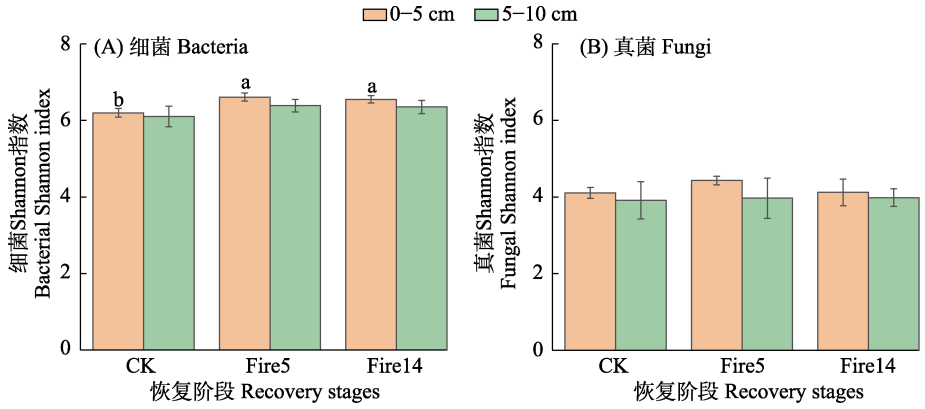


图2　火干扰后不同恢复阶段各土层(0–5 cm和5–10 cm)细菌(A)和真菌(B)的Shannon指数。不同小写字母表示同一土层不同恢复阶段差异显著。CK: 未受火干扰; **Fire5**: 火干扰后5年; **Fire14**: 火干扰后14年。

Fig. 2　Bacterial (A) and fungal (B) Shannon indices in different soil layers (0–5 cm and 5–10 cm) at different recovery stages after fire disturbance. Different lowercase letters indicate significant differences in Shannon indices across different recovery stages within the same soil layer. CK, Unburned; Fire5, 5 years post-fire; Fire14, 14 years post-fire.

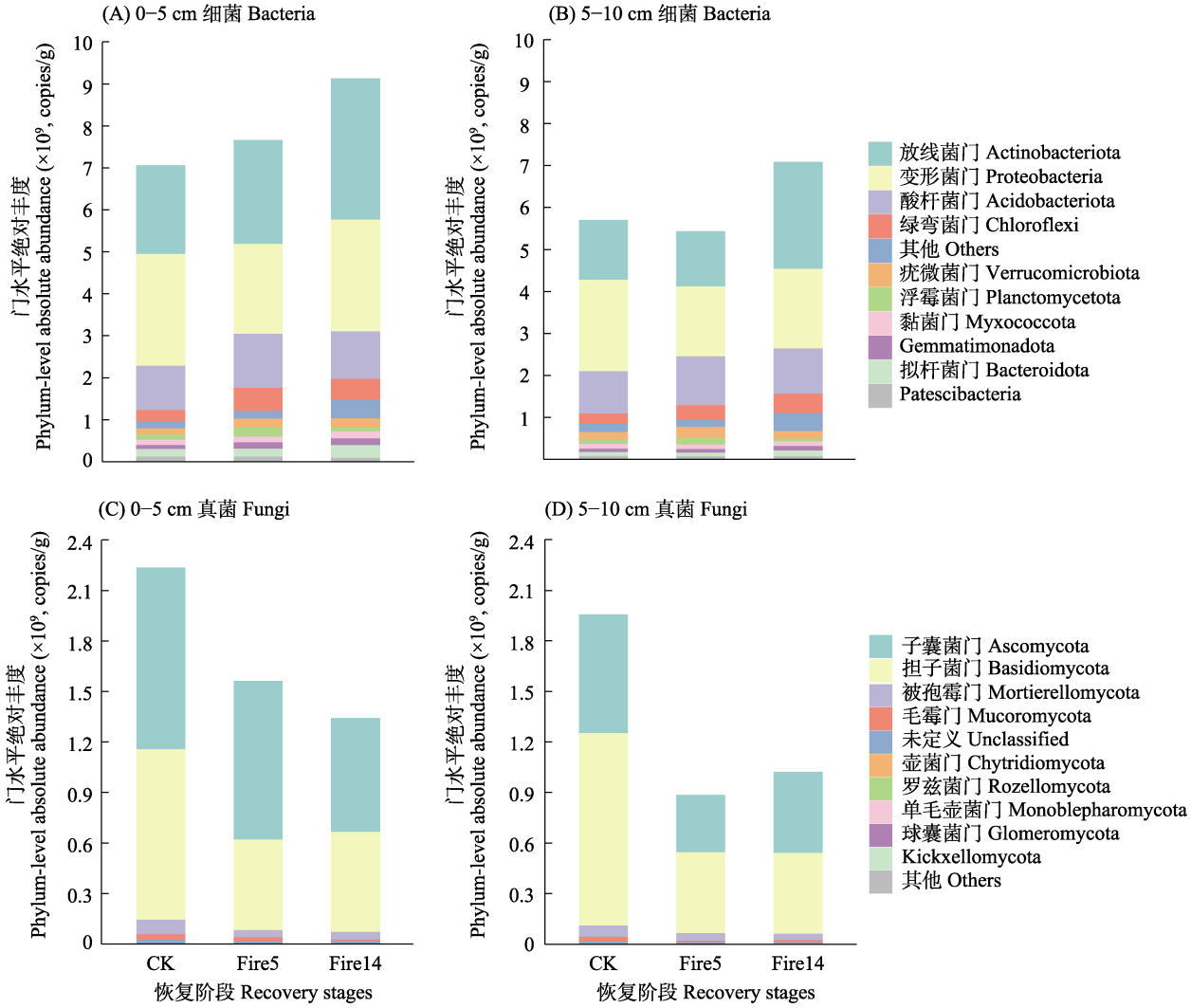


图3　不同恢复阶段各土层(0–5 cm和5–10 cm)土壤微生物优势菌门的绝对丰度。CK: 未受火干扰; Fire5: 火干扰后5年; Fire14: 火干扰后14年。

Fig. 3　Absolute abundance of dominant phyla of soil microorganisms in different soil layers (0–5 cm and 5–10 cm) at different recovery stages. CK, Unburned; Fire5, 5 years post-fire; Fire14, 14 years post-fire.

2.4　火干扰后不同恢复阶段土壤真菌功能

土壤真菌的功能预测结果如图4所示, 两个土层的优势功能类群组成相似, 但相对丰度的动态变化存在差异。

0–5 cm土层中外生菌根真菌和外生菌根菌-兰科菌根菌-根系相关活体营养菌属于共生型真菌, 它们的相对丰度在火干扰后呈现先降后升的趋势: 由CK的21.38%降至Fire5的17.15%, 至Fire14时增加至22.25%, 略超过火干扰前水平(图4A)。5–10 cm共生型真菌的变化趋势与表层相反: 由CK的34.45%升高至Fire5的35.26%, 至Fire14时下降至25.38% (图4B)。

腐生型真菌的相对丰度在火干扰后均表现为先降低后增加: 0–5 cm由CK的22.99%降至Fire5的21.67%, 至Fire14时恢复至27.39% (图4A); 5–10 cm由CK的22.11%降至Fire5的18.87%, 至Fire14时恢复至30.92% (图4B)。

此外还有一些多营养型真菌, 其相对丰度的变化趋势表现为先增加后降低: 0–5 cm由CK的18.36%升至Fire5的19.32% (图4A), 至Fire14时降低至15.41%; 5–10 cm由CK的15.91%升至Fire5的18.91%, 至Fire14时降至13.42% (图4B)。

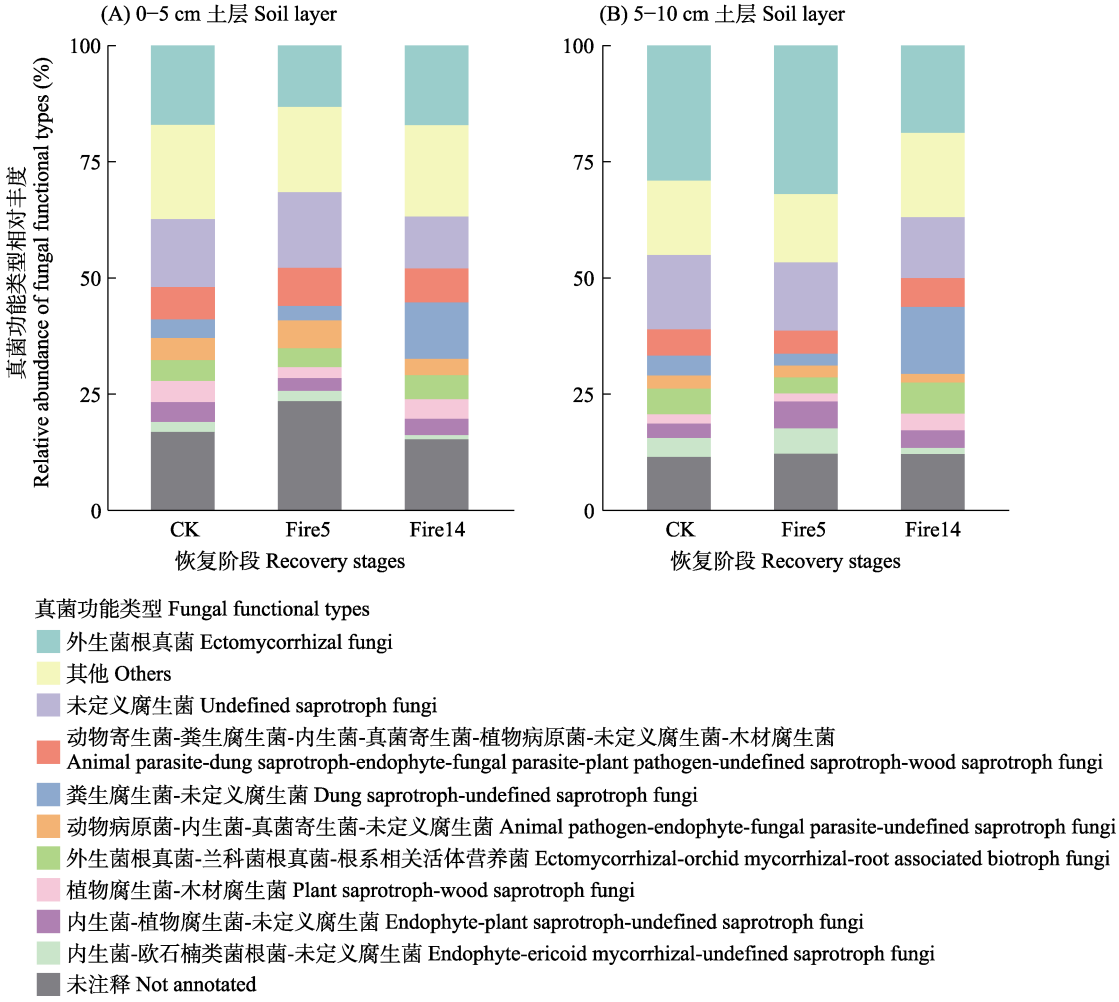


图4　不同恢复阶段各土层土壤真菌功能预测。CK: 未受火干扰; Fire5: 火干扰后5年; Fire14: 火干扰后14年。
Fig. 4　Prediction of soil fungal functions at different recovery stages. CK, Unburned; Fire5, 5 years post-fire; Fire14, 14 years post-fire.

2.5　火干扰后不同恢复阶段群落结构

PCoA展现了不同恢复阶段不同土层土壤微生物群落的聚类模式, 土壤细菌群落差异最为显著, PC1轴和PC2轴分别解释了34.4%和16.35%的方差(图5A)。双因素PERMANOVA表明, 土壤微生物群落结构主要受火烧恢复阶段驱动(细菌: R^2 = 0.347, P = 0.001; 真菌: R^2 = 0.200, P = 0.001), 此外细菌群落存在较弱但显著的土层主效应(R^2 = 0.071, P = 0.020), 而真菌的土层效应不显著(R^2 = 0.042, P = 0.397), 土层与恢复阶段的交互效应均不显著(细菌: P = 0.779; 真菌: P = 1.000) (附录3)。进一步对不同恢复阶段的单因素PERMANOVA表明, 在任一恢复阶段内, 0–5 cm与5–10 cm两个土层的细菌和真菌群落结构均无显著差异(附录4)。

Mantel分析表明, 0–5 cm土层土壤pH值、有机质、全氮、全磷、速效钾、硝态氮与细菌群落显著相关(P < 0.05); 全氮、全磷、速效磷与真菌群落显著相关(P < 0.05)。其中, pH值与细菌群落的相关性最高(r = 0.705, P < 0.01), 速效磷与真菌群落的相关性最高(r = 0.639, P < 0.01) (图6A)。5–10 cm土层土壤pH值、有机质、全氮、全磷、速效钾、硝态氮与细菌群落显著相关(P < 0.05); 全氮、全钾、全磷、速效钾、硝态氮与真菌群落显著相关(P < 0.05)。其中, 全氮与细菌群落的相关性最高(r = 0.705, P < 0.01), 全磷与真菌群落的相关性最高(r = 0.379, P < 0.01) (图6B)。

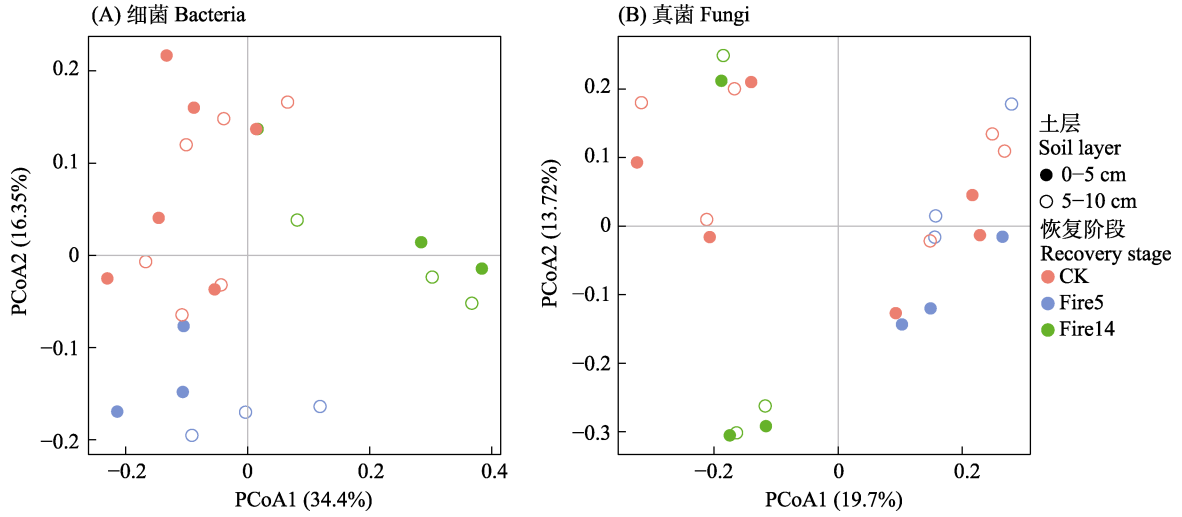


图5　不同恢复阶段各土层土壤细菌(A)和真菌(B)的主坐标分析(PCoA)。CK: 未受火干扰; **Fire5**: 火干扰后5年; **Fire14**: 火干扰后14年。

Fig. 5　Principal coordinates analysis (PCoA) of soil bacteria (A) and fungi (B) in different soil layers at different recovery stages. CK, Unburned; Fire5, 5 years post-fire; Fire14, 14 years post-fire.

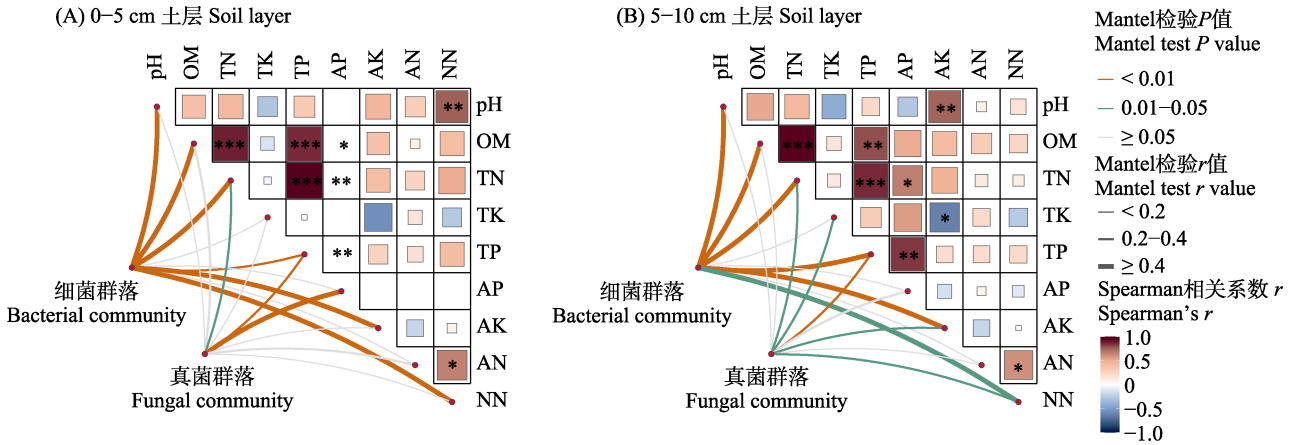


图6　不同土层土壤微生物群落和土壤理化性质的Mantel分析。* *P* < 0.05; ** *P* < 0.01; * *P* < 0.001。OM**: 有机质; **TN**: 全氮; **TK**: 全钾; **TP**: 全磷; **AP**: 速效磷; **AK**: 速效钾; **AN**: 铵态氮; **NN**: 硝态氮。

Fig. 6　Mantel test of soil microbial community and soil physicochemical properties in different soil layers. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$. OM, Organic matter; TN, Total nitrogen; TK, Total potassium; TP, Total phosphorus; AP, Available phosphorus; AK, Available potassium; AN, Ammonium nitrogen; NN, Nitrate nitrogen.

3　讨论

3.1　火干扰后不同恢复阶段对土壤微生物群落多样性、组成及其结构的影响

火干扰后不同恢复阶段显著影响了0–5 cm土层的细菌多样性($P < 0.05$)。本研究中, Fire5和Fire14的0–5 cm土层细菌群落的Shannon指数显著高于CK ($P < 0.05$)。白爱芹等(2012)在大兴安岭地区的研究发现, 火干扰后土壤微生物生物量、代谢活性以及碳源利用能力均显著高于未受火干扰的对照样地, 表明火干扰后初期土壤环境可能短暂地刺激了部分微生物群落的生长。

PCoA和PERMANOVA的结果表明, 火干扰后不同恢复阶段显著影响了土壤微生物群落结构, 王海淇等(2011)对大兴安岭松林的研究也得到了类似的结论, 0–5 cm和5–10 cm土层的细菌数量在恢复14年后均高于CK, 而真菌数量在恢复14年后仍低于CK, 说明细菌数量恢复相对更快, 而真菌数量恢

复可能更滞后。这与两类微生物在生态策略和功能的差异有关: 细菌具有更强的生理耐热性(Bárcenas-Moreno & Bååth, 2009), 且能迅速利用火干扰后释放的速效养分实现群落重建; 而真菌对火干扰较为敏感, 即使轻度火干扰也会导致真菌数量减少(Hamman et al., 2007), 且干扰后土壤pH值升高、有机质组成改变等环境条件更不利于真菌生长, 尤其是依赖复杂有机质或与植物形成菌根的类群, 其恢复更依赖土壤有机库的长期重建和植物群落的演替进程(滕亚玲等, 2025), 导致恢复周期更长、进度更缓慢。

在群落组成上, 酸杆菌门、变形菌门、放线菌门是各土层细菌的优势类群, 子囊菌门和担子菌门则为优势真菌类群, 这与多数火烧迹地微生物群落研究结果一致(Hartmann et al., 2009)。优势类群的丰度动态随恢复阶段呈现规律性变化: 变形菌门为富营养型细菌(Jenkins et al., 2010), 主要参与碳氮循环(Yu et al., 2021; Zhao et al., 2022), 其绝对丰度随恢复进程先降低后增加, 与土壤有机质、全氮、全磷的变化趋势同步; 放线菌门在0–5 cm土层的绝对丰度随恢复时间增加而升高, 在5–10 cm土层表现为先降后升, 其与pH值的相关性提示pH值升高可能有利于该类群维持较高丰度; 酸杆菌门属于寡营养型细菌(赵彬等, 2011), 其相对丰度在0–5 cm土层中与全氮、全磷呈显著负相关(附录5)。而真菌优势类群(子囊菌门、担子菌门)在恢复14年后的绝对丰度仍低于CK, 提示真菌群落对火干扰的响应更为持久。值得注意的是, 优势菌门的绝对丰度与相对丰度变化趋势并不完全一致, 这为解析微生物恢复动态提供了更精细的视角: 绝对丰度反映总量变化, 相对丰度揭示群落组成比例调整, 例如Fire14的酸杆菌门绝对丰度高于CK但相对丰度低于CK, 表明其虽能适应干扰环境, 但竞争力弱于其他细菌类群。

Mantel分析结果表明, pH值是0–5 cm土层细菌群落恢复过程中的关键驱动因子, 这与Qi等(2026)的研究结果一致。pH值可以直接影响细菌这些主要的功能类群(陶玉柱和邸雪颖, 2013), 也可以间接改变其他非生物因子, 如碳氮的可利用性和金属的溶解度(Fernández-Calviño et al., 2010), 因此会对土壤微生物群落产生重要影响。速效磷是0–5 cm土层真菌群落恢复过程中的关键驱动因子。高山土壤本身受到天然磷限制(Vincent et al., 2014), 我们的结果显示Fire5的速效磷低于CK, 这与在其他森林生态系统中观察到的长期火后养分损失情况一致(Bowd et al., 2019)。腐生菌降解有机物的胞外酶合成以及菌根的重建都需要大量的磷投入(Sinsabaugh et al., 2008); 而真菌在土壤磷活化中发挥重要作用(Plassard et al., 2011), 火干扰后速效磷的消耗成为一个关键的资源瓶颈。全氮是5–10 cm细菌群落的关键驱动因子。Liu等(2015)的研究表明, 土壤深度对细菌群落的影响比火烧处理本身更为显著, 总可溶性氮、铵态氮和硝态氮等土壤养分均随土壤深度显著下降。5–10 cm土层的氮缺乏加上土壤pH值变化相对较小, 这可能是造成全氮替代pH值成为5–10 cm土层关键驱动因子的原因。真菌群落在5–10 cm土层中与全磷的相关性最强, 这可能与真菌菌丝在深层土壤中广泛分布、对磷素吸收具有天然优势有关(Zheng et al., 2015)。

3.2 火干扰后不同恢复阶段对土壤真菌群落功能的影响

火干扰后不同恢复阶段的土壤真菌群落营养类型主要分为共生营养型和腐生营养型两大类群, 同时包含多种复合营养型真菌群落。这和滕亚玲等(2025)对藏东南高山松火干扰后土壤真菌群落的研究结果一致。

外生菌根真菌作为共生型真菌的主要组成部分, 其相对丰度的恢复轨迹在两个土层间表现出明显分异。在0–5 cm土层中, 共生型真菌呈现先降后升的趋势。火干扰的高温作用直接对土壤表层真菌菌丝体造成热损伤。外生菌根真菌依赖与宿主植物根系建立的共生网络获取光合产物(Hobbie et al., 2016), 火烧导致地上植被大面积死亡, 削弱了菌根真菌的碳源供给, 使其生长和繁殖受到严重抑制。火干扰后14年时, 外生菌根真菌的恢复可能与宿主植物的根系恢复有关(Glassman et al., 2016)。与表层相反, 5–10 cm土层共生型真菌呈现先升后降的趋势。这一分异可能与火干扰热效应的垂直梯度以及恢复期资源竞争格局的变化有关。一方面, 火干扰的高温损伤主要作用于土壤表层(Bruns et al., 2020), 5–10 cm土层受到上覆土壤的缓冲, 菌丝体受损相对较轻; 另一方面, 5–10 cm土层在Fire14时有机质

显著升高, 为腐生型真菌提供了充足基质, 腐生型真菌在资源竞争中挤占了共生型真菌的生态位, 最终导致深层共生型真菌相对丰度在Fire14时下降。

腐生型真菌在火干扰后也表现出先降低后增加的趋势, 但其驱动机制与外生菌根真菌有所不同。火干扰后腐生型真菌的初期下降同样与火干扰的高温直接杀伤有关。然而, 与依赖活体植物的共生型真菌不同, 腐生型真菌的碳源主要来自植物残体(凋落物、粗木质残体)及其分解产生的复杂有机碳化合物(如纤维素、半纤维素、木质素)。火干扰后大量枯死木和凋落物的输入, 为腐生型真菌创造了丰富的基质条件(Salo et al., 2019), 这是其火干扰后恢复的重要驱动力。在恢复早期, 高温损伤和表层有机质损失可能超过基质输入, 因此腐生型真菌相对丰度下降; 随着死亡有机质分解和土壤有机库重建, 其相对丰度在Fire14阶段回升。

多营养型真菌类群表现出与单一营养型类群相反的变化趋势。Hobbie等(2016)的研究证实, 火烧后初期多营养型真菌(如羊肚菌*Morchella esculenta*)转向腐生营养型能够利用非当年固定碳, 从而在寄主植物大量死亡的环境中存活。火干扰后初期, 剧烈的环境扰动和宿主植物的大量死亡打破了原有的营养资源格局, 使单一营养型真菌受到不同程度抑制。此时, 多营养型真菌凭借其代谢途径的灵活性, 能够同时利用多种碳源, 在资源竞争中获得比较优势, 从而在短期内(5年)相对丰度上升。

3.3 不同土层的微生物恢复差异

PERMANOVA结果表明, 0–5 cm和5–10 cm土层的微生物群落结构在任一恢复阶段内均高度相似; 总体上, 两个土层的恢复轨迹较为接近, 但细菌群落仍表现出一定的浅层分异信号。这一结果与多数文献报道的土壤微生物沿剖面深度发生显著垂直分异的普遍规律有所不同(Fierer et al., 2003; Hartmann et al., 2009; Eilers et al., 2012)。但也有研究表明, 当采样限于浅表层时, 相邻土层间的微生物群落结构差异并不显著(Rao et al., 2020; Bai et al., 2022), 这与本研究的观察一致。

首先, 采样深度跨度的差异是导致结果分歧的关键原因之一。已有研究表明, 土壤微生物在不同土层存在显著分异, 且采样跨度通常较大。例如, Eilers等(2012)在科罗拉多森林的研究深至约2 m, 并跨越多个土壤发生层, 有机碳、pH值等随土壤深度增加发生显著变化, 并由此驱动微生物群落显著分异。相比之下, 本研究划分的0–5 cm与5–10 cm两个土层均位于剖面的浅表层范围之内, 二者所处的环境梯度本身较为有限, 大部分土壤理化性质在未受火干扰样地的两个土层间均无显著差异。而经过恢复后, 有机质、pH、全氮、全磷、硝态氮均发生显著变化, 但是在两个土层之间始终未产生显著差异; 其中, 有机质在两个土层之间的差异甚至随着恢复进程减小。因此, 环境因子在两个土层的高度同步, 这可能是在任一恢复阶段内微生物群落结构在垂直方向上无显著差异的原因。

其次, 亚高山针叶林系统根系密集分布于浅表层的特征, 进一步淡化了浅表层的土壤微生物群落分异。研究表明, 高山松等针叶树种的细根高度集中分布于浅表层土壤(何永涛等, 2009), 0–5 cm与5–10 cm两层均处于根系密集区内。而植物通过根系分泌物和免疫调控, 从周围土壤中定向富集特定微生物类群, 形成相对稳定的根际微生物群落(Naylor et al., 2023)。这是本研究两土层微生物群落结构高度相似的另一重要原因。

此外, 细菌和真菌对土层的响应模式存在差异, 细菌群落对土层的响应强于真菌, 且仅细菌表现出较弱的土层主效应。这一差异可能同样源于两类微生物不同的生态位策略, 细菌世代周期短、对环境变化响应快, 更易体现微弱的层间环境梯度(Hannula et al., 2019); 而真菌(特别是高山松的外生菌根真菌), 其群落结构受根系活动主导而非土壤理化梯度, 因此在浅表两个土层间表现出更高的同质性。尽管如此, 两类微生物均表现出层间恢复轨迹平行的共同特征, 这表明在本研究系统中, 火干扰后的恢复进程对浅表土壤微生物群落的影响是整层耦合的, 而非分层差异化的。

需要指出的是, 本研究的采样深度仅覆盖至10 cm, 未能反映更深层次的微生物分异; 未来研究可通过拓展采样剖面深度, 进一步揭示高山松林系统中微生物群落沿完整土壤剖面的分异格局。

4 结论

火干扰后的长期恢复过程改变了土壤有机质、全氮、全磷、硝态氮、pH值, 从而间接影响了0–5 cm

细菌的α多样性以及0–5 cm和5–10 cm土壤微生物群落结构。多营养型真菌能够同时利用多种碳源, 在火干扰后资源竞争中获得优势, 从而在短期内(5年)相对丰度上升。随着火干扰后恢复时间的增加, 生态系统逐步趋于稳定, 单营养型真菌重新占据其生态位。研究结果表明, 恢复阶段是驱动土壤微生物群落结构变化的主要因素; 相较之下, 土层效应较弱, 其中细菌群落存在较弱但显著的土层效应, 而真菌群落土层效应不显著。

ORCID

温昊 https://orcid.org/0009-0003-4475-2108

参考文献

Agbeshie AA, Abugre S, Atta-Darkwa T, Awuah R (2022) A review of the effects of forest fire on soil properties. Journal of Forestry Research, 33, 1419–1441.

Bai AQ, Fu BJ, Qu LY, Huang YY, Wang LH (2012) The characteristics of soil microbial communities at burned forest sites for the Great Xingan Mountains. Acta Ecologica Sinica, 32, 4762–4771. (in Chinese with English abstract) [白爱芹, 傅伯杰, 曲来叶, 黄元元, 王丽华 (2012) 大兴安岭火烧迹地恢复初期土壤微生物群落特征. 生态学报, 32, 4762–4771.]

Bai ZY, Zheng LB, Bai ZJ, Jia AM, Wang MJ (2022) Long-term cultivation alter soil bacterial community in a forest-grassland transition zone. Frontiers in Microbiology, 13, 1001781.

Bao SD (2000) Soil Agricultural Chemistry Analysis, 3rd edn. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [鲍士旦 (2000) 土壤农化分析(第3版). 中国农业出版社, 北京.]

Bárcenas-Moreno G, Bååth E (2009) Bacterial and fungal growth in soil heated at different temperatures to simulate a range of fire intensities. Soil Biology and Biochemistry, 41, 2517–2526.

Bowd EJ, Banks SC, Strong CL, Lindenmayer DB (2019) Long-term impacts of wildfire and logging on forest soils. Nature Geoscience, 12, 113–118.

Bowd EJ, Egidi E, Lindenmayer DB, Wardle DA, Kardol P, Cary GJ, Foster C (2022) Direct and indirect effects of fire on microbial communities in a pyrodiverse dry-sclerophyll forest. Journal of Ecology, 110, 1687–1703.

Bruns TD, Chung JA, Carver AA, Glassman SI (2020) A simple pyrocosm for studying soil microbial response to fire reveals a rapid, massive response by Pyronema species. PLoS ONE, 15, e0222691.

Chen DF, Wang MY, Si LQ, Zhao FJ, Li W, Li WK, Shu LF (2023) Temporal and spatial distribution characteristics and the influencing factors of lightning fires in Sichuan. Scientia Silvae Sinicae, 59(10), 32–40. (in Chinese with English abstract) [陈涤非, 王明玉, 司莉青, 赵凤君, 李威, 李伟克, 舒立福 (2023) 四川省雷击火时空分布特征及影响因素分析. 林业科学, 59(10), 32–40.]

Eilers KG, Debenport S, Anderson S, Fierer N (2012) Digging deeper to find unique microbial communities: The strong effect of depth on the structure of bacterial and archaeal communities in soil. Soil Biology and Biochemistry, 50, 58–65.

Fernández-Calviño D, Martín A, Arias-Estévez M, Bååth E, Díaz-Raviña M (2010) Microbial community structure of vineyard soils with different pH and copper content. Applied Soil Ecology, 46, 276–282.

Fierer N, Schimel JP, Holden PA (2003) Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. Soil Biology and Biochemistry, 35, 167–176.

Glassman SI, Levine CR, DiRocco AM, Battles JJ, Bruns TD (2016) Ectomycorrhizal fungal spore bank recovery after a severe forest fire: Some like it hot. The ISME Journal, 10, 1228–1239.

Hamman ST, Burke IC, Stromberger ME (2007) Relationships between microbial community structure and soil environmental conditions in a recently burned system. Soil Biology and Biochemistry, 39, 1703–1711.

Hannula SE, Kielak AM, Steinauer K, Huberty M, Jongen R, De Long JR, Heinen R, Bezemer TM (2019) Time after time: Temporal variation in the effects of grass and forb species on soil bacterial and fungal communities. mBio, 10, e02635–19.

Hartmann M, Lee S, Hallam SJ, Mohn WW (2009) Bacterial, archaeal and eukaryal community structures throughout soil horizons of harvested and naturally disturbed forest stands. Environmental Microbiology, 11, 3045–3062.

He YT, Shi PL, Xu LL (2009) Biomass of fine root in different community type on the Tibetan vegetation transect. Scientia Silvae Sinicae, 45(10), 148–151. (in Chinese with English abstract) [何永涛, 石培礼, 徐玲玲 (2009) 拉萨-林芝植被样带不同群落类型的细根生物量. 林业科学, 45(10), 148–151.]

Hobbie EA, Rice SF, Weber NS, Smith JE (2016) Isotopic evidence indicates saprotrophy in post-fire *Morchella* in Oregon and Alaska. Mycologia, 108, 638–645.

Jenkins SN, Rushton SP, Lanyon CV, Whiteley AS, Waite IS, Brookes PC, Kemmitt S, Evershed RP, O'Donnell AG (2010) Taxon-specific responses of soil bacteria to the addition of low level C inputs. Soil Biology and Biochemistry, 42, 1624–1631.

Liu X, Chen CR, Wang WJ, Hughes JM, Lewis T, Hou EQ, Shen JP (2015) Vertical distribution of soil denitrifying communities in a wet sclerophyll forest under long-term repeated burning. Microbial Ecology, 70, 993–1003.

Lou J, Yang L, Wang HZ, Wu LS, Xu JM (2018) Assessing soil bacterial community and dynamics by integrated high-throughput absolute abundance quantification. PeerJ, 6, e4514.

Naylor D, Naasko K, Smith M, Couvillion S, Nicora C, Trejo J, Fransen S, Danczak R, McClure R, Hofmockel KS, Jansson JK (2023) Interactive effects of depth and differential irrigation on soil microbiome composition and functioning. Frontiers in Microbiomes, 2, 1078024.

Plassard C, Louche J, Ali MA, Duchemin M, Legname E, Cloutier-Hurteau B (2011) Diversity in phosphorus mobilisation and uptake in ectomycorrhizal fungi. Annals of Forest Science, 68, 33–43.

Qi H, Ji ML, Ma JH, Qi LY, Xu Q, Yang JY, Wang D, Liu MZ, Miao Y, Dong XD (2026) Direct effects of fire severity on soil microbial diversity and network assembly in a transitional climate forest. Journal of Plant Ecology, 19, rtaf126.

Rao MV, Rice RA, Fleischer RC, Muletz-Wolz CR (2020) Soil fungal communities differ between shaded and sun-intensive coffee plantations in El Salvador. PLoS ONE, 15, e0231875.

Salo K, Domisch T, Kouki J (2019) Forest wildfire and 12 years of post-disturbance succession of saprotrophic macrofungi (Basidiomycota, Ascomycota). Forest Ecology and Management, 451, 117454.

Sasaki T, Ishii NI, Makishima D, Sutou R, Goto A, Kawai Y, Taniguchi H, Okano K, Matsuo A, Lochner A, Cesarz S, Suyama Y, Hikosaka K, Eisenhauer N (2022) Plant and microbial community composition jointly determine moorland multifunctionality. Journal of Ecology, 110, 2507–2521.

Sinsabaugh RL, Lauber CL, Weintraub MN, Ahmed B, Allison SD, Crenshaw C, Contosta AR, Cusack D, Frey S, Gallo ME, Gartner TB, Hobbie SE, Holland K, Keeler BL, Powers JS, Stursova M, Takacs-Vesbach C, Waldrop MP, Wallenstein MD, Zak DR, Zeglin LH (2008) Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. Ecology Letters, 11, 1252–1264.

Steenwerth KL, Jackson LE, Calderón FJ, Stromberg MR, Scow KM (2002) Soil microbial community composition and land use history in cultivated and grassland ecosystems of coastal California. Soil Biology and Biochemistry, 34, 1599–1611.

Sun Y, Yang YQ, Zhou FP, Yang M, Yang XY (2025) Effect of fire disturbance factors on the physicochemical properties of forest soil. Journal of Sichuan Forestry Science and Technology, 46(4), 38–46. (in Chinese with English abstract) [孙玉, 杨耀权, 周发平, 杨敏, 杨晓燕 (2025) 火干扰因子对森林土壤理化性质的影响. 四川林业科技, 46(4), 38–46.]

Tang J, Chen ZL, Fang JP (2019) Estimation of soil conservation value of Tibet forestry ecosystem based on energy value. Journal of Plateau Agriculture, 3, 1–8, 14. (in Chinese with English abstract) [唐佳, 陈芝兰, 方江平 (2019) 基于能值分析的西藏森林生态系统保育土壤价值估算. 高原农业, 3, 1–8, 14.]

Tao YZ, Di XY (2013) Fire interference on forest soil microbial communities and the mechanism: A review. Scientia Silvae Sinicae, 49(11), 146–157. (in Chinese with English abstract) [陶玉柱, 邸雪颖 (2013) 火对森林土壤微生物群落的干扰作用及其机制研究进展. 林业科学, 49(11), 146–157.]

Teng YL, Gong JX, Gao WW, Hou L (2025) Response of soil fungal communities to forest fire intensity in *Pinus densata* forests of Southeast Xizang. Journal of West China Forestry Science, 54(5), 72–80. (in Chinese with English abstract) [滕亚玲, 巩佳鑫, 高宛宛, 侯磊 (2025) 藏东南高山松林土壤真菌群落对林火强度的响应. 西部林业科学, 54(5), 72–80.]

Vincent AG, Sundqvist MK, Wardle DA, Giesler R (2014) Bioavailable soil phosphorus decreases with increasing elevation in a subarctic tundra landscape. PLoS ONE, 9, e92942.

Wang HQ, Guo AX, Di XY (2011) Immediate changes in soil organic carbon and microbial biomass carbon after an experimental fire in Great Xing'an Mountains. Journal of Northeast Forestry University, 39(5), 72–76. (in Chinese with English abstract) [王海淇, 郭爱雪, 邸雪颖 (2011) 大兴安岭林火点烧对土壤有机碳和微生物量碳的即时影响. 东北林业大学学报, 39(5), 72–76.]

Yu MJ, Su WQ, Huang LB, Parikh SJ, Tang CX, Dahlgren RA, Xu JM (2021) Bacterial community structure and putative nitrogen-cycling functional traits along a charosphere gradient under waterlogged conditions. Soil Biology and Biochemistry, 162, 108420.

Zhang HY, Zhang XD, Li J, Wang DM (2005) Outline of soil microbial biomass measurement methods. Journal of Microbiology, 25(4), 95–99. (in Chinese with English abstract) [张海燕, 张旭东, 李军, 王冬梅 (2005) 土壤微生物量测定方法概述. 微生物学杂志, 25(4), 95–99.]

Zhao B, Sun L, Hu HQ, Sun ZH (2011) Post-fire soil microbial biomass and nutrient content of *Larix gmelinii* forest in autumn. Journal of Natural Resources, 26, 450–459. (in Chinese with English abstract) [赵彬, 孙龙, 胡海清, 孙志虎 (2011) 兴安落叶松林火后对土壤养分和土壤微生物生物量的影响. 自然资源学报, 26, 450–459.]

Zhao F, Wang J, Li Y, Xu X, He L, Wang J, Ren C, Guo Y (2022) Microbial functional genes driving the positive priming effect in forest soils along an elevation gradient. Soil Biology and Biochemistry, 165, 108498.

Zheng CY, Chai MM, Jiang SS, Zhang SB, Christie P, Zhang JL (2015) Foraging capability of extraradical mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi to soil phosphorus patches and evidence of carry-over effect on new host plant. Plant and Soil, 387, 201–217.

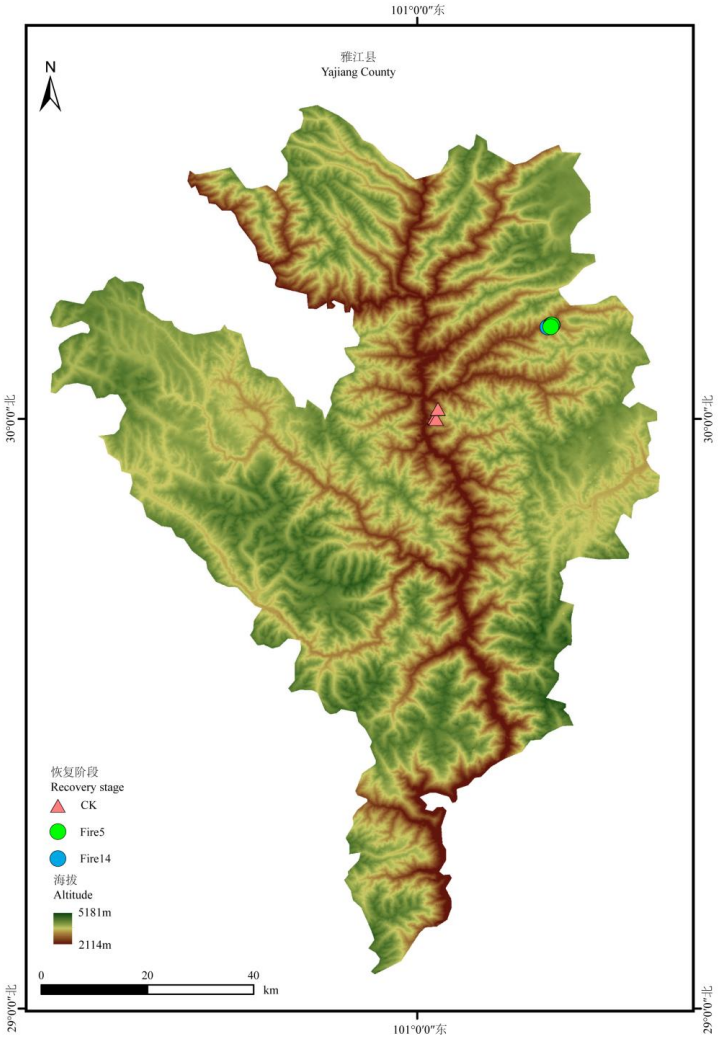
Zheng Q, Cui XY, Di XY, Jin S (2012) Effects of different forest fire intensities on microbial community functional diversity in forest soil in Daxing'anling. Scientia Silvae Sinicae, 48(5), 95–100. (in Chinese with English abstract) [郑琼, 崔晓阳, 邸雪颖, 金森 (2012) 不同林火强度对大兴安岭偃松林土壤微生物功能多样性的影响. 林业科学, 48(5), 95–100.]

(责任编委: 崔宝凯　责任编辑: 李会丽)

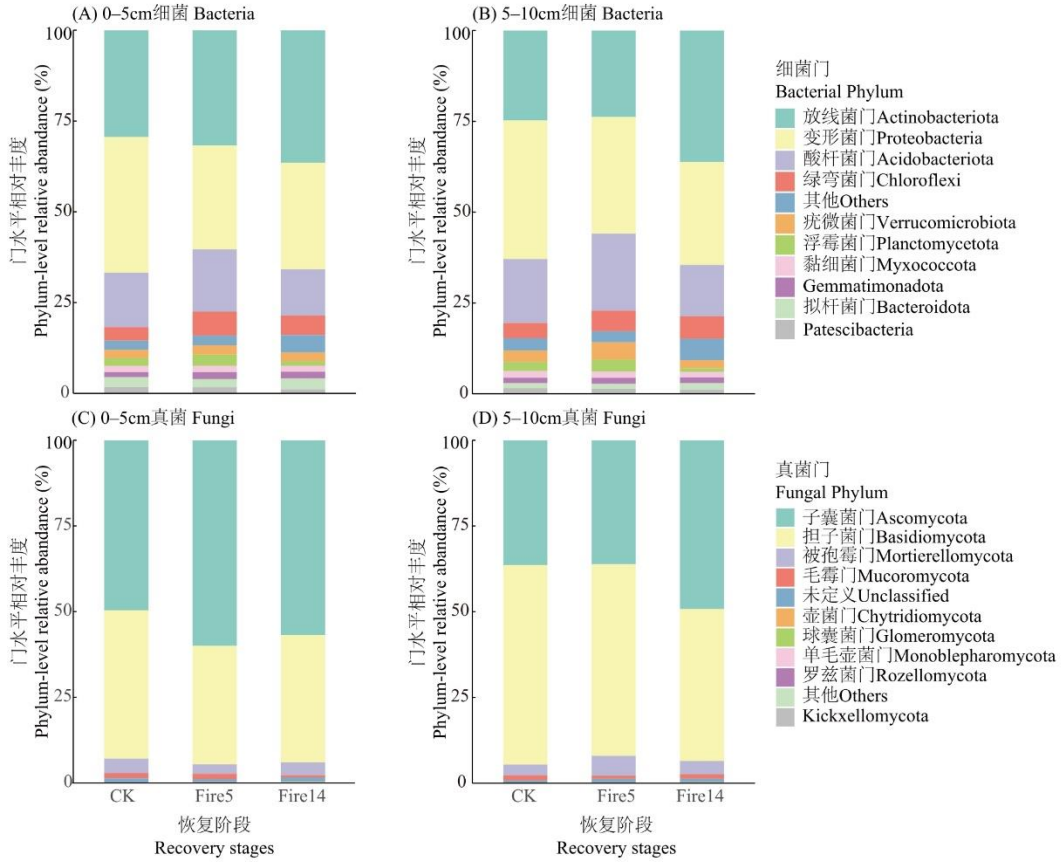
附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026080

温昊，林波，陈婧，尚鹤，陈展 (2026) 高山松林火烧迹地不同恢复阶段土壤微生物多样性和群落特征. 生物多样性，34，26080. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026080.



附录1　雅江县火干扰及对照样地分布图。CK: 未受火干扰; **Fire5**: 火干扰后5年; **Fire14**: 火干扰后14年。
Appendix 1　Distribution map of fire disturbance and control plots in Yajiang County. CK, Unburned; Fire5, 5 years post-fire; Fire14, 14 years post-fire.



附录 2　不同恢复阶段土壤微生物优势菌门的相对丰度。(A) 0-5 cm 细菌; (B) 5-10 cm 细菌; (C) 0-5 cm 真菌; (D) 5-10 cm 真菌。CK: 未受火干扰; **Fire5**: 火干扰后 **5** 年; **Fire14**: 火干扰后 **14** 年。

Appendix 2　Relative abundance of dominant phyla of soil microorganisms at different recovery stages. (A)0-5 cm Bacteria; (B) 5-10 cm Bacteria; (C) 0-5 cm Fungi; (D) 5-10 cm Fungi. CK, Unburned; Fire5, 5 years post-fire; Fire14, 14 years post-fire.

温昊, 林波, 陈婧, 尚鹤, 陈展 (2026) 高山松林火烧迹地不同恢复阶段土壤微生物多样性和群落特征. 生物多样性, 34, 26080. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026080.

附录 3　火干扰后恢复阶段和土层对土壤微生物群落结构影响的双因素 PERMANOVA 检验

Appendix 3　Two-way PERMANOVA test of the effects of recovery stage after fire disturbance and soil layer on soil microbial community structure

微生物 Microorganism	因素 Factor	R^2	P
细菌 Bacteria	土层 Soil layer	0.071	0.020
	恢复阶段 Recovery stage	0.347	0.001
	土层 × 恢复阶段 Soil layer × recovery stage	0.043	0.779
真菌 Fungi	土层 Soil layer	0.042	0.397
	恢复阶段 Recovery stage	0.200	0.001
	土层 × 恢复阶段 Soil layer × recovery stage	0.030	1.000

温昊, 林波, 陈婧, 尚鹤, 陈展 (2026) 高山松林火烧迹地不同恢复阶段土壤微生物多样性和群落特征. 生物多样性, 34, 26080. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026080.

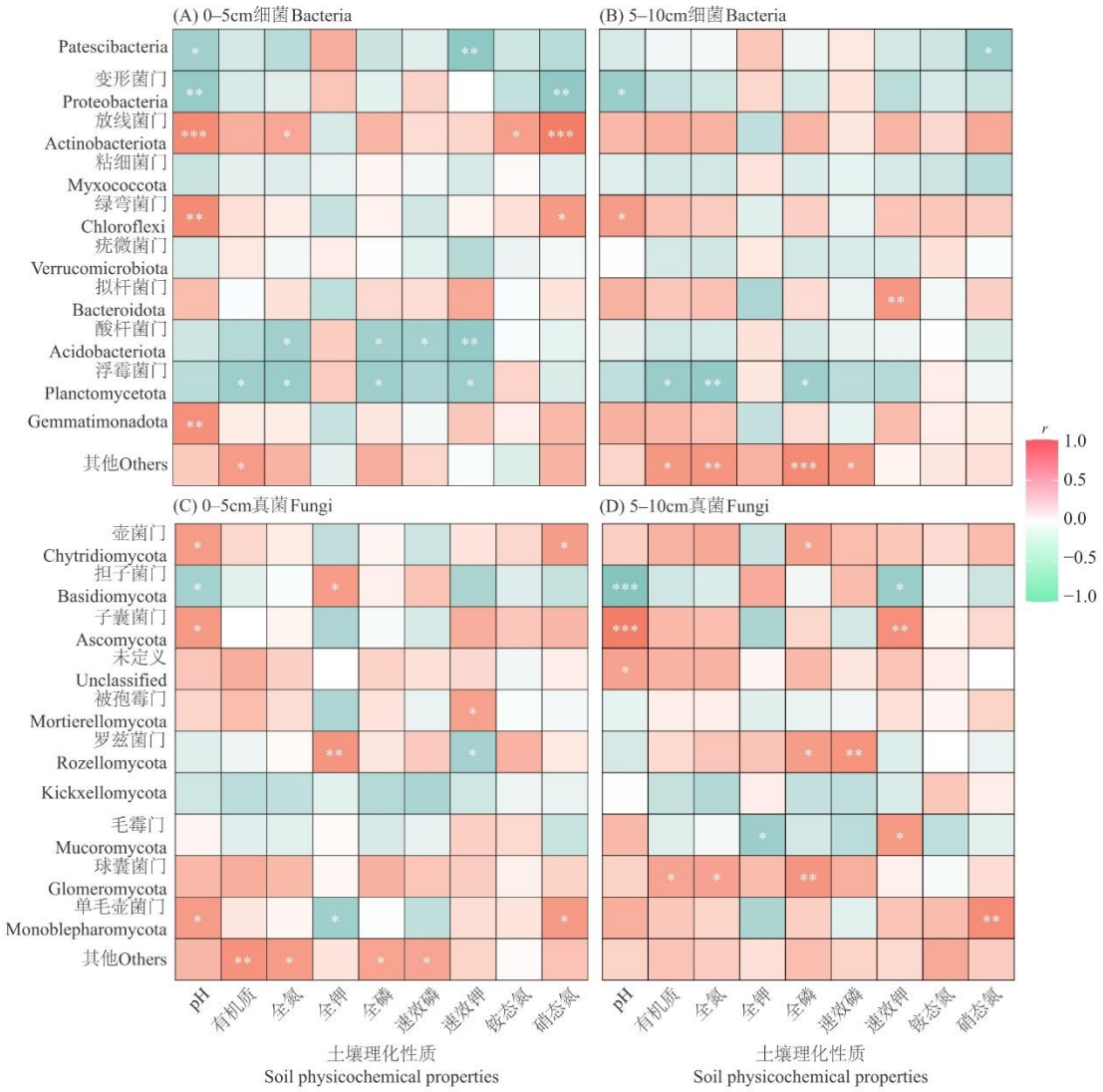
附录 4　火干扰后不同恢复阶段的土层对微生物群落结构影响的 PERMANOVA 检验

Appendix 4　PERMANOVA test of the impact of soil layers on microbial community structure at different recovery stages after fire disturbance

微生物 Microorganism	CK		Fire5		Fire14	
	R^2	P	R^2	P	R^2	P
细菌 Bacteria	0.114	0.164	0.362	0.1	0.119	0.8
真菌 Fungi	0.056	0.854	0.222	0.5	0.056	0.7

CK: 未受火干扰; **Fire5**: 火干扰后 **5** 年; **Fire14**: 火干扰后 **14** 年。

CK, Unburned; Fire5, 5 years post-fire; Fire14, 14 years post-fire.



附录 5　土壤微生物优势菌门和土壤理化性质的相关性分析。(A) 0-5 cm 细菌; (B) 5-10 cm 细菌; (C) 0-5 cm 真菌; (D) 5-10 cm 真菌。* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$。

Appendix 5　Correlation analysis between dominant phyla of soil microorganisms and soil physicochemical properties. (A) 0–5 cm Bacteria; (B) 5–10 cm Bacteria; (C) 0–5 cm Fungi; (D) 5–10 cm Fungi. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26122, pages 1–20
doi: 10.17520/biods.2026122
cstr: 32101.14.biods.2026122

•土壤生物多样性专题•

银杉天然林与人工林土壤微生物多样性、网络结构及功能潜力差异

谢鹏[1#], 周志波[1#], 樊绍刚[1], 莫平[1], 黄科瑞[1], 邓爱华[1], 杨友伟[1], 伍飞[2], 肖德伟[3], 王云[1*]

1. 湖南文理学院生命与环境科学学院, 湖南常德 415000; 2. 城步苗族自治县青界山国有林场, 湖南城步 422500; 3. 滁口国有林场, 湖南资兴 423400

摘要: 银杉(*Cathaya argyrophylla*)是松科银杉属(*Cathaya*)的唯一现存种, 具有重要的进化研究价值。作为典型的外生菌根依赖型树种, 其迁地保护和人工繁育常面临幼苗存活率低、种群更新缓慢等瓶颈, 这可能与银杉人工林土壤微生物群落结构及功能的变化有关, 相关变化导致养分循环受阻, 进而影响幼苗生长。为揭示人工栽培对银杉土壤微生态的影响机制, 本研究基于16S rRNA和ITS高通量测序技术, 比较分析了银杉人工林与天然林土壤理化性质及土壤微生物群落多样性、构建机制、网络特征与功能潜力的差异。结果表明: 银杉人工林土壤的有效磷、速效钾、硝态氮含量及pH值显著高于天然林, 而总碳和有机质含量较低; 人工林土壤细菌α多样性显著高于天然林, 但微生物共现网络的连通性和稳定性显著下降; 群落构建机制由确定性选择主导转向随机过程主导。物种组成上, 天然林富集热酸菌属(*Acidothermus*)、树粉孢属(*Oidiodendron*)等耐酸性共生类群, 人工林则以芽孢杆菌属(*Bacillus*)、木霉属(*Trichoderma*)等富营养型类群为主。现行人工林经营模式虽短期内提高了土壤养分有效性和细菌多样性, 却导致微生物网络结构碎片化、关键共生菌群丧失及功能潜力退化, 可能通过削弱银杉的菌根养分获取能力和土壤生态系统的缓冲能力, 限制种群的长期恢复与自我维持。因此, 银杉迁地保护应从单纯关注植物个体存活转向维护土壤微生态网络完整性, 建议采取减少化肥投入、促进凋落物回归、调控土壤pH值至适宜范围(4.5–5.5)、引入土著关键共生菌群等措施, 重建功能稳定、互惠主导的根际互作体系, 为银杉等菌根依赖型珍稀物种的可持续保护提供微生态支撑。

关键词: 银杉; 土壤微生物群落; 微生物网络稳定性; 群落构建; 可持续管理; 迁地保护

谢鹏, 周志波, 樊绍刚, 莫平, 黄科瑞, 邓爱华, 杨友伟, 伍飞, 肖德伟, 王云 (2026) 银杉天然林与人工林土壤微生物多样性、网络结构及功能潜力差异. 生物多样性, 34, 26122. doi: 10.17520/biods.2026122; cstr: 32101.14.biods.2026122.

Xie P, Zhou ZB, Fan SG, Mo P, Huang KR, Deng AH, Yang YW, Wu F, Xiao DW, Wang Y (2026) Soil microbial diversity, network structure, and functional potential differ between natural and plantation forests of *Cathaya argyrophylla*. Biodiversity Science, 34, 26122. doi: 10.17520/biods.2026122; cstr: 32101.14.biods.2026122.

Soil microbial diversity, network structure, and functional potential differ between natural and plantation forests of *Cathaya argyrophylla*

Peng Xie[1#], Zhibo Zhou[1#], Shaogang Fan[1], Ping Mo[1], Kerui Huang[1], Aihua Deng[1], Youwei Yang[1], Fei Wu[2], Dewei Xiao[3], Yun Wang[1*]

1 *College of Life and Environmental Sciences, Hunan University of Arts and Science, Changde, Hunan 415000, China*
2 *Qingjieshan State Forest Farm, Chengbu Miao Autonomous County, Chengbu, Hunan 422500, China*
3 *Chukou State-Owned Forest Farm, Zixing, Hunan 423400, China*

收稿日期 Received: 2026-04-09; 接受日期 Accepted: 2026-07-08
基金项目: 湖南省自然科学基金(2026JJ50424; 2023JJ30436; 2023JJ40464; 2023JJ50051)和国家自然科学基金(32501690) Supported by the Natural Science Foundation of Hunan Province (2026JJ50424; 2023JJ30436; 2023JJ40464; 2023JJ50051) and the National Natural Science Foundation of China (32501690)
共同第一作者 Co-first authors
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: wy2015@huas.edu.cn

ABSTRACT

Aims: *Cathaya argyrophylla* is the only extant species of the genus *Cathaya* in the family Pinaceae and has great evolutionary significance. As a typical ectomycorrhizal-dependent tree species, its *ex situ* conservation and artificial propagation are often constrained by low seedling survival and slow population regeneration. These limitations may be associated with disturbances to the rhizosphere microecosystem under artificial cultivation. This study aimed to reveal the effects of artificial cultivation on the soil microecology of *C. argyrophylla* and to provide a scientific basis for improving conservation strategies.

Methods: Using high-throughput sequencing of the 16S rRNA gene and ITS regions, we characterized soil microbial communities and evaluated differences in soil physicochemical properties, microbial diversity, community assembly processes, co-occurrence network characteristics, and functional potential between *C. argyrophylla* plantations and natural forests.

Results: Compared with natural forests, plantation soils had significantly higher available phosphorus, available potassium, nitrate nitrogen, and pH, but lower total carbon and soil organic matter contents. Bacterial α diversity was significantly higher in plantation soils, whereas the connectivity and stability of microbial co-occurrence networks markedly decreased. Community assembly shifted from deterministic selection-dominated processes in natural forests to increased stochastic processes in plantations. In terms of taxonomic composition, natural forests were enriched with acid-tolerant and symbiotic taxa such as *Acidothermus* and *Oidiodendron*, whereas plantations were dominated by copiotrophic taxa such as *Bacillus* and *Trichoderma*.

Conclusion: Current plantation management practices may enhance soil nutrient availability and bacterial diversity in the short term, but they are also associated with fragmented microbial network structures, loss of key symbiotic taxa, and degradation of functional potential. These changes may constrain the long-term recovery and self-maintenance of *C. argyrophylla* populations by weakening mycorrhizal nutrient acquisition and the buffering capacity of soil ecosystems. Therefore, *ex situ* conservation of *C. argyrophylla* should shift from a sole focus on plant survival to the maintenance of soil microecological network integrity. Management practices such as reducing chemical fertilizer inputs, promoting litter return, maintaining moderately acidic soil conditions, and introducing indigenous keystone symbiotic taxa may help reconstruct a functionally stable and mutualism-dominated rhizosphere interaction system, thereby providing microecological support for the sustainable conservation of *C. argyrophylla* and other mycorrhizal-dependent rare species.

Key words: *Cathaya argyrophylla*; soil microbiome communities; microbial network stability; community assembly; sustainable management; *ex situ* conservation

银杉(*Cathaya argyrophylla*)是中国特有的第三纪孑遗植物, 为银杉属(*Cathaya*)唯一现存种, 被列为国家一级重点保护野生植物(谢宗强, 1995; He et al., 2023), 并在IUCN红色名录中被评定为“易危”(VU)物种(IUCN, 2025)。其野生种群数量稀少、分布分散, 而长期地理隔离和遗传多样性下降限制了其环境适应能力(买凯乐等, 2022; Sun et al., 2023; 冯育才等, 2024)。受生境丧失、气候变化、种子传播受限和发芽率低等影响, 银杉自然更新严重受限(Qian et al., 2016; 高雨轩等, 2025)。尽管我国已开展原生境保护、迁地保护和人工繁殖等措施(谢宗强等, 1995; 邢树堂等, 2006), 但人工繁育种群仍存在挂果与结实延迟、死亡率较高等问题(王林津等, 2024), 且回归野外后难以形成自我维持的稳定群落(David et al., 2019; Fan et al., 2020)。除遗传因素外, 这种迁地保护瓶颈还可能与人工栽培对根际微生态系统的干扰有关(Bonfante & Anca, 2009)。

土壤微生物是森林生态系统养分循环、植物–土壤反馈和群落更新的重要驱动因子, 在植物养分吸收、抗逆性形成和病原抑制中发挥着重要作用(Berendsen et al., 2012; van der Heijden et al., 2015)。对于银杉等外生菌根依赖型树种, 植物–外生菌根真菌(ectomycorrhizal fungi, ECMF)–细菌构成的地下互作网络是维持其养分获取、环境适应和种群稳定的重要基础(van der Heijden et al., 2015)。微生物群落的构建机制和共现网络结构被认为是衡量土壤生态系统稳定性、恢复潜力和环境响应方式的重要指标(Faust & Raes, 2012; Banerjee et al., 2018), 其变化也可能预示生态系统功能由资源保守型向资源快速周转型转变。因此, 从土壤微生物角度解析银杉人工林与天然林的差异, 有助于理解其人工繁育和迁地保护瓶颈的形成机制。

生境异质性是驱动地下微生物分化的重要因素。天然林与人工林在植被结构、枯落物输入、土壤扰动和经营管理方式等方面存在显著差异, 并进一步改变土壤理化性质及微生物群落特征(Gilliam, 2025)。天然林通常具有较稳定的土壤微环境和连续的有机质输入, 而人工林常受清林、施肥、基质处理或人为扰动影响, 导致土壤pH值、速效养分、有机质和碳氮循环过程发生改变(Wang et al., 2021; Sawada et al., 2023), 进而驱动细菌和真菌群落组成、共现网络结构及功能潜力的分化。全球范围内, 天然林向人工林转变通常导致土壤微生物多样性降低、群落组成改变和网络复杂性受损(Wang et al., 2021; Sawada et al., 2023)。例如, 热带森林转换为人工橡胶(*Hevea brasiliensis*)林使土壤真菌多样性下降50%以上(Guillaume et al., 2018), 温带针叶林人工化后菌根真菌丰度显著降低(Wang et al., 2024)。在中国, 对马尾松(*Pinus massoniana*)、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)等人工林的研究也证实了类似趋势(Xun et al., 2021; Gong et al., 2025)。这些变化不仅影响土壤肥力和生态系统稳定性, 也可能改变ECMF在地下生态网络中的相对地位。人工繁育中常用的灭菌基质和单一施肥管理可能改变根际微生物组成, 削弱原有共生体系, 并降低土壤微生物群对病原菌的抑制作用(van der Heijden et al., 2008; Berendsen et al., 2012)。因此, 人工林不仅改变土壤环境, 也可能重塑地下生态系统的调控方式。

已有研究表明, 银杉根际微生物群落对土壤理化性质具有显著响应, 细菌与真菌群落结构及丰度与土壤pH值、养分等因子密切相关(Xie et al., 2023)。在环境胁迫下, 银杉表现出较强的菌根依赖性, 并与根际微生物形成特征性共关联格局, 表明微生物互作体系可能参与其抗逆和适应过程(Vaario et al., 2006)。然而, 现有研究多集中于银杉根际细菌或真菌群落组成的描述(Wei et al., 2024; 王玉凤等, 2025), 对人工林与天然林之间土壤微生物多样性、细菌–真菌互作网络、群落构建机制及功能潜力的综合比较仍然不足。因此, 人工栽培是否会改变银杉土壤微生物群落结构、削弱共生型微生物类群, 并影响地下微生物网络稳定性, 仍有待进一步阐明。

基于此, 本研究以银杉人工林和天然林为对象, 结合16S rRNA和ITS高通量测序、群落构建模型及共现网络分析, 比较不同林分类型间土壤细菌和真菌群落结构、微生物互作关系及功能潜力的差异。本研究提出以下假设: (1)银杉天然林与人工林土壤微生物群落在多样性、组成及功能潜力上存在显著差异; (2)人工栽培通过改变土壤理化环境, 可能影响微生物群落构建过程, 并降低共现网络的整体连通性和稳定性; (3)天然林中富集的菌根真菌和嗜酸细菌可能是维持银杉土壤微生态网络稳定性和功能潜力的关键枢纽, 而人工林土壤微生物网络表现出较低连通性和较高模块化特征。为验证上述假设, 本研究系统解析了银杉天然林与人工林的土壤微生物群落组成、生态组装机制及网络互作模式, 以揭示人工栽培对银杉土壤微生态的影响机制, 为优化银杉人工栽培土壤调控策略、共生菌群修复和地下共生网络重建提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

本研究以自然生长和人工栽培的银杉种群为研究对象, 于2023年5月在湖南省选取2个天然林分布区(邵阳市城步苗族自治县沙角洞银杉自然保护区、郴州市资兴市八面山国家级自然保护区)和2个人工林栽培区(城步苗族自治县青界山国有林场、新宁县崀山珍稀植物研究所)进行样品采集。各样地的基本信息及经营情况见表1。

(1)邵阳市城步苗族自治县沙角洞银杉自然保护区(25°58′–26°42′ N, 109°58′–110°37′ E)属亚热带山地气候, 年均温约16.1℃, 年降水量约1,200 mm。银杉天然林主要分布于罗汉洞林区的狭窄山脊地带, 群落类型为银杉–长苞铁杉(*Tsuga longibracteata*)混交林。本研究在该区域天然林中设置2个标准样地, 分别为马屁股(CBE)样地(26°32′ N, 110°34′ E, 海拔928 m)和乱岩洞(CBY)样地(26°32′ N, 110°34′ E, 海拔1,066 m)。林分为自然生长的成熟林, 基本无人工经营干扰。(2)郴州市资兴市八面山国家级自然保护区(25°54′–26°06′ N, 113°37′–113°50′ E)属亚热带湿润季风气候, 年均温约15.8℃, 年降水量约1,900 mm。群落类型为银杉–甜槠(*Castanopsis eyrei*)混交林, 土壤类型为山地黄壤。本研究在该区域天然林中设置2个标准样地, 分别为丝茅坪(SMP)样地

表1 银杉天然林与人工林样地基本信息

Table 1 Basic information of sampling sites in natural and plantation forests of *Cathaya argyrophylla*

林分类型 Forest stand type	样地 Plot	地点 Location	海拔 Altitude (m)	坡向 Slope aspect	母岩 Parent material	土壤类型 Soil type	郁闭度 Canopy closure	管理方式 Management regime
天然林 Natural forest	马屁股 Mapigu (CBE)	沙角洞银杉自然保护区 Shajiaodong yinshan Natural reserve	928	北坡 North slope	石灰岩、页岩和砂岩 Limestone, shale and sandstone	山地黄壤 Mountain yellow soil	0.85	无 None
	乱岩洞 Luanyandong (CBY)		1,066	东北坡 Northeast slope	石灰岩、页岩和砂岩 Limestone, shale and sandstone	山地黄壤 Mountain yellow soil	0.90	无 None
	丝茅坪 Simaoping (SMP)	八面山国家级自然保护区 Bamianshan National Nature Reserve	1,137	西北坡 Northwest slope	花岗岩和板岩 Granite and slate	红壤和黄壤 Red soil and yellow soil	0.85	无 None
	脚盆寮 Jiaopenliao (JPL)		1,213	西北坡 Northwest slope	花岗岩和板岩 Granite and slate	红壤和黄壤 Red soil and yellow soil	0.85	无 None
人工林 Plantation forest	城步-1 Chengbu-1	青界山国有林场 Qingjieshan State Forest Farm	600	南坡 South slope	石灰岩、页岩和砂岩 Limestone, shale and sandstone	山地黄壤 Mountain yellow soil	0.60	粗放 Extensive
	新宁-1 Xinning-1	崀山珍稀植物研究所 Langshan Rare Plant Research Institute	400	东南坡 Southeast slope	红色砂砾岩 Red gravelly sandstone	红壤和紫色土 Red soil and purple soil	0.75	中等 Moderate
	新宁-2 Xinning-2		400	东南坡 Southeast slope	红色砂砾岩 Red gravelly sandstone	红壤和紫色土 Red soil and purple soil	0.75	中等 Moderate
	新宁-3 Xinning-3		400	东南坡 Southeast slope	红色砂砾岩 Red gravelly sandstone	红壤和紫色土 Red soil and purple soil	0.75	中等 Moderate

(26°04′ N, 113°42′ E, 海拔1,137 m)和脚盆寮(JPL)样地(26°04′ N, 113°42′ E, 海拔1,213 m)。2个样地林分为自然生长的成熟林, 未受到明显人工经营干扰。(3)城步苗族自治县青界山国有林场(26°33′ N, 110°34′ E)属亚热带山地气候, 年均温约16.1℃, 年降水量约1,200 mm。本研究在该区域人工林中设置1个标准样地。该人工林林龄约15年, 银杉平均株高约4.2 m, 平均胸径约6.5 cm, 密度约800株/ha。该人工林采用粗放管理方式, 无常规耕作和施肥, 仅偶有补充灌溉和零星林下抚育, 林下草本盖度约15%, 主要为蕨类植物。(4)新宁县崀山珍稀植物研究所(26°25′ N, 110°50′ E), 属亚热带季风气候, 年均温约16.5℃, 年降水量约1,250 mm。本研究在该区域人工林中设置3个标准样地。该人工林林龄约13年, 银杉平均株高约4.8 m, 平均胸径约7.2 cm, 密度约1,000株/ha。该林分建植期采用中等强度管理, 主要包括定期灌溉及偶尔机械除草, 未进行持续性土壤改良, 亦无明确施肥记录, 林下草本盖度约10%, 以杂草为主。

1.2 样品采集及处理

本研究在上述选定的研究区域内共选取4个天然林样地和4个人工林样地。在每个林分样地内各设置3个20 m × 20 m (天然林12个、人工林12个)。在每个样方内采用五点取样法采集表层土壤(0–20 cm), 即在样方四角及中心各设1个采样点, 采集5个子土样后混匀作为1个复合样品, 共24个土壤样品。所有采集的土壤样品过2.0 mm筛, 去除植物根系和石块等杂质。混合均匀后的土样分为3份: 一份置于−80℃保存, 用于土壤微生物总DNA提取; 一份置于4℃保存, 用于测定硝态氮(NO_3^--N)和铵态氮(NH_4^+-N); 剩余部分自然风干, 用于测定其他土壤理化性质。

1.3 土壤理化性质测定

土壤理化性质均依据国家生态环境标准或农业和林业行业标准进行测定。采用电位法(土水比1 : 2.5, w/v) (LY/T 1239-1999)测定土壤pH值; 采用元素分析仪干烧法(HJ 695-2014)测定总碳(total carbon, TC); 采用凯氏定氮法(LY/T 1228-2015)测定全氮(total nitrogen, TN); 采用碱解扩散法(LY/T 1228-2015)测定速效氮(available nitrogen, AN); 采用重铬酸钾氧化-外加热法(NY/T 1121.6-2006)测定

土壤有机质(soil organic matter, SOM), 以硫酸亚铁铵滴定; 采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗分光光度法(NY/T 1121.7-2014)测定(波长880 nm)有效磷(available phosphorus, AP); 采用乙酸铵浸提-火焰光度法(波长589 nm) (NY/T 889-2004)测定速效钾(available potassium, AK); 采用靛酚蓝比色法(波长630 nm)测定NH_4^+-N, 经镉柱还原后采用重氮偶合法(波长543 nm) (LY/T 1228-2015)测定NO_3^--N。

1.4 土壤微生物DNA提取与PCR扩增

按照制造商说明书, 使用土壤微生物DNA提取试剂盒(Soil Microbe DNA Kit, QIAGEN, USA)从每个土壤样品的3个生物学重复中提取总DNA。利用NanoDrop 2000紫外-可见分光光度计(Thermo Scientific, USA)评估DNA的浓度和纯度, 并通过1%琼脂糖凝胶电泳检测DNA质量。细菌16S rRNA基因V4高变区采用引物对338F (5′-ACTCCTACGGGAGGCAGCA-3′)和806R (5′-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3′)进行扩增; 真菌ITS区段采用引物对ITS1F (5′-CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA-3′)和ITS2R (5′-GCTGCGTTCTTCATCGATGC-3′)进行扩增。PCR扩增在ABI GeneAmp 9700 PCR仪上进行, 使用TransStart FastPfu DNA聚合酶。20 μL反应体系包括: 4 μL 5× FastPfu缓冲液、2 μL 2.5 mM dNTPs、正反向引物(5 μM)各0.8 μL、0.4 μL FastPfu聚合酶(TransGen Biotech, Beijing)以及10 ng模板DNA, 并用ddH□O补足至20 μL。PCR扩增程序为: 95℃预变性3 min; 28个循环(95℃变性30 s, 55℃退火30 s, 72℃延伸45 s); 最后72℃延伸10 min。同一样品的3个PCR重复产物混合后, 经2%琼脂糖凝胶电泳检测, 使用AxyPrep DNA凝胶回收试剂盒(Axygen, USA)切胶回收目标片段, 并经Tris-HCl洗脱。回收产物采用QuantiFluor™-ST荧光定量系统(Promega, USA)进行定量, 根据测序需求等摩尔混合构建文库, 并在Illumina MiSeq平台上进行双端测序(2×250 bp), 测序由上海美吉生物医药科技有限公司完成。实验全过程均设置PCR阴性对照和提取空白对照。所有原始测序数据已提交至美国国家生物技术信息中心(National Center for Biotechnology Information, NCBI; https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/)的序列读取档案库(Sequence Read Archive, SRA), BioProject登录号(accession number)分别为PRJNA1187013和PRJNA1187014。

1.5 高通量测序数据处理

在完成DNA提取、PCR扩增及Illumina高通量测序后, 对获得的原始测序数据进行系统的生物信息学分析。使用FLASH v1.2.11软件(Magoč & Salzberg, 2011)对细菌16S rRNA基因和真菌ITS基因的双端测序序列进行拼接, 获得原始序列标签。采用QIIME软件v1.9.1 (Caporaso et al., 2010)进行序列质量控制, 并用于物种分类组成统计、β多样性分析及稀释曲线绘制。序列的操作分类单元(operational taxonomic units, OTUs)聚类采用UPARSE v7.0.1090软件(Edgar , 2013)完成。分类学注释使用RDP v2.11分类器(Wang et al., 2007)进行。OTU表的构建采用USEARCH v11软件(Edgar, 2010)实现。细菌序列以70%的置信度阈值与SILVA数据库(https://www.arb-silva.de)进行比对注释(Pruesse et al., 2007), 真菌ITS序列采用相同的RDP分类算法, 并与UNITE数据库(https://unite.ut.ee)进行比对分析(Nilsson et al., 2019)。

1.6 数据处理与统计分析

所有统计分析均在R v4.2.1语言环境中完成。在进行参数统计分析前, 对数据进行正态性和方差齐性检验, 必要时对数据进行对数或平方根转换, 以满足统计假设条件。土壤理化性质组间差异采用单因素方差分析进行比较, 并使用Tukey's HSD方法进行事后多重比较。

为开展α和β多样性分析, 细菌16S rRNA和真菌ITS数据集分别按最小测序深度抽平至27,814条和49,823条序列。α多样性通过OTU丰富度、Chao1指数和Shannon指数进行评估。β多样性基于Bray-Curtis距离矩阵计算, 通过主坐标分析(principal coordinates analysis, PCoA)进行可视化, 并采用置换多元方差分析(permutational multivariate analysis of variance, PERMANOVA)检验不同林分类型间群落结构差异的显著性。

为比较银杉天然林与人工林土壤微生物群落在属水平上的差异, 对细菌和真菌群落中各属的相对丰度进行组间差异检验。首先保留在所有样品中平均相对丰度较高的主要分类单元, 以降低低丰度类群对统计结果的影响。随后采用Wilcoxon秩和检验比较天然林与人工林之间各微生物属相对丰度

的差异, 并使用Benjamini-Hochberg方法对多重检验产生的P值进行校正, 以控制假阳性率。校正后$P < 0.05$的分类单元被认为在两种林分类型之间存在显著差异。

采用Venn图展示银杉天然林与人工林土壤样品中共有及特有的OTU。采用特异性-占有率(specificity-occupancy, SPEC-OCCU)图(Gweon et al., 2021)展示2种生境中细菌和真菌类群的分布特征。在此基础上, 将特异性与占有率均较高的类群定义为核心优势类群, 用以表征群落中最具生境专一性的成员。采用平均变异度(average variation degree, AVD)评估土壤微生物群落的稳定性, AVD值越低表示微生物群落越稳定(Xun et al., 2021), 其计算公式如下:

$$\mathrm{AVD} = \frac{\sum_{i=1}^{n} |a_i|}{k \times n} \tag{1}$$

其中, k为样品数量, n为OTU数量, a_i表示第i个OTU的变异性, 其计算公式为:

$$|a_i| = \frac{|x_i - \tilde{x}_i|}{\delta_i} \tag{2}$$

式中, x_i表示各样品中第i个OTU的丰度, $\tilde{x}_i$和δ_i分别表示所有样品中第i个OTU丰度的均值和标准差。

为区分群落构建过程中确定性过程和随机性过程的相对贡献, 采用零模型框架计算β最近分类单元指数(β-nearest taxon index, βNTI) (Stegen et al., 2013)。当βNTI > 2或βNTI < −2时, 分别表明异质性选择(heterogeneous selection)或同质性选择占主导地位。对于由随机性过程主导的群落(|βNTI| < 2), 进一步基于Bray-Curtis距离计算Raup-Crick指数(RC_{bray}), 以量化扩散限制、同质化扩散和无主导过程(即生态漂变)的相对作用(Dini-Andreote et al., 2015)。构建微生物共现网络时, 首先计算Spearman相关系数($|\rho| > 0.7$), 采用Benjamini-Hochberg (BH)方法进行多重检验校正(FDR < 0.01)。使用Gephi v0.9.2软件进行网络可视化, 使用R语言igraph包计算拓扑特征。为评估网络稳健性, 采用1,000次置换的bootstrap方法生成置信区间。

本研究采用FAPROTAX和FUNGuild工具基于分类学信息推断微生物功能潜力。细菌生态功能预测基于FAPROTAX v1.0数据库及其配套软件(Louca et al., 2016)完成; 真菌功能类群划分采用FUNGuild v1.0 (Nguyen et al., 2016)。利用R语言indicspecies包中的multipatt函数进行指示物种分析, 通过999次置换检验评估指示值(indicator value, IndVal)的显著性, 并以$P < 0.05$确定显著指示微生物属。

为识别银杉天然林与人工林的关键环境及生物因子, 本研究采用随机森林分类模型。以林分类型(天然林和人工林)为响应变量(Y), 以土壤理化性质(pH、SOM、AN、AP、AK、NO_3^--N、NH_4^+-N、TC、TN)、微生物功能类群相对丰度(基于FAPROTAX和FUNGuild预测)及微生物网络拓扑特征(平均连通度、模块度、节点数、边数、度中心化、介数中心化、平均聚类系数)为预测变量(X)。模型参数设置为ntree = 500, 特征重要性采用均方误差增加百分比(percentage increase in mean squared error, %IncMSE)评估各变量对林分类型分类的贡献度。重要性值越高, 表明该变量对区分天然林与人工林的作用越大。所有连续变量在建模前进行Z-score标准化处理, 以消除量纲差异的影响。

2 结果

2.1 银杉人工林与天然林土壤理化性质及微生物群落结构差异

土壤理化性质分析表明, 银杉人工林与天然林之间存在显著差异(图1)。与天然林相比, 人工林土壤AP和AK显著升高(Wilcoxon秩和检验, $P < 0.001$), NO_3^--N及pH值也显著偏高($P < 0.01$)。在微生物α多样性方面, 人工林细菌群落OTU丰富度、Chao1指数和Shannon指数均显著高于天然林($P < 0.05$; 图2A), 真菌群落的OTU丰富度、Chao1指数和Shannon指数在两种生境间差异均不显著($P > 0.05$; 图2B)。β多样性分析显示, 两种生境的细菌与真菌群落在排序空间中均明显分离, 第一轴分别解释了细菌群落变异的44% (图2C)和真菌群落变异的24% (图2D)。PERMANOVA检验进一步证实林分类型对群落组成有显著影响, 且对细菌群落变异的解释度(R^2 = 0.375, P = 0.001)高于真菌群落(R^2 = 0.226, P = 0.001)。真菌群落在两种生境中的样点分布均呈一定离散性, 人工林样地未表现出明显聚集特征。

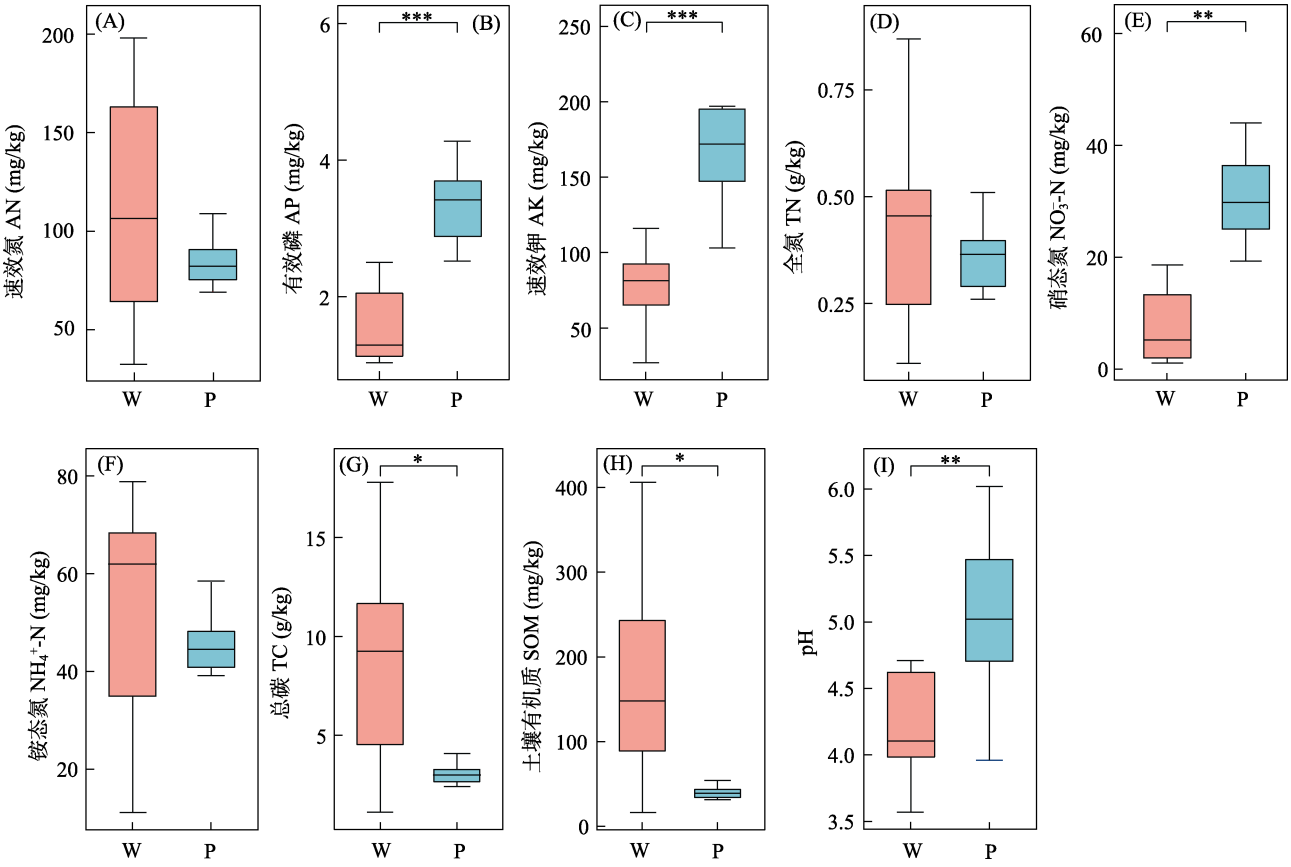


图1　银杉天然林(W, n = 12)与人工林(P, n = 12)土壤理化性质的差异。* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$。

Fig. 1　Differences in soil physicochemical properties between natural (W, n = 12) and plantation (P, n = 12) forests of *Cathaya argyrophylla*. AN, Available nitrogen; AP, Available phosphorus; AK, Available potassium; TN, Total nitrogen; NO_3^--N, Nitrate nitrogen; NH_4^+-N, Ammonium nitrogen; TC, Total carbon; SOM, Soil organic matter. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

2.2　微生物群落物种组成与核心类群的演替特征

在97%序列相似性阈值下, 2种林分银杉土壤共检测到5,610个细菌OTUs和5,544个真菌OTUs (图3A)。细菌群落中两种生境共享OTUs为2,209个(39.38%), 而真菌群落仅共享624个OTUs (11.26%), 天然林与人工林真菌特有OTUs数量分别为1,866个和3,054个。在属水平上, 天然林中富集了热酸菌属(*Acidothermus*)和红菇属(*Russula*)等耐酸或共生类群; 而人工林中则主要富集慢生根瘤菌属(*Bradyrhizobium*)、被孢霉属(*Mortierella*)和青霉属(*Penicillium*)等富营养或腐生类群。

基于SPEC-OCCU模型(阈值 ≥ 0.7)识别的核心类群显示, 两种生境核心微生物组成存在明显差异(图4)。在细菌群落中, 天然林的核心类群主要包括热酸菌属和薛杆菌属(*Bryobacter*); 人工林的核心类群则主要包括海洋黏细菌属(*Haliangium*)、芽孢杆菌属(*Bacillus*)、HSB OF53-F07和类芽孢杆菌属(*Paenibacillus*)等, 且多为适应富营养环境的类群。真菌群落中, 天然林的主要核心类群包括树粉孢属(*Oidiodendron*)和弯颈霉属(*Tolypocladium*), 其中前者多与杜鹃花类菌根相关; 而人工林的主要核心类群则为被孢霉属和木霉属(*Trichoderma*)等, 且以腐生真菌为主。Wilcoxon秩和检验进一步表明, 细菌核心类群在两种生境间存在显著丰度差异。天然林中, 嗜酸菌属(*Acidipila*)、热酸菌属和候选科里杆菌属(*Candidatus* Korobacter)等嗜酸类群显著富集($P < 0.001$); 而人工林中, 芽孢杆菌属和类芽孢杆菌属等具有潜在植物促生潜力的类群显著富集($P < 0.01$)。真菌群落中, 天然林显著富集树粉孢属、枝孢瓶霉属(*Cladophialophora*)、青霉属和被孢霉属等类群, 而人工林中仅木霉属和绿僵菌属(*Metarhizium*)显著富集(图5)。

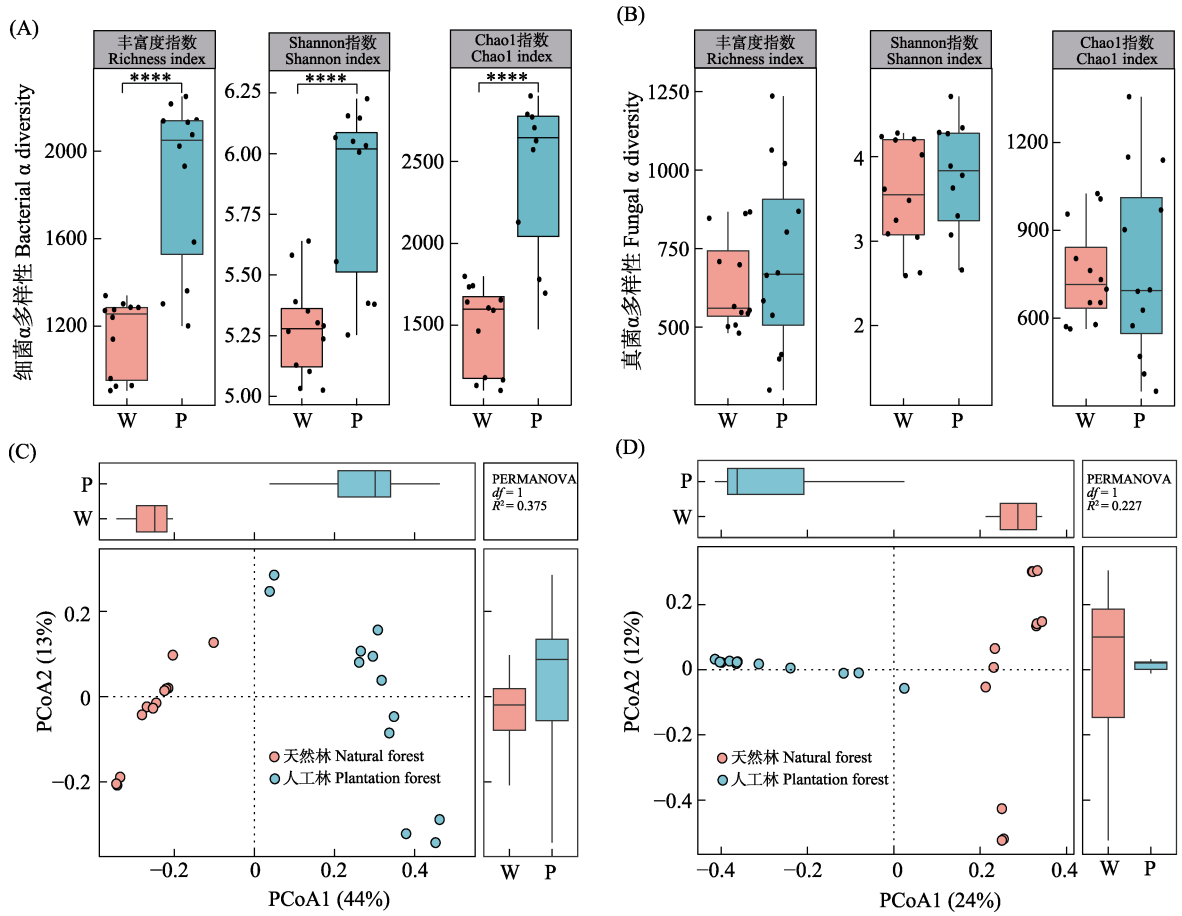


图2　银杉天然林(W, n = 12)与人工林(P, n = 12)土壤微生物多样性。(A)细菌群落的α多样性, (B)真菌群落的α多样性; (C)细菌群落的β多样性; (D)真菌群落的β多样性。** $P < 0.0001$。**

Fig. 2　Soil microbial diversity in natural (W, n = 12) and plantation (P, n = 12) forests of *Cathaya argyrophylla*. (A) α diversity of bacterial communities; (B) α diversity of fungal communities; (C) β diversity of bacterial communities; (D) β diversity of fungal communities. **** $P < 0.0001$.

2.3　微生物共现网络特征与群落构建机制

银杉人工林和天然林土壤中的微生物网络在结构上存在显著差异。天然林微生物网络呈现出高度整合、连接紧密且中心化的结构; 而人工林网络具有明显的片段化和模块化特征(图6A, B)。与天然林相比, 人工林微生物共现网络的节点数和边数较少, 网络复杂度和平均聚类系数较低, 而模块度较高(表2)。此外, 天然林和人工林之间的微生物AVD也存在显著差异。人工林细菌群落的AVD显著高于天然林且分布更分散, 即人工林细菌群落的异质性增加(图6C)。真菌群落表现出相似但较弱的模式(图6D)。

βNTI的分析显示, 天然林和人工林土壤细菌群落的βNTI值均主要分布于−2至2之间; 真菌群落也表现出类似的分布特征(图7A)。零模型分析进一步显示, 天然林细菌群落主要受异质性选择影响(89%), 而人工林中异质性选择(52%)和扩散限制(42%)共同作用。在真菌群落中, 天然林以扩散限制为主(77%), 人工林则以生态漂变过程为主(70%)(图7B)。

2.4　微生物功能特征及其驱动因素

随机森林变量重要性分析显示, 不同类别变量对区分银杉天然林与人工林的重要性存在明显差异(图8)。在细菌群落中, 好氧代谢、纤维素水解和化能异养与碳降解和能量代谢相关的功能类群具有较高重要性; 同时, 节点数、介数中心性、聚类系数和接近中心性等共现网络拓扑指标也表现出较高重要性。在真菌群落中, 地衣寄生菌、杜鹃花类菌根真菌和附生菌等功能类群的重要性较高; 此外, 土壤AP、AK及AVD等变量同样表现出较高的重要性。

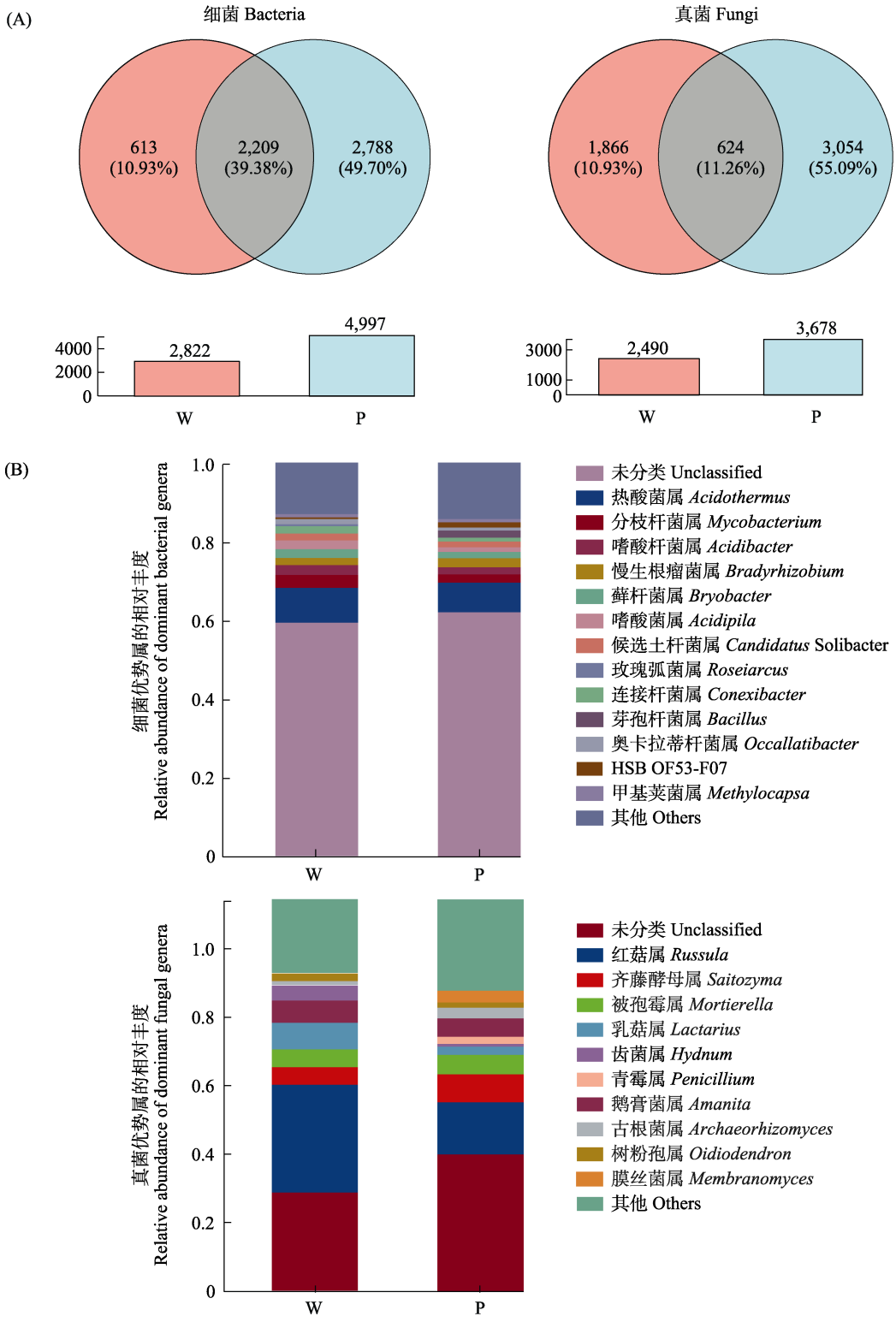


图3　银杉天然林(W, n = 12)与人工林(P, n = 12)土壤微生物群落组成。(A)细菌和真菌操作分类单元(OTUs)的Venn图; (B)细菌和真菌优势群落在属水平上的组成。

Fig. 3　Microbial community composition in soils of natural (W, n = 12) and plantation (P, n = 12) forests of *Cathaya argyrophylla*. (A) Venn diagram showing the overlap of bacterial and fungal operational taxonomic units (OTUs); (B) Composition of bacterial communities at the genus level; (C) Composition of dominant fungal communities at the genus level.

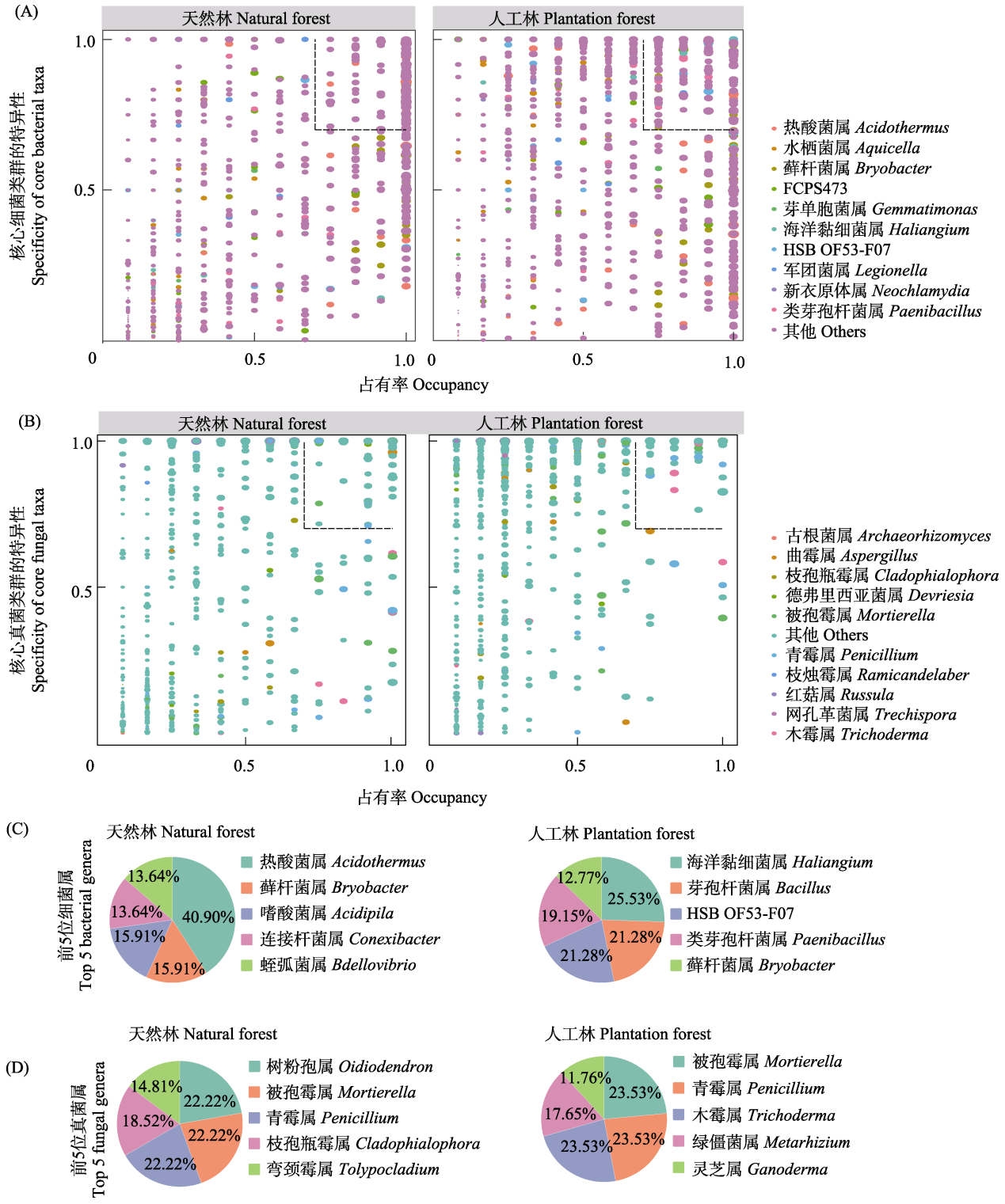


图4　银杉天然林与人工林土壤细菌和真菌群落特异性–占有率关系及优势属。(A)细菌OTUs的特异性–占有率分布; (B)真菌OTUs的特异性–占据率分布; (C)细菌优势属的占比; (D)真菌优势属的占比。优势属指SPEC-OCCU分析中特异性与占有率均较高的核心类群。

Fig. 4　Occupancy–specificity relationships and dominant genera of bacterial and fungal communities in soils of natural and plantation forests of *Cathaya argyrophylla*. (A) Specificity–occupancy distribution of bacterial OTUs; (B) Specificity–occupancy distribution of fungal OTUs; (C) Proportions of dominant bacterial genera; (D) Proportions of dominant fungal genera. Dominant genera were defined as core taxa exhibiting high specificity and occupancy in the SPEC-OCCU analysis.

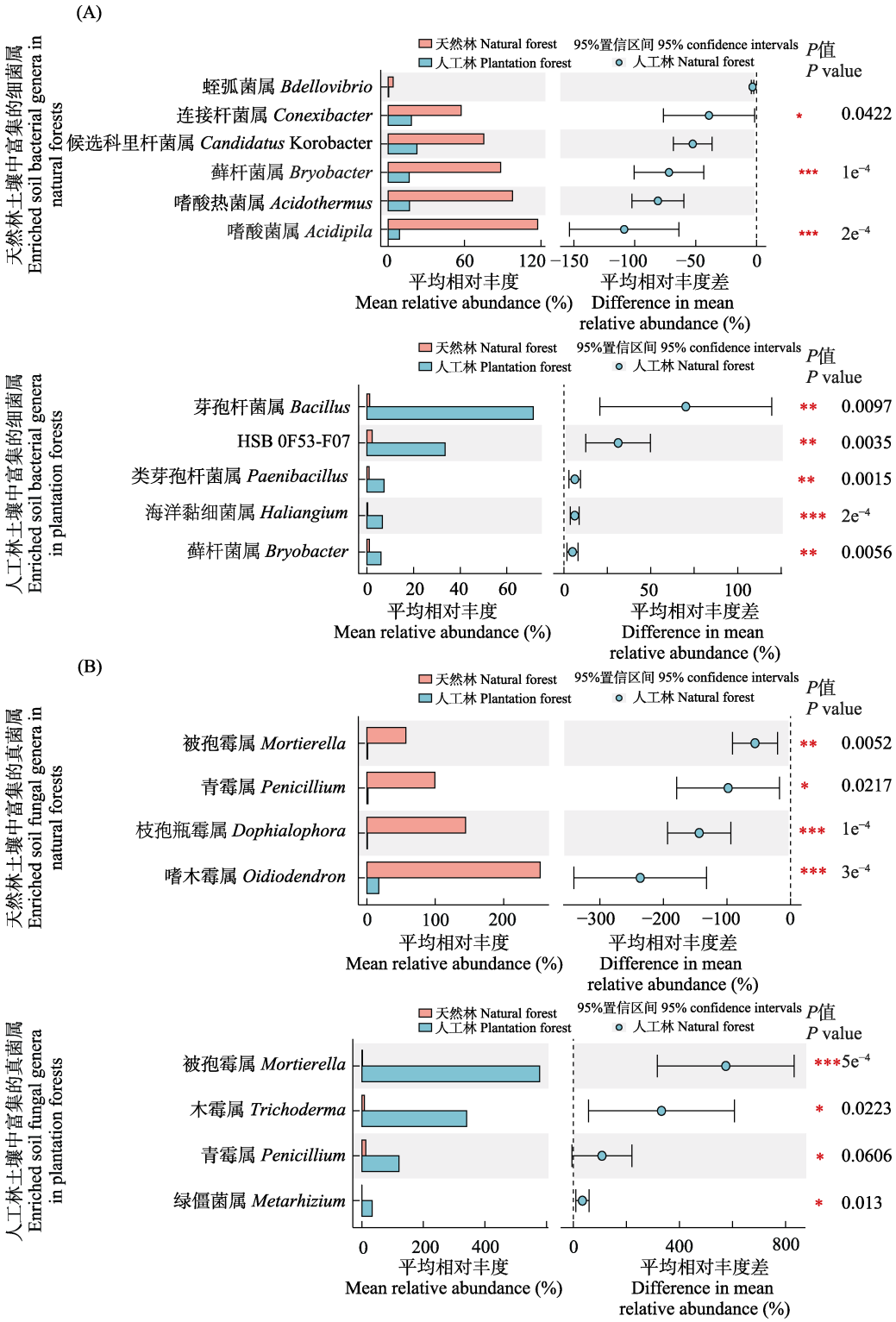


图5　银杉天然林与人工林土壤中富集的细菌(A)及真菌(B)属水平丰度差异。柱状图表示各分类单元的平均相对丰度，误差线表示标准误。组间差异采用Wilcoxon秩和检验，并采用Benjamini-Hochberg方法进行多重检验校正。* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$。

Fig. 5　Differential abundance of enriched bacterial (A) and fungal (B) genera in soils of natural and plantation forests of *Cathaya argyrophylla*. Bars indicate the mean relative abundance of each taxon, and error bars indicate the standard error. Between-group differences were tested using the Wilcoxon rank-sum test, with Benjamini-Hochberg correction for multiple comparisons. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

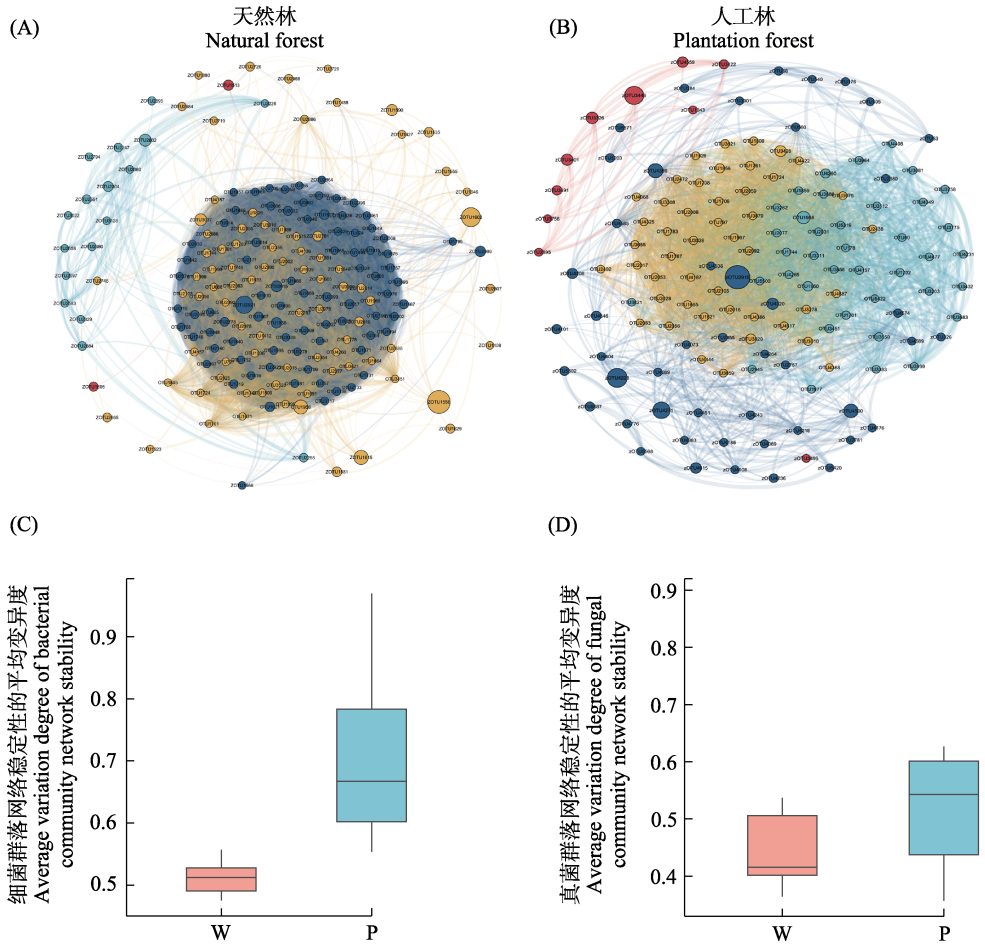


图6　银杉天然林(W, n = 12)与人工林(P, n = 12)土壤微生物共现网络及其连通性。天然林(A)和人工林(B)土壤微生物共现网络; 细菌(C)和真菌(D)群落网络的平均变异度。A和B中节点大小与其相对丰度成正比, 共现网络依据模块着色。

Fig. 6　Microbial co-occurrence networks and connectivity in soils of natural (W, n = 12) and plantation (P, n = 12) forests of *Cathaya argyrophylla*. Soil microbial co-occurrence networks in natural forest (A) and plantation forest (B) soils, respectively; average variation degree of bacterial (C) and fungal (D) community networks. In A and B, the size of each node is proportional to its abundance, and the co-occurrence networks are colored by module.

表2　银杉天然林与人工林土壤细菌和真菌属水平共现网络拓扑特征

Table 2　Topological properties of co-occurrence networks of soil bacteria and fungi at the genus level in natural and plantation forests of *Cathaya argyrophylla*

	天然林 Natural forest		人工林 Plantation forest	
	细菌 Bacteria	真菌 Fungi	细菌 Bacteria	真菌 Fungi
节点 Nodes	112.75 ± 1.29	47.50 ± 5.20	79.17 ± 11.71	32.55 ± 6.55
边数 Edges	6,062.58 ± 97.86	427.42 ± 54.96	2,269.08 ± 29.19	226.91 ± 95.77
边密度 Edge density	0.96 ± 0.01	0.39 ± 0.06	0.75 ± 0.01	0.42 ± 0.07
度中心化 Degree centralization	0.03 ± 0.00	0.29 ± 0.04	0.23 ± 0.08	0.26 ± 0.02
介数中心化 Betweenness centralization	0.00 ± 0.00	0.10 ± 0.05	0.02 ± 0.02	0.21 ± 0.17
平均聚类系数 Average clustering coefficient	0.98 ± 0.01	0.80 ± 0.04	0.88 ± 0.04	0.75 ± 0.00
网络复杂度 Network complexity	53.77 ± 0.35	9.00 ± 0.64	28.71 ± 0.62	6.68 ± 1.87
网络模块化 Network modularity	0.01 ± 0.00	0.19 ± 0.07	0.13 ± 0.05	0.28 ± 0.09

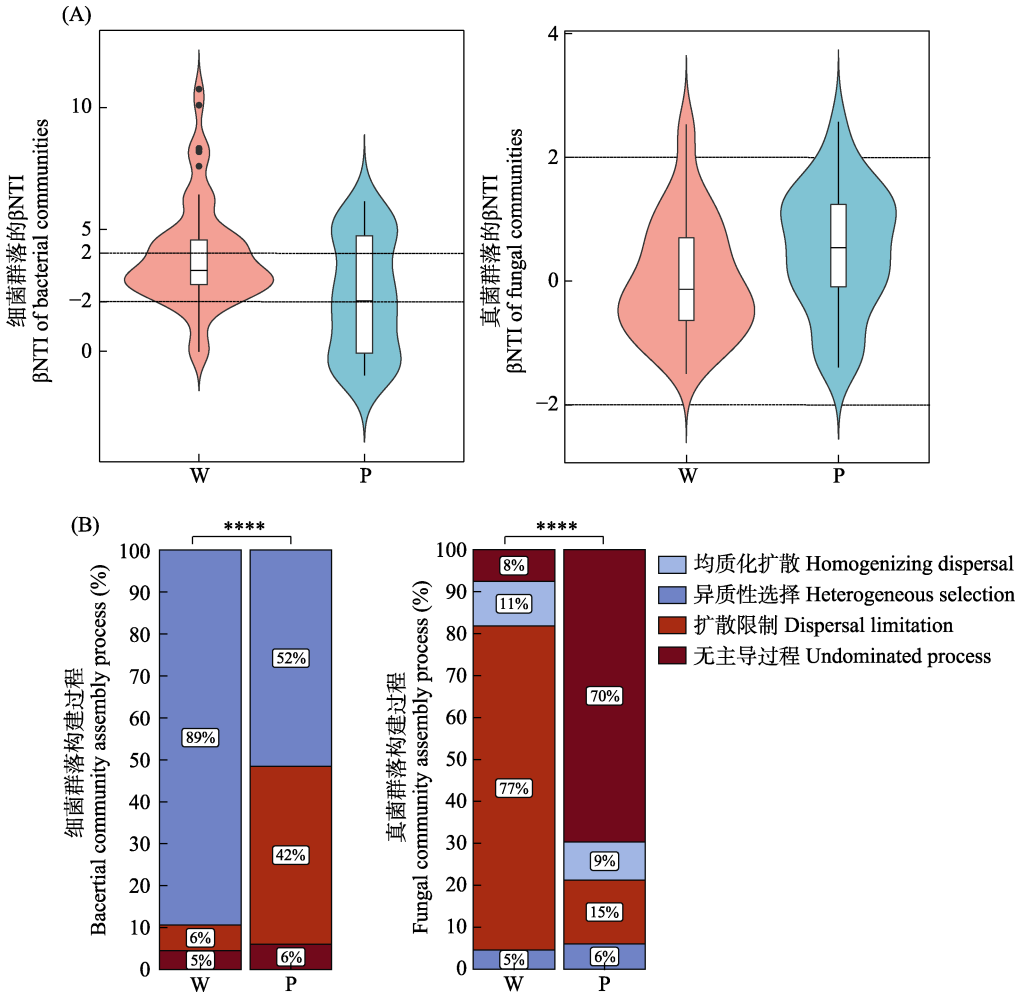


图7　银杉天然林(W, n = 12)与人工林(P, n = 12)土壤细菌和真菌群落构建过程。(A)细菌和真菌群落βNTI的分布; (B)不同群落构建过程的相对贡献。

Fig. 7　Community assembly processes of bacteria (W, n = 12) and fungi (P, n = 12) in soils of natural and plantation forests of *Cathaya argyrophylla*. (A) Distribution of βNTI values for bacterial and fungal communities; (B) Relative contributions of different community assembly processes.

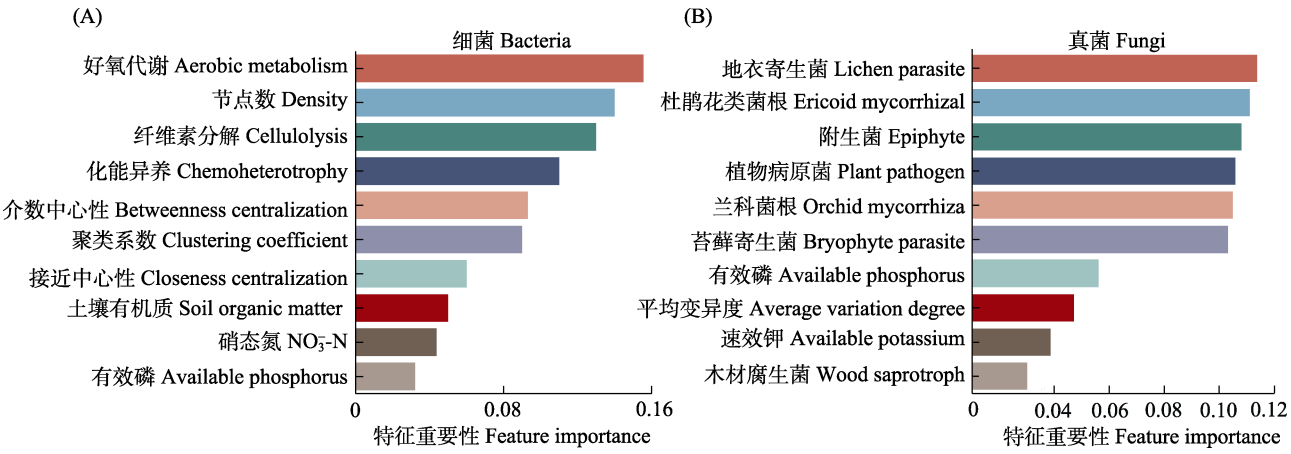


图8　银杉天然林与人工林土壤微生物相关特征的随机森林分析。(A)细菌相关变量重要性; (B)真菌相关变量重要性。

Fig. 8　Random forest analysis of microbe-related variables in natural and plantation forests of *Cathaya argyrophylla*. (A) Importance of bacteria-related variables. (B) Importance of fungi-related variables.

总体来看, 细菌碳代谢功能、真菌功能类群、土壤速效养分及微生物网络结构特征共同构成区分银杉天然林与人工林的关键变量组合。

基于FAPROTAX和FUNGuild的功能预测分析结果显示, 人工栽培条件下银杉土壤微生物群落的功能组成与天然林存在显著差异(图9)。细菌群落中, 天然林富集了固氮、甲烷氧化等与养分固持和生物地球化学循环密切相关的功能类群; 而人工林中反硝化过程(硝酸盐还原、尿素分解)及FUNGuild预测显示的潜在植物病原分类群相对丰度增加(图9A,

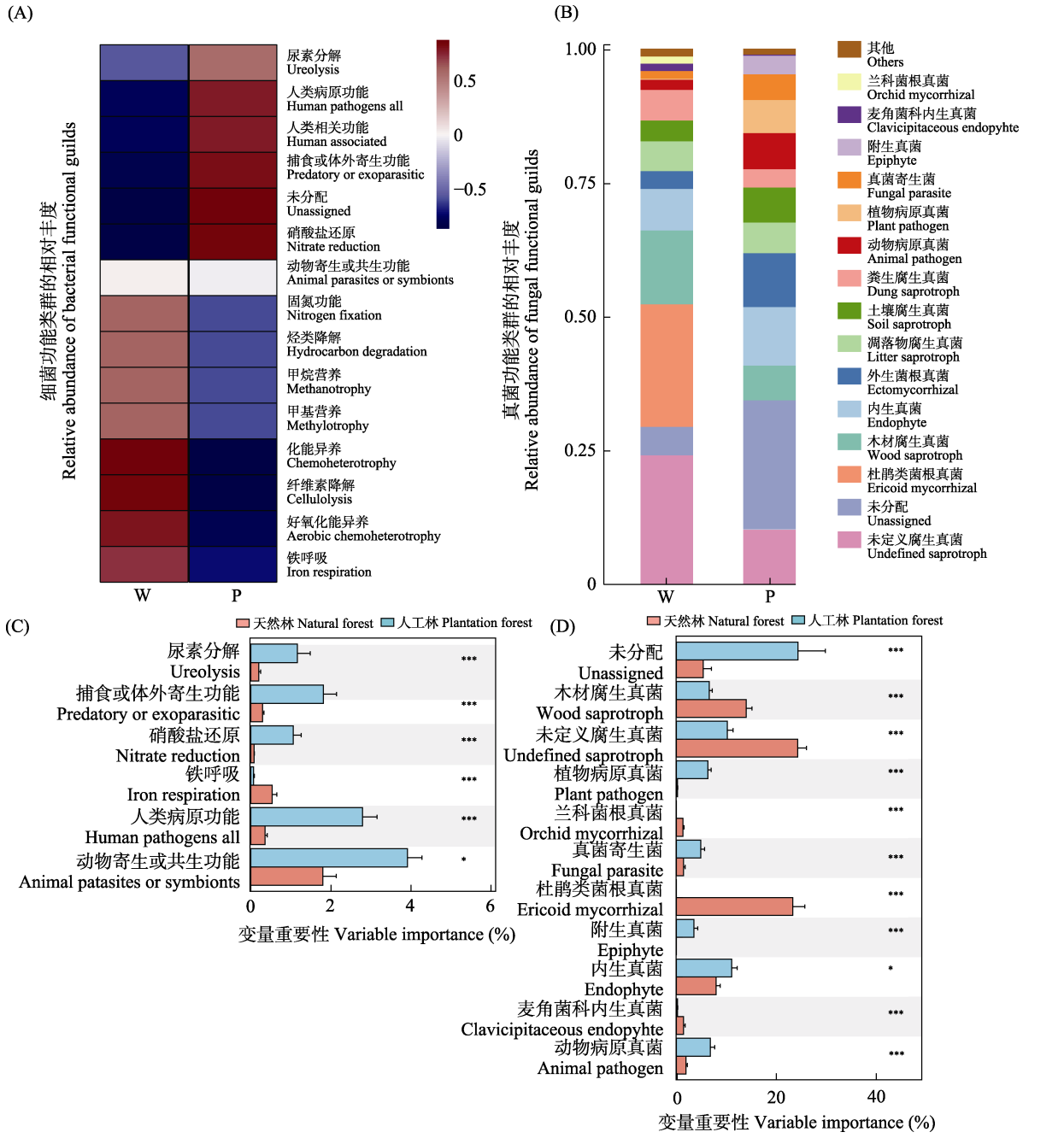


图9　银杉天然林与人工林土壤细菌和真菌群落功能潜力特征。(A)细菌功能组成; (B)真菌功能组成; (C)差异细菌功能; (D)差异真菌功能。* $P < 0.05$; *** $P < 0.001$。

Fig. 9　Functional potential characteristics of soil bacterial and fungal communities in natural and plantation forests of *Cathaya argyrophylla*. (A) Bacterial functional composition; (B) Fungal functional composition; (C) Differential bacterial functions; (D) Differential fungal functions. * $P < 0.05$; *** $P < 0.001$.

C)。真菌群落中, 天然林以共生型真菌为主, 尤其是ECMF、杜鹃花类菌根及兰科菌根真菌, 占据明显优势; 人工林中则以腐生真菌(木腐菌)和植物病原真菌为主。

3 讨论

3.1 土壤化学环境重构及微生物筛选效应

银杉作为珍稀濒危的孑遗植物, 其保护成效不仅取决于地上个体的存活与生长, 更取决于地下生态系统能否维持与原生生境相近的生物地球化学过程与微生态互作。本研究显示, 银杉天然林与人工林并非仅在若干土壤化学指标上存在数量差异, 而是在土壤资源条件和微生物生境特征上表现出明显不同: 天然林以强酸性、低有效养分和较高有机碳储量为主要特征, 而人工林则表现为较高pH值、较高有效养分以及较低TC和SOM。这些结果表明, 人工林与天然林形成了两种不同的土壤环境。相较于天然林长期维持的酸性、低养分环境, 人工林形成了资源条件更为丰富但有机碳积累较弱的土壤环境。这种差异并不一定完全由林分类型造成, 还受到土壤母质差异(如红壤和紫色土)以及造林初期土壤改良和经营措施的共同影响。

土壤pH的变化是导致天然林与人工林差异的重要因素之一(Wang et al., 2023; Labouyrie et al., 2023)。Cao等(2024)进一步研究证明, 森林转换后土壤有机碳、pH和铵态氮的变化共同调控细菌群落结构和功能类群组成, 与本研究的“pH升高、SOM下降”格局一致。通常情况下, 针叶林凋落物分解往往会促进土壤酸化; 但本研究中人工林pH值显著高于天然林。由于天然林主要分布于山地黄壤, 而人工林样地包含红壤和紫色土, 因此这种差异很可能与土壤母质和立地条件有关。此外, 造林初期的土壤改良和抚育管理也可能对土壤酸碱度产生长期影响。银杉天然种群通常生长于酸性较强的山地环境, 因此人工林较高的pH表明其土壤条件已经不同于银杉原生生境的典型特征。土壤pH是影响土壤微生物群落组成的重要环境因子。天然林长期维持的低pH环境对微生物具有较强的选择作用, 有利于耐酸和适应低养分条件的类群保持优势地位(Hagh-Doust et al., 2023; Dragone et al., 2024)。本研究中, 热酸菌属和薛杆菌属等与酸性环境相关的类群主要富集于天然林, 这与其原生生境特征相一致。相比之下, 人工林较高的pH值可能削弱酸性环境对微生物群落的筛选(Hu et al., 2024), 使部分适应中性或较高养分条件的类群获得更多定殖机会(Luo et al., 2024), pH值升高削弱酸性环境的筛选效应, 有利于营养偏好型类群扩张(Zhou et al., 2025)。结合后续群落分析结果可以推测, 土壤酸碱度的改变可能是驱动天然林与人工林微生物群落分化的重要环境因素之一。

值得注意的是, 人工林细菌α多样性虽然显著高于天然林, 但并未伴随土壤有机碳储量的提高。本研究中, 人工林较高的AP、AK和NO_3^--N减弱了微生物生长所受到的养分限制, 为更多细菌类群的定殖提供了条件, 这可能是人工林Shannon指数和Chao1指数升高的重要原因。然而, 较高的细菌多样性并不一定意味着土壤碳积累能力增强, 相反, 本研究中人工林多样性升高与TC和SOM下降同时出现, 说明增加的细菌类群未必都是维持土壤有机碳积累的关键功能类群。类似地, Gong等(2025)在亚热带针叶林转换研究中也发现, 人工林细菌多样性增加的同时, 土壤有机碳含量反而下降, 说明微生物多样性增加并不一定伴随土壤有机碳积累, 这一现象可能在针叶人工林中较为普遍。

人工林中“高有效养分-低有机碳”的组合进一步表明碳输入与分解过程可能存在不平衡。一方面, 人工银杉纯林凋落物来源相对单一, 且针叶凋落物分解速率通常低于阔叶(Wu et al., 2026), 新鲜有机质向土壤碳库的补给可能受限; 另一方面, 较高的养分有效性可能通过激发效应加速已有有机质的分解和周转(Zhang et al., 2021), 从而降低土壤有机碳的积累效率。因此, 人工林土壤TC和SOM下降可能反映了资源可利用性提高与土壤有机碳维持之间的不匹配。

综上所述, 银杉迁地保护可能伴随着地下生态系统结构与功能关系的重组: 土壤母质和pH背景的变化削弱了原生酸性生境中的环境筛选, 养分有效性的提高促进了微生物群落扩展, 但这种多样性升高并未转化为土壤有机碳积累。因此, 银杉人工林的地下生态变化可能是保护实践中资源供给、微生物群落和碳保存功能之间重新平衡的结果。未来银杉的保护评估应将土壤碳库维持、原生酸性生境

保留和关键共生微生物类群恢复纳入指标体系, 并结合原位碳通量观测、凋落物分解实验、胞外酶活性测定、稳定同位素示踪和微生物功能基因分析加以验证。

3.2 微生物群落构建变化及菌根功能类群响应

基于βNTI与零模型分析, 本研究发现银杉天然林与人工林土壤微生物群落构建过程存在明显差异。天然林细菌群落以异质性选择为主(89%), 而人工林中该比例下降、扩散限制增加, 说明随着pH升高及养分有效性增强, 环境筛选作用减弱, 随机过程的重要性相对提高。这一变化与森林经营及天然林向人工林转变过程中观察到的群落构建规律一致(He et al., 2022)。真菌群落中, 天然林以扩散限制为主(77%), 人工林以生态漂变为主(70%)。在零模型框架下, 两者均属于随机性过程, 其中扩散限制主要受空间距离和微生境异质性影响, 而生态漂变则反映群落组成受随机波动影响增强。该结果反映人工林中生态漂变在真菌群落构建中的相对重要性提高。

FUNGuild结果显示, 天然林以ECMF等共生类群为主, 而人工林中腐生型真菌比例升高, ECMF相对丰度明显下降(Wang et al., 2024)。属水平上, 天然林富集红菇属等典型ECMF类群, 人工林则富集被孢霉属、木霉属等与有机质分解相关类群, 说明真菌群落变化不仅表现为物种组成差异, 并伴随地下养分获取方式的变化。ECMF减少与土壤pH变化及养分有效性提高背景下植物对菌根需求下降有关, 而非由土壤有机质下降直接驱动(Jones et al., 1998)。由于ECMF主要依赖宿主植物提供光合碳, 其变化不能简单归因于SOM下降。人工林细菌α多样性高于天然林, 但TC与SOM仍显著较低, 表明微生物多样性增加并未伴随土壤有机碳积累。真菌功能组成也表现出类似趋势, 即ECMF减少与腐生型真菌增加并存, 提示共生型功能类群重要性下降, 而分解型功能类群相对提高。

银杉属于典型外生菌根树种, 其N、P获取高度依赖ECMF (Vaario et al., 2006; van der Heijden et al., 2015; Zhou et al., 2024)。当前人工林土壤养分较高, 因此ECMF减少对植株生长的影响可能尚不明显; 但随着林分发育, 若土壤有机质持续下降, 银杉可能更加依赖菌根途径获取养分。FAPROTAX结果与上述趋势一致。天然林富集固氮和甲烷氧化等与养分保持相关功能类群, 而人工林中反硝化和尿素分解等与氮转化相关功能类群比例升高, 说明两类林分在潜在氮循环功能组成上存在差异。由于FUNGuild和FAPROTAX均基于分类信息推断潜在功能, 上述结果仍需结合菌根侵染率、功能基因及过程性指标进一步验证。

3.3 微生物共现网络重组及群落组织方式变化

尽管人工林细菌α多样性高于天然林, 但其人工林网络中边数和节点平均连接数明显降低, 而模块度和AVD升高(表2)。Lan等(2022)在橡胶(*Hevea brasiliensis*)人工林中也观察到类似现象, 即人工林土壤细菌网络复杂度显著低于天然热带林。上述结果表明, 人工林中新增加的微生物类群未形成与天然林相似的紧密共现关系。本研究中模块度升高同时伴随边数和节点平均连接数下降, 因此其更可能反映网络连通性降低(Zhang et al., 2024; Xiao et al., 2025)。

人工林土壤中pH和有效养分升高的同时, 微生物共现网络连通性下降, 群落构建中随机过程的重要性增加, 并伴随ECMF等共生功能类群减少。这些变化与人工林土壤环境变化相一致, 反映天然林中由酸性和低养分条件形成的环境筛选作用减弱, 并进一步影响微生物群落的组织方式(Liu et al., 2025)。人工林中较高的微生物多样性可能主要来自广适性或富营养型类群的进入, 而这些新增类群未必能够与银杉根际原有微生物形成稳定关联。因此, 人工林地下微生物群落由“少而紧密”向“多而松散”的共现格局转变。

天然林长期维持的酸性、低养分环境可能促进适应性类群形成稳定共现, 从而表现出较高的网络连通性(Maestre et al., 2016)。在本研究构建的微生物网络中, 热酸菌属和树粉孢属等类群在天然林网络中具有较高拓扑重要性, 说明其可能在维持天然林网络连通性方面发挥重要作用(Xun et al., 2021; Netherway et al., 2024)。相比之下, 人工林中pH升高及养分有效性增强改变了原有环境约束, 使更多广适性类群进入群落, 同时削弱了由特定土壤环境和宿主背景共同维持的共现结构。需要强调的是, 共现网络反映的是微生物类群之间的统计关联, 而不能直接等同于真实生态互作(Faust & Raes, 2012;

Milke et al., 2026), 因此不能据此推断微生物之间存在明确的互利或竞争关系, 也不能直接将网络结构变化解释为生态系统稳定性变化。然而, 结合人工林中TC和SOM下降、ECMF减少以及反硝化和尿素分解类群增加的结果, 这种网络结构的变化可能意味着人工栽培条件下根际微生物群落功能协同性的降低及养分固持能力的减弱。

综上, 人工林中微生物多样性增加并未伴随网络连通性的同步提高, 而是表现为群落关联减弱及组织方式改变。这说明, 迁地保护不仅改变了银杉人工林土壤环境和微生物群落构建过程, 也可能进一步影响地下微生物群落的组织方式。

3.4 银杉迁地保护的地下生态启示及研究局限

对于银杉迁地保护而言, 本研究的重要启示在于, 地上植株的恢复并不必然意味着地下生态系统的同步恢复。尽管人工林土壤有效养分高于天然林, 但同时伴随土壤有机质下降、ECMF减少以及微生物群落组织方式改变。这说明, 仅依据植株生长状况或土壤养分水平评价迁地保护效果, 可能难以全面反映地下生态系统的真实恢复状态。ECMF减少是其中最值得关注的变化之一。银杉作为典型外生菌根树种, 其N、P获取高度依赖ECMF (Vaario et al., 2006; van der Heijden et al., 2015; Zhou et al., 2024)。因此, 在后续生态监测中, 除常规土壤理化指标外, 还可结合ECMF丰度、菌根真菌与腐生真菌组成以及微生物群落结构等指标, 对地下生态恢复状况进行综合评估。从管理与保护角度看, 本研究结果提示, 银杉人工林经营除关注养分补充外, 还应重视地下共生体系的维持与恢复。未来可通过长期定位试验进一步评估不同经营措施(如有机质调控、混交经营及菌根恢复策略)对银杉地下生态系统的影响。

需要指出的是, 本研究仍存在一定局限性。天然林与人工林样地在土壤类型和立地条件上存在差异, 因此本研究反映的是两类生境的综合差异, 而不能完全归因于林分类型本身。此外, FUNGuild与FAPROTAX基于分类信息推断潜在功能, 不能直接反映实际代谢过程; 共现网络分析反映统计关联而非真实生态互作, 其解释需保持谨慎。未来研究可结合功能基因测序、菌根侵染率及长期定位观测进一步验证相关结论。

总之, 本文对于银杉这类长期适应酸性山地环境的孑遗植物的迁地保护研究表明, 评价体系不应仅关注地上植被恢复, 还应同步关注地下菌根共生体系及关键生态过程的维持状态。

4 结论

人工栽培对银杉的种群繁衍具有重要意义。然而, 本研究发现, 尽管人工林土壤的细菌多样性高于天然林, 但人工林的微生物共现网络复杂性和稳定性却显著下降, 且潜在的病原功能类群有所富集。这一现象的核心原因在于, 养分的富集削弱了环境筛选作用, 导致群落构建过程中随机过程的重要性增加, 并促使微生物群落功能潜力组成发生转变。天然林土壤中的微生物主要表现为养分保守和共生主导型, 而在人工林中则趋向于分解和潜在致病功能主导。单纯关注银杉的存活, 可能忽视了支撑生态系统长期稳定的微生物互作网络。因此, 建议将银杉等珍稀物种的保护重点从个体存活扩展至微生物群落的完整性和功能的维持。未来的可持续管理可以通过调控土壤碳和pH的平衡、减少高强度施肥、促进凋落物回归或定向引入本地共生微生物等措施, 来重建稳健且具有恢复力的土壤微生态系统。

致谢: 本研究得到了湖南城步苗族自治县沙角洞银杉自然保护区、湖南八面山国家级自然保护区及湖南新宁县崀山珍稀植物研究所的大力支持, 在此表示衷心感谢。

ORCID

谢鹏 https://orcid.org/0000-0002-9138-9749
周志波 https://orcid.org/0009-0007-1519-0838
樊绍刚 https://orcid.org/0009-0009-3345-7780
莫平 https://orcid.org/0000-0001-7102-5772
黄科瑞 https://orcid.org/0000-0002-7209-1795
邓爱华 https://orcid.org/0000-0003-3482-0827
杨友伟 https://orcid.org/0000-0002-8449-2174
王云 https://orcid.org/0009-0004-4330-3025

参考文献

Banerjee S, Schlaeppi K, van der Heijden MGA (2018) Keystone taxa as drivers of microbiome structure and functioning. Nature Reviews Microbiology, 16, 567–576.

Berendsen RL, Pieterse CMJ, Bakker PAHM (2012) The rhizosphere microbiome and plant health. Trends in Plant Science, 17, 478–486.

Bonfante P, Anca IA (2009) Plants, mycorrhizal fungi, and bacteria: A network of interactions. Annual Review of Microbiology, 63, 363–383.

Cao XQ, Xia K, Zhao HF, Deng PF, Teng Z, Xu XN (2024) Soil organic carbon, pH, and ammonium nitrogen controlled changes in bacterial community structure and functional groups after forest conversion. Frontiers in Forests and Global Change, 7, 1331672.

Caporaso JG, Kuczynski J, Stombaugh J, Bittinger K, Bushman FD, Costello EK, Fierer N, Peña AG, Goodrich JK, Gordon JI, Huttley GA, Kelley ST, Knights D, Koenig JE, Ley RE, Lozupone CA, McDonald D, Muegge BD, Pirrung M, Reeder J, Sevinsky JR, Turnbaugh PJ, Walters WA, Widmann J, Yatsunenko T, Zaneveld J, Knight R (2010) QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. Nature Methods, 7, 335–336.

David AS, Quintana-Ascencio PF, Menges ES, Thapa-Magar KB, Afkhami ME, Searcy CA (2019) Soil microbiomes underlie population persistence of an endangered plant species. The American Naturalist, 194, 488–494.

Dini-Andreote F, Stegen JC, van Elsas JD, Salles JF (2015) Disentangling mechanisms that mediate the balance between stochastic and deterministic processes in microbial succession. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 112, E1326–E1332.

Dragone NB, Hoffert M, Strickland MS, Fierer N (2024) Taxonomic and genomic attributes of oligotrophic soil bacteria. ISME Communications, 4, ycae081.

Edgar RC (2010) Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST. Bioinformatics, 26, 2460–2461.

Edgar RC (2013) UPARSE: Highly accurate OTU sequences from microbial amplicon reads. Nature Methods, 10, 996–998.

Fan DY, Wang XP, Zhang WF, Zhang XY, Zhang SR, Xie ZQ (2020) Does *Cathaya argyrophylla*, an ancient and threatened Pinaceae species endemic to China, show eco-physiological outliers to its Pinaceae relatives? Conservation Physiology, 8, coaa094.

Faust K, Raes J (2012) Microbial interactions: From networks to models. Nature Reviews Microbiology, 10, 538–550.

Feng YC, Li QM, Han JH, Gou W (2024) Resource status and protection measures of endangered plants *Cathaya argyrophylla*. Forest Inventory and Planning, 49(6), 125–131. (in Chinese with English abstract) [冯育才, 李乔明, 韩继怀, 勾伟 (2024) 濒危植物银杉资源现状及保护对策. 林业调查规划, 49(6), 125–131.]

Gao YX, Su YJ, Feng YC, Zhang J, Wang XQ, Liu LL (2025) Research and conservation status of the rare and endangered relict plant *Cathaya argyrophylla*. Chinese Journal of Plant Ecology, 49, 1572–1582. (in Chinese with English abstract) [高雨轩, 苏艳军, 冯育才, 张军, 汪小全, 刘玲莉 (2025) 珍稀濒危孑遗植物银杉的研究与保护现状. 植物生态学报, 49, 1572–1582.]

Gilliam FS (2025) Linkage of strata of forest vegetation with forest soil microbiomes: A review. Frontiers in Microbiology, 16, 1575691.

Gong SS, Liu S, Li FF, Xu GX, Chen J, Jia L, Shi ZM (2025) Natural forests vs. plantations: A meta-analysis of consequences for soil organic carbon functional fractions. Journal of Environmental Management, 377, 124673.

Guillaume T, Kotowska MM, Hertel D, Knohl A, Krashevska V, Murtilaksono K, Scheu S, Kuzyakov Y (2018) Carbon costs and benefits of Indonesian rainforest conversion to plantations. Nature Communications, 9, 2388.

Gweon HS, Bowes MJ, Moorhouse HL, Oliver AE, Bailey MJ, Acreman MC, Read DS (2021) Contrasting community assembly processes structure lotic bacteria metacommunities along the river continuum. Environmental Microbiology, 23, 484–498.

Hagh-Doust N, Mikryukov V, Anslan S, Bahram M, Puusepp R, Dulya O, Tedersoo L (2023) Effects of nitrogen deposition on carbon and nutrient cycling along a natural soil acidity gradient as revealed by metagenomics. New Phytologist, 238, 2607–2620.

He GX, Peng TS, Guo Y, Wen SZ, Ji L, Luo Z (2022) Forest succession improves the complexity of soil microbial interaction and ecological stochasticity of community assembly: Evidence from *Phoebe bournei*-dominated forests in subtropical regions. Frontiers in Microbiology, 13, 1021258.

He Z, Zhang C, Dong X, Liu H, Zhou HY, Wang KL, Guo J, Liu YB (2023) History cooling events caused migrations of endangered *Cathaya argyrophylla* into low latitude refuges. Global Ecology and Conservation, 48, e02733.

Hu ZK, Delgado-Baquerizo M, Fanin N, Chen XY, Zhou Y, Du GZ, Hu F, Jiang L, Hu SJ, Liu MQ (2024) Nutrient-induced acidification modulates soil biodiversity-function relationships. Nature Communications, 15, 2858.

IUCN (2025) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2025-2. https://www.iucnredlist.org. (accessed on 2026-03-31)

Jones MD, Durall DM, Tinker PB (1998) A comparison of arbuscular and ectomycorrhizal *Eucalyptus coccifera*: Growth response, phosphorus uptake efficiency and external hyphal production. New Phytologist, 140, 125–134.

Labouyrie M, Ballabio C, Romero F, Panagos P, Jones A, Schmid MW, Mikryukov V, Dulya O, Tedersoo L, Bahram M, Lugato E, van der Heijden MGA, Orgiazzi A (2023) Patterns in soil microbial diversity across Europe. Nature Communications, 14, 3311.

Lan GY, Yang C, Wu ZX, Sun R, Chen BQ, Zhang XC (2022) Network complexity of rubber plantations is lower than tropical forests for soil bacteria but not for fungi. Soil, 8, 149–161.

Liu CX, Peng CJ, Liang CF, Wang L, Chen JH (2025) Conversion of broadleaf forest to plantation changes the

assembly process and composition of soil microbial communities in a subtropical forest. Plant and Soil, 511, 323–338.

Louca S, Parfrey LW, Doebeli M (2016) Decoupling function and taxonomy in the global ocean microbiome. Science, 353, 1272–1277.

Luo XZ, Zhang LL, Li Z, Zhang R, Le Roux JJ, Reynolds JK, Yu HX, Chen MH, Zheng YH, Hou EQ, Wen DZ (2024) Adaptation mechanisms of soil microbial community to stoichiometric imbalances caused by forest conversion. Applied Soil Ecology, 201, 105529.

Maestre FT, Eldridge DJ, Soliveres S (2016) Structure and functioning of dryland ecosystems in a changing world. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 47, 215–237.

Magoč T, Salzberg SL (2011) FLASH: Fast length adjustment of short reads to improve genome assemblies. Bioinformatics, 27, 2957–2963.

Mai KL, Zhu CS, Feng LX, Gao ZY, Liu H, Qin K, Su JN, Lin SH (2022) Research progress on endangered factors and population expansion of rare plant *Cathaya argyrophylla*. Guangxi Forestry Science, 51 872–876. (in Chinese with English abstract) [买凯乐, 朱昌叁, 冯立新, 高照阳, 刘宏, 覃琨, 苏杰南, 林上海 (2022) 珍稀植物银杉濒危因素及种群扩大研究进展. 广西林业科学, 51, 872–876.]

Milke F, Garcia SL, Simon M, Pacheco-Valenciana A, Lennartz ST (2026) Microbial cohorts: Bringing ecological meaning to the modularity concept of co-occurrence networks. ISME Communications, 6, ycag037.

Netherway T, Bengtsson J, Buegger F, Fritscher J, Oja J, Pritsch K, Hildebrand F, Krab EJ, Bahram M (2024) Pervasive associations between dark septate endophytic fungi with tree root and soil microbiomes across Europe. Nature Communications, 15, 159.

Nguyen NH, Song ZW, Bates ST, Branco S, Tedersoo L, Menke J, Schilling JS, Kennedy PG (2016) FUNGuild: An open annotation tool for parsing fungal community datasets by ecological guild. Fungal Ecology, 20, 241–248.

Nilsson RH, Larsson KH, Taylor AFS, Bengtsson-Palme J, Jeppesen TS, Schigel D, Kennedy P, Picard K, Glöckner FO, Tedersoo L, Saar I, Kõljalg U, Abarenkov K (2019) The UNITE database for molecular identification of fungi: Handling dark taxa and parallel taxonomic classifications. Nucleic Acids Research, 47, D259–D264.

Pruesse E, Quast C, Knittel K, Fuchs BM, Ludwig W, Peplies J, Glöckner FO (2007) SILVA: A comprehensive online resource for quality checked and aligned ribosomal RNA sequence data compatible with ARB. Nucleic Acids Research, 35, 7188–7196.

Qian SH, Yang YC, Tang CQ, Momohara A, Yi SR, Ohsawa M (2016) Effective conservation measures are needed for wild *Cathaya argyrophylla* populations in China: Insights from the population structure and regeneration characteristics. Forest Ecology and Management, 361, 358–367.

Sawada K, Inagaki Y, Sugihara S, Kunito T, Murase J, Toyota K, Funakawa S (2023) Conversion from natural coniferous forests to cedar plantations increase soil nitrogen cycling through changing microbial community structures. Applied Soil Ecology, 191, 105034.

Stegen JC, Lin XJ, Fredrickson JK, Chen XY, Kennedy DW, Murray CJ, Rockhold ML, Konopka A (2013) Quantifying community assembly processes and identifying features that impose them. The ISME Journal, 7, 2069–2079.

Sun JJ, Xia XM, Wei XX, Wang XQ (2023) Tracing the geographic origin of endangered plant species using transcriptome-derived SNPs: An example of *Cathaya argyrophylla*. Molecular Ecology Resources, 23, 844–854.

Vaario LM, Xing ST, Xie ZQ, Lun ZM, Sun X, Li YH (2006) *In situ* and *in vitro* colonization of *Cathaya argyrophylla* (Pinaceae) by ectomycorrhizal fungi. Mycorrhiza, 16, 137–142.

van der Heijden MGA, Bardgett RD, Van Straalen NM (2008) The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. Ecology Letters, 11, 296–310.

van der Heijden MGA, Martin FM, Selosse MA, Sanders IR (2015) Mycorrhizal ecology and evolution: The past, the present, and the future. New Phytologist, 205, 1406–1423.

Wang C, Yu QY, Ji NN, Zheng Y, Taylor JW, Guo LD, Gao C (2023) Bacterial genome size and gene functional diversity negatively correlate with taxonomic diversity along a pH gradient. Nature Communications, 14, 7437.

Wang LJ, Yang R, Han JH, Gou W, Zhao YY, Gao X (2024) Population structure and dynamic analysis of wild *Cathaya argyrophylla* in Dashahe National Nature Reserve, Guizhou, China. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 32, 571–578. (in Chinese with English abstract) [王林津, 杨瑞, 韩继怀, 勾伟, 赵洋洋, 高旭 (2024) 贵州大沙河国家级自然保护区野生银杉种群结构和动态分析. 热带亚热带植物学报, 32, 571–578.]

Wang MY, Sui X, Wang X, Zhang XB, Zeng XN (2024) Soil fungal community differences in manual plantation larch forest and natural larch forest in Northeast China. Microorganisms, 12, 1322.

Wang Q, Garrity GM, Tiedje JM, Cole JR (2007) Naïve Bayesian classifier for rapid assignment of rRNA sequences into the new bacterial taxonomy. Applied and Environmental Microbiology, 73, 5261–5267.

Wang Y, Chen L, Xiang WH, Ouyang S, Zhang TD, Zhang XL, Zeng YL, Hu YT, Luo GW, Kuzyakov Y (2021) Forest conversion to plantations: A meta-analysis of consequences for soil and microbial properties and functions. Global Change Biology, 27, 5643–5656.

Wang YF, Li SL, Liu H, Deng T, Ye JT, Hu XH (2025) Differences in rhizosphere soil microbial community

structure and function among different populations of *Cathaya argyrophylla*. Forest Research, 38(1), 73–85. (in Chinese with English abstract) [王玉凤, 李双林, 刘宏, 邓涛, 叶家桐, 胡兴华 (2025) 不同银杉种群根际土壤微生物群落结构与功能差异. 林业科学研究, 38(1), 73–85.]

Wei HJ, Wang XW, Lei JJ, Yu C (2024) First report of root rot of *Cathaya argyrophylla* caused by *Fusarium oxysporum* in China. Plant Disease, 108, 2921.

Wu PP, Wu T, Zhang Y, Ding YD, Liu ZF, Mao R (2026) Laboratory incubation reveals greater soil carbon stabilization by coniferous leaf litter than by broadleaf leaf litter despite slower decomposition. Journal of Plant Ecology, rtag040.

Xiao YM, Wang J, Wang B, Fan B, Zhou GY (2025) Soil microbial network complexity predicts soil multifunctionality better than soil microbial diversity during grassland-farmland-shrubland conversion on the Qinghai-Tibetan Plateau. Agriculture, Ecosystems & Environment, 379, 109356.

Xie P, Huang KR, Deng AH, Mo P, Xiao F, Wu F, Xiao DW, Wang Y (2023) The diversity and abundance of bacterial and fungal communities in the rhizosphere of *Cathaya argyrophylla* are affected by soil physicochemical properties. Frontiers in Microbiology, 14, 1111087.

Xie ZQ (1995) *Cathaya argyrophylla*, an endemic species in China, and related studies. Chinese Biodiversity, 3, 99–103. (in Chinese) [谢宗强 (1995) 中国特有植物银杉及其研究. 生物多样性, 3, 99–103.]

Xie ZQ, Chen WL, Jiang MX, Huang HD, Zhu RG (1995) A preliminary study on the population of *Cathaya argyrophylla* in Bamianshan Mountain. Acta Botanica Sinica, 37, 58–65. (in Chinese with English abstract) [谢宗强, 陈伟烈, 江明喜, 黄汉东, 朱日光 (1995) 八面山银杉林种群的初步研究. 植物学报, 37, 58–65.]

Xing ST, Li YH, Sun X, Lun ZM, Vaario LM (2006) An effective *in vitro* protocol for increasing mycorrhizal formation rate of *Cathaya argyrophylla*. Acta Phytoecologica Sinica, 30, 323–329. (in Chinese with English abstract) [邢树堂, 李玉花, 孙雪, 伦志明, 瓦里奥禄敏 (2006) 一种有效地提高银杉人工菌根苗诱导率的方法. 植物生态学报, 30, 323–329.]

Xun WB, Liu YP, Li W, Ren Y, Xiong W, Xu ZH, Zhang N, Miao YZ, Shen QR, Zhang RF (2021) Specialized metabolic functions of keystone taxa sustain soil microbiome stability. Microbiome, 9, 35.

Zhang C, Lei SL, Wu HY, Liao LR, Wang XT, Zhang L, Liu GB, Wang GL, Fang LC, Song ZL (2024) Simplified microbial network reduced microbial structure stability and soil functionality in alpine grassland along a natural aridity gradient. Soil Biology and Biochemistry, 191, 109366.

Zhang QF, Cheng L, Feng JG, Mei KC, Zeng QX, Zhu B, Chen Y (2021) Nitrogen addition stimulates priming effect in a subtropical forest soil. Soil Biology and Biochemistry, 160, 108339.

Zhou HY, Liu XT, Gao XL, Wang Y, Ye LL, Wu JX, Xiang MX (2025) Soil pH and total phosphorus regulate bacterial community assembly in slope restoration areas of the Tibetan Plateau's metal mining areas. Environmental Research, 275, 121432.

Zhou ZB, Xie P, Huang KR, Mo P, Deng AH, Fan SG, Long BB, Wang Y (2024) Symbiotrophs dominate rhizosphere soil fungal community stability of the *Cathaya argyrophylla*. Applied Soil Ecology, 204, 105719.

(责任编委: 张丽梅　责任编辑: 李会丽)

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 26008, pages 1–16
doi: 10.17520/biods.2026008
cstr: 32101.14.biods.2026008

•土壤生物多样性专题•

热带土地利用变化下土壤微食物网多样性的非同步响应与网络重组

桂奇慧[1,2], 徐国瑞[1*]

1. 中国科学院西双版纳热带植物园热带森林生态学实验室, 云南勐腊 666303; 2. 中国科学院大学, 北京 100049

摘要: 热带土地利用变化引发的生物多样性丧失与功能退化备受关注, 但地下多营养级(细菌、真菌、原生动物、线虫)土壤微食物网的响应机制、网络拓扑适应策略及跨营养级关联演变仍缺乏系统认知。本研究在西双版纳选取干扰递增的4种典型土地利用类型(原始林、次生林、开阔生境、橡胶(*Hevea brasiliensis*)林), 基于16S rRNA与18S rRNA高通量测序技术调查4个营养级的群落结构, 并结合共现网络分析(评估复杂性与模块度)和全局Mantel检验开展系统研究。结果表明: (1)微食物网呈现显著的非同步响应, 橡胶林中细菌多样性维持较高水平, 而高营养级原生动物多样性随干扰加剧显著下降, 线虫多样性虽保持稳定, 但群落组成发生明显变化, 杂食性的丝尾属(*Oxydirus*)线虫在次生林和橡胶林中均未被检出; (2)网络重组策略发生分化, 低营养级(细菌、真菌)随干扰加剧通过提高模块度维持稳定性, 而土壤原生动物网络显著简化(连接数丧失近80%), 橡胶林线虫网络连接高度集中于少数节点并发生致密化; (3)环境驱动机制发生严重解耦, 原始林微食物网构建由土壤物理结构(粒径分布与孔隙度)主导, 而橡胶林随土壤物理状况退化(粘粒流失、总孔隙度下降), 高营养级群落构建与环境因子显著解耦, 主导驱动力由确定性环境筛选转向生态漂变。本研究表明土壤物理微生境退化是触发高营养级网络简化的关键因素, 强调仅凭微生物评估生态健康具有局限性, 为热带人工林生态修复与多营养级生物多样性保护提供了科学依据。

关键词: 土地利用变化; 土壤微食物网; 网络分析; 非同步响应; 橡胶林; 西双版纳; 多营养级

桂奇慧, 徐国瑞 (2026) 热带土地利用变化下土壤微食物网多样性的非同步响应与网络重组. 生物多样性, 34, 26008. doi: 10.17520/biods.2026008; cstr: 32101.14.biods.2026008.
Gui QH, Xu GR (2026) Asynchronous response and network reorganization of soil micro-food web diversity under tropical land use change. Biodiversity Science, 34, 26008. doi: 10.17520/biods.2026008; cstr: 32101.14.biods.2026008.

Asynchronous response and network reorganization of soil micro-food web diversity under tropical land use change

Qihui Gui[1,2], Guorui Xu[1*]

1 *CAS Key Laboratory of Tropical Forest Ecology, Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Mengla, Yunnan 666303, China*
2 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*

ABSTRACT

Aims: Biodiversity loss and functional degradation caused by tropical land use change have attracted widespread attention. However, a systematic understanding of the response mechanisms, network topological adaptation strategies, and cross-trophic linkage dynamics of belowground multi-trophic soil micro-food webs (bacteria, fungi, protozoa, and nematodes) remains lacking. This study aimed to reveal the response patterns of each trophic level in belowground soil micro-food webs to intensive land use, their network structural reorganization strategies, and the underlying environmental driving mechanisms.

Methods: In Xishuangbanna, four typical land use types representing an increasing gradient of disturbance (primary

收稿日期 Received: 2026-01-09; 接受日期 Accepted: 2026-03-30
基金项目: 云南省基础研究专项(202301AT070355)、云南省重点研发计划(202403AC100028)、国家自然科学基金(32371716)和质兰基金会项目(2023100521A) Supported by the Basic Research Program of Yunnan Province (202301AT070355), Key Research and Development Program of Yunnan Province (202403AC100028), National Natural Science Foundation of China (32371716), and Zhilan Foundation Project (2023100521A)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: xuguorui@xtbg.ac.cn

forest, secondary forest, open habitat, and rubber plantation) were selected. Based on 16S rRNA and 18S rRNA high-throughput sequencing technologies, community structures across four trophic levels were investigated, and a systemic study was conducted combining co-occurrence network analysis (evaluating complexity and modularity) with global Mantel tests.

Results: (1) The micro-food web exhibited significant asynchronous responses, where bacterial diversity remained high in rubber plantations, whereas the diversity of higher-trophic protozoa decreased significantly with intensifying disturbance, and although nematode diversity remained stable, the omnivorous genus *Oxydirus* was not detected in secondary forest and rubber plantations. (2) Network reorganization strategies diverged, with lower trophic levels (bacteria and fungi) maintaining stability under intensifying disturbance by increasing modularity, whereas soil protozoa networks were markedly simplified (protozoan connections lost nearly 80%), and the nematode network in rubber plantations densified with connections becoming highly concentrated on a few nodes. (3) Environmental driving mechanisms underwent severe decoupling, where micro-food web assembly in primary forests was dominated by soil physical structure (particle size distribution and porosity), but with the degradation of soil physical conditions in rubber plantations (clay loss and total porosity decline), the assembly of higher-trophic communities became significantly decoupled from environmental factors, shifting the dominant driving force from deterministic environmental filtering to ecological drift.

Conclusion: This study emphasizes that the degradation of soil physical microhabitats is the key factor triggering the simplification of higher-trophic networks, indicates the limitations of relying solely on microorganisms to assess ecosystem health, and provides a scientific basis for ecological restoration and multi-trophic biodiversity conservation in tropical plantations.

Key words: land use change; soil micro-food web; network analysis; asynchronous response; rubber plantations; Xishuangbanna; multi-trophic levels

过去50年, 在IPBES评估的18类自然对人类的贡献中, 有14类呈下降趋势(Díaz et al., 2019), 土地利用变化是全球生物多样性丧失以及生态系统结构和功能变化的主要直接原因之一(Jaureguiberry et al., 2022)。在热带地区, 天然林向农田或单一人工林的转变会显著改变局地生物多样性、多营养级群落结构及生态系统功能(Barnes et al., 2014; Newbold et al., 2015)。土壤微食物网(soil micro-food web)由细菌、真菌等分解者以及原生动物、线虫等消费者和捕食者共同构成, 不同营养级生物通过复杂的取食关系相互联系, 对有机质分解、养分循环和土壤生态系统稳定性具有重要作用(Ferris, 2010; de Vries et al., 2013; Bardgett & van der Putten, 2014)。

然而, 现有研究在解析热带土地利用变化对地下生态系统的影响时往往存在明显的局限性。一方面, 大多数研究仍主要聚焦于地上植被群落的演替或单一的地下生物类群, 如仅关注微生物或某一类土壤动物, 忽略了不同营养级生物之间通过复杂的食物网关系紧密相连(Barnes et al., 2018)。这种研究视角无法捕捉到土壤微食物网作为整体在面对干扰时的级联效应或协同响应, 可能低估土地利用变化对生态系统稳定性的潜在威胁(Soliveres et al., 2016)。另一方面, 尽管已知不同体型的生物对环境变化的敏感性不同, 但关于它们如何通过调整网络拓扑结构(如模块化、网络连接重组)来共同适应或响应集约化土地利用如橡胶(*Hevea brasiliensis*)林种植的机制仍不清楚。因此亟需从整体微食物网的视角出发, 探究跨营养级的网络结构响应规律, 以全面理解热带生态系统在剧烈生境转变下的维持机制。

在土壤生态系统中, 不同类群的生物在体型大小、生活史策略及生态位需求上存在巨大差异(Swift et al., 1979; Bongers, 1990; Fierer et al., 2007; Decaëns, 2010)。基于“生态位过滤”与“多样性–稳定性”假说, 低营养级的微生物(代谢周转快、功能冗余度高)与高营养级的土壤动物(由于体型限制受生境物理结构影响大)对环境干扰的响应可能并不一致, 即存在“营养级非同步性(trophic asynchrony)” (Rooney et al., 2006; Allison & Martiny, 2008; Barnes et al., 2014; Newbold et al., 2015)。然而现有研究对于这种跨营养级的非同步响应机制尚缺乏系统认知。面对不同强度的人为扰动, 土壤微食物网生物的多样性和网络结构是维持着紧密的“自上而下”或“自下而上”的耦合关系, 还是发生了网络解耦(network decoupling)仍不清楚。此外, 关于土壤生物群落如何通过调整网络拓扑结构(如连通性、模块化)来适应林分简化带来的均质化压力, 也缺乏实证研究。

西双版纳是我国重要的生物多样性保护区域(Zhang & Cao, 1995), 也是天然橡胶的主要种植区之一。长期的耕作和种植扩张使当地原始森林逐渐转变为次生林、开阔生境、香蕉园、单一橡胶林(Ziegler et al., 2009; Warren-Thomas et al., 2015), 形成了具有不同干扰强度的土地利用梯度。因此, 本研究选取西双版纳地区4种土地利用类型为研究对象, 结合16S rRNA和18S rRNA高通量测序、共现网络分析及环境因子分析, 系统研究土地利用变化对土壤多营养级微食物网的影响, 重点回答以下3个问题: (1)不同营养级生物群落的α多样性和组成对土地利用变化的响应是否同步? (2)微生物与土壤动物在不同的干扰强度下是否表现出差异化的网络结构适应策略? (3)驱动不同营养级生物多样性和网络结构变化的关键环境因子是否随土地利用集约化而发生转变?

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究在云南省西双版纳傣族自治州进行。该地区属于典型的热带季风气候, 干湿季分明, 年平均气温21.8℃, 年降水量1,100–2,400 mm (Li et al., 2007)。研究区域内分布有原始林(primary forest, PF)、次生林(secondary forest, SF)、开阔生境(open habitat, OB)和橡胶林(rubber plantation, XJ)等不同土地利用类型(Zhang & Cao, 1995)。

1.2 样地设置

本研究设置了勐腊县补蚌村(21°28′ N, 101°34′ E)、勐仑镇(21°56′ N, 101°15′ E)和中国科学院西双版纳热带植物园(21°56′ N, 101°15′ E) 3个研究区域。在每个研究区域内, 分别选取代表干扰强度递增的4种土地利用类型: 原始林、次生林、开阔生境和橡胶林。原始林主要分布于海拔700–800 m, 优势植物包括望天树(*Parashorea chinensis*)、千果榄仁(*Terminalia myriocarpa*)、绒毛番龙眼(*Pometia tomentosa*)等; 次生林主要分布于海拔600–700 m, 为停止耕作后自然恢复约60年的林地, 优势植物包括中平树(*Trema tomentosa*)、滇银柴(*Aporusa dioica*)、飞机草(*Chromolaena odorata*)等; 开阔生境海拔约600 m, 为树木稀疏的草地; 橡胶林海拔约600 m, 为林龄约20年的单一橡胶纯林, 林下植被覆盖率低于10%, 每年5月和9月各施用复合肥1次, 并常规使用除草剂。在每个研究区域的每种土地利用类型中设置3个100 m × 100 m的样方, 共设置36个样方。

1.3 土壤样品采集与理化性质测定

在每个100 m ×100 m的样方内采用五点取样法, 去除地表凋落物后, 采集0–10 cm表层土壤。将同一样方内的5个土钻样品混合均匀作为1个样品。鲜土样品过2 mm筛后分为两部分, 一部分置于–80℃冰箱冻存, 用于土壤DNA提取; 另一部分风干后用于理化性质测定。土壤理化指标测定参照《土壤农业化学分析方法》(鲁如坤, 2000): 土壤pH值采用电位法测定(水土比2.5 ∶ 1); 土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)采用重铬酸钾外加热法测定; 全氮(total nitrogen, TN)采用凯氏定氮法测定; 全磷(total phosphorus, TP)和全钾(total potassium, TK)经酸溶后分别采用钼锑抗比色法和火焰光度法测定。速效养分(碱解氮、速效磷、速效钾)亦按常规方法测定。土壤容重(bulk density, BD)采用标准的环刀法测定。使用体积为100 cm^3的环刀采集原状土样, 在105℃下烘干至恒重, 根据烘干土重与环刀体积计算容重。土壤总孔隙度(total porosity)基于容重和土壤颗粒密度计算得出, 计算公式为: 总孔隙度 = (1 – 容重/颗粒密度) × 100% (鲁如坤, 2000)。此外, 鉴于物理微生境对微生物和微型动物的重要影响, 本研究利用激光粒度仪测定了完整的土壤粒径分布(包括0–2 μm的粘粒、2–20 μm的粉粒、20–200 μm的细砂粒和200–2,000 μm的粗砂粒), 因为它们直接决定了土壤微孔隙(micropores)的结构, 构成了微生物和微型动物赖以生存的关键微生境(Elliott et al., 1980; Hassink et al., 1993)。

1.4 样品测序

称取0.5 g冷冻土壤样品, 使用VAMNE Stool/Soil DNA Extraction Kit (Vazyme, Nanjing, China)试剂盒, 根据说明书提取土壤微生物总DNA。利用1%琼脂糖凝胶电泳检测DNA完整性, 并使用Qubit (Invitrogen, USA)进行浓度定量。PCR扩增采用北京百迈客生物科技有限公司(Biomarker Technologies, Beijing, China)针对Illumina NovaSeq平台优化的特异性引物。具体目标区域及引物序列如下: (1)细菌16S rRNA (V3–V4区): 正向引物(5′-ACTCCTACGG

GAGGCAGCA-3′), 反向引物(5′-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3′)。该引物修饰自Fadrosh等(2014)的经典序列, 并针对Illumina平台进行了优化。(2)真菌和线虫18S rRNA (V7区): 正向引物(5′-GGCTTAATTTGACTCAACRCG-3′), 反向引物(5′-GGGCATCACAGACCTGTTAT-3′)。(3)原生动物18S rRNA (V9区): 正向引物(5′-GTACACCGCCCGTC-3′), 反向引物(5'-TGATCCTTCTGCAGGTTCACCTAC-3')。该序列是基于Amaral-Zettler等(2009)建立的扩增方案。为减少PCR扩增偏好性并保障多样品混合测序质量, 建库采用测序公司优化的两步法PCR策略: 第一轮扩增使用KOD FX Neo高保真酶(Toyobo, Japan)进行25个循环(退火温度50℃); 产物经VAHTS DNA Clean Beads磁珠纯化后, 进行第二轮扩增(10个循环)以引入测序双端接头(index)。构建好的文库经LabChip GX Touch (PerkinElmer, USA)检测合格后, 在Illumina NovaSeq 6000平台进行双端PE250测序(Caporaso et al., 2012)。本研究涉及的数据已提交至国家微生物科学数据中心(National Microbiology Data Center, https://nmdc.cn/resource/genomics/sra), 数据正式编号为: NMDC40108302–NMDC40108408。

1.5 数据分析

采用单因素方差分析(one-way analysis of variance, ANOVA)检验不同土地利用类型间土壤理化性质的差异, 并采用Tukey's honestly significant difference (HSD)检验进行事后多重比较, 显著性水平设为$P < 0.05$。

原始下机数据经去接头和质控后, 使用EasyAmplicon流程进行处理, 采用USEARCH算法降噪并生成扩增子序列变异体(amplicon sequence variants, ASVs)。细菌物种注释比对RDP数据库(https://ngdc.cncb.ac.cn/databasecommons/database/id/237), 真菌、原生动物、线虫物种注释比对PR2数据库(https://pr2-database.org/)。

计算各样品的Shannon指数和Chao 1指数, 以表征群落α多样性。采用Kruskal-Wallis检验分析不同土地利用类型间α多样性和网络拓扑指标的差异, 并采用Dunn's检验进行事后多重比较, 使用Benjamini-Hochberg (BH)方法校正P值。基于Bray-Curtis距离矩阵进行主坐标分析(principal coordinate analysis, PCoA), 并采用置换多元方差分析(permutational multivariate analysis of variance, PERMANOVA)检验群落结构差异。鉴于本研究仅包含3个独立采样区域, 不适宜在混合效应模型中将采样区域作为随机效应(Harrison et al., 2018; Silk et al., 2020), 因此在PERMANOVA模型中优先纳入采样区域(site)作为协变量(model: ~ site + group), 以控制空间差异对群落结构的影响。

为揭示不同土地利用类型下土壤微食物网的拓扑结构, 分别构建细菌、真菌、原生动物和线虫的共现网络。为减少稀有类群和零膨胀造成的假阳性相关, 在网络构建前, 去除在样品中出现频率低于20%或平均相对丰度低于0.001%的细菌、真菌和原生动物ASVs。考虑到线虫的绝对生物量和ASV数量相对较低, 为避免丢失具有重要生态功能的稀有类群, 未对其进行相同强度的低频过滤(Porazinska et al., 2009)。随后使用R软件Hmisc包计算ASV之间的Spearman秩相关系数, 并采用BH方法对P值进行错误发现率(false discovery rate, FDR)校正。

根据不同类群的数据维度设置相关系数阈值: 细菌、真菌、原生动物和线虫分别采用$|r| > 0.95$、$|r| > 0.85$、$|r| > 0.60$和$|r| > 0.60$的阈值(Zhou et al., 2011; de Vries et al., 2018), 同时要求校正后P值小于0.05且原始P值小于0.001。构建跨营养级全局网络时, 进一步在Spearman $|r| > 0.80$和$|r| > 0.90$的相邻阈值下开展敏感性分析, 以评估网络拓扑结构对阈值选择的稳健性。

使用R软件igraph包计算节点数、连接数、平均度、模块度(modularity)、网络密度、平均路径长度和聚类系数等网络拓扑属性, 各土地利用类型下不同生物类群的具体拓扑指标见附录1。进一步采用NODF (nestedness metric based on overlap and decreasing fill)指数及其标准化Z值评估4类生物网络的巢式结构, 具体结果见附录2。其中, 节点数和连接数用于表征网络规模和复杂性; 模块度反映网络结构的区隔化程度(Olesen et al., 2007); 网络密度反映分类单元间共现关系的紧密程度; 平均路径长度反映网络节点间的潜在连接效率(Newman, 2003); 巢式度反映不同连接度节点之间连接关系的嵌套程度(Bascompte et al., 2003)。本研究将网络结构明

显简化定义为: 与原始林相比, 干扰生境中网络节点数和连接数减少超过40%, 且网络密度降低。对于强干扰生境下形成的稀疏网络, 仍保留并计算其拓扑指标, 不将其作为异常数据剔除。采用Mantel检验分析土壤理化因子与各营养级群落结构之间的相关性。所有分析均在R软件中完成。

2 结果

2.1 土壤理化性质的改变

不同土地利用方式改变了土壤的部分理化性质(表1)。在化学性质方面, 开阔生境的土壤pH值显著高于其他3种土地利用类型; 橡胶林的pH值较原始林略有下降, 但无显著差异。同时, 次生林的土壤有机碳含量显著高于原始林。在物理性质方面, 橡胶林与原始林在土壤容重和总孔隙度上并无显著差异($P > 0.05$); 但在土壤机械组成上, 橡胶林土壤发生了明显的细颗粒流失, 其粘粒(< 2 μm)含量较原始林显著降低($P < 0.05$), 粉粒(2–20 μm)含量也呈降低趋势($P = 0.05$)。

2.2 土壤生物群落组成差异

在门(或属)分类水平上, 不同土地利用类型并未引起土壤生物群落组成发生剧烈改变(图1)。统计检验表明, 绝大多数优势类群的相对丰度在各生境间保持稳定(Kruskal-Wallis检验, $P > 0.05$)。具体而言, 细菌、真菌和原生动物群落表现出高度的跨生境一致性: 细菌普遍以酸杆菌门(约40%–50%)和变形菌门(约20%–30%)为主; 真菌由子囊菌门(约40%–60%)和担子菌门(约25%–40%)占据绝对优势; 原生动物则始终由丝足虫门(> 50%)主导(图1A–C)。尽管存在上述整体的稳定性, 但群落局部仍表现出特异性差异: 例如, 细菌中的硝化螺旋菌门在橡胶林中的丰度显著低于原始林($P < 0.05$, 附录3); 同时, 线虫群落的优势属在不同生境间也呈现出一定程度的组成更替与分化(图1D)。

2.3 土壤微食物网生物多样性的非同步响应

在跨界比较中, 微生物(尤其是细菌)的α多样性在所有生境中均占据绝对优势, 显著高于高营养级的原生动物和线虫(附录4)。面对土地利用变化, 各生物类群的α多样性展现出显著的响应特异性(图2): 细菌和原生动物发生显著改变, 而真菌和线虫则维持稳定。具体而言, 在集约化管理的橡胶林中, 细菌的多样性(丰富度和Shannon指数)显著高于开阔生境, 但原生动物的多样性却显著低于原始林; 相比之下, 真菌和线虫的α多样性在4种生境间均无显著差异。值得注意的是, 尽管部分类群的α多样性在生境变化中表现出表面稳定, 但整体微生物类群的群落结构(β多样性)均发生了显著变化(全局PERMANOVA, $P < 0.01$, 图3)。

2.4 共现网络拓扑结构的适应与塌陷

在高强度土地利用条件下, 土壤生物网络普遍表现出显著的结构简化趋势。与原始林相比, 橡胶林中各生物类群的网络规模均有不同程度的缩小; 其中, 高营养级土壤动物的共现网络简化尤为明显, 原生动物网络的节点数和连接数分别减少了65.5%和79.5%, 线虫网络的节点数和连接数分别减少了41.9%和34.3% (附录1, 图4), 表明集约化农业管理

表1 不同土地利用方式下土壤理化性质(平均值 ± 标准差)
Table 1 Soil physicochemical properties (mean ± SD) under different land use types

土壤性质 Soil property	原始林 Primary forest (PF)	次生林 Secondary forest (SF)	开阔生境 Open habitat (OB)	橡胶林 Rubber plantation (XJ)
pH	5.27 ± 0.41^{b}	5.28 ± 0.99^{b}	6.32 ± 0.97^{a}	4.62 ± 0.25^{b}
土壤有机碳 Soil organic carbon (g/kg)	19.69 ± 3.38^{b}	24.78 ± 2.84^{a}	9.44 ± 3.80^{c}	15.85 ± 3.17^{b}
全氮 Total nitrogen (g/kg)	1.93 ± 0.32^{ab}	2.38 ± 0.47^{a}	0.96 ± 0.40^{c}	1.51 ± 0.33^{b}
全磷 Total phosphorus (g/kg)	0.49 ± 0.11^{a}	0.44 ± 0.16^{a}	0.32 ± 0.13^{a}	0.47 ± 0.29^{a}
全钾 Total potassium (g/kg)	11.00 ± 1.65^{a}	9.04 ± 2.41^{a}	10.24 ± 2.78^{a}	11.31 ± 6.10^{a}
土壤容重 Soil bulk density (g/cm³)	1.29 ± 0.12^{b}	1.09 ± 0.16^{c}	1.48 ± 0.13^{a}	1.32 ± 0.15^{ab}
总孔隙度 Total porosity	0.42 ± 0.13^{ab}	0.52 ± 0.10^{a}	0.33 ± 0.12^{b}	0.41 ± 0.10^{ab}
粘粒 Clay (< 2 μm, %)	10.09 ± 2.94^{a}	6.06 ± 2.27^{b}	7.32 ± 2.83^{ab}	6.24 ± 2.33^{b}
粉粒 Silt (2–20 μm, %)	32.99 ± 14.15^{a}	16.00 ± 7.51^{b}	25.25 ± 9.91^{ab}	19.75 ± 8.75^{ab}

同行中不同小写字母表示根据单因素方差分析及Tukey's honestly significant difference test事后检验, 在$P < 0.05$水平上差异显著。
Different lowercase letters within the same row indicate significant differences based on one-way analysis of variance (ANOVA) and subsequent Tukey's honestly significant difference (HSD) post hoc test ($P < 0.05$).

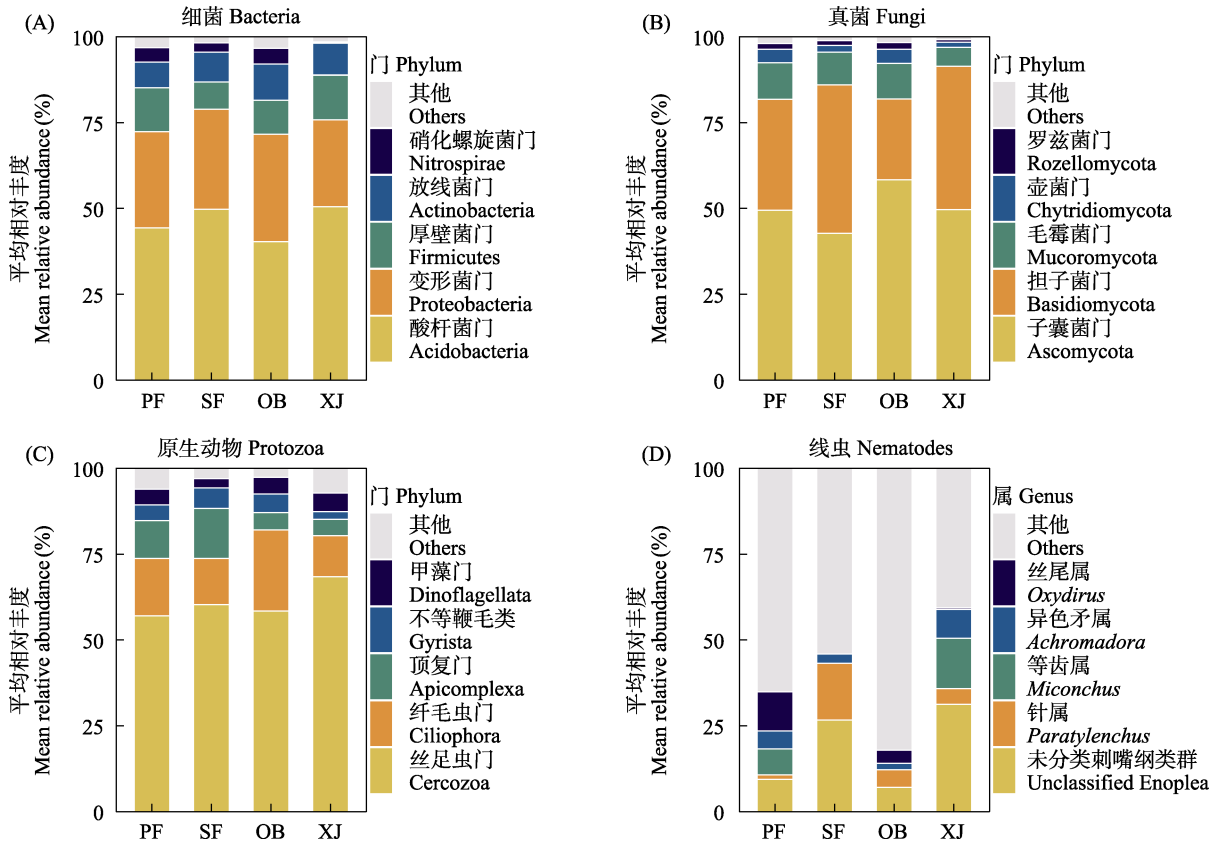


图1　不同土地利用方式下土壤微食物网各营养级生物的分类学组成。PF: 原始林; **SF**: 次生林; **OB**: 开阔生境; **XJ**: 橡胶林。
Fig. 1　Taxonomic composition of organisms at each trophic level of the soil micro-food web under different land use types. PF, Primary forest; SF, Secondary forest; OB, Open habitat; XJ, Rubber plantation.

严重削弱了微食物网的整体连通性。

尽管网络普遍简化, 但不同生物类群在强干扰下展现出了截然不同的拓扑结构变化。低营养级的微生物(细菌和真菌)采取模块化策略, 即网络规模缩小, 但模块度在橡胶林中达到峰值, 形成了高度孤立的结构。与之相反, 高营养级的原生动物网络结构则发生了简化, 其规模、连接度和模块度均降低。尤其独特的是线虫的模式(图5): 虽然其网络整体规模缩减, 但节点连通性(node degree)却在橡胶林中显著回升至原始林水平。这种依赖核心节点互作的模式, 与原生动物的断联模式形成了强烈反差。网络巢式度分析进一步显示, 细菌、真菌、原生动物和线虫网络的NODF值分别为86.12、35.93、29.68和13.40, 其Z值介于−7.98和−3.43之间, 且均达到极显著水平(P = 0.01), 表明4类网络的巢式度均显著低于随机期望, 整体呈反巢式(分隔型)结构(附录2)。

此外, 跨营养级全局共现网络(图6)进一步揭示了系统内部的结构解耦。在高阈值标准下(Spearman $|r| > 0.85$, $P < 0.01$), 微食物网清晰地分裂为两个独立部分: 由细菌、真菌和原生动物紧密结合的模块, 以及游离于网络边缘、彼此孤立的线虫节点。阈值敏感性分析进一步表明, 在Spearman $|r| > 0.80$和$|r| > 0.90$的阈值下, “微生物-原生动物”核心模块的紧密聚集以及线虫节点与该核心模块相对游离的整体结构均保持一致, 说明上述跨营养级网络结构对相关系数阈值的选择具有较好的稳健性。

2.5　环境驱动机制的解耦

驱动土壤微食物网群落构建的关键环境因子随土地利用强度的增加发生了根本性变化, 呈现出从物理结构主导向环境因子解耦转变(图7)。在干扰程度最低的原始林中, 所有营养级生物群落的变异均与土壤物理微生境(尤其是粒径分布)表现出紧密的耦合关系。随着干扰加剧, 在次生林和开阔生境中, 群落变异的主要驱动力逐渐转向土壤养分(N、P、K)。

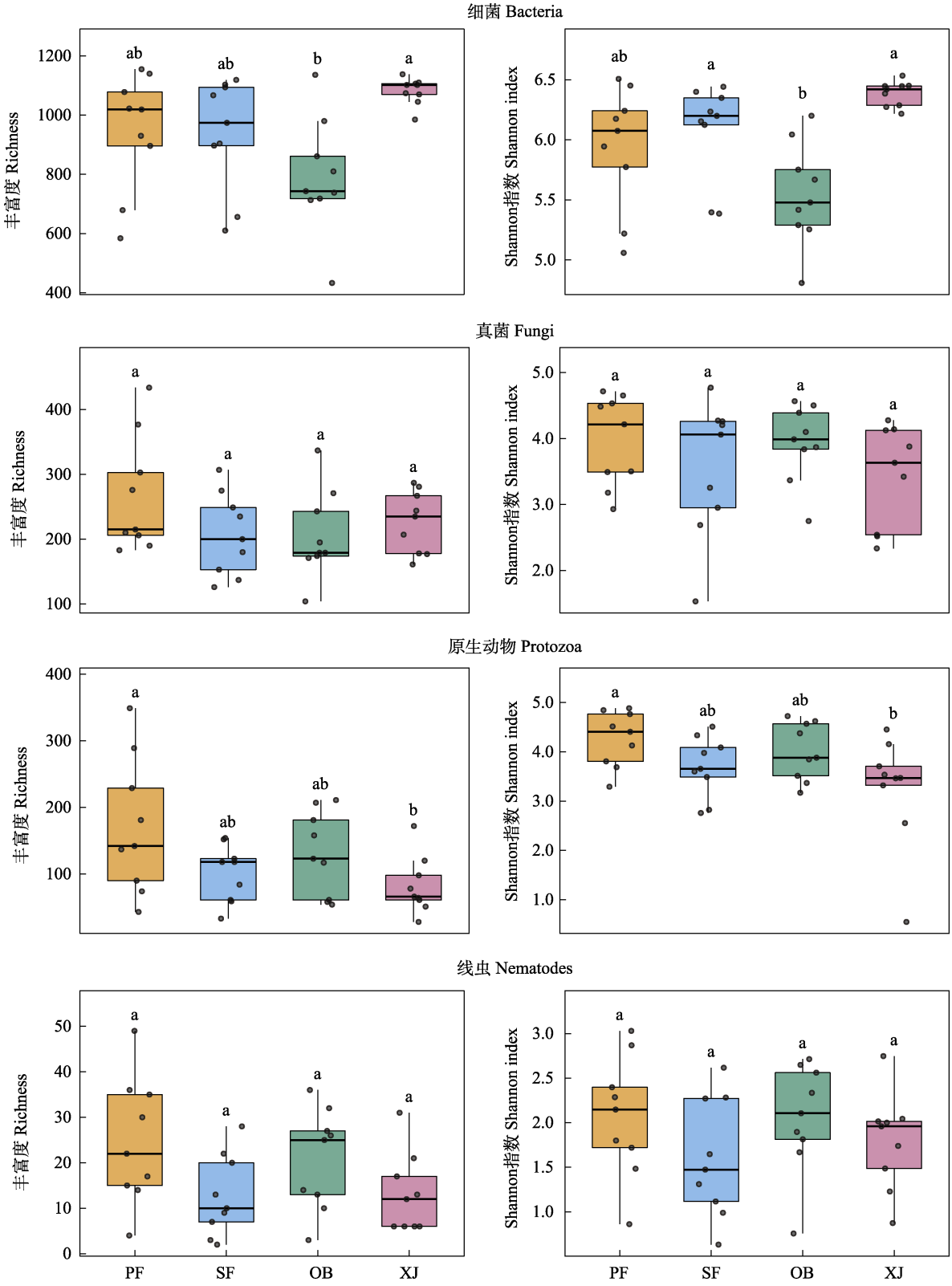


图2　不同土地利用方式下土壤微食物网各营养级生物的α多样性指数。PF: 原始林; **SF**: 次生林; **OB**: 开阔生境; **XJ**: 橡胶林。同一子图中不同小写字母表示不同土地利用方式之间差异显著。

Fig. 2　Alpha diversity indices of organisms at each trophic level in the soil micro-food web under different land use types. PF, Primary forest; SF, Secondary forest; OB, Open habitat; XJ, Rubber plantation. Different lowercase letters within the same panel indicate significant differences among land use types.

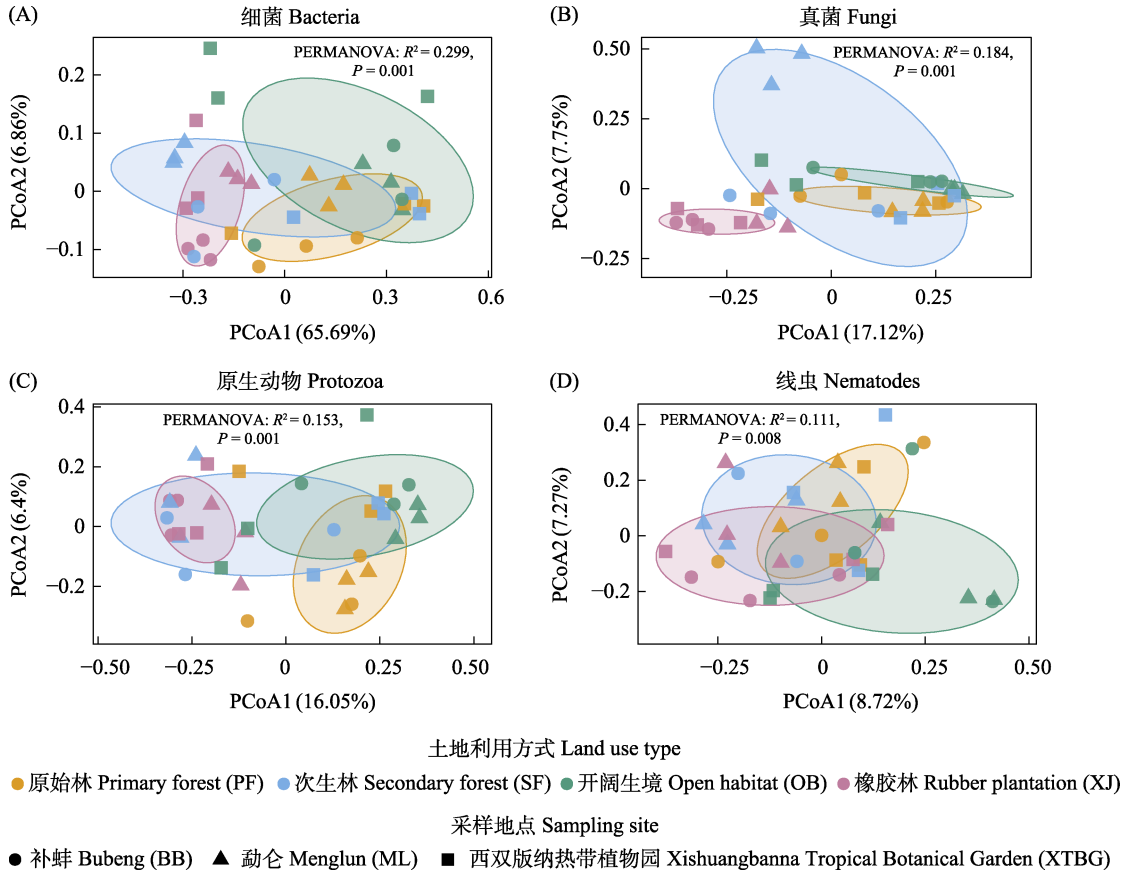


图3　基于扩增子序列变体(ASV)水平的Bray-Curtis距离的主坐标分析比较4种土地利用方式间的细菌、真菌、原生动物和线虫群落的相似性

Fig. 3　Principal coordinate analysis based on the Bray-Curtis distance at the amplicon sequence variant (ASV) level was used to compare the compositions of bacterial, fungal, protozoa and nematode communities among the four land use types

尤为关键的是，在集约化管理的橡胶林中，高营养级生物与所测环境因子发生了显著的解耦。尽管底层的细菌群落仍显著受到土壤理化性质的影响，但原生动物和线虫的群落与当前所测的所有理化因子均无显著相关性。此外，全局Mantel检验进一步证实了这种跨营养级的驱动力差异(附录5)，即在整个土地利用梯度上，pH值和土壤湿度等基础理化因子始终是微生物(细菌、真菌)和原生动物群落整体变异的稳定驱动力，但对高营养级线虫群落的解释率极低，再次凸显了高营养级类群响应模式的独特性。

3　讨论

本研究揭示了在土地利用变化下，热带土壤微食物网不同营养级之间复杂的非同步响应。我们发现，低营养级的微生物群落通过增强其网络模块化来维持稳定性，而高营养级的土壤动物特别是原生动物则表现为多样性丧失和网络结构简化。随着干扰强度的增加，驱动高营养级群落构建的机制从确定性的环境筛选逐渐转变为与环境因子解耦的随机过程。这些发现共同挑战了单一指标评估生态系统状态的局限性，并深化了对地下食物网稳定机制的理解。

3.1　不同营养级生物对土地利用变化的非同步响应

不同营养级的生物对土地利用变化呈现非同步响应。低营养级的细菌群落展现出强大的适应能力，其α多样性在受到最强干扰的橡胶林中，依然与原始林保持在相似水平(图2)。这可能与橡胶林中人为的养分输入刺激了机会性r-策略细菌的生长有关(Fierer et al., 2012)。与之形成鲜明对比的是，高营养级土壤动物的响应更为复杂。原生动物的α多样性在橡胶林中显著降低，说明干扰增强导致多样

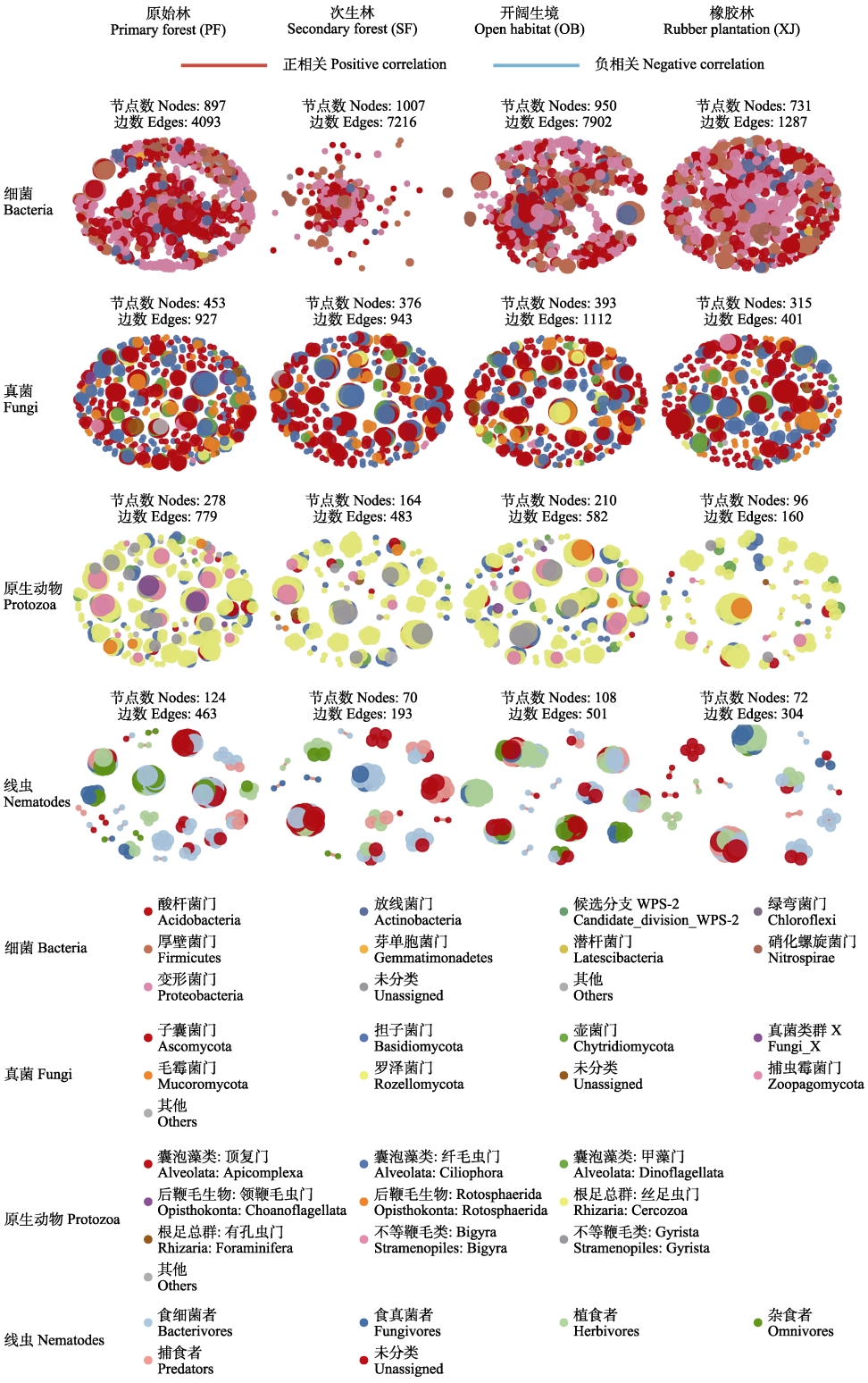


图4　土壤微食物网各生物群落的共现网络模式及拓扑统计。网络图展示了细菌、真菌、原生动物和线虫在不同土地利用方式下的Spearman相关性。每个子图内部节点大小与节点度成正比，表示该节点与其他节点之间的显著关联数量。

Fig. 4　The co-occurrence network pattern and topological statistics of multi-nutrient-level biological communities in soil. The network diagram shows the Spearman correlation of bacteria, fungi, protozoa, and nematode under different land use types. Within each panel, node size is proportional to node degree, representing the number of significant associations between each node and other nodes.

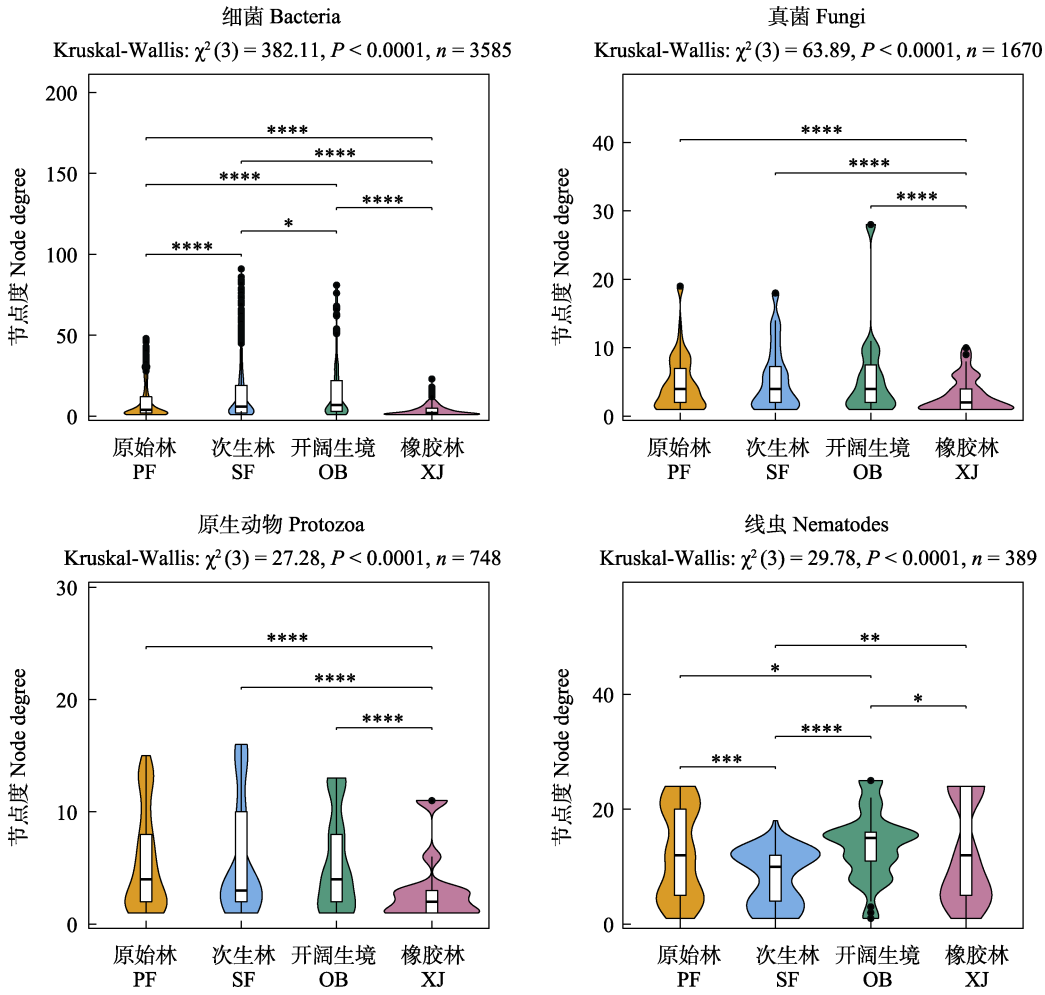


图5　各生物类群在不同土地利用方式下的节点度分布。* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$; **** $P < 0.0001$。
Fig. 5　Distribution of node degrees for each organism group across land use types. PF, Primary forest; SF, Secondary forest; OB, Open habitat; XJ, Rubber plantation. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$; **** $P < 0.0001$.

性下降; 线虫群落则表现出更具隐蔽性的响应, 其整体α多样性并未随干扰增强而显著变化(图2), 但群落内部发生了明显的组成变化。例如, 杂食性丝尾属(*Oxydirus*)线虫在原始林和开阔生境中均被检出, 而在次生林和橡胶林中未被检出(图1), 表明线虫整体α多样性保持稳定的同时, 其群落组成仍可能发生明显变化。此类高营养级消费者在强干扰生境中的缺失, 可能削弱连接细菌和真菌能量通道的关键路径, 并与网络连通性下降有关(Rooney et al., 2006)。因此, 线虫的案例有力地证明, 在强干扰下土壤动物群落可能在维持α多样性表面稳定的同时, 其内部的功能组成可能已经发生了变化。类似现象也见于南亚热带森林演替研究: 尽管土壤线虫总多度在演替过程中保持稳定, 但其群落多样性和生态指数发生了显著变化(吴文佳等, 2022)。这进一步表明, 仅依赖总多度或α多样性等单一指标, 可能低估集约化土地利用对地下生态系统造成的影响。

本文发现的微生物适应-动物简化模式, 对传统的自下而上(bottom-up)控制理论在强干扰生态系统中的适用性提出了挑战。依据该理论, 丰富的细菌生物量本应支持更高丰度的捕食者(Fierer et al., 2012)。然而, 本研究发现, 能量从低营养级向高营养级的传递似乎受到了显著阻碍, 这可能由以下两种机制共同导致: 一是微生物群落的防御性演替现象。尽管本研究未直接测量细菌的K/r策略, 但群落组成数据显示, 在不同土地利用方式下, 一些典型的r策略类群如变形菌门始终保持着较高比例(图1)。这与前人研究一致, 即富营养环境可能筛选出

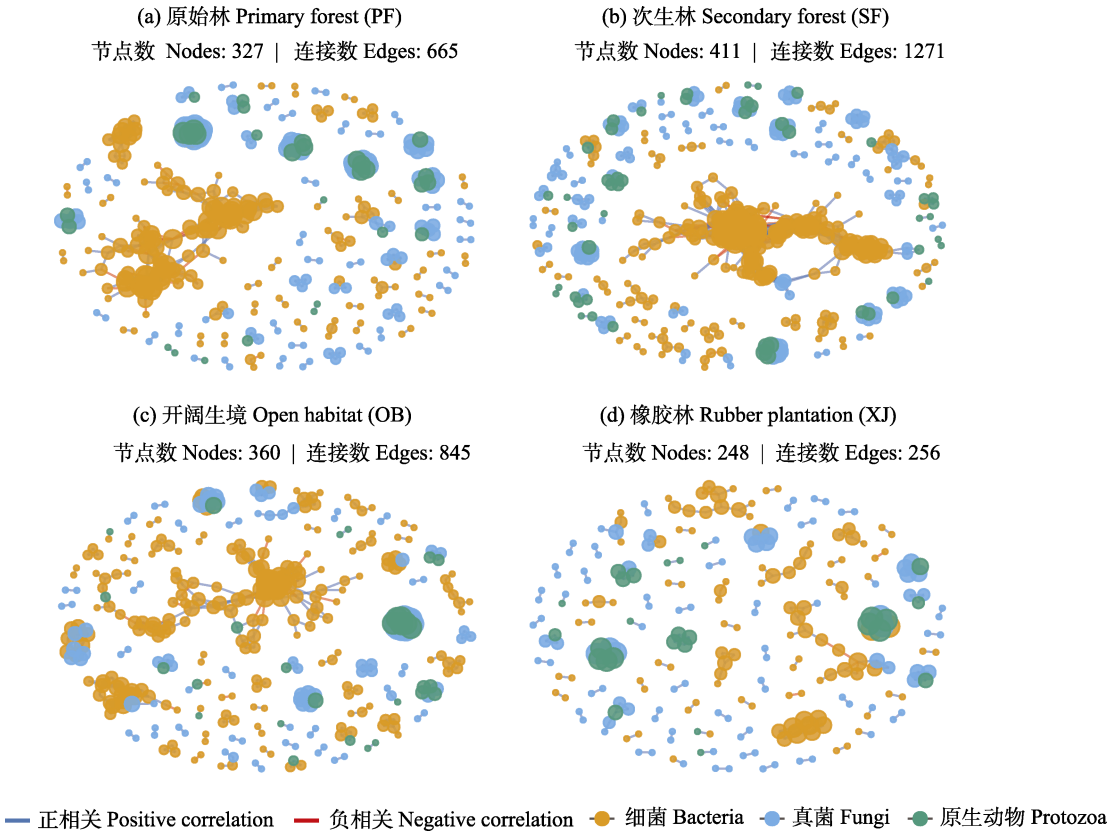


图6　不同土地利用方式下土壤微食物网的共现网络结构。代表线虫的节点已包含在网络构建的计算中，但由于其丰度和连接度较低，在此可视化结果中未能显示。

Fig. 6　Co-occurrence network structures of the soil micro-food web across different land use types. Nodes representing nematodes were included in the network calculations, but they are not displayed in this visualization due to their low abundance and connectivity.

具备防御机制如分泌毒素或形成生物膜的r策略细菌(Matz & Kjelleberg, 2005; Jousset et al., 2006)，从而降低了其作为食物的可食性(palatability)。二是物理生境退化导致的猎物可获得性降低。本研究清晰地表明，土壤物理结构是贯穿所有生境、驱动群落尤其是细菌变异的关键因子(附录5)，理论上土壤微孔隙是细菌躲避捕食的物理途径(Rutherford & Juma, 1992; Wright et al., 1995)。本研究为这一机制提供了直接的证据。表1显示，与原始林相比，橡胶林的土壤物理结构发生了显著的退化，具体表现为粘粒含量(< 2 μm)的显著下降。粘粒是构成土壤微团聚体、为微生物提供保护屏障所需的关键组分。因此，这种物理结构的变化很可能对微食物网生物产生了影响：一方面，它直接限制了体型较大的捕食者如原生动物和线虫的移动和觅食；另一方面，它也改变了细菌的空间分布。最终在空间维度上切断了捕食者与猎物接触的有效路径，阻碍了能量从下至上的传递。综上所述，在集约化管理的生态系统中，自下而上的能量通道可能并不通畅。微生物群落的防御性演替和物理生境的可获得性降低共同导致了高营养级生物的衰退。本研究再次强调了在生态效应研究中整合多营养级和非生物因素的必要性。

3.2　微生物的模块化防御与土壤动物的网络简化

本研究的网络分析结果揭示了不同生物类群在面对环境压力时采取了截然不同的网络拓扑策略。低营养级的微生物群落展现出防御性重组的策略。具体而言，虽然其网络规模在一定程度上也有所减小，但最显著的变化是，细菌和真菌网络的模块度在干扰最强的橡胶林中均达到了最高值(附录1)。这种增强的模块化结构被广泛认为是复杂系统在扰动下维持稳定性的关键策略(Kitano, 2004)。通

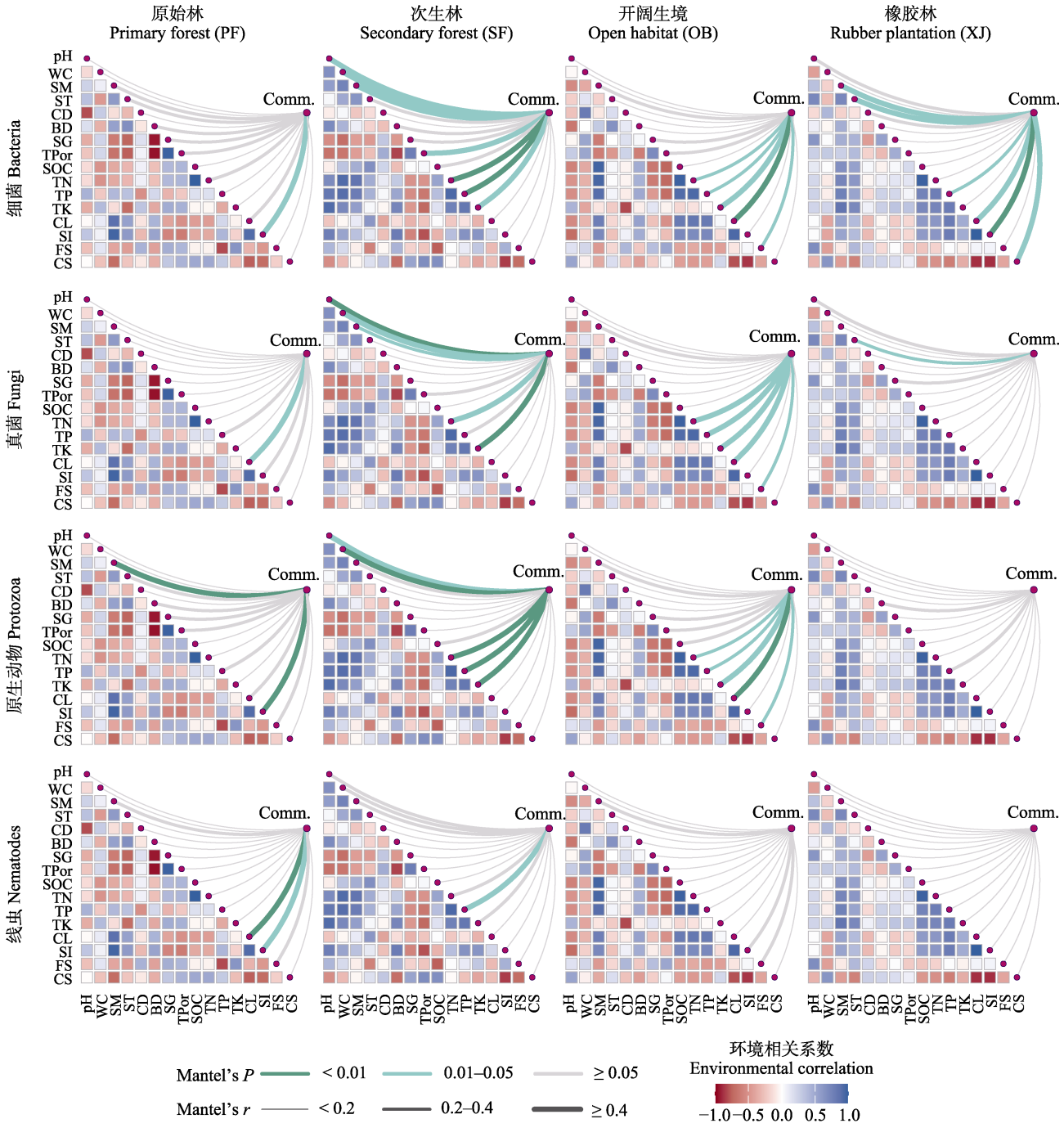


图7　不同土地利用方式下土壤微食物网群落与环境因子的Mantel关系。Comm.: 生物群落; pH: 土壤酸碱度; WC: 土壤含水量; SM: 土壤湿度; ST: 土壤温度; CD: 林冠密度; BD: 土壤容重; SG: 土壤比重; TPor: 总孔隙度; SOC: 土壤有机碳; TN: 全氮; TP: 全磷; TK: 全钾; CL: 粘粒(0–2 μm); SI: 粉粒(2–20 μm); FS: 细砂粒(20–200 μm); CS: 粗砂粒(200–2,000 μm)。
Fig. 7　Mantel relationships between soil micro-food web communities and environmental factors across land use types. Comm., Biological community; pH, Soil pH; WC, Soil water content; SM, Soil moisture; ST, Soil temperature; CD, Canopy density; BD, Soil bulk density; SG, Soil specific gravity; TPor, Total porosity; SOC, Soil organic carbon; TN, Total nitrogen; TP, Total phosphorus; TK, Total potassium; CL, Clay (0–2 μm); SI, Silt (2–20 μm); FS, Fine sand (20–200 μm); CS, Coarse sand (200–2,000 μm).

过构建模块内高连通、模块间低连通的拓扑结构, 微生物群落能有效地将干扰局限在局部模块内, 防止局部故障引发整个网络的系统性崩溃(Olesen et al., 2007)。因此, 我们观察到的模块度升高并非网

络退化的标志, 而是一种主动适应, 是微生物群落在强干扰环境下为维持自身整体稳定性而构建的。

与微生物的防御性重组形成鲜明对比, 高营养级的土壤动物网络则表现为结构性简化。与原始林相比, 橡胶林中原生动物和线虫网络的节点数和连接数均发生了大幅减少, 如原生动物网络连接数减少了近80% (图4, 附录1)。这种大量节点和连接的丢失, 直接反映了高营养级群落的严重退化, 其背后的机制可能有两个层面。首先, 物种和功能类群的直接丧失(如敏感的原生动物和杂食性线虫的消失)导致了网络节点的减少。其次, 物理生境的退化(如土壤孔隙减少限制了生物间的物理接触)切断了潜在的生态学连接。这种网络结构的极度简化意味着食物网的复杂性和功能冗余度大幅降低, 使其在面对新的扰动时更不容易维持稳定。

然而, 在网络普遍简化的背景下, 本研究深入分析了节点的连接模式, 发现原生动物和线虫走向了两种不同的简化路径。原生动物网络的退化是全方位的, 不仅网络规模缩小, 其平均节点连接度也在橡胶林中降至最低(图5), 表现为一种彻底的、无差别的连接丧失。相比之下, 线虫网络的响应则揭示了一种脆弱性。尽管线虫网络的总连接数同样减少, 但其存活节点的平均连接度却维持在与原始林相似的高水平(图5), 可能的原因如下: 首先, 功能冗余度丧失导致连接集中。在橡胶林中, 部分功能独特的杂食性线虫类群减少, 例如丝尾属未被检出, 这可能使存活下来的少数优势类群承担更多生态连接。这种高连接度反映的并非丰富的生态互作, 而是群落在功能上走向单一、丧失冗余度的过程(Singh et al., 2019)。其次, 物理生境变化引发的连接缺失。橡胶林土壤物理结构的退化, 特别是大孔隙的缺失(Bronick & Lal, 2005), 极大地压缩了线虫的生存空间。这种物理空间上的挤压可能迫使不同物种在有限的栖息地内发生更频繁、更强的相互作用, 从而在数据上表现为更高的连接度(Erktan et al., 2020)。因此, 从网络拓扑学的视角看, 橡胶林中的线虫网络呈现出典型的高连接度、低模块化特征。与微生物网络的模块化防御策略截然不同, 这种致密化的结构极易受到扰动影响。由于缺乏模块的缓冲, 任何外部压力都可能通过这些高度集中的连接迅速传遍整个网络, 从而引发级联效应。这或许可以从一个侧面解释, 为何结构看似致密的线虫网络, 其群落最终也走向了功能退化。然而, 必须承认的是, 基于测序数据的共现网络主要反映的是统计学关联, 而非确定的营养级互作。为了最终确证连接集中(由功能类群丧失引起)与物理拥挤(由大孔隙退化引起)这两种机制对线虫网络致密化的实际贡献, 未来研究迫切需要结合稳定同位素探针(stable isotope probing, SIP)等技术, 对退化土壤微食物网中的实际碳流与能量传递路径进行精确追踪与定量验证。

本研究中包含所有生物的全局共现网络结果(图6), 为微生物模块化与线虫致密化的策略分化提供了数据支撑。在统一的高共现阈值下, 网络清晰地分裂为两个部分: 一个是由细菌、真菌和原生动物紧密构成的、高度整合的“微生物-原生动物”核心模块; 另一个是几乎完全游离于该模块之外的、孤立的线虫节点。这种在结构上的解耦极有可能源于线虫与微生物之间相对较弱的共现强度, 表明土壤微食物网并非一个均质化的整体, 而是可能存在着至少两个响应速率和耦合强度不同的功能单元。微生物和原生动物高度耦合, 而线虫的群落动态可能并不完全、或不直接受底层微生物网络的驱动, 而是更多地遵循其自身的生物学规律和对物理生境的直接响应。这也为解释高营养级生物的群落构建机制在强干扰下会率先与环境因子解耦提供了重要的拓扑学解释。

3.3 土地利用变化下群落构建驱动机制的转变

随着土地利用强度的变化, 驱动群落构建的关键环境因子也发生了根本性的转变。土壤物理微生境的退化是导致整个微食物网重组(特别是高营养级生物衰退)的重要驱动力。首先, 在干扰最少的原始林中(图7), 所有生物类群的群落结构都与土壤物理结构特别是粒径分布显著相关。其次, 全局Mantel分析也印证了这一点(附录5): 在整个土地利用梯度上, 与物理结构密切相关的指标始终是驱动微生物群落变异的关键因子。在从原始林向橡胶林演变的具体过程中, 物理生境退化的核心表现并非宏观的土壤压实, 而是微观层面细颗粒组分——尤其是粘粒的显著流失(表1)。粘粒的重要性在于它不仅是土壤有机质的载体, 更是构建微团聚体、为土壤生物提供物理保护屏障和维持孔隙连通性的基

础(Erktan et al., 2020)。因此, 粘粒的锐减标志着微米级栖息地的结构性破坏。这有力地解释了在化学养分背景差异不大的情况下, 那些高度依赖物理微生境, 通过孔隙移动和觅食的原生动物、线虫等高营养级生物, 为何在橡胶林中会遭遇网络结构的系统性简化。

这种物理微生境的结构性变化最终导致了橡胶林中高营养级生物与其环境因子之间的显著解耦。在健康的原始林生态系统中, 层次分明的物理孔隙结构是调节捕食压力、维持群落结构的关键(Elliott et al., 1980; Erktan et al., 2020; 王文婷等, 2023), 生物群落与物理结构之间存在紧密的耦合关系(图7)。然而, 在强人为干扰的橡胶林中, 这种耦合关系被彻底打破。本研究结果表明, 高营养级的原生动物和线虫群落结构与当前测定的所有理化因子均无显著相关性。

导致这种解耦现象的一个符合生态学理论预期的解释是: 以物理微生境退化(如粘粒和孔隙度显著下降)为主导的环境过滤作用极大地减少了高营养级生物的生存空间, 可能导致了敏感生物种群规模的下降。根据群落生态学理论, 当局部群落规模变得足够小时, 其动态过程将不再受确定性的环境调控, 而是更容易受到随机的出生、死亡及定殖事件(即生态漂变)的主导(Orrock & Watling, 2010; Vellend, 2010)。这种从确定性过程向随机性过程的转变可能正是数据中呈现解耦的原因。

此外, 橡胶林中未被直接量化的集约管理措施(如除草剂等农用化学品的长期使用)作为一种潜在的干扰因素, 也可能对土壤动物产生了抑制效应(Zhao et al., 2013; Luu et al., 2025)。然而, 本研究主要基于扩增子测序的相对丰度数据, 且未包含农药残留的定量测定, 上述关于种群变化引发生态漂变以及农药影响的推断, 目前仍属于解释机制的理论假说层面。未来研究需要结合绝对定量技术如微宇宙稳定同位素示踪与生态毒理学评估, 对退化土壤微食物网中的实际种群动态与复合胁迫机制进行实验验证。

4 结论

本研究系统地揭示了热带土地利用变化对地下微食物网的响应机制、网络结构及其驱动力的影响。结论如下: (1)土壤微食物网的响应是高度非同步且具有营养级特异性的。在强干扰下, 低营养级的细菌群落表现出显著的稳定性, 而高营养级的原生动物群落则表现出对干扰的高度敏感性, 其多样性显著下降。这一发现强调, 仅依赖微生物指标可能会严重低估集约化农业对整个地下生态系统健康造成的负面影响。(2)不同生物类群采取了不同的网络拓扑策略来应对干扰。微生物网络通过增强其模块化来隔离扰动, 而土壤动物网络则表现为显著的简化(节点和连接数减少)。特别地, 线虫网络看似稳定的连接度背后, 隐藏着功能冗余度的降低。这表明网络拓扑分析是揭示生物群落在功能层面隐性衰退的强有力工具, 它超越了传统的物种多样性评估。(3)驱动群落构建的机制随干扰强度的增加发生了根本性转变。我们的研究揭示了从环境筛选到随机过程主导的清晰路径, 其核心是土壤物理微生境的退化。在高强度干扰下, 高营养级生物群落与其环境因子的解耦, 警示我们这些生态系统的动态可能变得更加不可预测, 为生态恢复和管理带来了新的挑战。综上所述, 本研究强调了在评估土地利用变化影响时, 必须采用多营养级、多维度(物种、网络、功能)的整合视角, 并特别关注物理微生境的保护。

参考文献

Allison SD, Martiny JBH (2008) Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 105(Suppl. 1), 11512–11519.

Amaral-Zettler LA, McCliment EA, Ducklow HW, Huse SM (2009) A method for studying protistan diversity using massively parallel sequencing of V9 hypervariable regions of small-subunit ribosomal RNA genes. PLoS ONE, 4, e6372.

Bardgett RD, van der Putten WH (2014) Belowground biodiversity and ecosystem functioning. Nature, 515, 505–511.

Barnes AD, Jochum M, Lefcheck JS, Eisenhauer N, Scherber C, O'Connor MI, de Ruiter P, Brose U (2018) Energy flux: The link between multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. Trends in Ecology & Evolution, 33, 186–197.

Barnes AD, Jochum M, Mumme S, Haneda NF, Farajallah A, Widarto TH, Brose U (2014) Consequences of tropical land use for multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. Nature Communications, 5, 5351.

Bascompte J, Jordano P, Melián CJ, Olesen JM (2003) The

nested assembly of plant–animal mutualistic networks. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 100, 9383–9387.

Bongers T (1990) The maturity index: An ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. Oecologia, 83, 14–19.

Bronick CJ, Lal R (2005) Soil structure and management: A review. Geoderma, 124, 3–22.

Caporaso JG, Lauber CL, Walters WA, Berg-Lyons D, Huntley J, Fierer N, Owens SM, Betley J, Fraser L, Bauer M, Gormley N, Gilbert JA, Smith G, Knight R (2012) Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms. The ISME Journal, 6, 1621–1624.

de Vries FT, Griffiths RI, Bailey M, Craig H, Girlanda M, Gweon HS, Hallin S, Kaisermann A, Keith AM, Kretzschmar M, Lemanceau P, Lumini E, Mason KE, Oliver A, Ostle N, Prosser JI, Thion C, Thomson B, Bardgett RD (2018) Soil bacterial networks are less stable under drought than fungal networks. Nature Communications, 9, 3033.

de Vries FT, Thébault E, Liiri M, Birkhofer K, Tsiafouli MA, Bjørnlund L, Bracht Jørgensen H, Brady MV, Christensen S, de Ruiter PC, d'Hertefeldt T, Frouz J, Hedlund K, Hemerik L, Hol WHG, Hotes S, Mortimer SR, Setälä H, Sgardelis SP, Uteseny K, van der Putten WH, Wolters V, Bardgett RD (2013) Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 110, 14296–14301.

Decaëns T (2010) Macroecological patterns in soil communities. Global Ecology and Biogeography, 19, 287–302.

Díaz S, Settele J, Brondízio ES, Ngo HT, Agard J, Arneth A, Balvanera P, Brauman KA, Butchart SHM, Chan KMA, Garibaldi LA, Ichii K, Liu J, Subramanian SM, Midgley GF, Miloslavich P, Molnár Z, Obura D, Pfaff A, Polasky S, Purvis A, Razzaque J, Reyers B, Roy Chowdhury R, Shin YJ, Visseren-Hamakers I, Willis KJ, Zayas CN (2019) Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. Science, 366, eaax3100.

Elliott ET, Anderson RV, Coleman DC, Cole CV (1980) Habitable pore space and microbial trophic interactions. Oikos, 35, 327–335.

Erktan A, Or D, Scheu S (2020) The physical structure of soil: Determinant and consequence of trophic interactions. Soil Biology and Biochemistry, 148, 107876.

Fadrosh DW, Ma B, Gajer P, Sengamalay N, Ott S, Brotman RM, Ravel J (2014) An improved dual-indexing approach for multiplexed 16S rRNA gene sequencing on the Illumina MiSeq platform. Microbiome, 2, 6.

Ferris H (2010) Form and function: Metabolic footprints of nematodes in the soil food web. European Journal of Soil Biology, 46, 97–104.

Fierer N, Bradford MA, Jackson RB (2007) Toward an ecological classification of soil bacteria. Ecology, 88, 1354–1364.

Fierer N, Lauber CL, Ramirez KS, Zaneveld J, Bradford MA, Knight R (2012) Comparative metagenomic, phylogenetic and physiological analyses of soil microbial communities across nitrogen gradients. The ISME Journal, 6, 1007–1017.

Harrison XA, Donaldson L, Correa-Cano ME, Evans J, Fisher DN, Goodwin CED, Robinson BS, Hodgson DJ, Inger R (2018) A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. PeerJ, 6, e4794.

Hassink J, Bouwman LA, Zwart KB, Brussaard L (1993) Relationships between habitable pore space, soil biota and mineralization rates in grassland soils. Soil Biology and Biochemistry, 25, 47–55.

Jaureguiberry P, Titeux N, Wiemers M, Bowler DE, Coscieme L, Golden AS, Guerra CA, Jacob U, Takahashi Y, Settele J, Díaz S, Molnár Z, Purvis A (2022) The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. Science Advances, 8, eabm9982.

Jousset A, Lara E, Wall LG, Valverde C (2006) Secondary metabolites help biocontrol strain *Pseudomonas fluorescens* CHA0 to escape protozoan grazing. Applied and Environmental Microbiology, 72, 7083–7090.

Kitano H (2004) Biological robustness. Nature Reviews Genetics, 5, 826–837.

Li HM, Aide TM, Ma YX, Liu WJ, Cao M (2007) Demand for rubber is causing the loss of high diversity rain forest in SW China. Biodiversity and Conservation, 16, 1731–1745.

Lu RK (2000) Methods of Soil Agrochemical Analysis. China Agricultural Science and Technology Press, Beijing. (in Chinese) [鲁如坤 (2000) 土壤农业化学分析方法. 中国农业科技出版社, 北京.]

Luu HTT, Esteban GF, Green ID (2025) Soil ciliates' response to glyphosate exposure: A microcosm experiment. Protist, 178, 126112.

Matz C, Kjelleberg S (2005) Off the hook—How bacteria survive protozoan grazing. Trends in Microbiology, 13, 302–307.

Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett DJ, Choimes A, Collen B, Day J, De Palma A, Díaz S, Echeverria-Londoño S, Edgar MJ, Feldman A, Garon M, Harrison MLK, Alhusseini T, Ingram DJ, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia DLP, Martin CD, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips HRP, Purves DW, Robinson A, Simpson J, Tuck SL, Weiher E, White HJ, Ewers RM, Mace GM, Scharlemann JPW, Purvis A (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature, 520, 45–50.

Newman MEJ (2003) The structure and function of complex networks. SIAM Review, 45, 167–256.

Olesen JM, Bascompte J, Dupont YL, Jordano P (2007) The modularity of pollination networks. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 104, 19891–19896.

Orrock JL, Watling JI (2010) Local community size mediates

ecological drift and competition in metacommunities. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 277, 2185–2191.

Porazinska DL, Giblin-Davis RM, Faller L, Farmerie W, Kanzaki N, Morris K, Powers TO, Tucker AE, Sung W, Thomas WK (2009) Evaluating high-throughput sequencing as a method for metagenomic analysis of nematode diversity. Molecular Ecology Resources, 9, 1439–1450.

Rooney N, McCann K, Gellner G, Moore JC (2006) Structural asymmetry and the stability of diverse food webs. Nature, 442, 265–269.

Rutherford PM, Juma NG (1992) Influence of texture on habitable pore space and bacterial-protozoan populations in soil. Biology and Fertility of Soils, 12, 221–227.

Silk MJ, Harrison XA, Hodgson DJ (2020) Perils and pitfalls of mixed-effects regression models in biology. PeerJ, 8, e9522.

Singh D, Slik JWF, Jeon YS, Tomlinson KW, Yang X, Wang J, Kerfahi D, Porazinska DL, Adams JM (2019) Tropical forest conversion to rubber plantation affects soil micro- & mesofaunal community & diversity. Scientific Reports, 9, 5893.

Soliveres S, van der Plas F, Manning P, Prati D, Gossner MM, Renner SC, Alt F, Arndt H, Baumgartner V, Binkenstein J, Birkhofer K, Blaser S, Blüthgen N, Boch S, Böhm S, Börschig C, Buscot F, Diekötter T, Heinze J, Hölzel N, Jung K, Klaus VH, Kleinebecker T, Klemmer S, Krauss J, Lange M, Morris EK, Müller J, Oelmann Y, Overmann J, Pašalić E, Rillig MC, Schaefer HM, Schloter M, Schmitt B, Schöning I, Schrumpf M, Sikorski J, Socher SA, Solly EF, Sonnemann I, Sorkau E, Steckel J, Steffan-Dewenter I, Stempfhuber B, Tschapka M, Türke M, Venter PC, Weiner CN, Weisser WW, Werner M, Westphal C, Wilcke W, Wolters V, Wubet T, Wurst S, Fischer M, Allan E (2016) Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. Nature, 536, 456–459.

Swift MJ, Heal OW, Anderson JM (1979) Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Vellend M (2010) Conceptual synthesis in community ecology. The Quarterly Review of Biology, 85, 183–206.

Wang WT, Wang R, Niu CP, Bai Y, Yang XD (2023) Soil multitrophic ecological network structure of agroforestry rubber plantation in Xishuangbanna. Biodiversity Science, 31, 22626. (in Chinese with English abstract) [王文婷, 王蓉, 牛翠平, 白杨, 杨效东 (2023) 西双版纳农林复合橡胶林土壤多营养级生物网络结构. 生物多样性, 31, 22626.]

Warren-Thomas E, Dolman PM, Edwards DP (2015) Increasing demand for natural rubber necessitates a robust sustainability initiative to mitigate impacts on tropical biodiversity. Conservation Letters, 8, 230–241.

Wright DA, Killham K, Glover LA, Prosser JI (1995) Role of pore size location in determining bacterial activity during predation by protozoa in soil. Applied and Environmental Microbiology, 61, 3537–3543.

Wu WJ, Yuan Y, Zhang J, Zhou LX, Wang J, Ren H, Liu ZF (2022) Dynamics of soil nematode community during the succession of forests in southern subtropical China. Biodiversity Science, 30, 22205. (in Chinese with English abstract) [吴文佳, 袁也, 张静, 周丽霞, 王俊, 任海, 刘占锋 (2022) 南亚热带森林演替过程中土壤线虫群落结构变化. 生物多样性, 30, 22205.]

Zhang J, Cao M (1995) Tropical forest vegetation of Xishuangbanna, SW China and its secondary changes, with special reference to some problems in local nature conservation. Biological Conservation, 73, 229–238.

Zhao J, Neher DA, Fu SL, Li ZA, Wang KL (2013) Non-target effects of herbicides on soil nematode assemblages. Pest Management Science, 69, 679–684.

Zhou JZ, Deng Y, Luo F, He ZL, Yang YF (2011) Phylogenetic molecular ecological network of soil microbial communities in response to elevated CO_2. mBio, 2, e00122-11.

Ziegler AD, Fox JM, Xu J (2009) The rubber juggernaut. Science, 324, 1024–1025.

(责任编委: 邵元虎　责任编辑: 闫文杰)

附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026008

附录1　不同土地利用类型下土壤生物群落(细菌、真菌、原生动物和线虫)全共现网络的关键拓扑属性

Appendix 1　Key topological properties of the complete co-occurrence network of soil biological communities (bacteria, fungi, protozoa and nematodes) under different land use types

生物类群 Organism	土地利用类型 Land-use type	节点数 Nodes	连接数 Edges	平均度 Average degree	网络密度 Density	平均路径长度 Average path length	网络直径 Diameter	聚类系数 Clustering coefficient	模块度 Modularity
细菌 Bacteria	原生林 PF	897	4,093	9.126	0.0102	5.4053	19	0.6442	0.7559
细菌 Bacteria	次生林 SF	1,007	7,216	14.3317	0.0142	7.1728	28	0.5177	0.5914
细菌 Bacteria	开阔生境 OB	950	7,902	16.6358	0.0175	6.4246	25	0.7768	0.7306
细菌 Bacteria	橡胶林 XJ	731	1,287	3.5212	0.0048	8.7146	30	0.4868	0.8632
真菌 Fungi	原生林 PF	453	927	4.0927	0.0091	1.308	7	0.9619	0.9397
真菌 Fungi	次生林 SF	376	943	5.016	0.0134	2.5033	11	0.9583	0.9249
真菌 Fungi	开阔生境 OB	393	1,112	5.659	0.0144	1.7899	8	0.9779	0.8483
真菌 Fungi	橡胶林 XJ	315	401	2.546	0.0081	1.0867	5	0.9845	0.962
原生动物 Protozoa	原生林 PF	278	779	5.6043	0.0202	1.2497	6	0.9388	0.9246
原生动物 Protozoa	次生林 SF	164	483	5.8902	0.0361	1.0382	3	0.9956	0.8473
原生动物 Protozoa	开阔生境 OB	210	582	5.5429	0.0265	1.2171	4	0.9755	0.9089
原生动物 Protozoa	橡胶林 XJ	96	160	3.3333	0.0351	1.0244	2	0.9953	0.8009
线虫 Nematoda	原生林 PF	124	463	7.4677	0.0607	1.0191	3	0.9988	0.8215
线虫 Nematoda	次生林 SF	70	193	5.5143	0.0799	1.0153	2	0.9978	0.7814
线虫 Nematoda	开阔生境 OB	108	501	9.2778	0.0867	1.1401	3	0.9453	0.8355
线虫 Nematoda	橡胶林 XJ	72	304	8.4444	0.1189	1.0000	1	1.0000	0.6118

PF: 原生林; SF: 次生林; OB: 开阔生境; XJ: 橡胶林。

PF, Primary forest; SF, Secondary forest; OB, Open habitat; XJ, Rubber plantation.

附录2　四类土壤生物群落的网络巢式度(Nestedness)分析结果

Appendix 2　Network nestedness for four types of soil biotic communities

生物类群 Organism	NODF值 NODF value	*Z*值 *Z* value	*P*值 *P* value	结构类型 Structure type
细菌 Bacteria	86.12	−3.43	0	反巢式/分隔型 Anti-nested/segregated
真菌 Fungi	35.93	−6.88	0	反巢式/分隔型 Anti-nested/segregated
原生动物 Protozoa	29.68	−6.52	0	反巢式/分隔型 Anti-nested/segregated
线虫 Nematoda	13.4	−7.98	0	反巢式/分隔型 Anti-nested/segregated

NODF表示基于重叠度和递减填充的巢式度指标。*Z*值小于0且$P < 0.05$, 表明观测网络的巢式度显著低于随机期望, 呈反巢式或分隔型结构。

NODF denotes the nestedness metric based on overlap and decreasing fill. Negative *Z* values with $P < 0.05$ indicate that the observed network nestedness is significantly lower than the null-model expectation, representing an anti-nested or segregated structure.

附录3　不同土地利用类型下各生物类群主要优势门/属相对丰度的非参数检验结果(Kruskal-Wallis test)
Appendix 3　Non-parametric test results (Kruskal-Wallis test) of the relative abundances of dominant phyla/genera across different land use types for each biological group

生物类群 Biological group	分类单元 Taxon	土地利用类型 Land-use type	显著性分组 Significance group
细菌 Bacteria	酸杆菌门 Acidobacteria	原生林 PF	ns
细菌 Bacteria	酸杆菌门 Acidobacteria	次生林 SF	ns
细菌 Bacteria	酸杆菌门 Acidobacteria	开阔生境 OB	ns
细菌 Bacteria	酸杆菌门 Acidobacteria	橡胶林 XJ	ns
细菌 Bacteria	放线菌门 Actinobacteria	原生林 PF	ns
细菌 Bacteria	放线菌门 Actinobacteria	次生林 SF	ns
细菌 Bacteria	放线菌门 Actinobacteria	开阔生境 OB	ns
细菌 Bacteria	放线菌门 Actinobacteria	橡胶林 XJ	ns
细菌 Bacteria	厚壁菌门 Firmicutes	原生林 PF	a
细菌 Bacteria	厚壁菌门 Firmicutes	次生林 SF	a
细菌 Bacteria	厚壁菌门 Firmicutes	开阔生境 OB	a
细菌 Bacteria	厚壁菌门 Firmicutes	橡胶林 XJ	a
细菌 Bacteria	硝化螺旋菌门 Nitrospirae	原生林 PF	a
细菌 Bacteria	硝化螺旋菌门 Nitrospirae	次生林 SF	ab
细菌 Bacteria	硝化螺旋菌门 Nitrospirae	开阔生境 OB	ab
细菌 Bacteria	硝化螺旋菌门 Nitrospirae	橡胶林 XJ	b
细菌 Bacteria	变形菌门 Proteobacteria	原生林 PF	ns
细菌 Bacteria	变形菌门 Proteobacteria	次生林 SF	ns
细菌 Bacteria	变形菌门 Proteobacteria	开阔生境 OB	ns
细菌 Bacteria	变形菌门 Proteobacteria	橡胶林 XJ	ns
真菌 Fungi	子囊菌门 Ascomycota	原生林 PF	ns
真菌 Fungi	子囊菌门 Ascomycota	次生林 SF	ns
真菌 Fungi	子囊菌门 Ascomycota	开阔生境 OB	ns
真菌 Fungi	子囊菌门 Ascomycota	橡胶林 XJ	ns
真菌 Fungi	担子菌门 Basidiomycota	原生林 PF	ns
真菌 Fungi	担子菌门 Basidiomycota	次生林 SF	ns
真菌 Fungi	担子菌门 Basidiomycota	开阔生境 OB	ns
真菌 Fungi	担子菌门 Basidiomycota	橡胶林 XJ	ns
真菌 Fungi	壶菌门 Chytridiomycota	原生林 PF	a
真菌 Fungi	壶菌门 Chytridiomycota	次生林 SF	a
真菌 Fungi	壶菌门 Chytridiomycota	开阔生境 OB	a
真菌 Fungi	壶菌门 Chytridiomycota	橡胶林 XJ	a
真菌 Fungi	毛霉菌门 Mucoromycota	原生林 PF	ns
真菌 Fungi	毛霉菌门 Mucoromycota	次生林 SF	ns
真菌 Fungi	毛霉菌门 Mucoromycota	开阔生境 OB	ns
真菌 Fungi	毛霉菌门 Mucoromycota	橡胶林 XJ	ns
真菌 Fungi	隐真菌门 Rozellomycota	原生林 PF	ns
真菌 Fungi	隐真菌门 Rozellomycota	次生林 SF	ns
真菌 Fungi	隐真菌门 Rozellomycota	开阔生境 OB	ns
真菌 Fungi	隐真菌门 Rozellomycota	橡胶林 XJ	ns
线虫 Nematoda	异色矛属 *Achromadora*	原生林 PF	ns
线虫 Nematoda	异色矛属 *Achromadora*	次生林 SF	ns

生物类群 Biological group	分类单元 Taxon	土地利用类型 Land-use type	显著性分组 Significance group
线虫 Nematoda	异色矛属 *Achromadora*	开阔生境 OB	ns
线虫 Nematoda	异色矛属 *Achromadora*	橡胶林 XJ	ns
线虫 Nematoda	刺嘴纲未分类类群 Enoplea_XX	原生林 PF	ns
线虫 Nematoda	刺嘴纲未分类类群 Enoplea_XX	次生林 SF	ns
线虫 Nematoda	刺嘴纲未分类类群 Enoplea_XX	开阔生境 OB	ns
线虫 Nematoda	刺嘴纲未分类类群 Enoplea_XX	橡胶林 XJ	ns
线虫 Nematoda	等齿属 *Miconchus*	原生林 PF	ns
线虫 Nematoda	等齿属 *Miconchus*	次生林 SF	ns
线虫 Nematoda	等齿属 *Miconchus*	开阔生境 OB	ns
线虫 Nematoda	等齿属 *Miconchus*	橡胶林 XJ	ns
线虫 Nematoda	丝尾属 *Oxydirus*	原生林 PF	ns
线虫 Nematoda	丝尾属 *Oxydirus*	次生林 SF	ns
线虫 Nematoda	丝尾属 *Oxydirus*	开阔生境 OB	ns
线虫 Nematoda	丝尾属 *Oxydirus*	橡胶林 XJ	ns
线虫 Nematoda	针属 *Paratylenchus*	原生林 PF	ns
线虫 Nematoda	针属 *Paratylenchus*	次生林 SF	ns
线虫 Nematoda	针属 *Paratylenchus*	开阔生境 OB	ns
线虫 Nematoda	针属 *Paratylenchus*	橡胶林 XJ	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–顶复门 Alveolata–Apicomplexa	原生林 PF	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–顶复门 Alveolata–Apicomplexa	次生林 SF	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–顶复门 Alveolata–Apicomplexa	开阔生境 OB	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–顶复门 Alveolata–Apicomplexa	橡胶林 XJ	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–纤毛虫门 Alveolata–Ciliophora	原生林 PF	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–纤毛虫门 Alveolata–Ciliophora	次生林 SF	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–纤毛虫门 Alveolata–Ciliophora	开阔生境 OB	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–纤毛虫门 Alveolata–Ciliophora	橡胶林 XJ	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–甲藻门 Alveolata–Dinoflagellata	原生林 PF	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–甲藻门 Alveolata–Dinoflagellata	次生林 SF	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–甲藻门 Alveolata–Dinoflagellata	开阔生境 OB	ns
原生动物 Protozoa	囊泡虫类–甲藻门 Alveolata–Dinoflagellata	橡胶林 XJ	ns
原生动物 Protozoa	根足类–丝足虫门 Rhizaria–Cercozoa	原生林 PF	ns
原生动物 Protozoa	根足类–丝足虫门 Rhizaria–Cercozoa	次生林 SF	ns
原生动物 Protozoa	根足类–丝足虫门 Rhizaria–Cercozoa	开阔生境 OB	ns
原生动物 Protozoa	根足类–丝足虫门 Rhizaria–Cercozoa	橡胶林 XJ	ns
原生动物 Protozoa	不等鞭毛类–Gyrista类群 Stramenopiles–Gyrista	原生林 PF	ns
原生动物 Protozoa	不等鞭毛类–Gyrista类群 Stramenopiles–Gyrista	次生林 SF	ns
原生动物 Protozoa	不等鞭毛类–Gyrista类群 Stramenopiles–Gyrista	开阔生境 OB	ns
原生动物 Protozoa	不等鞭毛类–Gyrista类群 Stramenopiles–Gyrista	橡胶林 XJ	ns

不同字母表示组间差异显著($P < 0.05$, Dunn's test with BH correction); ns表示无显著差异

Different letters indicate significant differences between groups ($P < 0.05$, Dunn's test with Benjamini-Hochberg correction). "ns" denotes no significant difference.

附录4　不同土地利用方式下4种土壤微食物网组分Alpha多样性指数(Richness和Shannon指数)的直接比较。
Appendix 4　Direct comparison of alpha diversity indices (Richness and Shannon) among four soil micro-food web components across different land-use types.

土地利用类型 Land-use type	生物类群 Biological group	丰富度 Richness	Shannon指数 Shannon index
原生林 PF	细菌 Bacteria	944.78 ± 198.41^{a}	5.94 ± 0.51^{a}
原生林 PF	真菌 Fungi	266.00 ± 89.45^{b}	3.97 ± 0.69^{b}
原生林 PF	原生动物 Protozoa	24.67 ± 13.95^{c}	2.07 ± 0.68^{c}
原生林 PF	线虫 Nematoda	170.44 ± 102.12^{b}	4.26 ± 0.57^{b}
次生林 SF	细菌 Bacteria	936.00 ± 191.10^{a}	6.08 ± 0.40^{a}
次生林 SF	真菌 Fungi	206.89 ± 63.57^{ab}	3.56 ± 1.03^{b}
次生林 SF	原生动物 Protozoa	12.67 ± 8.92^{c}	1.59 ± 0.67^{c}
次生林 SF	线虫 Nematoda	100.22 ± 42.93^{bc}	3.69 ± 0.61^{b}
开阔生境 OB	细菌 Bacteria	792.44 ± 195.15^{a}	5.55 ± 0.43^{a}
开阔生境 OB	真菌 Fungi	205.89 ± 68.00^{b}	3.93 ± 0.58^{b}
开阔生境 OB	线虫 Nematoda	20.67 ± 11.07^{c}	2.06 ± 0.62^{c}
开阔生境 OB	原生动物 Protozoa	130.00 ± 63.06^{b}	4.01 ± 0.59^{b}
橡胶林 XJ	细菌 Bacteria	1,081.33 ± 45.11^{a}	6.38 ± 0.10^{a}
橡胶林 XJ	真菌 Fungi	226.33 ± 47.59^{ab}	3.43 ± 0.77^{b}
橡胶林 XJ	线虫 Nematoda	13.11 ± 8.67^{c}	1.79 ± 0.54^{c}
橡胶林 XJ	原生动物 Protozoa	82.00 ± 42.89^{bc}	3.25 ± 1.14^{b}

数值以均值 ± 标准差表示。小写字母表示在同一土地利用方式下, 四大生物类群(细菌、真菌、原生动物和线虫)之间存在显著差异($P < 0.05$)。考虑到不同界生物数据尺度的巨大差异, 显著性基于非参数Kruskal-Wallis检验及Dunn's事后多重比较(BH校正)确定。PF: 原生林; SF: 次生林; OB: 开阔地; XJ: 橡胶林。
Values are presented as means ± standard deviations. Lowercase letters in parentheses indicate significant differences ($P < 0.05$) among the four biological groups (Bacteria, Fungi, Protozoa, and Nematoda) within the same land-use type. Statistical significance was determined using the non-parametric Kruskal-Wallis test followed by Dunn's post-hoc test with Benjamini-Hochberg (BH) correction, accounting for the large differences in data scale across different organismal kingdoms. PF, Primary forest; SF, Secondary forest; OB, Open habitat; XJ, Rubber plantation.

附录5 环境因子对不同生物类群群落结构的全局Mantel检验结果

Appendix 5 Global Mantel test results relating environmental factors to the community structure of different biological groups

生物类群 Biological group	环境因子 Environmental factor	Mantel *r*	*P*	显著性 Significance
细菌 Bacteria	土壤pH Soil pH	0.36	0	**
细菌 Bacteria	土壤湿度 Soil moisture	0	0	**
细菌 Bacteria	总孔隙度 Total porosity	0.222	0	**
细菌 Bacteria	总钾 Total potassium	0.151	0	**
细菌 Bacteria	有机碳 Organic carbon	0.141	0.006	**
细菌 Bacteria	土壤容重 Bulk density	0.14	0.009	**
细菌 Bacteria	粗砂粒 Coarse sand 200–2,000 μm	0.118	0	*
细菌 Bacteria	总氮 Total nitrogen	0.097	0.039	*
细菌 Bacteria	林冠密度 Canopy density	0.083	0.041	*
细菌 Bacteria	土壤颗粒密度 Soil particle density	0.076	0.09	ns
细菌 Bacteria	粉粒 Silt 2–20 μm	0.066	0.111	ns
细菌 Bacteria	总磷 Total phosphorus	0.06	0.121	ns
细菌 Bacteria	土壤温度 Soil temperature	0.049	0.098	ns
细菌 Bacteria	粘粒 Clay 0–2 μm	0.04	0.229	ns
细菌 Bacteria	土壤含水量 Soil water content	0.037	0.178	ns
细菌 Bacteria	细砂粒 Fine sand 20–200 μm	0.032	0.225	ns
真菌 Fungi	土壤pH Soil pH	0.296	0.001	**
真菌 Fungi	土壤湿度 Soil moisture	0.251	0.002	**
真菌 Fungi	总钾 Total potassium	0.24	0.006	**
真菌 Fungi	粗砂粒 Coarse sand 200–2,000 μm	0.188	0.016	*
真菌 Fungi	总孔隙度 Total porosity	0.12	0.128	ns
真菌 Fungi	细砂粒 Fine sand 20–200 μm	0.12	0.044	*
真菌 Fungi	土壤颗粒密度 Soil particle density	0.1	0.143	ns
真菌 Fungi	土壤容重 Bulk density	0.097	0.128	ns
真菌 Fungi	粘粒 Clay 0–2 μm	0.087	0.182	ns
真菌 Fungi	粉粒 Silt 2–20 μm	0.082	0.184	ns
真菌 Fungi	土壤含水量 Soil water content	0.057	0.195	ns
真菌 Fungi	总磷 Total phosphorus	0.037	0.309	ns
真菌 Fungi	林冠密度 Canopy density	0.035	0.213	ns
真菌 Fungi	有机碳 Organic carbon	0.017	0.393	ns
真菌 Fungi	土壤温度 Soil temperature	−0.021	0.607	ns
真菌 Fungi	总氮 Total nitrogen	−0.089	0.854	ns
原生动物 Protozoa	土壤pH Soil pH	0.299	0.001	**
原生动物 Protozoa	土壤湿度 Soil moisture	0.254	0.001	**
原生动物 Protozoa	总钾 Total potassium	0.13	0.064	ns
原生动物 Protozoa	总磷 Total phosphorus	0.114	0.082	ns
原生动物 Protozoa	粗砂粒 Coarse sand 200–2,000 μm	0.105	0.058	ns
原生动物 Protozoa	总孔隙度 Total porosity	0.087	0.153	ns
原生动物 Protozoa	土壤容重 Bulk density	0.082	0.134	ns
原生动物 Protozoa	粉粒 Silt 2–20 μm	0.069	0.19	ns
原生动物 Protozoa	土壤温度 Soil temperature	0.065	0.112	ns
原生动物 Protozoa	粘粒 Clay 0–2 μm	0.05	0.268	ns

生物类群 Biological group	环境因子 Environmental factor	Mantel *r*	*P*	显著性 Significance
原生动物 Protozoa	细砂粒 Fine sand 20–200 μm	0.048	0.212	ns
原生动物 Protozoa	有机碳 Organic carbon	0.045	0.247	ns
原生动物 Protozoa	土壤含水量 Soil water content	0.011	0.398	ns
原生动物 Protozoa	土壤颗粒密度 Soil particle density	0.007	0.478	ns
原生动物 Protozoa	总氮 Total nitrogen	0.005	0.467	ns
原生动物 Protozoa	林冠密度 Canopy density	−0.016	0.649	ns
线虫 Nematoda	总氮 Total nitrogen	0.181	0.012	*
线虫 Nematoda	有机碳 Organic carbon	0.174	0.008	**
线虫 Nematoda	土壤pH Soil pH	0.148	0.025	*
线虫 Nematoda	土壤湿度 Soil moisture	0.141	0.018	*
线虫 Nematoda	总磷 Total phosphorus	0.119	0.068	ns
线虫 Nematoda	粉粒 Silt 2–20 μm	0.049	0.268	ns
线虫 Nematoda	粘粒 Clay 0–2 μm	0.046	0.278	ns
线虫 Nematoda	土壤颗粒密度 Soil particle density	0.022	0.36	ns
线虫 Nematoda	粗砂粒 Coarse sand 200–2,000 μm	−0.002	0.526	ns
线虫 Nematoda	土壤温度 Soil temperature	−0.006	0.533	ns
线虫 Nematoda	细砂粒 Fine sand 20–200 μm	−0.017	0.556	ns
线虫 Nematoda	林冠密度 Canopy density	−0.020	0.667	ns
线虫 Nematoda	总钾 Total potassium	−0.023	0.605	ns
线虫 Nematoda	总孔隙度 Total porosity	−0.039	0.676	ns
线虫 Nematoda	土壤含水量 Soil water content	−0.053	0.817	ns
线虫 Nematoda	土壤容重 Bulk density	−0.061	0.791	ns

该分析整合了所有36个样本, 旨在评估环境因子在整个土地利用梯度上的总体驱动作用。相关性(*r*)和显著性(*P*)基于Spearman相关系数和999次置换检验计算得出。显著性水平: * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$, ns: 无显著差异。

This analysis integrates all 36 samples to evaluate the overall driving effect of environmental factors across the entire land-use gradient. Correlation (*r*) and significance (*P*) were calculated based on Spearman correlation and 999 permutations. Significance levels: * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$; ns, No significant difference.

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 26016, pages 1–15
doi: 10.17520/biods.2026016
cstr: 32101.14.biods.2026016

•土壤生物多样性专题•

马陆对土壤温室气体排放影响机制的研究进展与展望

王明柳[1,2], 任玉连[2], 陆梅[1,2*]

1. 西南林业大学水土保持学院, 昆明 650224; 2. 西南林业大学生态与环境学院(湿地学院)国家高原湿地研究中心/云南省高原湿地保护修复与生态服务重点实验室, 昆明 650224

摘要: 大气CO_2、CH_4、N_2O等温室气体排放剧增所导致的全球变暖已成为国际社会和科学界共同关注的焦点。土壤动物如何介导碳氮循环过程进而驱动温室气体排放, 是全球气候变化研究的前沿科学问题。马陆作为全球物种多样性最丰富(>12,000种)的关键节肢动物类群, 能够扮演消费者、分解者、捕食者及土壤工程师等多重角色, 可直接或间接调控土壤碳氮循环过程及相关温室气体(CO_2、CH_4、N_2O)的排放。目前, 关于土壤动物对温室气体排放影响机制的研究主要集中于蚯蚓、白蚁等类群, 而有关马陆调控土壤温室气体排放的研究则十分缺乏, 大多为近20年来针对5目25科34属共几十个模式物种所开展的微观或控制实验。本文系统梳理了国内外关于马陆对土壤碳氮循环及CO_2、CH_4、N_2O等排放影响的研究成果, 初步总结了其影响过程及机制: (1)马陆取食分解凋落物时, 肠道过程刺激自身呼吸、肠道酶活性及功能微生物活动, 直接促进CO_2、CH_4、N_2O的排放; 同时通过凋落物破碎和粪球效应介导微生物及土壤动物活动, 间接影响温室气体排放。(2)马陆通过分泌、消化和排泄等作用调控土壤碳氮矿化及微生物呼吸过程, 从而影响土壤温室气体的产生。(3)马陆通过介导土壤功能微生物、功能酶、需氧-厌氧环境等变化影响土壤硝化、反硝化、氧化和还原过程, 从而调控CO_2、CH_4和N_2O的排放。(4)马陆通过与根系、土壤、微生物及其他节肢动物的相互作用介导植物和土壤环境变化, 进而影响碳氮矿化、硝化、反硝化、甲烷生成与氧化等关键过程, 间接驱动土壤温室气体排放。未来的研究应重视“基于野外原位控制及微宇宙实验”的机理解析, 探索不同食性马陆对土壤碳氮关键过程、碳氮固定及温室气体排放的影响机制, 科学评估马陆活动对CO_2、CH_4、N_2O排放的促进或抑制效应。

关键词: 马陆; 温室气体; 凋落物分解; 碳氮矿化; 硝化; 反硝化; 甲烷氧化; 甲烷生成

王明柳, 任玉连, 陆梅 (2026) 马陆对土壤温室气体排放影响机制的研究进展与展望. 生物多样性, 34, 26016. doi: 10.17520/biods.2026016; cstr: 32101.14.biods.2026016.
Wang ML, Ren YL, Lu M (2026) Research progress and prospects of mechanisms by which millipedes influence soil greenhouse gas emissions. Biodiversity Science, 34, 26016. doi: 10.17520/biods.2026016; cstr: 32101.14.biods.2026016.

Research progress and prospects of mechanisms by which millipedes influence soil greenhouse gas emissions

Mingliu Wang[1,2], Yulian Ren[2], Mei Lu[1,2*]

1 *College of Soil and Water Conservation, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China*
2 *National Plateau Wetlands Research Center/Yunnan Key Laboratory of Plateau Wetland Conservation, Restoration and Ecological Services, College of Ecology and Environment (College of Wetlands), Southwest Forestry University, Kunming 650224, China*

ABSTRACT

Background & Aims: Global warming caused by sharp increase in atmospheric greenhouse gas (CO_2, CH_4, and N_2O)

收稿日期 Received: 2026-01-19; 接受日期 Accepted: 2026-04-24
基金项目: 国家自然科学基金(32271722)、云南省农业联合重点项目(202501BD070001-024)、云南省中青年学术技术带头人后备人才项目(202205AC160047)和纳帕海国际重要湿地保护与恢复项目-2024(包1) (996325106) Supported by the National Natural Science Foundation of China (32271722), Yunnan Provincial Key Project of Agricultural Joint Research (202501BD070001-024), Yunnan Provincial Program for the Training of Young and Middle-Aged Academic and Technical Leaders (202205AC160047), and the Napahai International Important Wetland Protection and Restoration Project-2024 (Package 1) (996325106)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: lumeizx@126.com

emissions has become a major concern for both international and scientific communities. Understanding how soil fauna mediate the carbon and nitrogen processes to drive greenhouse gas emissions is a frontier scientific issue in global climate change research. As a key arthropod group with extremely high species diversity globally (over 12,000 species), millipedes can directly or indirectly regulate soil carbon and nitrogen cycle processes and the associated emissions of greenhouse gases (i.e., CO_2, CH_4, and N_2O) through their multiple roles as consumers, decomposers, predators, and soil engineers. At present, research on the mechanism by which soil fauna affect greenhouse gas emissions mainly focuses on groups such as earthworms and termites, while studies on millipedes regulating soil greenhouse gas emissions are extremely scarce. Most of them are microscopic or control experiments conducted in the past 20 years on dozens of model species from 25 families and 34 genera under 5 orders. This paper systematically reviews relevant domestic and international research findings about the effects of millipedes on soil carbon and nitrogen cycling as well as the emissions of greenhouse gases such as CO_2, CH_4, and N_2O. We also preliminarily summarize the underlying processes and mechanisms.

Review Results: (1) Millipedes directly promoted CO_2, CH_4, and N_2O emissions by stimulating their own respiration, gut enzyme activities, and functional microbial activities during litter feeding and decomposition; simultaneously, they indirectly affected greenhouse gas emissions through litter fragmentation and the mediation of microbial and soil faunal activities via fecal pellets. (2) Millipedes regulated soil greenhouse gas production by affecting soil carbon and nitrogen mineralization and microbial respiration processes through secretion, digestion, and excretion. (3) By mediating changes in soil functional microorganisms, functional enzymes, and aerobic-anaerobic conditions, millipedes influenced soil nitrification, denitrification, oxidation, and reduction processes, thereby regulating CO_2, CH_4, and N_2O emissions. (4) Through interactions with plant roots, soil, microorganisms, and other arthropods, millipede activities mediated changes in plants and soil environment, thereby indirectly driving soil greenhouse gas emissions by influencing key processes such as carbon and nitrogen mineralization, nitrification, denitrification, methane production and oxidation.

Conclusion: Future research should focus on the mechanism analysis based on in situ field control and microcosmic experiments, exploring the mechanisms by which different feeding-habit millipedes affect key processes in soil carbon and nitrogen, as well as carbon and nitrogen fixation and greenhouse gas emissions. It is also essential to scientifically evaluate the promoting or inhibiting effects of millipede activities on the releases of CO_2, CH_4, and N_2O.

Key words: millipedes; greenhouse gas; litter decomposition; carbon and nitrogen mineralization; nitrification; denitrification; methane oxidation; methane production

自《巴黎协定》签署以来, 大气中CO_2、CH_4和N_2O等温室气体浓度急剧增加所引发的全球变暖已成为各国政府、科学家与社会公众共同关注的焦点(IPCC, 2023)。土壤温室气体排放的驱动过程及机制已成为全球变化研究的一个前沿热点(Wang et al., 2018; Li et al., 2023; 张卉等, 2023)。土壤大型动物作为陆地生态系统中主要的消费者、分解者、捕食者及土壤工程师, 不仅能通过其肠道过程直接排放温室气体, 还可通过取食与分解凋落物、与微生物和植物互作、影响地–气间气体传输等间接方式调控碳氮过程及相关温室气体(CO_2、CH_4、N_2O)的代谢与释放(韩兴国和王智平, 2003; Wu et al., 2015; Zuo et al., 2021; 李媛媛等, 2025)。然而, 目前关于土壤动物(特别是大型节肢动物)对碳氮循环及其相关温室气体排放影响的方向、程度、过程及机制, 仍然是土壤生态学研究的瓶颈问题, 这严重制约了人们对土壤温室气体排放机制的深入理解(Wang SJ et al., 2017; Xie et al., 2025)。因此, 在全球变暖加剧的背景下, 阐明大型土壤动物对温室气体排放影响的过程及机制, 已成为土壤碳氮循环及全球变化研究的关键科学问题。

马陆(millipede)隶属节肢动物门多足类倍足纲, 广泛分布于森林、草地、农田、湿地等陆地生态系统(Iniesta et al., 2023; Nzoko-Fiemapong et al., 2023), 是仅次于昆虫纲和蛛形纲的区系组成和物种多样性最丰富的节肢动物类群(Shelley, 2007; 王梦茹等, 2018; McMonigle, 2023)。目前已知的马陆物种数超过12,000种, 分属16目147科1,868属(Sierwald & Bond, 2007; Brewer et al., 2012; Minelli, 2015; Kime & Enghoff, 2017)。马陆食性十分多样, 包括食腐性(Roy & Joy, 2009; Šustr et al., 2020; Horváthová et al., 2021; Nweze et al., 2024b)、食微性(Mesibov, 2005; Wesener et al., 2010; Moritz et al., 2021)、杂食性(Brandt, 1833; Dangerfield & Telford, 1991; Ambarish & Sridhar, 2016)、食土性(Bano et al., 1976; Bano, 1992)等多种类型, 在生态系统中扮演着消费

者、分解者、生态系统工程师及碳氮循环调控者等多重功能角色(Joly et al., 2015; Li et al., 2023; 李媛媛等, 2025), 因而可能对土壤温室气体排放产生至关重要的影响。马陆不仅通过自身的呼吸、取食、分泌和排泄等活动直接地产生和释放温室气体(Maraun & Scheu, 1996; Šustr et al., 2020), 还能通过与微生物的相互作用影响凋落物分解、碳氮循环过程、植物生长及土壤理化环境, 从而间接调控温室气体排放(Kobayashi et al., 2014; Wang et al., 2019; Šustr et al., 2020) (图1)。特别是在气候、资源质量和土地覆盖等全球变化加剧的背景下, 马陆的生活史、同化和消化效率、排泄物性质、群落结构及其与微生物和其他土壤动物的互作关系正发生深刻变化(David, 2009; David & Coulis, 2015), 进而可能直接或间接影响土壤碳氮过程及相关温室气体排放动态。

目前, 国际上关于马陆的研究主要集中于分类鉴定(Brewer et al., 2012; Minelli, 2015; McMonigle, 2023)、系统发育(Sierwald & Bond, 2007; Brewer & Bond, 2013)、区系地理(Golovatch & Kime, 2009)、多样性格局(David, 2009; Schreiner et al., 2012)及凋落物分解(Anderson & Bignell, 1980; Rawlins et al., 2006; Nganhane et al., 2023)等生物生态学特征, 关于马陆对碳氮循环过程及温室气体排放影响的研究仍相当匮乏。马陆相关研究成果主要来源于近20年内针对山蛩目、异蛩目、带马陆目、姬马陆目、球马陆目这5个目开展的室内微宇宙或野外控制实验, 仅涉及25科34属的几十个马陆模式物种。这与马陆作为全球物种多样性极其丰富、生态功能多样的重要类群的地位极不匹配。国内更是鲜有马陆分类及生态功能的研究报道(张雪萍等, 2001; 王梦茹等, 2018; Li et al., 2023; 李媛媛等, 2025)。尤其是科学界对温室气体生物排放源的研究主要集中于蚯蚓、白蚁和蚂蚁等(韩兴国和王智平, 2003; Li et al., 2023), 而对马陆的研究相对不足, 这严重制约了人们对土壤温室气体排放过程及调控机制的全面理解。由于不同马陆种类的食性类型、取食速率、同化效率及其对土壤微生物、碳氮循环等的影响可能存在显著差异(张雪萍等, 2001; 王梦茹等, 2018), 因而其对温室气体排放影响的性质、程度及过程也可

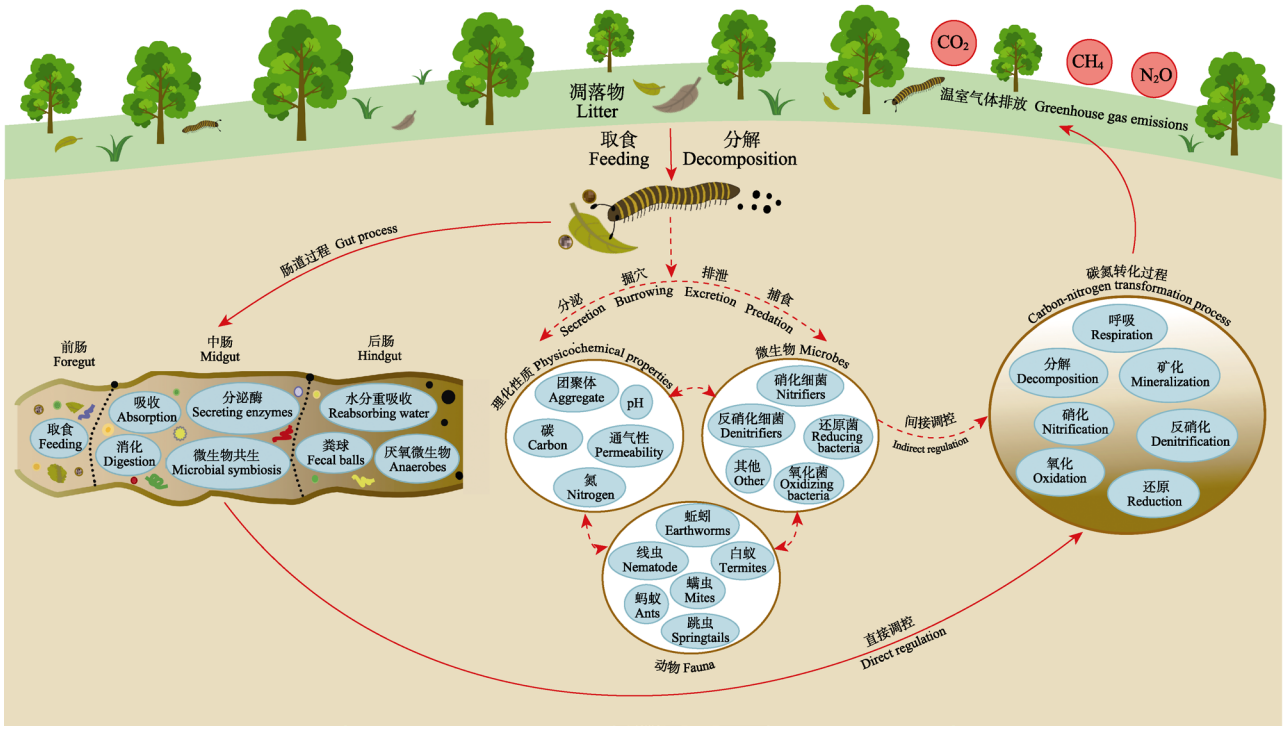


图1　马陆对温室气体排放影响的过程及机制。该图基于现有研究案例归纳总结, 实线和虚线分别表示直接和间接调控。
Fig. 1　Process and mechanism of millipede affecting greenhouse gas emissions. This diagram presents a synthesis of mechanisms derived from available case studies. Solid and dashed lines denote direct and indirect regulation of millipedes, respectively.

能存在较大的变异性。因此, 本文通过系统梳理国内外关于马陆对土壤碳氮循环及相关温室气体排放影响的研究现状, 基于马陆的消费者、分解者、生态系统工程师等生态角色, 剖析其如何介导肠道过程、厌氧微生物、粪球效应、与其他土壤动物相互作用、厌氧环境及土壤养分供应等过程, 直接和间接影响凋落物分解、土壤碳氮矿化、土壤呼吸、甲烷生成与氧化、硝化与反硝化等碳氮循环过程, 进而阐明马陆调控陆地生态系统温室气体排放的生化途径、功能微生物关键类群及基因、酶活性、调控通路等深层机制。本文将有助于正确评估温室气体排放的生物源, 并深化人们对温室气体排放生物学调控机制的认识。

1 马陆影响温室气体排放的研究进展

国内外关于马陆活动对土壤温室气体排放影响的研究主要集中于热带和温带森林, 而对亚热带森林、草地、湿地等生态系统类型的关注较少。已有研究表明, 马陆不仅能通过取食分解等肠道过程直接促进CO_2、CH_4、N_2O的排放(Suzuki et al., 2013; Šustr et al., 2014; Horváthová et al., 2021), 还能通过介导分解、呼吸、矿化、氧化、还原、硝化和反硝化等土壤碳氮循环过程间接促进或抑制温室气体排放(Hackstein & Stumm, 1994; Šustr et al., 2020; Horváthová et al., 2021; Nweze et al., 2024b) (表1)。然而, 在马陆的种类、食性、地理区域、生态系统类型等方面仍存在研究覆盖不足的问题, 且整体上缺乏综合性、系统性和机理性的探索。

热带森林是马陆区系和多样性非常丰富的地区, 是研究马陆对温室气体排放影响的热点区域(Iniesta et al., 2023; Nzoko-Fiemapong et al., 2023)。这些研究多采用微宇宙、厌氧培养、底物诱导、稳定同位素标记、气相色谱法、宏基因组学、宏转录组学等研究方法, 以揭示功能微生物的物种组成、

表1 马陆对土壤温室气体(CO_2、CH_4、N_2O)排放影响的研究案例

Table 1 Case studies about impact of millipedes on soil greenhouse gas (CO_2, CH_4, N_2O) emissions

分类阶元(目) Taxonomic category (Order)	代表性种类 Representative species	生态系统类型 Ecosystem type	关键过程 Key process	方向和大小 Direction and magnitude	参考文献 References
山蛩目、异蛩目、带马陆目 Spirobolida, Spirostreptida, Polydesmida	*Rhapidostreptus virgator*, *Pycnotropis acuticollis*, etc.	热带森林 Tropical forest	促进肠道共生微生物的呼吸和CH_4排放 Promoting respiration and CH_4 emissions of gut symbiotic microorganisms	促进CH_4排放(0.15–0.61 Tg/yr) Promoting CH_4 emissions (0.15–0.61 Tg/yr)	Hackstein & Stumm, 1994
异蛩目、山蛩目 Spirostreptida, Spirobolida	*Archispirostreptus gigas*, *Epibolus pulchripes*	热带森林 Tropical forest	促进肠道CH_4排放 Promoting CH_4 emissions in gut	促进CH_4排放(分别为6.5和17.4 nmol·g^{-1}·h^{-1}) Promoting CH_4 emissions (6.5 and 17.4 nmol·g^{-1}·h^{-1}, respectively)	Horváthová et al., 2021
山蛩目 Spirobolida	*Epibolus pulchripes*	热带森林 Tropical forest	促进凋落物分解及相关微生物的CH_4排放 Promoting litter decomposition and microbial CH_4 releases	促进CH_4排放(284.1 nmol·mg^{-1}·d^{-1}) Promoting CH_4 emissions (284.1 nmol·mg^{-1}·d^{-1})	Nweze et al., 2024a
姬马陆目、异蛩目、山蛩目、带马陆目、球马陆目 Julida, Spirostreptida, Spirobolida, Polydesmida, Glomerida	非洲巨人马陆、*Julus scandinavius*、粗直形马陆等 *Archispirostreptus gigas*, *Julus scandinavius*, *Orthomorpha coarctata*, etc.	热带森林、温带森林 Tropical forest, temperate forest	促进肠道和粪球的CH_4产生 Promoting CH_4 production of gut and fecal pellets	促进CH_4排放(23.86–501.95 nmol·mg^{-1}·day^{-1}) Promoting CH_4 emissions (23.86–501.95 nmol·mg^{-1}·day^{-1})	Šustr et al., 2014
山蛩目、异蛩目、球马陆目 Spirobolida, Spirostreptida, Glomerida	*Epibolus pulchripes*, *Telodeinopus aoutii*, *Archispirostreptus gigas*, *Glomeris marginata*, etc.	热带森林、温带森林 Tropical forest, temperate forest	促进微生物呼吸、CH_4产生和反硝化过程 Promoting microbial respiration, CH_4 emissions, denitrification processes	促进CO_2、CH_4排放, 偶见促进N_2O排放 Promoting CO_2 and CH_4 emissions, and occasionally promoting N_2O emissions	Šustr et al., 2020
山蛩目 Spirobolida	福尔摩沙山蛩 *Spirobolus formosae*	亚热带森林 Subtropical forest	通过影响土壤环境而促进CH_4排放, 抑制氮沉降下的CO_2和N_2O排放 Promoting CH_4 emissions via influencing soil environment and suppressing CO_2 and N_2O emissions under nitrogen deposition	增加CH_4排放, 但减弱氮沉降导致的CO_2和N_2O排放 Increasing CH_4 emissions but reducing CO_2 and N_2O emissions under nitrogen deposition	李媛媛等, 2025

表1 (续) Table 1 (continued)

分类阶元(目) Taxonomic category (Order)	代表种类 Representative species	生态系统类型 Ecosystem type	关键过程 Key process	方向和大小 Direction and magnitude	参考文献 References
山蛩目 Spirobolida	福尔摩沙山蛩 *Spirobolus formosae*	亚热带森林 Subtropical forest	肠道产生CH_4, 取食、排泄及改变微生物群落促进CO_2和N_2O排放 Promoting gut CH_4 emissions, and stimulating CO_2 and N_2O emissions via feeding, defecation, and changing microbial community	增加CO_2、N_2O和CH_4排放 Increasing CO_2, N_2O and CH_4 emissions	Li et al., 2023
带马陆目 Polydesmida	*Harpaphe haydeniana*	温带森林 Temperate forest	取食凋落物, 抑制微生物呼吸并促进氮矿化 Feeding litter decomposition, inhibiting microbial respiration, and promoting nitrogen mineralization	降低CO_2排放(4.99 μL CO_2/h) Reducing CO_2 emissions (4.99 μL CO_2/h)	Cárcamo et al., 2000
带马陆目 Polydesmida	*Parafontaria laminata*	温带森林 Temperate forest	促进团聚体固碳减少CO_2排放, 刺激微生物的氮矿化和硝化作用 Promoting aggregate carbon sequestration to reduce CO_2 emissions and stimulating microbial nitrogen mineralization and nitrification	抑制CO_2排放, 促进N_2O的排放 Inhibiting CO_2 emissions and promoting N_2O emissions	Toyota et al., 2006; Fujimaki et al., 2010
带马陆目 Polydesmida	*Parafontaria laminata*, *P. tonominea*	温带森林 Temperate forest	取食改变粪便C/N比, 进而影响土壤呼吸 Changing fecal C/N ratio via feeding, thus affecting soil respiration	促进CO_2排放 Promoting CO_2 emissions	Iwashima et al., 2011
球马陆目、 姬马陆目、带马陆目 Glomerida, Julida, Polydesmida	*Glomeris marginata*, *Pachyiulus flavipes*, *Cylindroiulus nitidus*, *Polydesmus angustus*, etc.	温带森林 Temperate forest	通过取食、排泄而影响微生物呼吸 Influencing microbial respiration via feeding and excreting	因粪便排出时间及凋落物初始质量而异 The effects depend on fecal age and initial litter quality	David, 2014; Joly et al., 2015
球马陆目 Glomerida	*Glomeris marginata*	温带森林 Temperate forest	取食凋落物影响微生物呼吸 Feeding litter to affect microbial respiration	凋落物分解早期促进微生物呼吸, 后期抑制呼吸 Stimulating microbial respiration at early stages of litter decomposition and suppressing respiration at later stages	Maraun & Schcu, 1996
姬马陆目 Julida	*Leptoiulus trilobatus*, *Megaphyllum projectum*, *M. unilineatum*, *Unciger transsilvanicus*, etc.	温带森林 Temperate forest	肠道内共生的产甲烷菌促进CH_4生成 Promoting CH_4 production of symbiotic methanogenic archaea in gut	促进CH_4排放(0.4–3.2 nmol·g^{-1}·h^{-1}) Promoting CH_4 emissions (0.4–3.2 nmol·g^{-1}·h^{-1})	Šustr & Šimek, 2009
带马陆目 Polydesmida	*Pseudopolydesmus erasus*	温带森林 Temperate forest	单独作用增加土壤有机碳的物理保护抑制CO_2排放; 与蚯蚓竞争则减少碳的保护, 促进CO_2排放 Inhibiting CO_2 emissions via increasing physical protection of organic carbon alone, promoting CO_2 emissions via competition with earthworms to reduce carbon protection	单独作用抑制CO_2排放, 但与蚯蚓共同作用则促进碳排放 Inhibiting CO_2 emissions alone, but promoting carbon emissions via interacting with earthworms	Snyder et al., 2009
姬马陆目 Julida	*Enantiulus nanus*, *Cylindroiulus fulviceps*	高山草甸 Alpine meadow	促进凋落物分解, 但降低土壤呼吸 Promoting the litter decomposition but reducing soil respiration	降低呼吸速率(分别为0.57和0.83 μg C·g^{-1}·h^{-1}) Decreasing respiration rates (0.57 μg C·g^{-1}·h^{-1}, 0.83 μg C·g^{-1}·h^{-1}, respectively)	Seeber et al., 2006
姬马陆目 Julida	未表明 Unspecified	湿地 Wetland	通常促进凋落物分解、土壤呼吸、还原、反硝化等过程 Generally promoting processes such as litter decomposition, soil respiration, and denitrification	通常促进CO_2、CH_4、N_2O排放 Generally promoting CO_2, CH_4 and N_2O emissions	Merritt & Lawson, 1992; Bridgham & Lamberti, 2009

基因潜能和活性表达, 初步阐明了温室气体排放的食物网关系、功能冗余与物种特异性机制(Hackstein & Stumm, 1994; Šustr et al., 2014; Horváthová et al., 2021; Nweze et al., 2024b) (表1)。例如, Šustr等(2020)对12种热带马陆的研究表明, 所有测试种类均产生CO_2, 其排放量反映了各种马陆的代谢水平, 但稳定排放CH_4的马陆仅限于山蛩目、异蛩目、姬马陆目等大型热带类群中的部分种类。这可能与其体型大小及肠道共生生物(如功能微生物和纤毛虫原生动物)密切相关。Nweze等(2024b)对热带产生CH_4种*Epibolus pulchripes*和温带不产生CH_4种*Glomeris connexa*进行宏基因组学比较研究, 分别重建了282个和33个宏基因组组装基因组, 发现抑制马陆肠道功能微生物能够减少CH_4排放。Horváthová等(2021)证实, 热带马陆的CH_4排放依赖于肠道产甲烷菌的活性, 通过抑制产甲烷菌活性可降低CH_4排放量; 食物类型的化学性质(如氮含量、木质素含量)能够调节肠道产CH_4过程。另外, 马陆对N_2O排放的贡献可能远小于蚯蚓等其他土壤动物, 仅在一些种类, 如球马陆科中检测到微量N_2O排放, 且排放量取决于食物中的氮含量(Šustr et al., 2020)。

温带森林马陆温室气体排放的研究也相对较多, 主要集中在带马陆目、姬马陆目、球马陆目等常见种类(表1)。这些研究运用微宇宙培养实验、野外原位实验、气相色谱法、底物诱导呼吸、分子生物学技术等研究方法, 揭示了马陆通过介导凋落物分解、碳氮矿化、土壤呼吸、氧化、还原等碳氮循环过程, 以及影响土壤团聚体形成、微生物多样性、养分可利用性等环境变化, 进而调控土壤CO_2、CH_4、N_2O的排放(Cárcamo et al., 2000; Toyota et al., 2006; Šustr & Šimek, 2009; Šustr et al., 2020)。Šustr和Šimek (2009)对中欧多种土壤无脊椎动物的调查发现, 大部分温带马陆不产生或仅产生极微量的CH_4, 远低于热带大型马陆。马陆是否排放温室气体具有环境依赖性, 可能与其摄食的凋落物类型、肠道滞留时间及肠道厌氧程度有关。Šustr等(2020)研究发现, 食物类型显著影响马陆的温室气体排放, 当以欧洲桤木(*Alnus glutinosa*)凋落叶喂养时, 马陆的CH_4释放率显著高于夏栎(*Quercus robur*)或挪威槭(*Acer platanoides*)凋落叶处理, 这表明富含氮的食物可能促进产甲烷微生物的还原与释放过程。马陆通过破碎凋落物、增加表面积, 显著促进微生物的分解活动, 刺激异养呼吸, 从而加速CO_2从凋落物和土壤表面的释放(Cárcamo et al., 2000; Maraun & Scheu, 1996; Šustr & Šimek, 2009; Šustr et al., 2020); 但马陆的粪球是一种富含有机质的、结构稳定的微团聚体, 这些团聚体可以将有机碳物理保护起来减缓其分解, 从而起到碳封存的作用, 有可能减缓CO_2的排放(Toyota et al., 2006; Snyder et al., 2009; Fujimaki et al., 2010)。另外, 马陆的活动加速了氮的矿化, 将有机氮转化为无机氮(铵态氮、硝态氮), 为硝化和反硝化过程提供底物, 进而可能间接促进N_2O的排放(Cárcamo et al., 2000; Toyota et al., 2006; Fujimaki et al., 2010; Šustr et al., 2020)。然而, 有关草甸和湿地马陆温室气体排放的研究相对匮乏, 仅有姬马陆目少数种类的研究报道(Merritt & Lawson, 1992; Seeber et al., 2006; Bridgham & Lamberti, 2009)。

亚热带森林关于马陆温室气体排放及其影响的研究相对较少, 主要集中于氮沉降、水分胁迫以及其他土壤动物的交互作用机制等方面(Li et al., 2023; 李媛媛等, 2025) (表1)。李媛媛等(2025)采用微宇宙实验方法模拟了氮沉降增加条件下马陆添加对亚热带森林土壤温室气体排放通量的影响过程及机制, 结果表明马陆可调节土壤对氮输入的响应, 削弱氮添加对CO_2和N_2O排放的促进效应, 并显著增加不同氮沉降水平下CH_4的排放通量。Li等(2023)通过设置土壤动物(马陆和蚯蚓)、氮添加和水分控制的三因素实验, 观察到马陆能够降低氮添加条件下土壤水分有效性对CO_2和N_2O排放的正效应; 马陆对CH_4排放具有独特贡献, 其排放仅在马陆单独存在时发生, 而其与蚯蚓的交互作用对CH_4排放无显著影响。

目前, 关于马陆活动对热带、亚热带和温带的森林、草甸、湿地等生态系统温室气体排放影响的研究, 虽已取得了一系列进展, 但仍然存在以下不足: 一是多集中于微宇宙实验, 野外原位实验研究相对缺乏, 野外条件下马陆对温室气体通量的实际贡献尚不完全明确。二是马陆种类和研究地区覆盖不足。例如, 热带森林马陆多样性极高, 但关于其对温室气体排放的影响研究仅局限于一些分类阶元的模式种类; 温带森林马陆的研究主要集中在欧

洲中部的球马陆科和姬马陆科, 有关东亚和北美温带森林的研究较少, 尤其缺乏对不同类群马陆温室气体排放能力的系统比较。三是机理解析不够深入。关于马陆调控土壤温室气体排放通量的微生物机制, 尚需结合宏基因组学、稳定同位素探针等技术进一步阐明。四是马陆与全球变化交互效应的解析不足, 马陆与氮沉降、增温、CO_2浓度升高、干旱等全球变化因子的复合效应亟待研究。

2 马陆取食分解凋落物对温室气体排放的调控机制

2.1 直接调控作用

作为生态系统中凋落物的消费者与分解者, 马陆能够通过取食分解凋落物的肠道过程, 直接驱动CO_2、CH_4及N_2O等温室气体的产生与释放(图1)。研究表明, 马陆每天消耗的凋落物可占其自身生物量的10%–20%。据Cárcamo等(2000)、Golovatch和Kime (2009)、Lam等(2024)的研究, 温带森林每年凋落物输入量的10%–36%被马陆所消耗, 其消耗量和分解过程中温室气体的排放受凋落物理化性质的影响。Šustr等(2020)的研究表明, 马陆通过肠道内多样化的微生物群落(如产甲烷菌、反硝化细菌等)直接产生并释放温室气体, 且高氮含量和低C/N比的凋落物有利于温室气体排放。马陆取食分解凋落物对CO_2、CH_4及N_2O直接排放的影响, 主要源于其肠道是一个微型高效的“生物反应器”。马陆肠道是一条贯穿身体腹面中央的管道, 包括前肠、中肠和后肠3段(Hopkin & Read, 1992) (图1)。前肠包括口、口腔、食道和嗉囊, 主要负责取食和暂时储存食物(Rost-Roszkowska et al., 2018); 中肠是最关键的消化段, 肠壁上皮由消化细胞、再生细胞等构成, 是消化酶合成与分泌、化学消化和营养吸收的核心场所(Rost-Roszkowska et al., 2025); 后肠与前肠一样源于外胚层, 常膨大为直肠, 主要负责形成粪球、重吸收水分和离子以及排泄含氮废物(Fontanetti et al., 2015)。因此, 马陆对凋落物的分解主要发生在中肠, 而微生物发酵主要发生在后肠, 能够直接通过呼吸和排泄产生CO_2、CH_4及N_2O气体(图1)。

马陆在分解过程中消耗O_2并释放CO_2, 这是其作为需氧生物的基本生理过程(Šustr et al., 2014)。Maraun 和 Scheu (1996) 的研究表明, *Glomeris marginata*取食和分解欧洲山毛榉(*Fagus sylvatica*)凋落物的过程中, 改变了微生物的基础呼吸和代谢熵, 进而影响了CO_2的产生潜力。Ramanathan和Alagesan (2012)研究了3种马陆(*Arthrosphaera magna*、*Alacobolus newtoni*和*Spinotarsus colosseus*)对凋落物的分解, 发现中肠分泌的淀粉酶、纤维素酶、几丁质酶、木聚糖酶和蛋白酶产生菌可促进凋落物的降解, 并形成大量脂类、碳水化合物和短链氨基酸等易降解化合物, 刺激肠道功能细菌群落直接产生并排放CO_2气体。此外, 马陆后肠的兼性厌氧菌通过需氧和厌氧反应也可产生CO_2 (Šustr et al., 2020)。马陆通过凋落物的取食与消耗, 能够直接促进肠道特别是后肠产甲烷菌(如*Methanobrevibacter smithii*)产生CH_4。另外, 马陆后肠的适宜环境(厌氧、碱性、充足的有机养分、硝酸盐及亚硝酸盐供应)刺激了肠道微生物活动, 从而产生CH_4和N_2O (Fujimaki et al., 2010; Li et al., 2023)。马陆肠道微生物中存在并表达*nosZ*基因, 该基因编码的N_2O还原酶可将N_2O还原为N_2, 直接调控N_2O排放(Nweze et al., 2024b)。

单个马陆肠道直接产生的CO_2、CH_4、N_2O等温室气体量虽小, 但在全球范围内马陆的数量和生物量均十分庞大, 尤其是由于全球变化和生物入侵可能引发马陆生物多样性的剧烈变化, 因此马陆通过凋落物分解的肠道过程可能对全球大气中的温室气体浓度产生重要影响。

2.2 间接调控作用

马陆对凋落物的取食、破碎和分解作用, 可通过介导微生物及土壤动物活动间接影响温室气体排放(图1) (Cárcamo et al., 2000; Li et al., 2023; 李媛媛等, 2025)。Kheirallah (1990)、Cárcamo等(2000)和David (2014)研究表明, 马陆不仅能通过体表传播微生物影响凋落物分解, 还能通过凋落物破碎增加其表面积。这种物理结构的改变为微生物定殖创造了有利条件, 大幅刺激了土壤真菌、细菌和放线菌等微生物繁殖, 以及跳虫和螨虫等其他土壤动物的定居(Cárcamo et al., 2000; 张雪萍等, 2001; Efimenko et al., 2022; Chang et al., 2024), 进而间接促进凋落物分解及温室气体排放(Kheirallah, 1990; Šustr et al., 2020; Li et al., 2023)。马陆取食凋落物后通过肠道过程将其转化为粪球, 增大了凋落物与微

生物和其他动物的接触面积, 进而促进土壤异养菌、放线菌和解磷菌等微生物的分解作用及碳氮养分释放(Ambarish & Sridhar, 2016; Wang et al., 2019; Brown et al., 2021), 从而间接地调控温室气体排放(Cárcamo et al., 2000; Suzuki et al., 2013; 李媛媛等, 2025)。Suzuki等(2013)开展的以带马陆目物种*Harpaphe haydeniana*取食大叶槭(*Acer macrophyllum*)与花旗松(*Pseudotsuga menziesii*)的微宇宙实验结果表明, 马陆通过取食和排泄改变凋落物性质, 进而影响微生物活动, 最终影响CO_2排放。David (2014)指出, 马陆形成大而紧实的粪球, 可能减少微生物定殖的表面积, 但微生物呼吸仅在粪球形成初期被短暂刺激。从长期来看, 粪球的质量损失速率及温室气体排放速率并不一定高于未分解的凋落物。一些研究认为, 粪球中的有机物更难分解, 有助于碳的固存和稳定, 从而抑制了CO_2、CH_4等气体的排放; 而另一些观点则认为粪球的分解速率更快, 加速了碳循环及相关气体的排放。这种分歧可能源于凋落物类型的差异。Joly等(2015)对26种树木凋落物的筛选试验表明, 粪球与凋落物的微生物呼吸速率差异取决于初始凋落物质量。在初始微生物活性较低的凋落物中, 粪球对微生物的刺激作用更为明显。这一发现揭示了凋落物质量对马陆间接作用效应的调控作用。另外, 大量未被马陆消化的物质以粪球形式释放出来, 通过形成厌氧微生境促进产甲烷菌和反硝化细菌等微生物的活动, 从而可能间接地刺激CH_4和N_2O的排放(Šustr et al., 2014, 2020)。

目前, 关于马陆取食分解凋落物、粪球形成及后续分解过程中产甲烷菌与甲烷氧化菌、硝化细菌与反硝化细菌等功能类群如何驱动温室气体产生的生物生化及生态学过程研究仍然十分缺乏。特别是不同种类马陆对不同凋落物的取食效率、肠道过程及其温室气体形成过程均存在一定差异, 这严重制约了人们对马陆取食与分解凋落物如何驱动温室气体排放的机制性认识。

3 马陆介导土壤碳氮矿化及微生物呼吸对温室气体排放的调控机制

3.1 马陆对土壤碳矿化中温室气体排放的影响

关于马陆是否促进土壤有机碳的矿化及相关温室气体的排放, 通常存在两种完全相反的观点。一种观点认为, 马陆通过破碎凋落物增加其比表面积, 通过排泄粪球激发土壤微生物活性, 从而对土壤碳矿化及温室气体排放具有加速作用(Scheu & Wolters, 1991; Wang M et al., 2017; Šustr et al., 2020); 另一种观点则认为, 马陆将凋落物转化为粪球后并未促进碳矿化及相关温室气体的排放, 反而有利于土壤有机碳的稳定(王梦茹等, 2018; Li et al., 2023)。

马陆能够通过刺激土壤碳矿化过程, 进而促进或抑制温室气体排放(图1), 其主要过程或机制包括: (1)马陆将凋落物转化为粪球, 增加了凋落物的比表面积; 同时粪球富含丰富的养分, 能够激发微生物活性, 尤其是革兰氏阴性菌、芽孢杆菌属(*Bacillus*)、假单胞菌属(*Pseudomonas*)等r型微生物利用易分解有机碳, 可能加速土壤碳矿化过程及其CO_2排放(Scheu & Wolters, 1991; Ramanathan & Alagesan, 2012)。(2)马陆把凋落物转化为粪球后吸收了可溶性部分, 留下的难分解的木质素等物质使粪球更难分解, 减弱了土壤碳的矿化(Rawlins et al., 2006), 可能抑制土壤CO_2的排放而促进CH_4产生。Maraun和Schcu (1996)研究发现, 马陆对CO_2排放的影响取决于凋落物的分解阶段, 分解早期的凋落物可溶性有效碳丰富, 微生物可利用底物充足, 可促进CO_2排放; 而分解后期的凋落物可溶性有效碳已耗竭, 微生物可利用底物缺乏, 最终抑制CO_2排放。(3)马陆等大型动物在土壤中的筑巢、穿行、运动等生物扰动及其排泄物和分泌物能够刺激土壤团聚体的形成, 改善土壤通气性及影响微生物繁殖, 直接促进碳矿化过程及温室气体的扩散和排放(韩兴国和王智平, 2003; Seeber et al., 2006; Cao et al., 2022)。特别是马陆通过将表层凋落物转化为粪球并混入土壤, 促进了有机碳从地表向矿质土层的转移。这一过程既可能通过物理保护作用(如团聚体形成)延缓碳矿化, 从而减少CO_2和CH_4排放, 也可能因粪球中活性有机质含量高而短暂促进微生物呼吸(Li et al., 2023; 李媛媛等, 2025)。(4)马陆的选择性取食(如偏好某些真菌)以及肠道或粪便中富集特定的功能酶(如纤维素酶、酚氧化酶及过氧化物酶等)、微生物类群和功能基因, 往往促进某些生长快速、呼吸和矿化强烈的微生物类群的繁殖, 从而影响碳矿化过程中的CO_2和CH_4排放(da Silva et al., 2017; Wang et al., 2019; Koubová et al., 2023; Li et al.,

2023)。

另外, 马陆通过物理扰动(如挖掘活动)改变土壤结构和微生物接种, 通过影响根系生长、分泌和微生物之间的互作关系, 改善土壤水分和养分的有效性并促进植物生长, 进而影响地上与地下碳输入及微生物群落, 最终间接调控土壤碳矿化过程及相关温室气体的排放(韩兴国和王智平, 2003; Bridgham & Lamberti, 2009; da Silva et al., 2017; Li et al., 2023)。

3.2 马陆对土壤氮矿化中温室气体排放的影响

马陆通过取食凋落物和土壤中的有机质, 经由消化、分泌及排泄等生命活动影响肠道厌氧微生物、土壤功能微生物及理化状况, 进而直接或间接地驱动土壤氮矿化及相关温室气体的排放(图1) (Cárcamo et al., 2000; Li et al., 2023)。

研究表明, 马陆通过对凋落物的取食与破碎, 将有机氮转化为无机氮或形成厌氧环境, 直接刺激氨化细菌、厌氧细菌、硝化细菌及反硝化细菌等肠道微生物的氮矿化和N_2O的排放(Fujimaki et al., 2010; Li et al., 2023)。Cárcamo等(2000)、Kuiper等(2013)和Kim等(2022)研究发现, 马陆通过促进凋落物破碎分解、氮矿化与NH_4^+、NO_3^-养分释放, 以及提升硝化和反硝化功能微生物多样性、调控编码N_2O还原酶的*nosZ*基因表达, 进而对其肠道和土壤氮矿化过程中的N_2O产生重要影响。尤其是马陆通过肠道消化活动增加了粪球中的NH_4^+及NO_3^-含量, 提高了土壤养分的可利用性, 而粪球能激发土壤硝化和反硝化功能微生物的活性和活动, 进而间接提高土壤氮矿化过程中N_2O的排放(Iwashima et al., 2011; Kobayashi et al., 2014; da Silva et al., 2017)。马陆对凋落物的取食、破碎作用及养分释放, 也有利于蚯蚓、跳虫和螨虫等其他土壤动物的繁殖和分解活动, 从而间接促进了土壤微生物对氮的矿化及N_2O的释放(Anderson & Bignell, 1980; Koubová et al., 2023)。此外, 马陆通过取食凋落物或土壤并排泄大量粪球, 影响土壤的孔隙度、通气性、酸碱性、养分供应状况、植物生长、群落多样性及地上与地下养分输入, 进而调节土壤功能微生物活动、群落组成及多样性, 可能促进或抑制土壤氮矿化过程, 并间接改变土壤N_2O的排放强度(Cárcamo et al., 2000; Šustr et al., 2020)。

马陆对土壤氮矿化及温室气体排放的影响在时间上具有明显的滞后效应。由马陆分泌、排泄及扰动所驱动的土壤氨基化、氨化、硝化与反硝化过程, 其周转速率通常在随后几周内才发生显著改变, 并由此对N_2O气体排放动态产生重要影响(Cárcamo et al., 2000; 王梦茹等, 2018; Li et al., 2023)。

3.3 马陆自身呼吸及其对土壤呼吸中温室气体排放的影响

马陆一方面能通过自身代谢和肠道微生物呼吸作用直接产生温室气体, 另一方面可通过刺激土壤微生物和动物活动、改变微生物群落多样性及土壤理化环境, 进而间接调控土壤呼吸过程中CO_2的排放(图1) (Cárcamo et al., 2000; Li et al., 2023; 李媛媛等, 2025)。

马陆自身的新陈代谢会直接通过呼吸释放CO_2。研究表明, 所有被测试的马陆物种都会产生CO_2, 这主要取决于其自身的代谢水平; 此外, 温度升高等环境因素会显著增加其释放速率(Šustr et al., 2020)。马陆直接取食落叶、腐木等凋落物, 将其机械破碎, 将大块有机物变成细小颗粒甚至粪便, 使得有机物的比表面积呈指数级增长。这不仅提高了以细菌、真菌、放线菌为主的微生物定殖与生长, 还促进了脱氢酶、细胞色素氧化酶等呼吸酶的分泌与活性, 从而加快土壤微生物呼吸及CO_2排放(Maraun & Scheu, 1996; Cárcamo et al., 2000; Li et al., 2023)。马陆肠道分泌的纤维素酶、木质素酶、氧化酶等胞外酶可分解难降解的物质, 与消化酶和肠道微生物混合后发生反应, 降低植物凋落物的C/N比, 最终形成的粪便(粪粒或粪球)成为一种营养丰富、结构松散的基质, 进而激发微生物的繁殖和代谢, 导致CO_2暴发式释放(Wang et al., 2019; Koubová et al., 2023)。马陆肠道内可定殖独特的微生物群落, 其排出的粪粒不仅是优质的食物源, 还“接种”了活跃的微生物, 这些微生物与本土微生物形成互补或竞争, 整体上提升了微生物的活性和多样性, 从而促进土壤微生物呼吸过程中的CO_2排放(Šustr et al., 2014, 2020)。马陆对土壤结构的改良促进了温室气体的扩散。如马陆在土壤中穿梭、筑巢、搬运土壤和有机颗粒, 这种生物搅动改善了土壤的孔隙结构和通气性, 不仅刺激好氧微生物(其呼吸效率远高于厌氧微生物)的活动和多样性, 产生更

多的CO_2, 而且有利于CO_2、CH_4及N_2O从土壤向大气扩散(Li et al., 2023)。

因此, 马陆主要通过取食活动及与植物及微生物的共栖关系, 影响土壤通气性及碳氮库形成等方式, 驱动土壤碳氮矿化过程和土壤微生物呼吸, 从而调控相关温室气体的排放。然而, 有关马陆活动对土壤碳氮矿化及温室气体排放影响的性质(促进、抑制或不显著)、程度及其机制, 仍然存在极大的不确定性。

4 马陆介导甲烷生成与氧化、硝化与反硝化对温室气体排放的调控机制

4.1 马陆对土壤甲烷生成与氧化及其排放的影响

CH_4排放通量是CH_4的产生、氧化和传输3个过程的综合结果。在厌氧环境中, 产甲烷菌厌氧分解有机质产生CH_4, 然后经由维管束植物、动物的生物通道或土壤孔隙直接排出; 而在好氧环境中, 甲烷氧化菌消耗CH_4生成CO_2, 从而影响土壤CO_2的排放动态(李思琦等, 2020)。

研究表明, 马陆的后肠具有特殊的厌氧区, 其排出的粪球在土壤中形成厌氧生境(Rost-Roszkowska et al., 2025), 有利于肠道和土壤中甲烷八叠球菌目、甲烷杆菌目、甲烷微菌目等产甲烷菌及甲基辅酶M还原酶的活动, 从而促进了肠道和土壤中CH_4的产生与排放(Fujimaki et al., 2010; Šustr et al., 2014)。但在厌氧土壤中, 马陆等大型土壤动物往往能通过其迁移运动和生命活动, 加速O_2在土壤中的传输, 刺激甲烷氧化菌种群密度(高达100倍)与多样性的提升, 从而可能降低CH_4的净排放量(Kernecker et al., 2015)。因此, 马陆能通过影响体内及土壤CH_4的生成与氧化过程, 进而可能增加或减少土壤CH_4的排放通量。

Horváthová等(2021)研究发现, 马陆的取食、消化和排泄活动能够刺激微生物活动, 而马陆肠道为产甲烷菌创造适宜的厌氧条件, 影响产甲烷微生物与纤毛虫共生, 从而增加CH_4的产生。Nweze等(2024a, b)研究表明, 马陆并不完全依赖微生物类群(如拟杆菌门、伯克霍尔德氏菌门和肠杆菌门)发酵木质纤维素来获得能量, 而更多依赖于取食细菌和真菌来获得能量, 并改变土壤产甲烷微生物群落结构及多样性, 进而调控CH_4生成与氧化过程及其排放动态。此外, 不同马陆类群产生CH_4的能力取决于凋落物类型、马陆食性及养分供应状况(Šustr et al., 2020)。

因此, 关于马陆栖息于厌氧或通气土壤中, 如何通过影响功能微生物(产甲烷菌与甲烷氧化菌)调控土壤CH_4生成与氧化过程的研究, 目前仍存在诸多不确定性。

4.2 马陆对土壤硝化与反硝化及N_2O排放的影响

马陆活动往往能通过促进或抑制肠道、粪球和土壤中硝化与反硝化功能微生物的数量及活性来影响土壤硝化与反硝化过程, 从而可能增加或减少N_2O的产生(Šustr et al., 2020; Li et al., 2023; 李媛媛等, 2025)。

Šustr等(2020)研究表明, 马陆肠道具有丰富的碳氮养分及特殊的厌氧环境, 可刺激硝化与反硝化微生物的繁殖、生长和活动, 进而促进肠道硝化与反硝化过程中N_2O的排放。一方面, 马陆肠道中栖息着自养硝化细菌(氨氧化细菌和亚硝酸盐氧化菌)、异养硝化细菌(脱氮副球菌*Paracoccus denitrificans*、粪产碱杆菌*Alcaligenes faecalis*、恶臭假单胞菌*Pseudomonas putida*)以及异养硝化真菌(柱孢犁头霉菌*Absidia cylindrospora*), 能够驱动硝化过程的N_2O排放(Cárcamo et al., 2000; Šustr et al., 2020); 另一方面, 由于马陆肠道有利于异养反硝化细菌(假单胞菌*Pseudomonas*、产碱杆菌*Alcaligenes*及芽孢杆菌*Bacillus*等)、异养反硝化真菌(镰刀菌*Fusarium*等)和反硝化古菌等微生物的活动, 可能驱动反硝化过程中的N_2O排放(Cárcamo et al., 2000; Fujimaki et al., 2010; Li et al., 2023)。

Fujimaki等(2010)研究表明, 马陆排泄的粪球富含NH_4^+及NO_3^-养分, 当其输入土壤后能够刺激微生物的硝化与反硝化作用, 进而促进土壤N_2O的产生和释放。这些粪粒输入土壤时, 还可在土壤中聚集形成大团聚体(直径大于2 mm), 可导致局部厌氧环境的形成, 并刺激厌氧微生物和还原酶的活性, 从而促进土壤中反硝化过程的N_2O排放(Iwashima et al., 2011; da Silva et al., 2017)。另外, 马陆通过在土壤中的取食、分泌、排泄和生物扰动, 不仅能改变土壤结构、质地和通气性, 促进N_2O的产生、扩散和排放, 而且能通过调控土壤中好氧或厌氧微生境的形成调控硝化与反硝化关键功能微生物活动,

从而可能促进或抑制土壤N_2O的排放(Fujimaki et al., 2010; Kobayashi et al., 2014)。然而, 关于不同种类或食性类型的马陆活动如何介导好氧或厌氧生境中的硝化与反硝化过程驱动N_2O气体排放的研究, 目前仍然十分缺乏。

5 展望

马陆作为有机物的生物转化器和土壤的改造者, 能够通过取食、分泌、排泄、分解及掘土等生命活动, 影响“植物–微生物–其他动物–土壤环境”之间的交互作用, 进而驱动土壤碳氮循环及其相关温室气体(CO_2、CH_4、N_2O)排放的生物生态学过程。特别是马陆对土壤温室气体排放影响的性质、程度、过程及机制, 取决于马陆的种类、密度、食性、凋落物质量、土壤性质、生态系统类型等因素的综合作用, 可能存在极大的不确定性。然而, 目前有关大型土壤动物对温室气体排放影响的研究主要集中于蚯蚓、白蚁和蚂蚁, 有关马陆对温室气体排放影响的研究却十分缺乏, 这在较大程度上制约了人们对土壤温室气体排放机制的理解。未来亟待加强以下几方面的研究:

(1)马陆的生物生态学特征。马陆的种类、密度、食性、扩散、分布、行为等生物生态学特征是探索其对生态系统碳氮循环过程及功能调控的核心。例如, 不同种类或不同食性马陆对微生物的取食具有选择性, 其对微生物、土壤动物多样性及温室气体排放的影响可能存在显著差异; 马陆取食、分解凋落物及向土壤中释放养分, 可影响土壤矿化、呼吸、氧化、还原、硝化、反硝化等功能微生物的活性、组成及多样性, 从而调控土壤温室气体的排放。然而, 不同马陆种类的食性(植食性、食腐性、食微性、杂食性等)、密度、分布、行为等特征均存在一定的差异, 且马陆活动受温湿度、pH值、土壤养分等因素的制约。因此, 探明不同种类或功能群马陆对土壤水分和养分环境的需求、响应和适应, 是正确评价马陆对土壤CO_2、CH_4及N_2O排放影响的基础。

未来研究应重视不同种类或食性的马陆与凋落物性质、土壤通气性、温湿度、质地、结构、微生物、养分状况的耦合关系对土壤碳氮循环过程的影响, 阐明“马陆类群–食性–微生物–土壤环境”之间交互作用对土壤碳氮循环及相关温室气体排放的影响机制。

(2)马陆对土壤温室气体排放影响的过程与机制。目前, 相关研究主要集中于微宇宙实验, 野外原位控制研究相对缺乏, 马陆在野外条件下对温室气体通量的实际贡献尚不十分明确, 尤其缺乏对CO_2、CH_4、N_2O等主要温室气体排放关键过程(分解、矿化、硝化、反硝化、甲烷生成与氧化等)及其驱动机制的研究。未来应重点围绕以下方向开展马陆对土壤温室气体排放的影响研究: ①不同马陆种类或类群调控过程及机制的差异; ②不同食性类型马陆交互作用的影响机制; ③凋落物基质性质与马陆之间交互作用的影响机制; ④马陆与其他土壤动物(蚯蚓、蚂蚁、跳虫、螨类及线虫等)之间的耦合调控机制; ⑤同种或相同食性马陆对不同气候、生态系统、森林及土壤类型温室气体排放的影响差异。

(3)马陆对土壤温室气体源–汇平衡影响的净效应。马陆对土壤CO_2、CH_4、N_2O排放的影响, 是取食、消化、呼吸、排泄、分解、矿化、硝化、反硝化、甲烷生成与氧化等生物和生态学过程的综合结果。例如, 马陆一方面通过取食、消化、呼吸、排泄、矿化等活动增加CO_2排放, 另一方面通过形成稳定的土壤微团聚体增强土壤碳的沉积, 从而减少CO_2排放。然而, 目前对马陆在碳源–汇平衡中净效应的研究仍较为缺乏。因此, 未来研究应重视对马陆在碳源–汇平衡中作用的综合评价, 以合理阐明其对土壤碳循环的综合生态效应。

类似地, 马陆活动既可通过刺激硝化与反硝化功能微生物的活性和繁殖, 促进土壤硝化与反硝化的N_2O产生; 也可通过其活动改善土壤通气性和O_2含量, 抑制厌氧活动而减少N_2O的释放。另外, 马陆活动通过影响产甲烷菌和甲烷氧化菌的活性及多样性, 既可促进CH_4的产生, 也能增强其氧化吸收。因而, 准确评价马陆对土壤碳氮储量的影响, 需综合考虑其对温室气体源–汇平衡的综合作用。

(4)同位素及分子研究手段的综合应用。目前, 稳定同位素示踪技术已被广泛应用于生物生态学研究, 尤其在生态系统食物网、营养关系及碳氮等养分循环方面。稳定同位素探针技术(stable isotope probing, SIP)为原位追踪与量化生态系统碳氮交换提供了有效研究手段, 尤其适用于野外环境条件下的原位实验。^{13}C和^{15}N稳定同位素示踪已在土壤动

物取食和营养关系研究中得到成熟运用, 并在探索土壤动物、碳氮循环与温室气体排放之间关系的研究中取得了一定成果。然而, 基于$\delta^{13}C$和$\delta^{15}N$联合标记技术, 示踪碳氮元素在“植物凋落物–土壤动物–土壤微生物–土壤碳氮库–大气”连续体中的流动及温室气体源–汇过程的研究仍相对缺乏, 严重制约了人们对温室气体排放机制的理解。因此, 今后应重视此方向的探索。尤其是稳定同位素技术与分子生物技术的融合应用, 可在复杂的微生物群落或动植物–微生物共生体系中, 精准鉴定执行特定生态功能的关键物种, 并量化其代谢活性。例如稳定同位素技术与磷脂脂肪酸谱图分析、焦磷酸测序或宏基因等技术相结合, 能够精准识别微生物和土壤动物类群在凋落物分解、碳矿化、硝化、反硝化、甲烷生成、甲烷氧化等生态学过程中所起的核心作用, 为阐明马陆与微生物、蚯蚓、蚂蚁等其他类群动物耦合调控土壤碳氮循环及相关温室气体排放提供技术支撑。

需要特别强调的是, 当前针对马陆调控温室气体排放机制的研究, 在马陆类群和地理区域的覆盖范围上均存在明显不足, 且研究方法多集中于微观实验, 可能带来一定的系统性偏差。因此, 基于有限案例所得出的任何普适性结论, 都应持以极其审慎的态度。

ORCID

王明柳 https://orcid.org/0009-0006-4032-6306

参考文献

Ambarish CN, Sridhar KR (2016) Chemical and microbial characterization of feed and faeces of two giant pill-millipedes from forests in the Western Ghats of India. Pedosphere, 26, 861–871.

Anderson JM, Bignell DE (1980) Bacteria in the food, gut contents and faeces of the litter-feeding millipede *Glomeris marginata* (Villers). Soil Biology and Biochemistry, 12, 251–254.

Bano K (1992) The role of the millipede *Jonespeltis splendidus* Verhoeff in an ecosystem (Diplopoda, Polydesmida, Paradoxosomatidae). Berichte des Naturwissenschaftlich-medizinischen Verein in Innsbruck, S10, 327–331.

Bano K, Bagyaraj DJ, Krishnamoorthy RV (1976) Feeding activity of the millipede, *Jonespeltis splendidus* Verhoeff and soil humification. Proceedings of the Indian Academy of Sciences, 83, 1–11.

Brandt JF (1833) Tentaminum quorundam monographicorum: Insecta Myriapoda Chilognathi *Latreillii spectantium* prodromus. Bulletin de la Societé Impériale des Naturalistes de Moscou, 6, 194–209. (in French)

Brewer MS, Bond JE (2013) Ordinal-level phylogenomics of the arthropod class Diplopoda (millipedes) based on an analysis of 221 nuclear protein-coding loci generated using next-generation sequence analyses. PLoS ONE, 8, e79935.

Brewer MS, Sierwald P, Bond JE, Kolokotronis SO (2012) Millipede taxonomy after 250 years: Classification and taxonomic practices in a mega-diverse yet understudied arthropod group. PLoS ONE, 7, e37240.

Bridgham SD, Lamberti GA (2009) Ecological dynamics III: Decomposition in wetlands. In: The Wetlands Handbook (eds Maltby E, Barker T), pp. 326–345. Wiley-Blackwell, Oxford.

Brown SP, Brogden, M, Cortes C, Tucker AE, Snyder BA (2021) Investigating the effects of nitrogen deposition and substrates on the microbiome and mycobiome of the millipede *Cherokia georgiana georgiana* (Diplopoda: Polydesmida). Soil Biology and Biochemistry, 159, 108285.

Cao QB, Wang SJ, Ren YL, Zuo QQ, Wang P, Zhao S, Yang B (2022) Differentiated impacts of the feeding-habits of three ant species on carbon mineralization in tropical forest soils. European Journal of Soil Biology, 110, 103403.

Cárcamo HA, Abe TA, Prescott CE, Holl FB, Chanway CP (2000) Influence of millipedes on litter decomposition, N mineralization, and microbial communities in a coastal forest in British Columbia, Canada. Canadian Journal of Forest Research, 30, 817–826.

Chang WJ, Zhang P, Li JW, Aspe NM, Hao JH, Lu SY, Wan ZM, Wu DH (2024) Impacts of millipedes on acari and collembola communities—A microcosm experiment. Insects, 15, 456.

da Silva VM, Antoniolli ZI, Seminoti Jacques RJ, Ott R, da Silva Rodrigues PE, Vaz Andrade F, Ribeiro Passos R, de Sá Mendonça E (2017) Influence of the tropical millipede, *Glyphiulus granulatus* (Gervais, 1847), on aggregation, enzymatic activity, and phosphorus fractions in the soil. Geoderma, 289, 135–141.

Dangerfield JM, Telford SR (1991) Seasonal activity patterns of julid millipedes in Zimbabwe. Journal of Tropical Ecology, 7, 281–285.

David JF (2009) Ecology of millipedes (Diplopoda) in the context of global change. Soil Organisms, 81, 719–73.

David JF (2014) The role of litter-feeding macroarthropods in decomposition processes: A reappraisal of common views. Soil Biology and Biochemistry, 76, 109–118.

David JF, Coulis M (2015) Millipedes faced with drought: The life cycle of a Mediterranean population of *Ommatoiulus sabulosus* (Linnaeus) (Diplopoda, Julida, Julidae). Zookeys, 510, 115–124.

Efimenko TA, Yakushev AV, Karabanova AA, Glukhova AA, Demiankova MV, Vasilieva BF, Boykova YV, Malkina ND,

Terekhova LP, Efremenkova OV (2022) Antimicrobial activity of bacteria isolated from the millipedes *Nedyopus dawydoffiae* and *Orthomorpha* sp. Microbiology, 91, 770–782.

Fontanetti CS, Moreira-de-Sousa C, Pinheiro TG, de Souza RB, Francisco A (2015) Diplopoda—Digestive system. In: Treatise on Zoology—Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda, Vol. 2 (ed. Minelli A), pp. 109–127. Brill, Leiden.

Fujimaki R, Sato Y, Okai N, Kaneko N (2010) The train millipede (*Parafontaria laminata*) mediates soil aggregation and N dynamics in a Japanese larch forest. Geoderma, 159, 216–220.

Golovatch SI, Kime RD (2009) Millipede (Diplopoda) distributions: A review. Soil Organisms, 81, 565–597.

Hackstein JHP, Stumm CK (1994) Methane production in terrestrial arthropods. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 91, 5441–5445.

Han XG, Wang ZP (2003) Soil biodiversity and trace gases (CO_2, CH_4, N_2O) metabolism: A review. Biodiversity Science, 11, 322–332. (in Chinese with English abstract) [韩兴国, 王智平 (2003) 土壤生物多样性与微量气体(CO_2, CH_4, N_2O)代谢. 生物多样性, 11, 322–332.]

Hopkin SP, Read HJ (1992) The Biology of Millipedes. Oxford University Press, Oxford.

Horváthová T, Šustr V, Chroňáková A, Semanová S, Lang K, Dietrich C, Hubáček T, Ardestani MM, Lara AC, Brune A, Šimek M (2021) Methanogenesis in the digestive tracts of the tropical millipedes *Archispirostreptus gigas* (Diplopoda, Spirostreptidae) and *Epibolus pulchripes* (Diplopoda, Pachybolidae). Applied and Environmental Microbiology, 87, e0061421.

Iniesta LFM, Bouzan RS, Brescovit AD (2023) Spatial distribution and faunal composition of millipedes of the family Spirostreptidae Brandt, 1833 in the Brazilian Atlantic forest (Diplopoda, Juliformia, Spirostreptida). Anais da Academia Brasileira de Ciências, 95, e20201937.

IPCC (2023) Climate Change 2023: Synthesis Report. In: Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds Lee H, Romero J). IPCC, Geneva.

Iwashima N, Kaneko N, Sato K, Wakatsuki T, Masunaga T (2011) Comparison of the faecal chemical properties of two geophagous millipede species *Parafontaria laminata* and *Parafontaria tonominea* (Xystodesmidae) considering effects of habitat density and type of food. Edaphologia, 88, 43–53.

Joly FX, Coulis M, Gérard A, Fromin N, Hättenschwiler S (2015) Litter-type specific microbial responses to the transformation of leaf litter into millipede feces. Soil Biology and Biochemistry, 86, 17–23.

Kernecker M, Whalen JK, Bradley RL (2015) Endogeic earthworms lower net methane production in saturated riparian soils. Biology and Fertility of Soils, 51, 271–275.

Kheirallah AM (1990) Fragmentation of leaf litter by a natural population of the millipede *Julus scandinavius* (Latzel 1884). Biology and Fertility of Soils, 10, 202–206.

Kim DD, Han H, Yun T, Song MJ, Terada A, Laureni M, Yoon S (2022) Identification of *nos*Z-expressing microorganisms consuming trace N_2O in microaerobic chemostat consortia dominated by an uncultured Burkholderiales. The ISME Journal, 16, 2087–2098.

Kime RD, Enghoff H (2017) Atlas of European millipedes 2: Order Julida (Class Diplopoda). European Journal of Taxonomy, 346, 1–299.

Kobayashi M, Miwa A, Nobuhiro K (2014) Change the menu? Species-dependent feeding responses of millipedes to climate warming and the consequences for plant–soil nitrogen dynamics. Soil Biology and Biochemistry, 72, 19–25.

Koubová A, Lorenc F, Horváthová T, Chroňáková A, Šustrb V (2023) Millipede gut-derived microbes as a potential source of cellulolytic enzymes. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 39, 169.

Kuiper I, de Deyn GB, Thakur MP, van Groenigen JW (2013) Soil invertebrate fauna affect N_2O emissions from soil. Global Change Biology, 19, 2814–2825.

Lam WN, Slade EM, Wardle DA (2024) Effects of leaf litter traits on terrestrial isopod and millipede consumption, assimilation and growth. Functional Ecology, 38, 1018–1031.

Li SQ, Zang KP, Song L (2020) Review on methanogens and methanotrophs metabolised by methane in wetland. Marine Environmental Science, 39, 488–496. (in Chinese with English abstract) [李思琦, 臧昆鹏, 宋伦 (2020) 湿地甲烷代谢微生物产甲烷菌和甲烷氧化菌的研究进展. 海洋环境科学, 39, 488–496.]

Li YY, Liao JH, Chen HYH, Zou XM, Delgado-Baquerizo M, Ni JP, Ren TT, Xu HM, Ruan HH (2023) Soil fauna alter the responses of greenhouse gas emissions to changes in water and nitrogen availability. Soil Biology and Biochemistry, 179, 108990.

Li YY, Liu XJ, Chen YQ, Zhang N, Ren YH, Ruan HH (2025) The regulating effect of millipedes on soil greenhouse gas emissions under the background of nitrogen deposition. Chinese Journal of Ecology, 44, 962–967. (in Chinese with English abstract) [李媛媛, 刘兴婕, 陈月琴, 张娜, 任源浩, 阮宏华 (2025) 氮沉降背景下土壤动物马陆对温室气体排放的调节作用. 生态学杂志, 44, 962–967.]

Maraun M, Scheu S (1996) Changes in microbial biomass, respiration and nutrient status of beech (*Fagus sylvatica*) leaf litter processed by millipedes (*Glomeris marginata*). Oecologia, 107, 131–140.

McMonigle OA (2023) Milliped Zoology: Husbandry and Diversity of the Class Diplopoda. Coachwhip Publications, Landisville.

Merritt RW, Lawson DL (1992) The role leaf litter macroinvertebrates in stream-floodplain dynamics. Hydrobiologia, 248, 65–77.

Mesibov R (2005) Native species dominate the millipede fauna in a second-rotation *Pinus radiata* plantation in Tasmania, Australia. Pacific Conservation Biology, 11, 17–22.

Minelli A (2015) Treatise on Zoology—Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda, Vol. 2. Brill, Leiden.

Moritz L, Blanke A, Hammel JU, Wesener T (2021) First steps toward suctorial feeding in millipedes: Comparative morphology of the head of the Platydesmida (Diplopoda: Colobognatha). Invertebrate Biology, 140, e12312.

Nganhane ID, Naskrecki P, Farooq H, Daniel GM (2023) Millipede consumption and interaction between food preferences and sex in dung beetle *Chalconotus convexus* (Coleoptera: Scarabaeinae). Austral Ecology, 48, 1815–1827.

Nweze JE, Gupta S, Salcher MM, Šustr V, Horváthová T, Angel R (2024a) Disruption of millipede-gut microbiota in *E. pulchripe*s and *G. connexa* highlights the limited role of litter fermentation and the importance of litter-associated microbes for nutrition. Communications Biology, 7, 1204.

Nweze JE, Šustr V, Brune A, Angel R (2024b) Functional similarity, despite taxonomical divergence in the millipede gut microbiota, points to a common trophic strategy. Microbiome, 12, 16.

Nzoko-Fiemapong AR, Yetchom-Fondjo JA, Tamesse JL, Mwabvu T, Vandenspiegel D, Golovatch SI (2023) Diversity, distribution, and conservation of millipedes (Myriapoda: Diplopoda) in the Douala-Edéa National Park, Littoral Region of Cameroon. Soil Organisms, 95, 155–172.

Ramanathan B, Alagesan P (2012) Isolation, characterization and the role of gut bacteria of three different millipede species. Indian Journal of Scientific Research 3, 55–61.

Rawlins AJ, Bull ID, Poirier N, Ineson P, Evershed RP (2006) The biochemical transformation of oak (*Quercus robur*) leaf litter consumed by the pill millipede (*Glomeris marginata*). Soil Biology and Biochemistry, 38, 1063–1076.

Rost-Roszkowska MM, Chajec Ł, Stojanović D, Antić D (2025) The ground pattern of midgut structure in Julidae (Julida: Juloidea): A study on selected species. Arthropod Systematics & Phylogeny, 83, 287–302.

Rost-Roszkowska MM, Kszuk-Jendrysik M, Marchewka A, Poprawa I (2018) Fine structure of the midgut epithelium in the millipede *Telodeinopus aoutii* (Myriapoda, Diplopoda) with special emphasis on epithelial regeneration. Protoplasma, 255, 43–55.

Roy SN, Joy VC (2009) Dietary effects of non-nutrients in the leaf litter of forest trees on assimilation, growth and tissue composition of the detritivorous soil arthropod *Anoplodesmus saussurei* (Humb.) (Polydesmida: Diplopoda). Applied Soil Ecology, 43, 53–60.

Scheu S, Wolters V (1991) Influence of fragmentation and bioturbation on the decomposition of ^{14}C-labelled beech leaf litter. Soil Biology and Biochemistry, 23, 1029–1034.

Schreiner A, Decker P, Hannig K (2012) Millipede and centipede (Myriapoda: Diplopoda, Chilopoda) assemblages in secondary succession: Variance and abundance in Western German beech and coniferous forests as compared to fallow ground. Web Ecology, 12, 9–17.

Seeber J, Scheu S, Meyer E (2006) Effects of macro-decomposers on litter decomposition and soil properties in alpine pastureland: A mesocosm experiment. Applied Soil Ecology, 34, 168–175.

Shelley RM (2007) Taxonomy of extant Diplopoda (Millipeds) in the modern era: Perspectives for future advancements and observations on the global Diplopod community (Arthropoda: Diplopoda). Zootaxa, 1668, 343–362.

Sierwald P, Bond JE (2007) Current status of the Myriapod class Diplopoda (Millipedes): Taxonomic diversity and phylogeny. Annual Review of Entomology, 52, 401–420.

Snyder BA, Boots B, Hendrix PF (2009) Competition between invasive earthworms (*Amynthas corticis*, Megascolecidae) and native North American millipedes (*Pseudopolydesmus erasus*, Polydesmidae): Effects on carbon cycling and soil structure. Soil Biology and Biochemistry, 71, 1442–1449.

Šustr V, Chroňáková A, Semanová S, Tajovský K, Šimek M (2014) Methane production and methanogenic Archaea in the digestive tracts of millipedes (Diplopoda). PLoS ONE, 9, e102659.

Šustr V, Šimek M, Faktorová L, Macková J, Tajovský K (2020) Release of greenhouse gases from millipedes as related to food, body size, and other factors. Soil Biology and Biochemistry, 144, 107765.

Šustr V, Šimek M (2009) Methane release from millipedes and other soil invertebrates in Central Europe. Soil Biology and Biochemistry, 41, 1684–1688.

Suzuki Y, Grayston, SJ, Prescott CE (2013) Effects of leaf litter consumption by millipedes (*Harpaphe haydeniana*) on subsequent decomposition depends on litter type. Soil Biology and Biochemistry, 57, 116–123.

Toyota A, Kaneko N, Ito MT (2006) Soil ecosystem engineering by the train millipede *Parafontaria laminata* in a Japanese larch forest. Soil Biology and Biochemistry, 38, 1840–1850.

Wang M, Zhang WX, Xia H, Huang JH, Wu ZF, Xu GL (2017) Effect of collembola on mineralization of litter and soil organic matter. Biology and Fertility of Soils, 53, 563–571.

Wang MR, Fu SL, Xu HX, Wang MN, Shi LL (2018) Ecological functions of millipedes in the terrestrial ecosystem. Biodiversity Science, 26, 1051–1059. (in Chinese with English abstract) [王梦茹, 傅声雷, 徐海翔, 王美娜, 时雷雷 (2018) 陆地生态系统中马陆的生态功能. 生物多样性, 26, 1051–1059.]

Wang MR, Fu SL, Zhang HZ, Wang MN, Xu HX, Shi LL (2019) Nitrogen deposition suppresses fungal biomass and

oxidase activity in faeces of the millipede *Spirobolus formosae* in a temperate forest. Soil Ecology Letters, 1, 42–49.

Wang SJ, Wang H, Li JH, Zhang Z (2017) Ants can exert a diverse effect on soil carbon and nitrogen pools in a Xishuangbanna tropical forest. Soil Biology and Biochemistry, 113, 45–52.

Wang SJ, Li JH, Zhang Z, Cao R, Chen MK, Li SH (2018) The contributions of underground-nesting ants to CO_2 emission from tropical forest soils vary with species. Science of the Total Environment, 630, 1095–1102.

Wesener T, Raupach MJ, Sierwald P (2010) The origins of the giant pill-millipedes from Madagascar (Diplopoda: Sphaerotheriida: Arthrosphaeridae). Molecular Phylogenetics and Evolution, 57, 1184–1193.

Wu HT, Lu XG, Tong SZ, Batzer DP (2015) Soil engineering ants increase CO_2 and N_2O emissions by affecting mound soil physicochemical characteristics from a marsh soil: A laboratory study. Applied Soil Ecology, 87, 19–26.

Xie LL, Wang SJ, Lu M, Xiao B, Wang ZJ, Guo ZP, Guo XF, Luo S, Li R, Xia JH, Yang SQ, Lan MJ (2025) How do different ant species mediate CH_4 fluxes in slash-burn tropical forest soils? Soil and Tillage Research, 248, 106432.

Zhang H, Guo ZT, Zhao Y (2023) Peatland carbon cycling and its contribution to carbon peak and carbon neutrality. Quaternary Sciences, 43, 324–335. (in Chinese with English abstract) [张卉, 郭正堂, 赵艳 (2023) 泥炭地碳源汇功能与“双碳”目标. 第四纪研究, 43, 324–335.]

Zhang XP, Li CY, Zhang SC (2001) Study of the function of millipedes in substance decomposition. Acta Ecologica Sinica, 21, 75–79. (in Chinese with English abstract) [张雪萍, 李春艳, 张思冲 (2001) 马陆在森林生态系统物质转化中的功能研究. 生态学报, 21, 75–79.]

Zuo QQ, Wang SJ, Wang P, Cao QB, Zhao S, Yang B (2021) Ant-mediated effects on soil nitrogen mineralization vary with species in a tropical forest. Catena, 203, 105352.

(责任编委: 邵元虎　责任编辑: 黄祥忠)

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 26139, pages 1–13
doi: 10.17520/biods.2026139
cstr: 32101.14.biods.2026139

•研究报告•

雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区植被分类系统与群系多样性

杨琦[1,2], 武泼泼[3], 王孜[4], 贾宁霞[1,2], 王世松[5], 胡君[6], 王永胜[1,2], 韩蓓蕾[1,2], 谢欣益[1,2], 郭柯[1,2], 刘长成[1*]

1. 中国科学院植物研究所植被与环境变化重点实验室, 北京 100093; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 浙江生态文明干部学院, 浙江湖州 313004; 4. 福建农林大学林学院, 福州 350002; 5. 内蒙古大学生态与环境学院, 呼和浩特 010021; 6. 中国科学院成都生物研究所青藏高原生物多样性保护国家林业和草原局重点实验室, 成都 610213

摘要: 雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区地处青藏高原东南缘, 因其独特的地形与气候条件, 有着全球最完整的山地植被垂直带谱, 其植被发育完整、独特, 多样性丰富。以往保护区的植被研究多聚焦中低海拔段的森林和原生植被, 对高海拔段的灌丛、草本植被及次生植被等关注不足, 已有的植被调查结果和分类系统未能全面反映该区域的植被多样性。本研究基于2019–2025年在保护区范围内设置的493个样地、590个样方、16,648个样点的调查数据及文献资料, 依据《中国植被分类系统修订方案》分类原则, 编制了该保护区的植被分类系统, 并将其植被类型划分为5个植被型组、20个植被型、34个植被亚型、162个群系。和以往研究资料相比, 本文新增了75个群系类型记录, 其中森林27个、灌丛25个、草本植被20个、沼泽与水生植被3个, 主要有印度锥(*Castanopsis indica*)林、高山柏(*Juniperus squamata*)林、高山栎(*Quercus semecarpifolia*)林、大叶水榕(*Ficus glaberrima*)林、墨脱紫菀(*Aster motuoensis*)灌丛、以柯属(*Lithocarpus*)植物为建群种的常绿阔叶林、分布于高海拔段的杜鹃花属(*Rhododendron*)灌丛与杂类草高寒草甸、次生植被如马蹄荷(*Exbucklandia populnea*)林与粗壮琼楠(*Beilschmiedia robusta*)林等。新群系类型的发现与植被分类系统的完善展示了保护区丰富的植被多样性与植被类型本底资料, 可为后续植被研究、生物多样性保育和生态保护提供基础框架和参考。

关键词: 雅鲁藏布大峡谷; 植被类型; 植被分类系统; 群系; 国家级自然保护区

杨琦, 武泼泼, 王孜, 贾宁霞, 王世松, 胡君, 王永胜, 韩蓓蕾, 谢欣益, 郭柯, 刘长成 (2026) 雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区植被分类系统与群系多样性. 生物多样性, 34, 26139. doi: 10.17520/biods.2026139; cstr: 32101.14.biods.2026139.
Yang Q, Wu PP, Wang Z, Jia NX, Wang SS, Hu J, Wang YS, Han BL, Xie XY, Guo K, Liu CC (2026) Vegetation classification system and alliance diversity of the Yarlung Zangbo Grand Canyon National Nature Reserve. Biodiversity Science, 34, 26139. doi: 10.17520/biods.2026139; cstr: 32101.14.biods.2026139.

Vegetation classification system and alliance diversity of the Yarlung Zangbo Grand Canyon National Nature Reserve

Qi Yang[1,2], Popo Wu[3], Zi Wang[4], Ningxia Jia[1,2], Shisong Wang[5], Jun Hu[6], Yongsheng Wang[1,2], Beilei Han[1,2], Xinyi Xie[1,2], Ke Guo[1,2], Changcheng Liu[1*]

1 *Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China*
2 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*
3 *Zhejiang Ecological Civilization Executive Leadership Academy, Huzhou, Zhejiang 313004, China*
4 *College of Forestry, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China*
5 *School of Ecology and Environment, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China*
6 *Key Laboratory of National Forestry and Grassland Administration on Biodiversity Conservation on the Qinghai-Xizang Plateau, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610213, China*

收稿日期 Received: 2026-04-16; 接受日期 Accepted: 2026-05-23
基金项目: 第二次青藏高原综合科学考察研究项目(2019QZKK0301)、国家科技基础资源调查专项(2019FY202300)和中国科学院战略性先导科技专项(XDA19050402) Supported by the Second Tibetan Plateau Scientific Expedition and Research Program (2019QZKK0301), Special Foundation for National Science and Technology Basic Resources Investigation of China (2019FY202300), and Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences (XDA19050402)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: liuchangcheng@ibcas.ac.cn

ABSTRACT

Aims: The Yarlung Zangbo Grand Canyon National Nature Reserve, characterized by its unique topographic and climatic conditions, harbors the world's most complete montane vertical vegetation spectrum and supports highly diverse, distinctive, and well-developed vegetation. Previous studies in the reserve have mainly focused on forest and primary vegetation at low and middle elevations, whereas high elevation shrublands, herbaceous vegetation, and secondary vegetation have received much less attention. As a consequence, existing vegetation surveys and classification systems have not fully reflected the vegetation diversity of the region. This study aims to compile a more complete vegetation classification system for the reserve and to clarify its newly recorded alliances.

Methods: Based on surveys of 493 stands, 590 plots, and 16,648 survey points conducted within the reserve, together with previous literature, and following the principles of *A revised scheme of vegetation classification system of China*, we compiled a vegetation classification system for the reserve.

Results: The vegetation of the reserve was classified into 5 vegetation formation groups, 20 vegetation formations, 34 vegetation subformations, and 162 alliances. Compared with previous studies, 75 alliances were newly recorded (27 for forest types, 25 for shrubland types, 20 for herbaceous vegetation types, and 3 for swamp and aquatic vegetation types). Representative newly recorded types include *Castanopsis indica* forest, *Juniperus squamata* forest, *Quercus semecarpifolia* forest, *Ficus glaberrima* forest, *Aster motuoensis* shrubland, evergreen broadleaf forest dominated by *Lithocarpus* species, alpine cold-temperate evergreen broadleaf shrubland dominated by *Rhododendron* species and forb alpine meadow grassland, secondary vegetation types such as *Exbucklandia populnea* forest and *Beilschmiedia robusta* forest.

Conclusions: This study further develops the vegetation classification system of the reserve, resulting in a more complete classification scheme, including more fully documented forest vegetation as well as previously underrepresented shrublands and herbaceous vegetation at high elevations, and secondary vegetation. Together with the newly recorded alliance types, this provides a more complete account of the abundance of vegetation diversity as well as the baseline data on vegetation types in the reserve, offering a scientific basis for future vegetation research, biodiversity conservation and ecological protection in the region.

Key words: Yarlung Zangbo Grand Canyon; vegetation types; vegetation classification system; alliance; national nature reserve

植被是地球表面最显著的特征, 它们是生物多样性的载体, 具有保障国土生态安全和生物资源可持续利用的战略作用。雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区(以下简称大峡谷保护区)位于青藏高原东南隅喜马拉雅山脉东端, 有着优越的水热条件和复杂的立体山地环境, 孕育了复杂多样的植被类型和极其丰富的生物多样性, 同时发育着具有热带性质的雨林植被和位于雪线附近的高山稀疏植被, 成为从热带到北极植被地带变化的缩影, 是全球生物多样性热点地区之一(Myers et al., 2000)。该保护区内垂直带完整, 植被分布狭窄、过渡迅速, 是青藏高原植被类型最为丰富的区域(Wu et al., 2022), 具有高度的不可替代性(Marchese, 2015)。

大峡谷保护区的植被研究始于20世纪70年代, 主要集中在该区域的植被垂直分布规律和森林植被类型及其群落特征方面: 大峡谷保护区所在的东喜马拉雅南翼的植被垂直带属以热带雨林为基带的湿润型垂直带谱类型, 北翼属以山地针阔混交林带为基带的半湿润垂直带谱类型(郑度和陈伟烈, 1981); 李渤生(1984, 1985a, b)以南迦巴瓦峰为核心, 全面总结了该地区植被的水平和垂直分布规律, 描述了其主要组成群落及植被特征, 提出了半常绿阔叶林这一新的植被类型及其在垂直带上的意义。Wu等(2022)基于植被调查数据, 利用植被数量分类方法进一步讨论了该区域的植被垂直带系统。《西藏植被》(中国科学院青藏高原综合科学考察队, 1988)中对大峡谷保护区墨脱小区的植被进行了概括性描述; 孙航等(1996, 1997)沿雅鲁藏布江大拐弯调查了河谷及两岸山坡原生植被和次生植被的群落特征与演替规律; 张文敬和高登义(1999)在大峡谷无人区内发现了天然的西藏红豆杉(*Taxus wallichiana*)林; 杨宁和周学武(2015)在《墨脱植物》中梳理汇总了墨脱县的植被类型, 将其分为3个植被型组、10个植被型、42个群系, 对其中24个主要群系的特征进行了描述; 《雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区综合科学考察报告》中将大峡谷保护区的植被划分为14个植被型、42个群系, 其中27个群系属森林植被类型(雅鲁藏布大峡谷国家级自然保

护区综合科考组, 2019)。

然而, 大峡谷保护区面积广阔、地形复杂、山势险峻, 开展野外调查工作难度极大, 限于以往的交通条件和调查手段, 已有的植被调查资料并不能全面系统地反映如今的植被多样性, 主要体现在: (1)调查范围不够全面。已有的植被调查结果大多聚焦在垂直带谱中下部的森林、原生植被, 对于高海拔段的灌丛和草本植被、次生植被, 以及小范围分布的群系类型关注较少。(2)调查资料时效不足。现有的植被本底资料多源于20、30年乃至40年前的科考调查, 在退耕还林工程开展、大峡谷保护区城镇化建设、国家重点工程项目实施以及自然灾害频发等因素的影响下, 大峡谷保护区内发生了大面积的原生植被退化和次生植被演替, 植被本底已发生了显著的变化。(3)研究结果存在争议。如通麦栎(*Quercus lanata*)林是东喜马拉雅地区代表性群落之一, 李渤生(1985a)认为其是半常绿阔叶林, 孙航等(1997)将其归属于亚热带常绿阔叶林, 相关类型的确认还需要进一步的观察研究。目前, 大峡谷保护区拟创建国家公园(http://www.motuo.gov.cn/mtx/c101900/202501/07ded857b28c4799ba4482cbd529d218.shtml), 又面临着区域内219国道建设、水电资源开发、旅游发展等重大工程和人类活动影响生态系统的压力, 亟需阐明区域内的植被与生态系统多样性, 以便科学评估当地自然生态价值, 为科学论证工程建设等对生态的影响和支撑国家公园建设提供依据。

本文在已有的文献数据资料基础上, 主要基于第二次青藏高原综合科学考察研究对该区域植被分布格局的深入样方调查, 根据《中国植被分类系统修订方案》(郭柯等, 2020)中的植被分类原则, 从群系尺度提出大峡谷保护区的植被分类系统, 对新群系类型进行描述, 以期全面、准确地展示当地植被多样性, 反映其植被类型特点, 为大峡谷保护区植被保护与恢复、地区资源开发和利用提供依据, 同时为大尺度范围植被多样性研究提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

大峡谷保护区(29°05′–30°20′ N, 94°39′–96°06′ E)以南迦巴瓦峰所在的大拐弯峡谷地区为中心, 分布在雅鲁藏布江下游河谷, 总面积91.68万ha。保护区地质构造复杂, 所在区域的构造隆升和剥蚀作用使其形成了岭谷高差悬殊的高山峡谷地貌, 南迦巴瓦峰和加拉白垒峰之间地形高差在5,000 m以上。在地形影响下, 西南季风沿雅鲁藏布江深切谷地形成“湿舌”状的水汽通道, 最大降水高度可达3,500 m, 其南部年降水量在2,500 mm以上, 并向北递减, 帕隆藏布、易贡藏布的降水量约1,000 mm, 派镇加拉村至多雄村一带受北侧弧形山脉阻挡, 降水量降至600 mm以下。背崩乡以南的雅鲁藏布江河谷谷地年均温高达18–22 ℃, 是青藏高原最为温暖的地区, 墨脱镇至易贡乡的年均温11–16 ℃, 并随海拔高度的变化而变化, 在海拔2,400 m左右即有降雪(林振耀和吴祥定, 1985; 高登义, 2008), 丰富的降水和热量沿水汽通道和海拔梯度的分配塑造了地表植被的分布格局。

大峡谷保护区拥有中国最完整复杂的植被垂直带谱, 沿海拔从低到高, 可划分为9个植被带(郑度和陈伟烈, 1981; 李渤生, 1984; 李渤生和李路, 2015; Wu et al., 2022): (1)低山热带雨林带。一般分布于海拔1,100 m以下, 主要为热带季节性雨林, 有小果紫薇(*Lagerstroemia minuticarpa*)林、细青皮(*Altingia excelsa*)林、千果榄仁(*Terminalia myriocarpa*)林、印度锥(*Castanopsis indica*)林等以热带成分为建群种的群系类型, 主要次生类型有野蕉(*Musa balbisiana*)灌草丛、斑茅(*Saccharum arundinaceum*)灌草丛、中平树(*Macaranga denticulata*)林、鸡嗉子榕(*Ficus semicordata*)林、尼泊尔桤木(*Alnus nepalensis*)林等。(2)山地常绿阔叶林带。一般分布于海拔1,100–1,800 m, 主要有以锥属(*Castanopsis*)植物为建群种的群系类型, 如红锥(*C. hystrix*)林、短刺锥(*C. echinocarpa*)林、瓦山锥(*C. ceratacantha*)林等, 主要次生类型为中平树林、尼泊尔桤木林、不丹松(*Pinus bhutanica*)林等。(3)山地半常绿阔叶林带。一般分布于海拔1,800–2,400 m, 主要有薄片青冈(*Quercus lamellosa*)林、独龙江青冈(*Q. kiukiangensis*)林、通麦栎林等群系类型, 以春季换叶的半常绿阔叶乔木为建群种(李渤生, 1985a)。(4)山地针阔混交林带。一般分布于海拔2,400–2,800 m, 分布着以云南铁杉(*Tsuga dumosa*)为建群种的针阔

混交林。(5)山地寒温性常绿针叶林带。一般分布于海拔2,800–4,000 m, 主要是以墨脱冷杉(*Abies delavayi* var. *motuoensis*)林为主的寒温性常绿针叶林, 主要次生类型是糙皮桦(*Betula utilis*)林。(6)亚高山灌丛草甸带。一般分布于海拔4,000–4,300 m, 灌丛与草甸成斑块状嵌套分布, 林线附近常形成糙皮桦矮曲林或灌丛, 灌丛以杜鹃花属(*Rhododendron*)和柳属(*Salix*)中小灌木、黑穗箭竹(*Fargesia melanostachys*)为主要建群种, 草甸主要由多种蕨类植物、多种报春花属(*Primula*)植物、多种菊科植物等为建群种的杂类草草甸组成。(7)高山草甸带。一般分布于海拔4,300–4,500m, 主要由高山嵩草(*Carex parvula*)、圆穗蓼(*Bistorta macrophylla*)等建群种组成草甸。(8)高山稀疏植被带。一般分布于海拔4,500–4,800 m, 组成物种主要有苞叶雪莲(*Saussurea obvallata*)、塔黄(*Rheum nobile*)、红景天属(*Rhodiola*)、虎耳草属(*Saxifraga*)植物。(9)多年积雪带。海拔4,800 m以上区域。

1.2 数据获取

本研究的数据主要来源于全面的植被调查和文献整理两部分。

植被调查方法参考《青藏高原森林和灌丛调查规范》(郭柯等, 2022), 2019–2025年在大峡谷保护区共设置植被样地493个, 调查样方590个, 基于调查路径记录群落类型(群系)分布GPS位置的样点16,648个, 其中森林样地374个、样点14,814个, 灌丛样地78个、样点1,065个, 草本植被样地33个、样点583个, 沼泽与水生植被样地8个、样点25个, 高山冻原与稀疏植被样点161个。由于大峡谷保护区地形破碎, 多山坡沟谷, 森林样方一般根据实地情况设置为20 m × 20 m或20 m × 30 m, 灌丛为5 m × 5 m或10 m × 10 m, 草本植被和沼泽与水生植被样方为1 m × 1 m或2 m × 2 m。

文献收集基于国内外公开发表的相关文献资料开展, 记录其中的植被名称、地理分布、自然环境、生态特征、植被分类与描述、优势种特性、植被动态与演替等过程(王国宏等, 2020), 保留有调查数据支撑、可与其他文献相互印证、位于大峡谷保护区的群系类型, 并划定其高级分类单位归属。

1.3 数据分析

群系类型根据优势度原则, 计算各样方的物种重要值(*IV*), 并结合文献调研情况最终确立建群种。乔木层、灌木层和草本层的物种重要值分别按照以下公式进行计算。

乔木层物种重要值计算公式为:

$$IV = \frac{RD + RA + RH}{3} \times 100\% \quad (1)$$

其中, *RD*为相对密度, 即样方内某物种的株数占全部物种总株数的比, *RA*为相对胸高断面积, 即样方内某物种的总胸高断面积占全部物种总胸高断面积的比, *RH*为相对高度, 即样方内某物种的平均高度占全部物种平均高度和的比。

灌木层和草本层物种重要值计算公式为:

$$IV = \frac{RD + RH + RC}{3} \times 100\% \quad (2)$$

其中, *RC*代表相对盖度, 即样方内某物种的总盖度占全部物种总盖度的比。

本文沿用《中国植被志》中的“植物群落学-生态学”分类原则, 并参考《中国植被分类系统修订方案》(郭柯等, 2020), 依据物种重要值来划分群系类型: 以优势层的物种重要值作为划分建群种和优势种的判断依据(王国宏等, 2020)。一般以重要值超过75%作为建群种阈值, 介于25%–75%之间作为混交林的两类生活型物种重要值的阈值。对于群落结构和物种组成比较复杂, 仅凭重要值难以判断的类型, 将结合周边样地情况和群落外貌, 优先考虑以位于优势层片中的优势树种或群落内的特征种为建群种。群系命名由建群种或共建种的植物名称和限定词组成(王国宏等, 2020), 植物名称参考《中国植物物种名录2025版》(https://www.plantplus.cn/doi/10.12282/plantdata.1676)。

确定建群种后, 根据文献资料来源、样方或样点数量、专家复核意见、建群种明确程度、群落本身特征, 对全部记录群落进行保留筛选。一般而言, 具有不少于3个独立样方或样点记录, 并具有相对稳定分布范围的类型予以保留; 调查记录不足3个但能与已有文献相互印证, 或虽仅见于少量资料但具有明确建群种、具体生境和分布信息, 群落描述完整, 专家复核确认的类型, 也予以保留。对于仅在单一文献中提及、缺乏明确建群种或群落描述, 或仅有1–2个调查记录、无其他资料支撑的类型, 暂不作为独立群系处理。

2 结果

经数据分析, 大峡谷保护区在群系一级记录有群落类型250个, 其中文献搜集得到185个, 植被调查得到137个。删除文献支撑较弱或调查数据较少的类型后, 保留群系162个。

2.1 植被分类系统

大峡谷保护区的自然植被可划分为5个植被型组、20个植被型、34个植被亚型、162个群系类型, 其中森林群系77个, 灌丛群系47个, 草本植被群系30个, 高山冻原与稀疏植被群系2个, 沼泽与水生植被群系6个(表1, 附录1)。经过样方踏查与文献确认, 在大峡谷保护区新增75个植被群系记录, 归属于4个植被型组、15个植被型、21个植被亚型。

2.2 植被群系新类型分布与特征

2.2.1 森林

新记录27个群系, 归属于6个植被型、9个植被亚型。根据群落起源可分为以下两类:

(1)原生植被。新记录群系10个, 归属于常绿针叶林(2个)、常绿阔叶林(7个)和雨林(1个)植被型。①常绿针叶林为高山柏(*Juniperus squamata*)林和大果圆柏(*J. tibetica*)林, 这两个都是极耐寒旱的柏林。高山柏组成的群落一般呈灌丛状, 极少有森林群落记载。本次调查发现高山柏林在仁钦崩-嘎布杰错一带阳坡林线有较多分布。调查样地位于嘎布杰错附近海拔3,600–3,800 m的高山上部阳坡, 群落高达10 m, 林下稀疏, 物种较少, 盖度约30%, 以黄杯杜鹃(*Rhododendron wardii*)等灌木或小乔木为主。大果圆柏林主要分布在大峡谷保护区北翼派镇一带海拔4,000 m左右的森林带上部寒冷干燥的山地阳坡、半阳坡。②常绿阔叶林包括格林柯(*Lithocarpus collettii*)林、小箱柯(*L. arcaulus*)林、厚叶柯(*L. pachyphyllus*)林、印度锥林、印度锥 + 细青皮林、高山栎(*Quercus semecarpifolia*)林和南亚含笑(*Michelia doltsopa*)林, 主要以壳斗科和樟科植物为建群种, 常呈斑块状分布在大峡谷保护区海拔600–1,700 m的低丘坡地上或更高海拔的山地中, 林内植物物种丰富, 且有较多热带成分, 发挥着重要的生物多样性保育作用, 是当地常绿阔叶林的重要组成部分。印度锥林分布较广, 在背崩乡、德兴乡至帮辛乡常见。群落外貌终年常绿, 林冠不整齐, 盖度约70%–95%, 平均高度20–25 m。林下较为阴湿, 一般有着层次分明的垂直结构。在人类活动干扰较强的林下, 灌木层基本消失, 草本层物种单一, 以喜阳耐旱的肾蕨(*Nephrolepis cordifolia*)为主。林内藤本植物和附生植物较多, 林下覆盖有较多的枯落物。高山栎林常分布在中喜马拉雅山的吉隆县、聂拉木县一带, 过去未见于大峡谷保护区。此次调查在保护区的西贡河、德尔贡村一带海拔2,600–2,900 m的半阳坡沟谷中有发现, 样地坡度20°–40°, 群落高17–30 m, 盖度60%–75%。建群种高山栎平均胸径约110 cm, 散生, 林内可见柯属(*Lithocarpus*)、杜鹃花属高大乔木, 林下竹类层片发育, 生境潮湿。③雨林新记录大叶水榕(*Ficus glaberrima*)林, 分布于墨脱县德兴乡和背崩乡海拔700 m左右的山坡下部沟谷, 群落结构复杂, 绞杀现象显著, 热带成分和雨林物种多。乔木层可分为三层, 盖度70%–80%。第一层林冠高度25–40 m, 以建群种大叶水榕为主, 伴生有微毛布惊(*Vitex quinata* var. *puberula*), 胸径100–200 cm; 第二层高15–25 m, 常见千果榄仁、野波罗蜜(*Artocarpus lakoocha*)、风吹楠(*Horsfieldia amygdalina*)、斜叶榕(*Ficus tinctoria* subsp. *gibbosa*)、斯里兰卡天料木(*Homalium ceylanicum*); 第三层高5–12 m, 有千果榄仁、乌榄(*Canarium pimela*)、鱼尾葵(*Caryota maxima*)、全缘火麻树(*Dendrocnide sinuata*)等, 林下常见尖苞柊叶(*Phrynium placentarium*)、纤细山槟榔(*Pinanga gracilis*)、斜叶榕等, 扁担藤(*Tetrastigma planicaule*)、网藤蕨(*Lomagramma matthewii*)、巢蕨(*Asplenium nidus*)等藤本和附生植物也较多。

(2)次生植被。新记录群系17个, 归属于落叶与常绿针叶混交林(3个)、针叶与阔叶混交林(1个)、落叶阔叶林(5个)和常绿阔叶林(8个)植被型。①落叶与常绿针叶混交林包括怒江红杉(*Larix speciosa*) + 墨脱冷杉林、西藏红杉(*L. griffithii*) + 林芝云杉(*Picea likiangensis* var. *linzhiensis*)林和西藏红杉 + 急尖长苞冷杉(*Abies georgei* var. *smithii*)林, 是原生植被云杉(*Picea*)林和冷杉(*Abies*)林受到雪崩、泥石流、砍伐等干扰破坏, 喜阳、生长迅速的怒江红杉、西藏红杉侵入后逐步演替形成的次生植被, 主要分布在大峡谷保护区山脉南翼和北翼海拔3,400–3,800 m处林线附近。群落高20–30 m, 盖度变化较大

表1　雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区植被分类系统简表

Table 1　Synoptic vegetation classification of the Yarlung Zangbo Grand Canyon National Nature Reserve

植被型 Vegetation formation	植被亚型 Vegetation subformation	群系数量 No. of alliances
森林 Forest		**77(27)**
落叶针叶林 Deciduous Needleleaf Forest	寒温性落叶针叶林 Cold-Temperate Deciduous Needleleaf Forest	2
落叶与常绿针叶混交林 Mixed Deciduous and Evergreen Needleleaf Forest	寒温性和温性落叶与常绿针叶混交林 Cold-Temperate Mixed Deciduous and Evergreen Needleleaf Forest	3(3)
常绿针叶林 Evergreen Needleleaf Forest	寒温性常绿针叶林 Cold-Temperate Evergreen Needleleaf Forest	6(2)
	温性常绿针叶林 Temperate Evergreen Needleleaf Forest	5
	暖性常绿针叶林 Subtropical Evergreen Needleleaf Forest	2
针叶与阔叶混交林 Mixed Needleleaf and Broadleaf Forest	温性针叶与阔叶混交林 Temperate Mixed Needleleaf and Broadleaf Forest	3
	暖性针叶与阔叶混交林 Subtropical Mixed Needleleaf and Broadleaf Forest	1(1)
落叶阔叶林 Deciduous Broadleaf Forest	寒温性落叶阔叶林 Cold-Temperate Deciduous Broadleaf Forest	1
	温性落叶阔叶林 Temperate Deciduous Broadleaf Forest	7(4)
	暖性落叶阔叶林 Subtropical Deciduous Broadleaf Forest	4(1)
常绿阔叶林 Evergreen Broadleaf Forest	典型常绿阔叶林 Typical Evergreen Broadleaf Forest	13(8)
	季风常绿阔叶林 Monsoon Evergreen Broadleaf Forest	15(6)
	半常绿阔叶林 Semi-Evergreen Broadleaf Forest	4
	硬叶常绿阔叶林 Sclerophyllous Evergreen Broadleaf Forest	4(1)
雨林 Rainforest	季节性雨林 Seasonal Rainforest	5(1)
竹林 Bamboo Forest	暖性竹林 Subtropical Bamboo Forest	2
灌丛 Shrubland		**47(25)**
常绿针叶灌丛 Evergreen Needleleaf Shrubland	寒温性常绿针叶灌丛 Cold-Temperate Evergreen Needleleaf Shrubland	1
落叶阔叶灌丛 Deciduous Broadleaf Shrubland	高寒落叶阔叶灌丛 Alpine Deciduous Broadleaf Shrubland	13(8)
	温性落叶阔叶灌丛 Temperate Deciduous Broadleaf Shrubland	7(5)
	暖性落叶阔叶灌丛 Subtropical Deciduous Broadleaf Shrubland	2(2)
常绿阔叶灌丛 Evergreen Broadleaf Shrubland	寒温性常绿阔叶灌丛 Cold-Temperate Evergreen Broadleaf Shrubland	22(8)
	温性常绿阔叶灌丛 Temperate Evergreen Broadleaf Shrubland	1(1)
竹丛 Bamboo Shrubland	寒温性和温性竹丛 Cold-Temperate and Temperate Bamboo Shrubland	1(1)
草本植被 Herbaceous vegetation		**30(20)**
丛生草类草地 Tussock Grassland	丛生草类典型草原 Tussock Typical Steppe Grassland	1(1)
	丛生草类高寒草甸 Tussock Alpine Meadow Grassland	1
根茎草类草地 Rhizome Grassland	根茎草类高寒草甸 Rhizome Alpine Meadow Grassland	1
	根茎草类沼泽草甸 Rhizome Swamp Meadow Grassland	1(1)
杂类草草地 Forb Grassland	杂类草高寒草甸 Forb Alpine Meadow Grassland	21(17)
灌草丛 Shrubby Grassland	亚热带与热带灌草丛 Subtropical and Tropical Shrubby Grassland	5(1)
高山冻原与稀疏植被 Alpine Tundra and Sparse Vegetation		**2**
高山稀疏植被 Alpine Sparse Vegetation	高山稀疏植被 Alpine Sparse Vegetation	2
沼泽与水生植被 Swamp and Aquatic Vegetation		**6(3)**
木本沼泽 Woody Swamp	木本沼泽 Woody Swamp	2(2)
草本与苔藓沼泽 Herb and Moss Swamp	草本沼泽 Herb Swamp	1
水生植被 Aquatic Vegetation	挺水植被 Emerged Aquatic Vegetation	2
	浮叶植被 Rooted Floating Leaf Aquatic Vegetation	1(1)
合计 Total		**162(75)**

括号内为新记录群系数。Numbers in parentheses indicate the number of newly recorded alliances.

(20%–90%), 林木胸径30–40 cm。②针叶与阔叶混交林新记录不丹松 + 阔叶树混交林, 分布在墨脱县格当乡、格林村等地, 是当地常绿阔叶林受中等强度人为干扰后逐步恢复形成的次生植被, 物种组成丰富, 10个样方中乔木层共有物种91种, 平均物种数为16.2种。不丹松占据乔木上层, 通常突出林冠, 高20–70 m, 长穗桦(*Betula cylindrostachya*)、藏榄(*Diploknema butyracea*)、马蹄荷(*Exbucklandia populnea*)、短刺锥、薄片青冈、润楠(*Machilus* spp.)等落叶或常绿乔木占据乔木下层, 高18–40 m。③落叶阔叶林包括藏南槭(*Acer campbellii*)林、长穗桦林、米林杨(*Populus mainlingensis*)林、裸柱头柳(*Salix psilostigma*)林和野漆(*Toxicodendron succedaneum*)林, 均是因砍伐、修路等人类活动或塌方等地质灾害破坏而发育的次生植被, 分布在大峡谷保护区易贡藏布两岸和道路两侧, 群落高10–15 m。④常绿阔叶林包括粗壮琼楠(*Beilschmiedia robusta*)林、头状四照花(*Cornus capitata*)林、长蕊木兰(*Alcimandra cathcartii*)林、马蹄荷林、泡腺血桐(*Macaranga pustulata*)林、少脉水东哥(*Saurauia polyneura* var. *paucinervis*)林、大花水东哥(*S. punduana*)林和假柿木姜子(*Litsea monopetala*)林, 是由弃耕地发育而来或是受人为砍伐或自然滑坡等干扰后发育的次生植被。建群种也常见于周边受干扰的原生植被群落。

2.2.2 灌丛

新记录25个群系, 归属于3个植被型组、6个植被亚型。根据分布生境可分为以下3种类型:

(1)高海拔寒冷生境。新记录群系17个, 归属于落叶阔叶灌丛(8个)、常绿阔叶灌丛(8个)和竹丛(1个), 常见于青藏高原东南缘的山体上部, 在大峡谷保护区分布在高山灌丛草甸带海拔3,500–4,200 m处。①落叶阔叶灌丛包括丛毛矮柳(*Salix floccosa*)灌丛、环纹矮柳(*S. annulifera*)灌丛、扇叶垫柳(*S. flabellaris*)灌丛、独龙江蔷薇(*Rosa taronensis*)灌丛、弯月杜鹃(*Rhododendron mekongense*)灌丛、卧生水柏枝(*Myricaria rosea*)灌丛、无毛小舌紫菀(*Aster albescens* var. *glabratus*)灌丛和长尾槭(*Acer caudatum*)灌丛。②常绿阔叶灌丛包括红粉白珠(*Gaultheria hookeri*)灌丛、林芝杜鹃(*Rhododendron nyingchiense*)灌丛、藏布杜鹃(*R. charitopes* subsp. *tsangpoense*)灌丛、毛喉杜鹃(*R. cephalanthum*)灌丛、云雾杜鹃(*R. chamaethomsonii*)灌丛、紫玉盘杜鹃(*R. uvariifolium*)灌丛、圆头杜鹃(*R. semnoides*)灌丛和毛叶珍珠花(*Lyonia villosa*)灌丛。③竹丛即黑穗箭竹竹丛。除圆头杜鹃灌丛和毛叶珍珠花灌丛分布在墨脱县东部山地、紫玉盘杜鹃灌丛分布在气候较为寒旱的山体北翼外, 其余均分布于寒冷湿润的山体南翼和高山垭口, 如多雄拉、嘎隆拉、那木拉错等处。其中以柳属、杜鹃花属植物为建群种的类型一般低矮匍匐, 丛冠密接, 高0.1–1.0 m, 独龙江蔷薇灌丛和黑穗箭竹竹丛高约1.6 m, 长尾槭灌丛、圆头杜鹃灌丛、紫玉盘杜鹃呈矮林状, 但无明显主干、分枝多, 高3–5 m, 群落盖度一般在60%–90%。此类灌丛是高山灌丛草甸带的主要组成部分, 长期受雪崩干扰和放牧、修路、旅游等人类活动的扰动, 是在诸多干扰下形成的稳定群落, 对当地的水土保持具有重要作用。

(2)中低海拔干旱河谷生境。新记录群系7个, 其中细裂叶莲蒿(*Artemisia stechmanniana*)灌丛、砂生槐(*Sophora moorcroftiana*)灌丛、川滇野丁香(*Leptodermis pilosa*)灌丛、小蓝雪花(*Ceratostigma minus*)灌丛、毛叶蔷薇(*Rosa mairei*)灌丛属于温性落叶阔叶灌丛, 是雅鲁藏布江中下游河谷基部和两侧山坡上常见的耐旱河谷灌丛, 随河谷走向自然扩散而在大峡谷保护区北翼西缘有分布。墨脱紫菀灌丛属于暖性落叶阔叶灌丛, 是大峡谷保护区的特有植被类型, 分布于甘登乡海拔950–1,150 m的河岸阶地和石质岩壁上, 生境蒸散强烈, 具有一定干暖河谷性质。群落斑块镶嵌, 外貌呈黄绿色, 高约2 m, 盖度约70%, 主要有马桑(*Coriaria napalensis*)、皱叶醉鱼草(*Buddleja crispa*)、小果绒毛漆(*Toxicodendron wallichii* var. *microcarpum*)、云南土沉香(*Excoecaria acerifolia*)等中旱生灌木和金发草(*Pogonatherum paniceum*)、苋草(*Arthraxon hispidus*)、菅(*Themeda villosa*)、庐山藨草(*Scirpus lushanensis*)等禾草。小叶栒子灌丛属于温性常绿阔叶灌丛, 分布在大峡谷保护区派镇的河谷两侧坡地上。

(3)低海拔弃耕地生境。新记录群系1个, 即暖性落叶阔叶灌丛红雾水葛(*Pouzolzia sanguinea*)灌丛, 分布在大峡谷保护区墨脱县海拔1,000–1,500 m的背崩乡附近, 群落平均高度2.5–4.0 m, 平均盖度

75%–85%, 是当地低山常绿阔叶林受到干扰破坏后形成的次生灌丛植被, 常呈斑块分布, 其建群种红雾水葛也常见于其他类型的次生植被中。

2.2.3 草本植被

新记录20个群系, 归属于4个植被型、4个植被亚型, 主要是杂类草高寒草甸(17个)。

丛生草类草地新记录群系喜马拉雅草沙蚕(*Tripogon hookerianus*)草原, 见于派镇达林村一带海拔3,100 m的河谷台地, 群落高10–20 cm, 是受人类活动干扰发育的次生植被。

根茎草类草地新记录群系具刚毛荸荠(*Eleocharis valleculosa* var. *setosa*)沼泽草甸, 主要分布在墨脱县海拔1,400–2,400 m水淹干扰生境, 呈塔头状。群落高约20 cm, 结构简单, 受较强的放牧干扰。

杂类草草地新记录群系17个, 均属杂类草高寒草甸, 包括察日脆蒴报春(*Primula tsariensis*)草甸、乳黄雪山报春(*P. agleniana*)草甸、杂色钟报春(*P. alpicola*)草甸、君范千里光(*Senecio lingianus*)草甸、莱菔叶千里光(*Jacobaea raphanifolia*)草甸、珠光香青(*Anaphalis margaritacea*)草甸、紫苞香青(*A. porphyrolepis*)草甸、美叶蒿(*Artemisia calophylla*)草甸、大叶碎米荠(*Cardamine macrophylla*)草甸、滇川唐松草(*Thalictrum finetii*)草甸、腺萼落新妇(*Astilbe rubra*)草甸、黑秆蹄盖蕨(*Athyrium wallichianum*)草甸、剑叶蹄盖蕨(*A. attenuatum*)草甸、多鳞鳞毛蕨(*Dryopteris barbigera*)草甸、绒紫茸(*Claytosmunda claytoniana*)草甸、狭叶蕨麻(*Argentina stenophylla*)草甸和象南星(*Arisaema elephas*)草甸, 主要分布在大峡谷保护区海拔3,800–4,400 m的高山灌丛草甸带, 常与高寒灌丛呈斑块状镶嵌, 长期受雪崩干扰而稳定存在, 生长期短, 一般只在春夏季发育。乳黄雪山报春草甸分布于低洼易积水处, 其间偶有察日脆蒴报春草甸呈镶嵌, 后者还常在流石滩附近发育。杂色钟报春草甸常呈小斑块见于大峡谷保护区山体北翼的急尖长苞冷杉林林窗, 斑块周围常有大量经幡悬挂, 受人类活动干扰较大。菊科植物在大峡谷保护区分布广泛, 常受轻度雪崩和人类活动干扰稳定存在。莱菔叶千里光草甸常见于亚高山针叶林的林缘林窗等处, 美叶蒿草甸常在中低海拔弃耕地上发育。大叶碎米荠草甸生长于土壤条件较差、地表覆盖有较多砾石的斑块上。滇川唐松草草甸、腺萼落新妇草甸和象南星草甸呈小面积破碎化分布。狭叶蕨麻草甸分布在大峡谷保护区海拔3,400–4,000 m地势相对平坦的坡地, 长期受雪崩和放牧干扰。黑秆蹄盖蕨草甸、剑叶蹄盖蕨草甸、多鳞鳞毛蕨草甸、绒紫茸草甸等蕨类植物草甸外貌浓绿, 分布在海拔3,500–4,000 m受到中高强度雪崩干扰的低洼处。

灌草丛新记录群系毛轴蕨(*Pteridium revolutum*)灌草丛。毛轴蕨灌草丛在亚洲热带及亚热带地区广泛分布, 在大峡谷保护区格当乡等地大面积分布, 常见于海拔1,100–2,400 m的林缘、弃耕地和山坡阳坡上, 是当地常见的次生草本植被。群落高约1.2 m, 盖度约80%。

2.2.4 沼泽与水生植被

新记录3个群系, 归属于2个植被型、2个植被亚型。

木本沼泽新记录群系2个, 包括不丹松木本沼泽和多枝玉山竹(*Yushania multiramea*)木本沼泽, 主要分布在墨脱县海拔1,900–2,200 m的沼泽盆地中, 是当地湖泊退化后发育形成的, 存在中度的放牧和道路干扰。两者应属于同一演替系列不同阶段, 不丹松木本沼泽高约13 m, 盖度约90%, 灌木层以多枝玉山竹为优势种。多枝玉山竹木本沼泽高约3 m, 盖度约93%, 平均基径0.6 cm, 分布稠密, 后续可能向不丹松木本沼泽演替。如沼泽继续退化, 可能演替为不丹松林。

水生植被新记录群系1个, 即浮叶眼子菜(*Potamogeton natans*)浮叶植被。浮叶眼子菜是典型的静水水生植物群落, 常分布于湖泊(如易贡湖静水区域)、沟塘等静水流域中。

3 讨论

雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区拥有除荒漠以外的全部自然与半自然植被型组(郭柯等, 2020), 共有20个植被型、34个植被亚型和162个群系, 其中75个群系属大峡谷保护区范围内新记录类型, 植被多样性极其完整丰富。

3.1 大峡谷保护区植被多样性及其垂直分布格局

森林是大峡谷保护区多样性最丰富、最重要的植被型组, 拥有8个植被型、16个植被亚型和77个群系。森林在大峡谷保护区海拔600–3,800 m均有发育,

拥有除常绿与落叶阔叶混交林、季雨林、红树林外的全部森林植被型, 植被组成相当完整, 大峡谷保护区的9个植被垂直带谱中就有5个属于森林垂直带谱。郑度和陈伟烈(1981)、李渤生(1984, 1985a, b)、孙航(1996, 1997)、杨宁和周学武(2015)等学者此前的调查重心也多集中于此, 分布较广的类型基本都有详细论述。作为缅甸北部至我国横断山区南段的常绿、半常绿阔叶林分布中心(李渤生, 1985b), 大峡谷保护区的常绿阔叶林拥有4个植被亚型和36个群系, 是类型最丰富的植被型。特别是其中的壳斗科植物, 除分布面积较大的红锥林、印度锥林、薄片青冈林、独龙江青冈林、通麦栎林、川滇高山栎(*Quercus aquifolioides*)林外, 曼青冈(*Q. oxyodon*)、环青冈(*Q. annulata*)、毛曼青冈(*Q. gambleana*)、西藏柯(*Lithocarpus xizangensis*)、格林柯、小箱柯、厚叶柯、短刺锥、瓦山锥、蒺藜锥(*Castanopsis tribuloides*)、西藏栎(*Quercus lodicosa*)、高山栎等亦可构成群落。调查过程中我们还发现包果柯(*Lithocarpus cleistocarpus*)、硬叶柯(*L. crassifolius*)等树种具有建群种潜力, 囿于资料较少而未确认为群系。硬叶常绿阔叶林曾作为植被型处理, 在《中国植被志》编研过程中, 经全国植被生态学专家共同讨论, 认为硬叶常绿阔叶林应该属于常绿阔叶林, 将其作为常绿阔叶林植被型下的亚型(郭柯等, 2020)。我们依照最新修订的中国植被分类系统, 将硬叶常绿阔叶林作为植被亚型看待, 与相关工作保持一致, 以利于数据共享和交流。硬叶常绿阔叶林在气候偏好和生境分布上明显区别于常绿阔叶林中的其他植被亚型, 具有气候相对干暖、旱季明显, 耐贫瘠土壤, 海拔适应性强、分布上限可达林线的特点, 是一类特殊的阔叶林类型(郭柯等, 2020)。落叶与常绿针叶混交林植被型由《中国植被分类修订方案》(郭柯等, 2020)最新提出, 我们在大峡谷保护区发现了3个混交林类型, 为这一植被型的成立提供了证据。*Flora of China*记载西藏东南部海拔900 m以下地区有龙脑香科植物(Li et al., 2007), 我们在低海拔区域开展了大量工作, 虽然暂未有相关发现, 但调查到大量印度-马来成分的热带物种, 相关物种的确认还需要进一步深入沟谷乃至更低海拔进行区域调查。

寒温性常绿阔叶灌丛是植被多样性最丰富的植被亚型, 杂类草高寒草甸次之。前者有22个群系, 占灌丛群系数的46.8%, 后者含21个群系, 占草本植被群系数的70.0%, 均集中分布在海拔3,800–4,400 m的高寒生境中。寒温性常绿阔叶灌丛建群种均属杜鹃花科植物, 其中17种属杜鹃花属植物。杂类草高寒草甸由多种高山杂类草组成, 过去也被称为五花草甸(李渤生, 1984)。菊科(8种)、蕨类(4种)、报春花科(3种)植物是其中主要的建群种。大峡谷保护区所在地是世界杜鹃花分布中心(Shrestha et al., 2018), 建群种极其丰富, 破碎化的生境也支持多样的草甸分化, 相信随着调查分类工作的深入, 还会有进一步的发现。

较高的植被类型丰富度反映了大峡谷保护区植被组成的复杂性, 这与大峡谷保护区水汽通道的地理位置、巨大的海拔落差、复杂的水热地形组合、丰富的植物物种, 特别是壳斗科、杜鹃花科植物的多样性等多种因素有关。我们的前期研究表明海拔是影响大峡谷保护区植被分布的主要因素, 与海拔梯度相对应的温度、降水、地形和局地生境变化, 在较小的空间范围内造成了显著的群落分化(Wu et al., 2022)。从外缘山地到内部山地, 植被垂直带谱结构随着海拔的上升和水平方向上沿水汽通道的水热梯度呈现出明显的地理分异规律。在29.5° N附近达木村、珠村以南的下游地区, 降水和热量丰富, 植被垂直带谱以热带季节性雨林为基带, 植被垂直带谱完整, 阴阳坡差异较小; 达木村以北的珠村至帮辛村一带, 植被垂直带谱以山地常绿阔叶林为基带, 主要群系为多种锥林; 加热萨乡以北至多卡村、巴玉村一带, 经林多、帮辛几处大拐弯, 沿河谷的水汽急剧下降, 加之高山峡谷效应, 生境干燥, 植被分布也随之发生了较大变化, 阴阳坡差异巨大。河谷基部海拔900–1,200 m, 低海拔的阳坡被大面积的松林占据, 阴坡的常绿阔叶林带则以更耐旱的西藏栎 + 环青冈林为优势, 局部河谷生长有特有植被墨脱紫菀灌丛; 在喜马拉雅山脉南翼嘎弄曲流域贡日村以北和金珠曲流域格当村以西, 植被垂直带谱以薄片青冈 + 独龙江青冈林为基带; 巴玉村以北, 沿雅鲁藏布大峡谷到北翼易贡湖一带, 半常绿阔叶林主要为更为耐旱的通麦栎林。

3.2 半常绿阔叶林的组成和分类地位

半常绿阔叶林植被亚型是青藏高原东南缘的

特有植被类型, 在大峡谷保护区分布广泛(李渤生, 1985a)。关于半常绿阔叶林的组成和分类地位常有分歧。半常绿阔叶林作为一种新的阔叶林类型, 最初由李渤生(1985a)提出, 包括独龙江青冈林、薄片青冈林、通麦栎林3个群系。孙航等(1997)因为未观察到通麦栎春季集中换叶现象, 将其归入常绿阔叶林。我们基于多年的野外观察, 支持将通麦栎列入半常绿阔叶林中。在分类地位上, 前述作者最初将其与常绿阔叶林并列, 属植被型。而张健等(2026)的研究将此类森林置于常绿阔叶林群系组中的群落目一级(相当于群系组)。周边地区中, 薄片青冈林在不丹被归于常绿阔叶林下(Ohsawa, 1991), 印度的森林分类体系中, 此类夏季(3–5月)集中落叶的常绿阔叶林(Singh & Singh, 1987; Singh & Thadani, 2024)被归于低海拔西喜马拉雅温带亚组(大致相当于植被亚型) (Champion & Seth, 1968; Singh & Chaturvedi, 2017)。本文将其作为植被亚型处理, 主要考虑到半常绿阔叶林应属常绿阔叶林, 特别是其地处云雾带, 林内苔藓发育, 灌木层常有竹类层片的特点与云南地区的中山湿性常绿阔叶林植被亚型相似, 但其旱季末期集中落叶的换叶机制使其在群落季相特征上又明显区别于终年常绿的其他常绿阔叶林类型。半常绿阔叶林尚未在《中国植被分类系统修订方案》(郭柯等, 2020)中体现, 但其是大峡谷保护区垂直带谱的标志性植被类型(李渤生, 1985a), 独特的换叶机制是区分喜马拉雅森林和其他森林的重要标志(Singh & Thadani, 2024), 建议将其作为植被亚型看待。

3.3 大峡谷保护区新记录群系特点

基于植被调查积累的样方数据资料, 本文新记录了75个群系类型。这里的新类型指在过去的文献资料中没有在大峡谷保护区范围内作为群系或群落优势种出现, 而现今在调查中发现, 为充分反映大峡谷保护区植被多样性, 应该作为群系类型提出的植物群落, 并不代表过去在大峡谷保护区范围内没有分布。新类型主要有以下特点: (1)分布范围较小, 生境特殊。如不丹松木本沼泽、多枝玉山竹木本沼泽、高山栎林、大叶水榕林。不丹松木本沼泽曾被认为是不丹松林下的非典型群落(孙航等, 1997), 我们注意到其群落结构与物种组成不同于不丹松林, 且在20余年的调查跨度下依然稳定存在, 认为可以将此类型从不丹松林群系中分出, 归属于沼泽与水生植被。高山栎通常分布于吉隆县、聂拉木县一带, 是川滇高山栎向西分布的地理替代种(中国科学院青藏高原综合科学考察队, 1988)。过去认为雅鲁藏布大峡谷地区降水量大, 没有高山栎的分布。此次在大峡谷保护区墨脱县的发现, 拓宽了高山栎林的生态幅。大叶水榕林属雨林植被型, 群落内含有热带森林标志种肉豆蔻科风吹楠, 这是该物种在墨脱地区的首次记录, 其内还有当地热带季节性雨林的标志种千果榄仁, 热带成分种微毛布惊、野波罗蜜等。此群落分布纬度29.28° N, 支撑了墨脱县是热带雨林北界, 界限位于29° N的观点(朱华, 2018)。(2)生境偏僻, 位于偏远山地、峡谷深处。随着科考工作的不断深入而被发现, 如高山柏林、墨脱紫菀灌丛。(3)具有次生性质, 常在弃耕地上发育。如马蹄荷林、粗壮琼楠林、红雾水葛灌丛、毛轴蕨灌草丛等类型。(4)过去关注不足, 调查资料较少。如寒温性常绿阔叶灌丛和杂类草高寒草甸下的新类型, 过去通常只是在垂直带谱的论述时概括描述(郑度和陈伟烈, 1981; 李渤生, 1984), 或调查尺度较为粗放, 仅粗略罗列、以类群代替(雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区综合科考组, 2019)。在深入调查的基础上, 我们将在历史文献中没有被提及为建群种或优势种的物种确立为新类型。沼泽与水生植被下的新类型也具有这种特点。印度锥林情况较为特殊, 它是大峡谷保护区的气候顶极植被, 分布面积较广, 历史文献仅将印度锥作为季风常绿阔叶林和季节性雨林中的常见种对待。我们在实地调查中确认了印度锥的建群种地位, 将印度锥林作为群系提出。这也体现了当地植被的复杂性和多样性。

3.4 对大峡谷保护区植被的保护和研究建议

生境的持续退化、改变、减少和破碎化, 都会引起局部和景观尺度的生物多样性降低(Gonçalves-Souza et al., 2025)。高寒生境下的杜鹃灌丛, 其丛冠常常密接, 在雪崩、放牧、旅游等干扰下, 为囊被百合(*Lilium saccatum*)、墨脱百合(*L. medogense*)、朱兰(*Pogonia japonica*)、二叶独蒜兰(*Pleione scopulorum*)等多种具有保护和药用价值的珍稀濒危和特有植物提供了栖息地和避难所。巨树对微型栖息地发展具有积极作用(Kozák et al., 2023), 分布在墨脱县最高76.8 m的不丹松林和波密

县最高101.2 m的藏南柏木(*Cupressus austrotibetica*)林是世界罕见的巨树森林, 与察隅县大黄果冷杉(*Abies ernesti*i var. *salouenensis*)巨树群落、云南贡山县台湾杉(*Taiwania cryptomerioides*)巨树群落一起形成了世界级的巨树分布中心(李成等, 2023; 王孜等, 2023), 组成了中国面积最大、保护最完整的原始森林(Ren et al., 2024b)。半常绿阔叶林是大峡谷保护区独特的植被垂直带, 我们前期的工作表明其拥有着最高的生物多样性(Wu et al., 2022)。然而, 在全球变暖和人类活动能力与范围扩大的背景下, 杜鹃灌丛等高海拔生境下的植被可能面临生境收缩、破碎化加剧等风险(Zhu et al., 2025), 巨树森林和半常绿阔叶林正遭受着比以往更多的干扰。在低海拔区域, 原生植被如雨林和阔叶林植被已被尼泊尔桤木林、中平树林等次生植被大量取代, 仅在山谷和陡峭坡地少量残存(Wu et al., 2022)。有研究表明, 在无刀耕火种等持续人为干扰而仅受自然灾害影响的地域可在约40年的时间尺度下进入原生植被恢复阶段(孙航等, 1996), 这与我们的调查认识一致。墨脱县从2000年开始实施退耕还林工程, 不少扩散能力强、生长迅速的物种如马蹄荷、粗壮琼楠、水东哥类植物等已在弃耕地上快速发育形成次生群落。群落内建群种常密集、低矮且胸径细, 盖度大。这类群落有些位于村落附近, 容易受到人类活动干扰而频繁退化。我们呼吁对大峡谷保护区的高寒生境植被、巨树森林、半常绿阔叶林、低海拔的雨林和阔叶林植被、次生植被加强关注和保护, 如坚持执行退耕还林政策, 基于植被垂直带与道路建设、水电开发等重大工程的影响范围建立长期固定样地以持续记录群落动态和环境因子变化, 研究人类干扰与气候变化对大峡谷保护区植被的影响及其机制。

受限于交通条件和植被保护等客观原因, 本文主要依托大峡谷保护区的道路与徒步路线展开调查, 对于更加深入的低海拔区域和山脉沟谷中的调查较少, 如大峡谷保护区多卡村-排龙乡区域。大峡谷保护区的常绿阔叶林发育完整, 结构复杂, 调查难度高, 许多常见种都有着成为建群种的潜力, 特别是壳斗科物种。对于此类森林, 应该在充分调查的基础上应用数量分类方法协助判断(王国宏等, 2020)。我们对于高山灌丛带及以上区域的调查集中于多雄拉、嘎隆拉、那木拉错等高山垭口, 其他区域以样点数据为主。在低海拔阔叶林区域和高山灌丛带我们记录到大量新群系类型, 充分说明了在上述区域开展调查工作的必要性。未来需要在大峡谷保护区的低海拔沟谷、高寒破碎生境、高山冰缘带等调查薄弱区和空白区继续加强工作。同时可结合遥感手段如多平台激光雷达方法(Ren et al., 2024a), 为群系级植被类型识别、植被制图和长期动态监测提供独立验证资料。

致谢: 感谢陈彬、刘冰、金效华(兰科)、张宪春(蕨类)、卫然(蕨类)、高天刚(菊科)、陈文俐(禾本科)、张树仁(莎草科)、左政裕(蕨类)、丁乾坤(蕨类)、韩孟奇(苦苣苔科)、张中帅(禾本科)、马永鹏(杜鹃花科)、夏小梅(杜鹃花科)、郭世伟(秋海棠科和荨麻科)、王玉娇(竹亚科)等专家在植物鉴定方面的帮助。感谢西藏农牧大学杨小林教授、中国科学院地理科学与资源研究所李明启副研究员、中国科学院青藏高原研究所梁尔源研究员提供部分样方数据。感谢林芝市林业和草原局和墨脱县林业和草原局对野外工作的支持和帮助。感谢责任编委与匿名审稿专家提出的宝贵意见。

ORCID

杨琦 https://orcid.org/0009-0004-3789-3612
武泼泼 https://orcid.org/0000-0002-1593-0679
王孜 https://orcid.org/0000-0001-8005-7733
贾宁霞 https://orcid.org/0000-0002-1309-3176
王世松 https://orcid.org/0009-0002-6587-3817
胡君 https://orcid.org/0000-0001-8670-4612
王永胜 https://orcid.org/0009-0002-6021-1005
韩蓓蕾 https://orcid.org/0009-0004-8809-6066
谢欣益 https://orcid.org/0009-0008-0954-1379
郭柯 https://orcid.org/0000-0002-0991-1666
刘长成 https://orcid.org/0000-0001-8933-8793

参考文献

Champion SHG, Seth SK (1968) A Revised Survey of the Forest Types of India. The Manager of Publications, Delhi.

Comprehensive Scientific Expedition Team to the Qinghai-Xizang Plateau, Chinese Academy of Sciences (1988) Vegetaion of Xizang. Science Press, Beijing. (in Chinese) [中国科学院青藏高原综合科学考察队 (1988) 西藏植被. 科学出版社, 北京.]

Comprehensive Scientific Research Team of the Yarlung Zangpo Grand Canyon National Nature Reserve (2019)

Comprehensive Scientific Investigation Report of Yarlung Zangbo Grand Canyon National Nature Reserve. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区综合科考组 (2019) 雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区综合科学考察报告. 中国林业出版社, 北京.]

Gao DY (2008) Expeditionary studies on the moisture passage of the Yarlung Zangbo River. Chinese Journal of Nature, 30, 301–303. (in Chinese) [高登义 (2008) 雅鲁藏布江水汽通道考察研究. 自然杂志, 30, 301–303.]

Gonçalves-Souza T, Chase JM, Haddad NM, Vancine MH, Didham RK, Melo FLP, Aizen MA, Bernard E, Chiarello AG, Faria D, Gibb H, De Lima MG, Magnago LFS, Mariano-Neto E, Nogueira AA, Nemésio A, Passamani M, Pinho BX, Rocha-Santos L, Rodrigues RC, Safar NVH, Santos BA, Soto-Werschitz A, Tabarelli M, Uehara-Prado M, Vasconcelos HL, Vieira S, Sanders NJ (2025) Species turnover does not rescue biodiversity in fragmented landscapes. Nature, 640, 702–706.

Guo K, Fang JY, Wang GH, Tang ZY, Xie ZQ, Shen ZH, Wang RQ, Qiang S, Liang CZ, Da LJ, Yu D (2020) A revised scheme of vegetation classification system of China. Chinese Journal of Plant Ecology, 44, 111–127. (in Chinese with English abstract) [郭柯, 方精云, 王国宏, 唐志尧, 谢宗强, 沈泽昊, 王仁卿, 强胜, 梁存柱, 达良俊, 于丹 (2020) 中国植被分类系统修订方案. 植物生态学报, 44, 111–127.]

Guo K, Song CY, Liu CC (2022) Specification for Forest and Shrub Surveys on the Qinghai-Xizang Plateau. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [郭柯, 宋创业, 刘长成 (2022) 青藏高原森林和灌丛调查规范. 中国林业出版社, 北京.]

Kozák D, Svitok M, Zemlerová V, Mikoláš M, Lachat T, Larrieu L, Paillet Y, Buechling A, Bače R, Keeton WS, Vítková L, Begovič K, Čada V, Dušátko M, Ferenčík M, Frankovič M, Gloor R, Hofmeister J, Janda P, Kameniar O, Kníř T, Majdanová L, Mejstřík M, Pavlin J, Ralhan D, Rodrigo R, Roibu CC, Synek M, Vostarek O, Svoboda M (2023) Importance of conserving large and old trees to continuity of tree-related microhabitats. Conservation Biology, 37, e14066.

Li BS (1984) The vertical spectra of vegetation in the Mt. Namjabarwa region. Mountain Research, 2, 174–181. (in Chinese with English abstract) [李渤生 (1984) 南迦巴瓦峰地区植被垂直带谱. 山地研究, 2, 174–181.]

Li BS (1985a) A semi-evergreen broad-leaf forest on the south slope of the eastern Himalayas. Acta Botanica Sinica, 27, 334–336. (in Chinese) [李渤生 (1985a) 东喜马拉雅南翼山地的半常绿阔叶林. 植物学报, 27, 334–336.]

Li BS (1985b) The zonation of vegetation in the Mt. Namjagbarwa region. Mountain Research, 3, 291–298. (in Chinese with English abstract) [李渤生 (1985b) 南迦巴瓦峰地区植被水平地带. 山地研究, 3, 291–298.]

Li BS, Li L (2015) Namjagbarwa: China's most complete vertical forest spectrum. Forest & Humankind, (2), 34–35. (in Chinese) [李渤生, 李路 (2015) 南迦巴瓦: 中国最完整的森林垂直带谱. 森林与人类, (2), 34–35.]

Li C, Wang Z, Liu TX, Zhang W (2023) Southeast Tibetan, world-class giant tree landscape. Forest & Humankind, (11), 8–21. (in Chinese) [李成, 王孜, 刘团玺, 张炜 (2023) 藏东南 世界级巨树景观区. 森林与人类, (11), 8–21.]

Li X, Li J, Ashton P (2007) Dipterocarpaceae. In: Flora of China (eds Wu ZY, Raven PH, Hong DY), pp. 48–54. Science Press, Beijing & Missouri Botanical Garden Press, St. Louis.

Lin ZY, Wu XD (1985) A preliminary analysis of the climate in the Mt. Namjagbarwa region. Mountain Research, 3, 250–257. (in Chinese with English abstract) [林振耀, 吴祥定 (1985) 南迦巴瓦峰地区气候基本特征. 山地研究, 3, 250–257.]

Marchese C (2015) Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. Global Ecology and Conservation, 3, 297–309.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403, 853–858.

Ohsawa M (1991) Montane evergreen broad-leaved forests of the Bhutan Himalaya. In: Life Zone Ecology of the Bhutan Himalaya II (ed. Ohsawa M), pp. 89–156. Laboratory of Ecology, Chiba University, Chiba.

Ren Y, Guan HC, Yang HT, Su YJ, Tao SL, Cheng K, Li WK, Yang ZK, Huang GR, Li C, Xu GC, Lu Z, Guo QH (2024a) Discovering and measuring giant trees through the integration of multi-platform lidar data. Methods in Ecology and Evolution, 15, 1889–1905.

Ren Y, Li C, Chau K, Fan GP, Xu GC, Yang HT, Cheng K, Hua FY, Hu RC, Shi XY, Guan HC, Chen MX, Yang ZK, Cheng ZX, Mao KS, Su YJ, Guo QH, Lu Z (2024b) Conserving the primary forests in the Yarlung Tsangpo Grand Canyon for people and nature. Nature Ecology & Evolution, 8, 837–839.

Shrestha N, Wang ZH, Su XY, Xu XT, Lyu LS, Liu YP, Dimitrov D, Kennedy JD, Wang QG, Tang ZY, Feng XJ (2018) Global patterns of *Rhododendron* diversity: The role of evolutionary time and diversification rates. Global Ecology and Biogeography, 27, 913–924.

Singh JS, Chaturvedi RK (2017) Diversity of ecosystem types in India: A review. Proceedings of the Indian National Science Academy, 83, 569–594.

Singh JS, Singh SP (1987) Forest vegetation of the Himalaya. Botanical Review, 53, 80–192.

Singh SP, Thadani R (2024) A leaf based classification for Himalayan forests. International Journal of Ecology and Environmental Sciences, 50, 11–31.

Sun H, Zhou ZK, Yu HY (1996) A preliminary probe into the secondary succession series of tropical forests in the Big

Bend Gorge of Yalu Tsangpo River in S. E. Tibet, E. Himalayas. Acta Botanica Yunnanica, 18, 308–316. (in Chinese with English abstract) [孙航, 周浙昆, 俞宏渊 (1996) 喜马拉雅东部雅鲁藏布江大峡湾地区热带森林植被的次生演替规律初探. 云南植物研究, 18, 308–316.]

Sun H, Zhou ZK, Yu HY (1997) The vegetation of the Big Bend Gorge of Yalu Tsangpo River, S. E. Tibet, E. Himalayas. Acta Botanica Yunnanica, 19, 59–68. (in Chinese with English abstract) [孙航, 周浙昆, 俞宏渊 (1997) 喜马拉雅东部雅鲁藏布江大峡弯河谷地区植被组成特点. 云南植物研究, 19, 59–68.]

Wang GH, Fang JY, Guo K, Xie ZQ, Tang ZY, Shen ZH, Wang RQ, Wang XP, Wang DL, Qiang S, Yu D, Peng SL, Da LJ, Liu Q, Liang CZ (2020) Contents and protocols for the classification and description of Vegetation Formations, Alliances and Associations of vegetation of China. Chinese Journal of Plant Ecology, 44, 128–178. (in Chinese with English abstract) [王国宏, 方精云, 郭柯, 谢宗强, 唐志尧, 沈泽昊, 王仁卿, 王襄平, 王德利, 强胜, 于丹, 彭少麟, 达良俊, 刘庆, 梁存柱 (2020) 《中国植被志》研编内容与规范. 植物生态学报, 44, 128–178.]

Wang Z, Li C, Zhang W (2023) *Cupressus austrotibetica*, Asia's first 100-metre-tall tree. Forest & Humankind, (11), 22–31. (in Chinese) [王孜, 李成, 张炜 (2023) 藏南柏木亚洲第一百米高树. 森林与人类, (11), 22–31.]

Wu PP, Wang Z, Jia NX, Dong SQ, Qu XY, Qiao XG, Liu CC, Guo K (2022) Vegetation classification and distribution patterns in the south slope of Yarlung Zangbo Grand Canyon National Nature Reserve, eastern Himalayas. Plants, 11, 1194.

Yang N, Zhou XW (2015) Plants of Motuo, Xizang. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [杨宁, 周学武 (2015) 墨脱植物. 中国林业出版社, 北京.]

Zhang J, Sun MF, Song K, Lai LM, Song YC (2026) Revised classification of China's evergreen broad-leaved forests based on the ecophysiognomic-floristic vegetation classification system. Chinese Journal of Plant Ecology, 50, 107–122. (in Chinese with English abstract) [张健, 孙慕梵, 宋坤, 赖丽茗, 宋永昌 (2026) 基于生态外貌-植物区系分类系统的中国常绿阔叶林分类修订. 植物生态学报, 50, 107–122.]

Zhang WJ, Gao DY (1999) The scientific expedition in the Great Canyon, Yalungtsangpo. Mountain Research, 17, 99–103. (in Chinese with English abstract) [张文敬, 高登义 (1999) 世界第一大峡谷——雅鲁藏布大峡谷科学考察新进展. 山地学报, 17, 99–103.]

Zheng D, Chen WL (1981) A preliminary study on the vertical belts of vegetation of the eastern Himalayas. Acta Botanica Sinica, 23, 228–234. (in Chinese with English abstract) [郑度, 陈伟烈 (1981) 东喜马拉雅植被垂直带的初步研究. 植物学报, 23, 228–234.]

Zhu H (2018) Suggestions for the northern boundary of the tropical zone in China. Plant Science Journal, 36, 893–898. (in Chinese with English abstract) [朱华 (2018) 中国热带生物地理北界的建议. 植物科学学报, 36, 893–898.]

Zhu MS, Mo ZQ, Möller M, Zhang T, Fu CN, Cai J, Zheng W, Luo YH, Li DZ, Gao LM (2025) Climate change impacts on *Rhododendron* diversity: Regional responses and conservation strategies in China. Plant Diversity, 47, 956–968.

(责任编辑: 黄祥忠)

附录 Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026139

附录1　雅鲁藏布大峡谷国家级自然保护区植被分类系统

Appendix 1　Vegetation classification system of the Yarlung Zangbo Grand Canyon National Nature Reserve

植被分类系统的编码体系参考《中国植被》的方法, 植被型组不加编码, 加粗显示; 植被型用罗马数字, 数字后加“.”号统一编号, 如“I”; 植被亚型用汉字, 数字后加“、”号, 在植被型下编号, 如“一、”; 群系用阿拉伯数字, 数字后加“.”, 在植被型下编号, 如“1.”。* 新记录类型。

植被亚型 Vegetation subformation	群系 Alliance
森林 Forest	
I. 落叶针叶林 Deciduous Needleleaf Forest	
一、寒温性落叶针叶林 Cold-Temperate Deciduous Needleleaf Forest	1. 西藏红杉林 *Larix griffithii* Forest
	2. 怒江红杉林 *Larix speciosa* Forest
II. 落叶与常绿针叶混交林 Mixed Deciduous and Evergreen Needleleaf Forest	
一、寒温性落叶与常绿针叶混交林 Cold-Temperate Mixed Deciduous and Evergreen Needleleaf Forest	1. 西藏红杉 + 急尖长苞冷杉林 *Larix griffithii* + *Abies georgei* var. *smithii* Forest*
	2. 西藏红杉 + 林芝云杉林 *Larix griffithii* + *Picea likiangensis* var. *linzhiensis* Forest*
	3. 怒江红杉 + 墨脱冷杉林 *Larix speciosa* + *Abies delavayi* var. *motuoensis* Forest*
III. 常绿针叶林 Evergreen Needleleaf Forest	
一、寒温性常绿针叶林 Cold-Temperate Evergreen Needleleaf Forest	1. 急尖长苞冷杉林 *Abies georgei* var. *smithii* Forest
	2. 墨脱冷杉林 *Abies delavayi* var. *motuoensis* Forest
	3. 苍山冷杉林 *Abies delavayi* Forest
	4. 林芝云杉林 *Picea likiangensis* var. *linzhiensis* Forest
	5. 高山柏林 *Juniperus squamata* Forest*
	6. 大果圆柏林 *Juniperus tibetica* Forest*
二、温性常绿针叶林 Temperate Evergreen Needleleaf Forest	7. 云南铁杉林 *Tsuga dumosa* Forest
	8. 华山松林 *Pinus armandii* Forest
	9. 高山松林 *Pinus densata* Forest
	10. 高山松 + 不丹松林 *Pinus densata* + *Pinus bhutanica* Forest
	11. 西藏红豆杉林 *Taxus wallichiana* Forest
三、暖性常绿针叶林 Subtropical Evergreen Needleleaf Forest	12. 不丹松林 *Pinus bhutanica* Forest
	13. 藏南柏木林 *Cupressus austrotibetica* Forest
IV. 针叶与阔叶混交林 Mixed Needleleaf and Broadleaf Forest	
一、温性针叶与阔叶混交林 Temperate Mixed Needleleaf and Broadleaf Forest	1. 高山松 + 阔叶树混交林 *Pinus densata* + Broadleaf Trees Mixed Forest
	2. 云南铁杉 + 阔叶树混交林 *Tsuga dumosa* + Broadleaf Trees Mixed Forest
	3. 高山松 + 川滇高山栎混交林 *Pinus densata* + *Quercus aquifolioides* Mixed Forest
二、暖性针叶与阔叶混交林 Subtropical Mixed Needleleaf and Broadleaf Forest	4. 不丹松 + 阔叶树混交林 *Pinus bhutanica* + Broadleaf Trees Mixed Forest*
V. 落叶阔叶林 Deciduous Broadleaf Forest	
一、寒温性落叶阔叶林 Cold-Temperate Deciduous Broadleaf Forest	1. 糙皮桦林 *Betula utilis* Forest
二、温性落叶阔叶林 Temperate Deciduous Broadleaf Forest	2. 藏南槭林 *Acer campbellii* Forest*
	3. 白桦林 *Betula platyphylla* Forest
	4. 长穗桦林 *Betula cylindrostachya* Forest*
	5. 米林杨林 *Populus mainlingensis* Forest*
	6. 藏川杨林 *Populus szechuanica* var. *tibetica* Forest
	7. 清溪杨林 *Populus rotundifolia* var. *duclouxiana* Forest
	8. 裸柱头柳林 *Salix psilostigma* Forest*
三、暖性落叶阔叶林 Subtropical Deciduous Broadleaf Forest	9. 野漆林 *Toxicodendron succedaneum* Forest*
	10. 尼泊尔桤木林 *Alnus nepalensis* Forest
	11. 云南黄杞林 *Engelhardia spicata* Forest
	12. 藏合欢林 *Albizia sherriffii* Forest
VI. 常绿阔叶林 Evergreen Broadleaf Forest	
一、典型常绿阔叶林 Typical Evergreen Broadleaf Forest	1. 曼青冈林 *Quercus oxyodon* Forest

植被亚型 Vegetation subformation	群系 Alliance
	2. 环青冈林 *Quercus annulata* Forest
	3. 西藏柯林 *Lithocarpus xizangensis* Forest
	4. 西藏柯 + 毛曼青冈林 *Lithocarpus xizangensis* + *Quercus gambleana* Forest
	5. 西藏柯 + 薄片青冈林 *Lithocarpus xizangensis* + *Quercus lamellosa* Forest
	6. 格林柯林 *Lithocarpus collettii* Forest*
	7. 小箱柯林 *Lithocarpus arcaulus* Forest*
	8. 厚叶柯林 *Lithocarpus pachyphyllus* Forest*
	9. 头状四照花林 *Cornus capitata* Forest*
	10. 长蕊木兰林 *Alcimandra cathcarti*i Forest*
	11. 南亚含笑林 *Michelia doltsopa* Forest*
	12. 马蹄荷林 *Exbucklandia populnea* Forest*
	13. 假柿木姜子林 *Litsea monopetala* Forest*
二、季风常绿阔叶林 Monsoon Evergreen Broadleaf Forest	14. 瓦山锥林 *Castanopsis ceratacantha* Forest
	15. 短刺锥林 *Castanopsis echinocarpa* Forest
	16. 红锥林 *Castanopsis hystrix* Forest
	17. 印度锥林 *Castanopsis indica* Forest*
	18. 印度锥 + 细青皮林 *Castanopsis indica* + *Altingia excelsa* Forest*
	19. 蒺藜锥林 *Castanopsis tribuloides* Forest
	20. 鸡嗉子榕林 *Ficus semicordata* Forest
	21. 中平树林 *Macaranga denticulata* Forest
	22. 尼泊尔野桐林 *Mallotus nepalensis* Forest
	23. 泡腺血桐林 *Macaranga pustulata* Forest*
	24. 粗壮琼楠林 *Beilschmiedia robusta* Forest*
	25. 多脉水东哥林 *Saurauia polyneura* Forest
	26. 少脉水东哥林 *Saurauia polyneura* var. *paucinervis* Forest*
	27. 大花水东哥林 *Saurauia punduana* Forest*
	28. 绵毛水东哥林 *Saurauia griffithii* Forest
三、半常绿阔叶林 Semi-Evergreen Broadleaf Forest	29. 独龙江青冈林 *Quercus kiukiangensis* Forest
	30. 薄片青冈林 *Quercus lamellosa* Forest
	31. 薄片青冈 + 独龙江青冈林 *Quercus lamellosa* + *Quercus kiukiangensis* Forest
	32. 通麦栎林 *Quercus lanata* Forest
四、硬叶常绿阔叶林 Sclerophyllous Evergreen Broadleaf Forest	33. 川滇高山栎林 *Quercus aquifolioides* Forest
	34. 西藏栎林 *Quercus lodicosa* Forest
	35. 西藏栎 + 环青冈林 *Quercus lodicosa* + *Quercus annulata* Forest
	36. 高山栎林 *Quercus semecarpifolia* Forest*
VII. 雨林 Rainforest	
一、季节性雨林 Seasonal Rainforest	1. 千果榄仁林 *Terminalia myriocarpa* Forest
	2. 千果榄仁 + 细青皮林 *Terminalia myriocarpa* + *Altingia excelsa* Forest
	3. 细青皮林 *Altingia excelsa* Forest
	4. 小果紫薇林 *Lagerstroemia minuticarpa* Forest
	5. 大叶水榕林 *Ficus glaberrima* Forest*
VIII. 竹林 Bamboo Forest	
一、暖性竹林 Subtropical Bamboo Forest	1. 西藏牡竹林 *Dendrocalamus tibeticus* Bamboo Forest
	2. 马甲竹林 *Bambusa teres* Bamboo Forest
灌丛 Shrubland	
I. 常绿针叶灌丛 Evergreen Needleleaf Shrubland	
一、寒温性常绿针叶灌丛 Cold-Temperate Evergreen Needleleaf Shrubland	1. 香柏灌丛 *Juniperus pingii* var. *wilsonii* Shrubland

植被亚型 Vegetation subformation	群系 Alliance
II. 落叶阔叶灌丛 Deciduous Broadleaf Shrubland	
一、高寒落叶阔叶灌丛 Alpine Deciduous Broadleaf Shrubland	1. 川滇柳灌丛 *Salix rehderiana* Shrubland
	2. 毛坡柳灌丛 *Salix obscura* Shrubland
	3. 丛毛矮柳灌丛 *Salix floccosa* Shrubland*
	4. 环纹矮柳灌丛 *Salix annulifera* Shrubland*
	5. 毛小叶垫柳灌丛 *Salix pilosomicrophylla* Shrubland
	6. 尖齿叶垫柳灌丛 *Salix oreophila* Shrubland
	7. 扇叶垫柳灌丛 *Salix flabellaris* Shrubland*
	8. 金露梅灌丛 *Dasiphora fruticosa* Shrubland
	9. 独龙江蔷薇灌丛 *Rosa taronensis* Shrubland*
	10. 弯月杜鹃灌丛 *Rhododendron mekongense* Shrubland*
	11. 卧生水柏枝灌丛 *Myricaria rosea* Shrubland*
	12. 无毛小舌紫菀灌丛 *Aster albescens* var. *glabratus* Shrubland*
	13. 长尾槭灌丛 *Acer caudatum* Shrubland*
二、温性落叶阔叶灌丛 Temperate Deciduous Broadleaf Shrubland	14. 细裂叶莲蒿灌丛 *Artemisia stechmanniana* Shrubland*
	15. 砂生槐灌丛 *Sophora moorcroftiana* Shrubland*
	16. 川滇野丁香灌丛 *Leptodermis pilosa* Shrubland*
	17. 小蓝雪花灌丛 *Ceratostigma minus* Shrubland*
	18. 峨眉蔷薇灌丛 *Rosa omeiensis* Shrubland
	19. 绢毛蔷薇灌丛 *Rosa sericea* Shrubland
	20. 毛叶蔷薇灌丛 *Rosa mairei* Shrubland*
三、暖性落叶阔叶灌丛 Subtropical Deciduous Broadleaf Shrubland	21. 红雾水葛灌丛 *Pouzolzia sanguinea* Shrubland*
	22. 墨脱紫菀灌丛 *Aster motuoensis* Shrubland*
III. 常绿阔叶灌丛 Evergreen Broadleaf Shrubland	
一、寒温性常绿阔叶灌丛 Cold-Temperate Evergreen Broadleaf Shrubland	1. 红粉白珠灌丛 *Gaultheria hookeri* Shrubland*
	2. 鳞腺杜鹃灌丛 *Rhododendron lepidotum* Shrubland
	3. 矮小杜鹃灌丛 *Rhododendron pumilum* Shrubland
	4. 林芝杜鹃灌丛 *Rhododendron nyingchiense* Shrubland*
	5. 栎叶杜鹃灌丛 *Rhododendron phaeochrysum* Shrubland
	6. 藏布杜鹃灌丛 *Rhododendron charitopes* subsp. *tsangpoense* Shrubland*
	7. 黄杯杜鹃灌丛 *Rhododendron wardii* Shrubland
	8. 毛喉杜鹃灌丛 *Rhododendron cephalanthum* Shrubland*
	9. 毛花杜鹃灌丛 *Rhododendron hypenanthum* Shrubland
	10. 美被杜鹃灌丛 *Rhododendron calostrotum* Shrubland
	11. 显绿杜鹃灌丛 *Rhododendron viridescens* Shrubland
	12. 雪层杜鹃灌丛 *Rhododendron nivale* Shrubland
	13. 樱花杜鹃灌丛 *Rhododendron cerasinum* Shrubland
	14. 云雾杜鹃灌丛 *Rhododendron chamaethomsonii* Shrubland*
	15. 紫玉盘杜鹃灌丛 *Rhododendron uvariifolium* Shrubland*
	16. 紫背杜鹃灌丛 *Rhododendron forrestii* Shrubland
	17. 弯柱杜鹃灌丛 *Rhododendron campylogynum* Shrubland
	18. 圆头杜鹃灌丛 *Rhododendron arizelum* Shrubland*
	19. 毛叶珍珠花灌丛 *Lyonia villosa* Shrubland*
	20. 长毛岩须灌丛 *Cassiope wardii* Shrubland
	21. 扫帚岩须灌丛 *Cassiope fastigiata* Shrubland
	22. 岩须灌丛 *Cassiope selaginoides* Shrubland
二、温性常绿阔叶灌丛 Temperate Evergreen Broadleaf Shrubland	23. 小叶栒子灌丛 *Cotoneaster microphyllus* Shrubland*

植被亚型 Vegetation subformation	群系 Alliance
IV. 竹丛 Bamboo Shrubland	
一、寒温性与温性竹丛 Cold-Temperate and Temperate Bamboo Shrubland	1. 黑穗箭竹竹丛 *Fargesia melanostachys* Bamboo Shrubland*
草本植被 Herbaceous vegetation	
I. 丛生草类草地 Tussock Grassland	
一、丛生草类典型草原 Tussock Typical Steppe Grassland	1. 喜马拉雅草沙蚕草原 *Tripogon hookerianus* Steppe*
二、丛生草类高寒草甸 Tussock Alpine Meadow Grassland	2. 高山嵩草草甸 *Carex parvula* Meadow
II. 根茎草类草地 Rhizome Grassland	
一、根茎草类高寒草甸 Rhizome Alpine Meadow Grassland	1. 显苞灯芯草草甸 *Juncus bracteatus* Meadow
二、根茎草类沼泽草甸 Rhizome Swamp Meadow Grassland	2. 具刚毛荸荠草甸 *Eleocharis valleculosa* var. *setosa* Meadow*
III. 杂类草草地 Forb Grassland	
一、杂类草高寒草甸 Forb Alpine Meadow Grassland	1. 察日脆蒴报春草甸 *Primula tsariensis* Meadow*
	2. 乳黄雪山报春草甸 *Primula agleniana* Meadow*
	3. 杂色钟报春草甸 *Primula alpicola* Meadow*
	4. 君范千里光草甸 *Senecio lingianus* Meadow*
	5. 莱菔叶千里光草甸 *Jacobaea raphanifolia* Meadow*
	6. 叶状柄垂头菊草甸 *Cremanthodium phyllodineum* Meadow
	7. 珠光香青草甸 *Anaphalis margaritacea* Meadow*
	8. 紫苞香青草甸 *Anaphalis porphyrolepis* Meadow*
	9. 美叶蒿草甸 *Artemisia calophylla* Meadow*
	10. 圆穗蓼草甸 *Bistorta macrophylla* Meadow
	11. 珠芽蓼草甸 *Bistorta vivipara* Meadow
	12. 岩白菜草甸 *Bergenia purpurascens* Meadow
	13. 大叶碎米荠草甸 *Cardamine macrophylla* Meadow*
	14. 滇川唐松草草甸 *Thalictrum finetii* Meadow*
	15. 腺萼落新妇草甸 *Astilbe rubra* Meadow*
	16. 黑秆蹄盖蕨草甸 *Athyrium wallichianum* Meadow*
	17. 剑叶蹄盖蕨草甸 *Athyrium attenuatum* Meadow*
	18. 多鳞鳞毛蕨草甸 *Dryopteris barbigera* Meadow*
	19. 绒紫萁草甸 *Claytosmunda claytoniana* Meadow*
	20. 狭叶蕨麻草甸 *Argentina stenophylla* Meadow*
	21. 象南星草甸 *Arisaema elephas* Meadow*
IV. 灌草丛 Shrubby Grassland	
一、亚热带与热带灌草丛 Subtropical and Tropical Shrubby Grassland	1. 斑茅灌草丛 *Saccharum arundinaceum* Shrubby Grassland
	2. 菅灌草丛 *Themeda villosa* Shrubby Grassland
	3. 尼泊尔芒灌草丛 *Miscanthus nepalensis* Shrubby Grassland
	4. 毛轴蕨灌草丛 *Pteridium revolutum* Shrubby Grassland*
	5. 野蕉灌草丛 *Musa balbisiana* Shrubby Grassland
高山冻原与稀疏植被 Alpine Tundra and Sparse Vegetation	
I. 高山稀疏植被 Alpine Sparse Vegetation	
一、高山稀疏植被 Alpine Sparse Vegetation	1. 风毛菊属稀疏植被 *Saussurea* spp. Sparse Vegetation
	2. 红景天属 + 苞叶雪莲 + 塔黄稀疏植被 *Rhodiola* spp. + *Saussurea obvallata* + *Rheum nobile* Sparse Vegetation
沼泽与水生植被 Swamp and Aquatic Vegetation	
I. 木本沼泽 Woody Swamp	
一、木本沼泽 Woody Swamp	1. 多枝玉山竹木本沼泽 *Yushania multiramea* Woody Swamp*
	2. 不丹松木本沼泽 *Pinus bhutanica* Woody Swamp*
II. 草本与苔藓沼泽 Herb and Moss Swamp	

植被亚型 Vegetation subformation	群系 Alliance
一、草本沼泽 Herb Swamp	1. 卵花甜茅草本沼泽 *Glyceria tonglensis* Herb Swamp
III. 水生植被 Aquatic Vegetation	
一、挺水植被 Emerged Aquatic Vegetation	1. 水毛花挺水植被 *Schoenoplectus mucronatus* subsp. *robustus* Emerged Aquatic Vegetation 2. 睡菜挺水植被 *Menyanthes trifoliata* Emerged Aquatic Vegetation
二、浮叶植被 Rooted Floating Leaf Aquatic Vegetation	3. 浮叶眼子菜浮叶植被 *Potamogeton natans* Rooted Floating Leaf Aquatic Vegetation*

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 26022, pages 1–16
doi: 10.17520/biods.2026022
cstr: 32101.14.biods.2026022

•研究报告•

浙江九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地物种组成和群落结构

孔旗威[1,4], 王云泉[1,2,3*], 余水生[2], 毛志斌[1], 刘菊莲[2], 卞玉宣[3], 廖建伟[2], 刘立斌[1,2,3], 周文婕[1], 巫东豪[1], 陈建华[3], 杨冬梅[3], 倪健[3], 于明坚[1,3,4*]

1. 浙江大学生命科学学院, 杭州 310058; 2. 浙江九龙山国家级自然保护区管理中心, 浙江遂昌 323300; 3. 浙江师范大学生命科学学院, 浙江金华 321004; 4. 浙江农林大学林业与生物技术学院, 杭州 311300

摘要: 浙江九龙山国家级自然保护区中山地带保存着我国中亚热带地区罕见的大面积原生常绿阔叶林, 其群落结构完整, 具有极高的典型性与代表性, 是研究中山地带森林群落组成与结构的理想区域。依据中国森林生物多样性监测网络(CForBio)标准, 我们在该区域建立了一个面积30 ha的森林动态监测样地, 系统调查了样地内胸径 ≥ 1 cm的木本植物, 分析了其物种组成、群落结构、植被类型和生境类型等特征。结果表明, 样地内共记录木本植物179,533株, 隶属49科96属201种, 其中杜鹃花科、山茶科和壳斗科为优势科。样地内有21个物种的重要值 ≥ 1%, 其中猴头杜鹃(*Rhododendron simiarum*)、木荷(*Schima superba*)和鹿角杜鹃(*R. latoucheae*)位列前三。常绿阔叶、落叶阔叶和针叶树种的重要值分别为69.5%、21.8%和8.8%, 植被类型以常绿阔叶林为主, 并随着地形变化与其他植被类型呈镶嵌分布, 反映出该样地较其他低海拔亚热带样地具有明显植被过渡特征。群落平均胸径为6.8 cm, 径级结构呈典型倒“J”型, 群落更新良好。群落垂直分层明显, 乔木层以木荷、黄山松(*Pinus taiwanensis*)、多脉青冈(*Cyclobalanopsis multinervis*)和褐叶青冈(*C. stewardiana*)等物种占优势, 亚乔木层和灌木层则以杜鹃花科植物(猴头杜鹃、鹿角杜鹃)为主, 体现出以中山地带典型分布种为主的垂直分层特征。区系组成在科级层面以热带成分为主(51.0%), 在属级层面则以温带成分为主(57.3%)。样地内稀有种比例较高(51.2%)。多元回归树将样地划分为5种生境类型, 总磷、有效钠、坡向和坡度是划分生境类型的关键环境因子。稀有种在高磷、陡坡的过渡生境分布更集中。综上所述, 九龙山30 ha森林动态监测样地较好反映了中亚热带中山原生常绿阔叶林物种丰富、结构复杂、植被组成分异明显且生境异质性强的特征, 为后续长期监测、跨区域比较及相关研究提供了数据基础与研究平台。

关键词: 中山常绿阔叶林; 浙江九龙山; 森林动态监测样地; 区系组成; 径级结构

孔旗威, 王云泉, 余水生, 毛志斌, 刘菊莲, 卞玉宣, 廖建伟, 刘立斌, 周文婕, 巫东豪, 陈建华, 杨冬梅, 倪健, 于明坚 (2026) 浙江九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地物种组成和群落结构. 生物多样性, 34, 26022. doi: 10.17520/biods.2026022; cstr: 32101.14.biods.2026022.
Kong QW, Wang YQ, Yu SS, Mao ZB, Liu JL, Bian YX, Liao JW, Liu LB, Zhou WJ, Wu DH, Chen JH, Yang DM, Ni J, Yu MJ (2026) Species composition and community structure of the 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot in Jiulongshan, Zhejiang, eastern China. Biodiversity Science, 34, 26022. doi: 10.17520/biods.2026022; cstr: 32101.14.biods.2026022.

Species composition and community structure of the 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot in Jiulongshan, Zhejiang, eastern China

Qiwei Kong[1,4], Yunquan Wang[1,2,3*], Shuisheng Yu[2], Zhibin Mao[1], Julian Liu[2], Yuxuan Bian[3], Jianwei Liao[2], Libin Liu[1,2,3], Wenjie Zhou[1], Donghao Wu[1], Jianhua Chen[3], Dongmei Yang[3], Jian Ni[3], Mingjian Yu[1,3,4*]

1 *College of Life Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China*
2 *Administration Center of Zhejiang Jiulongshan National Nature Reserve, Suichang, Zhejiang 323300, China*
3 *College of Life Sciences, Zhejiang Normal University, Jinhua, Zhejiang 321004, China*
4 *College of Forestry and Biotechnology, Zhejiang Agriculture and Forestry University, Hangzhou 311300, China*

收稿日期 Received: 2026-01-21; 接受日期 Accepted: 2026-04-22
基金项目: 浙江省“尖兵”“领雁”研发攻关计划(2023C03137)和中央财政林业草原生态保护恢复资金(浙财资环〔2022〕78号) Supported by the “Pioneer” and “Leading Goose” Research and Development Program of Zhejiang (2023C03137) and Central Fiscal Forestry and Grassland Ecological Protection and Restoration Fund ([2022] No. 78)
* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: fishmj@zju.edu.cn; yqwang@vip.126.com

ABSTRACT

Aims: Mid-montane evergreen broadleaf forests constitute an important component of subtropical forest ecosystems in China, yet they remain scientifically understudied. Strikingly, the mid-montane zone of Jiulongshan National Nature Reserve contains a large and exceptionally well-preserved primary evergreen broadleaf forest that is highly representative of eastern subtropical China.

Methods: Following the protocols of the Chinese Forest Biodiversity Monitoring Network (CForBio), we established a 30-ha forest dynamics plot in this region and conducted the first full census of all woody stems with a diameter at breast height (DBH) ≥ 1 cm. Based on these data, we analyzed species composition, community structure, vegetation formations, and habitat differentiation.

Results: A total of 179,533 woody individuals were recorded in the plot, belonging to 201 species, 96 genera, and 49 families. Ericaceae, Theaceae, and Fagaceae were the dominant families. Twenty-one species had importance values ≥ 1%, with *Rhododendron simiarum*, *Schima superba*, and *R. latoucheae* as the top three dominant species. The importance values of evergreen broadleaf, deciduous broadleaf, and coniferous species were 69.5%, 21.8%, and 8.8%, respectively. Vegetation formations were dominated by evergreen broadleaf forest and showed a mosaic distribution with other vegetation types along topographic gradients, indicating stronger transitional characteristics than those of lower-elevation subtropical forests. The mean DBH of all woody individuals was 6.8 cm, and the DBH-class distribution showed a typical inverse J-shape, indicating good regeneration potential. Vertical stratification was pronounced, with the canopy layer dominated by *S. superba*, *Pinus taiwanensis*, *Cyclobalanopsis multinervis*, and *C. stewardiana*, and the sub-canopy and shrub layers dominated by Ericaceae species, especially *R. simiarum* and *R. latoucheae*, reflecting a vertical stratification pattern typical of mid-montane forests. Floristic composition exhibited a clear transitional pattern, with tropical elements dominating at the family level (51.0%) and temperate elements dominating at the genus level (57.3%). Rare species accounted for 51.2% of all species. Multivariate regression tree analysis showed that the plot could be classified into five habitat types. Total phosphorus, available sodium, aspect, and slope were identified as the key environmental factors distinguishing habitat types. Rare species were proportionally more concentrated in the transitional habitat characterized by high phosphorus and steep slopes.

Conclusion: The Jiulongshan 30-ha forest dynamics plot well reflects the characteristics of primary montane evergreen broadleaf forest in the mid-subtropics, including high species richness, complex community composition and pronounced vegetation differentiation. This plot provides baseline data and a research platform for long-term monitoring, cross-regional comparison, and related ecological studies.

Key words: mid-montane evergreen broadleaf forest; Zhejiang Jiulongshan; forest dynamics plot; floristic composition; DBH-class structure

森林是陆地生态系统中结构复杂、功能多样的重要类型之一, 在全球碳储存(Tang et al., 2018)、气候调节(Keenan & Williams, 2018)和水分循环(Immerzeel et al., 2020)等关键生态过程中发挥着核心作用。作为陆地生物多样性的核心载体, 森林承载着地球上约50%的已知陆生物种(Davies et al., 2021), 其丰富的物种组成和复杂的群落结构不仅是森林实现关键生态功能的基础, 也直接影响生态系统的稳定性、生产力及长期动态变化(Weiskopf et al., 2024; Wang et al., 2025; Wu et al., 2025)。然而, 受全球变暖、极端气候事件频发及土地利用变化等多重压力的影响, 森林的结构特征与更新过程正持续发生改变, 生物多样性正面临严重威胁(Hooper et al., 2012; Anderegg et al., 2020)。在此背景下, 系统调查典型森林的现状、建立标准化的长期动态监测样地并积累连续观测数据尤为迫切; 这不仅为揭示群落结构与生物多样性格局的时空变化趋势提供重要数据基础, 也可为森林保护和管理实践提供科学依据(马克平, 2011; Anderson-Teixeira et al., 2015)。

亚热带常绿阔叶林是我国典型的地带性森林植被类型, 分布广泛且生态功能突出(吴征镒, 1980; 宋永昌, 2001)。该类森林的群落结构特征及生物多样性维持机制一直是我国生态学研究的重点内容(王晓凤等, 2023; 王巍伟等, 2024)。目前, 研究者已依托古田山、天童等大型森林动态监测样地, 系统揭示了低海拔亚热带常绿阔叶林的群落结构、生物多样性格局及其环境驱动因素, 为理解该区域森林生态过程提供了重要科学依据(祝燕等, 2008; 杨庆松等, 2011)。然而, 生物多样性在空间上具有显著的异质性(Stein et al., 2014; Rahbek et al., 2019a)。亚热带中山地带的常绿阔叶林在复杂地形与微气候影响下, 群落结构呈现出更强的空间异质性(楼一

恺等, 2021); 且由于人为干扰相对较弱, 其群落结构通常更接近原生状态, 因而其物种组成、群落结构和物种更替速率通常区别于低海拔地区(Graham et al., 2014; Rahbek et al., 2019b)。因此, 在亚热带中山原生常绿阔叶林中建立长期、规范化的动态监测样地, 不仅有助于完善我国森林生物多样性监测网络, 更对阐明中海拔原生林群落的维持机制及其在全球变化背景下的响应规律具有关键科学意义。

浙江九龙山国家级自然保护区(以下简称九龙山保护区)位于浙、闽、赣三省交界地带, 地处中亚热带常绿阔叶林区, 是我国17个全球生物多样性重点保护区域之一, 也是武夷山区35个生物多样性优先保护区域的重要组成部分(刘菊莲等, 2023; Yu et al., 2025)。该保护区及其周边地区植被类型丰富, 保存了我国东部中亚热带地区较为完整的森林生态系统。其中山地带分布着面积超过600 ha、东部地区极为罕见的以青冈属(*Cyclobalanopsis*)和杜鹃属(*Rhododendron*)等典型中山地带物种占优势的原生常绿阔叶林(潘金贵和韦直, 1995; 王昌腾, 2005), 并与其他植被类型呈现出明显镶嵌分布格局, 是亚热带中山原生常绿阔叶林的重要代表(浙江九龙山国家级自然保护区科学考察项目组, 2023)。基于上述背景, 浙江大学联合浙江师范大学和浙江九龙山国家级自然保护区管理中心等单位, 于2023年在保护区中山地带建立了一个面积30 ha的森林动态监测样地, 并于2024年完成首次调查。该样地的建立不仅填补了我国在东部中山地带原生林监测的空白, 也为持续追踪中山原生常绿阔叶林物种组成、群落结构和空间格局的动态变化, 揭示该类森林的起源与演替过程、生物多样性时空格局及其对全球变化的响应提供了重要支撑。本文基于该样地首次调查数据, 系统分析了其物种组成、区系特征、群落结构、植被类型和生境类型等特征, 以期为九龙山保护区的生物多样性和特色植被资源的保护和研究提供基础数据和科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

九龙山保护区(28°19′–28°25′ N、118°50′–118°55′ E)位于浙江省丽水市遂昌县西南部, 地处武夷山系仙霞岭山脉中段。保护区内地形起伏明显, 以中山和低山地貌为主, 主峰海拔1,724 m, 为浙江省第四高峰。该区属中亚热带湿润季风气候, 四季分明, 年均气温约16.2℃, 最高气温42.0℃, 最低气温–10.5℃, 年降水量约1,856 mm (Liu et al., 2024, 2025)。由于地理位置偏远、人为干扰少, 九龙山保护区是目前中国亚热带东部森林植被保存最完好的地区之一, 尤其中山地带分布的大面积原生常绿阔叶林在中亚热带地区十分罕见, 是研究亚热带中山地带森林生态系统的理想区域。区内已知维管植物1,842种, 包括南方红豆杉(*Taxus wallichiana* var. *mairei*)、伯乐树(*Bretschneidera sinensis*)、九龙山榧(*Torreya grandis* var. *jiulongshanensis*)、连香树(*Cercidiphyllum japonicum*)等49种国家重点保护野生植物; 同时栖息有黑麂(*Muntiacus crinifrons*)、黄腹角雉(*Tragopan caboti*)、亚洲黑熊(*Ursus thibetanus*)等国家重点保护野生动物(浙江九龙山国家级自然保护区科学考察项目组, 2023)。

1.2 样地设置与群落调查

2023年, 依据Forest Global Earth Observatory (ForestGEO) (Condit, 1998)和中国森林生物多样性监测网络(CForBio) (徐学红等, 2023)样地建设技术规范的统一标准, 在九龙山保护区中山地带选取具有代表性的原生林建立了面积为30 ha (东西长600 m, 南北宽500 m)的森林动态监测样地(简称九龙山样地)。以样地的西南角为坐标原点(118°52′ E, 28°21′ N), 东西向为横轴(X), 南北向为纵轴(Y), 每隔20 m设立一个节点并埋设永久标桩, 将样地划分为750个20 m × 20 m样方(简称20 m大样方)。采用全球导航卫星系统-实时动态差分技术(GNSS-RTK)测定各大样方的空间坐标与高程。将每个大样方进一步划分为16个5 m × 5 m小样方, 对其中胸径(DBH) ≥ 1 cm的所有存活木本植物主干及其分枝和萌枝进行刷漆、挂牌、编号和测量, 记录其标牌号、种名、胸径、树高、坐标位置及生长状况等信息。

九龙山样地平均海拔1,548.8 m (1,391–1,682 m), 最大高差290.6 m, 坡度平均30.4° (2.9°–49.7°) (图1)。土壤类型为黄壤, pH值范围3.0–4.9。

1.3 数据分析

1.3.1 物种组成及重要值

参照《浙江植物志(新编) (第2–8卷)》(浙江植

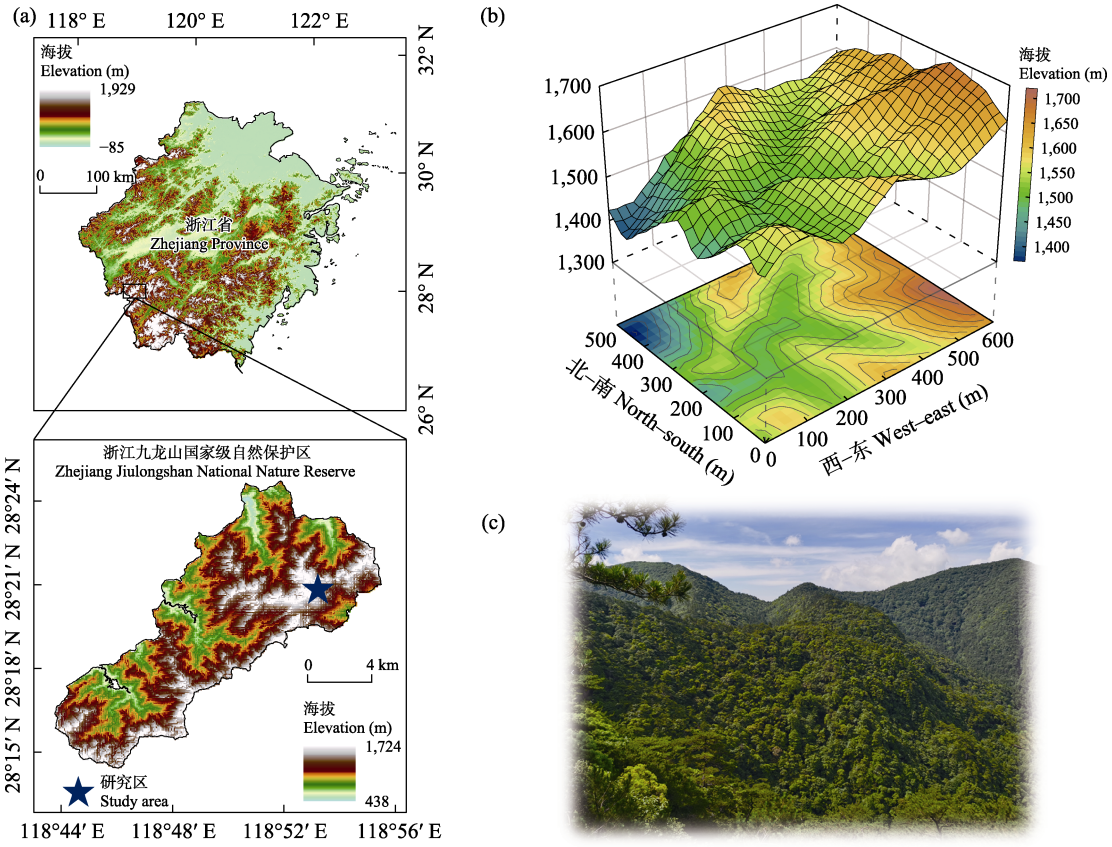


图1　浙江九龙山国家级自然保护区地理位置(a)、30 ha森林动态监测样地地形(b)及九龙山中山地带原生林生态系统外貌(c)
Fig. 1　Geographical location of Zhejiang Jiulongshan National Nature Reserve (a), topography of the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot (b), and physiognomy of the primary mid-montane evergreen broad-leaved forest ecosystem in Jiulongshan (c)

物志(新编)编辑委员会, 2021)对样地内所有物种的科、属进行校订。依据Hubbell和Foster (1986)基于多度的物种类型划分标准, 将样地内的物种划分为常见种(> 10株/ha)、偶见种(1–10株/ha)和稀有种(< 1株/ha)。物种的重要值(importance value, *IV*)通过公式 (1) 计算(Linares-Palomino & Ponce Alvarez, 2005)。科的重要值采用相对多样性(即某个科的物种数占总物种数的百分比)、相对多度和相对胸高断面积计算(姚兰等, 2016)。

$$IV = \frac{RD_i + RBA_i + RF_i}{3} \quad (1)$$

式中, RD_i为相对多度(%), 表示某物种个体数占所有物种个体总数的比例; RBA_i为相对胸高断面积(%), 表示某物种胸高断面积占所有物种胸高断面积总和的比例; RF_i为相对频度(%), 表示某物种出现频度占所有物种出现频度总和的比例。相对多度、相对频度和相对胸高断面积的计算均基于独立个体。

1.3.2　种–面积曲线

以20 m大样方为基本单位, 采用组合样方法绘制样地内种–面积曲线(唐志尧等, 2009)。分别使用对数模型与幂函数模型进行拟合, 依据赤池信息准则(Akaike information criterion, AIC)筛选最优拟合模型。

1.3.3　植物区系特征

依据吴征镒(1991)和吴征镒等(2003, 2011)提出的中国种子植物科、属分布区类型划分标准, 对样地内木本植物的科与属进行区系类型统计。

1.3.4　群落结构分析

以1 cm为径级间隔, 分别统计样地内所有木本植物个体和重要值排名前9位优势种的胸径分布(仅包括个体主干)。结合样地内木本植物生活型和个体高度分布特征, 将群落划分为乔木层(≥ 8 m)、亚乔木层(5–8 m)和灌木层(≤ 5 m) (王云泉等, 2015; 李

桥等, 2022), 并分析各垂直层次的物种组成、优势种和径级结构。

1.3.5 群落植被类型划分

依据郭柯等(2020)的《中国植被分类系统修订方案》划分群落植被类型。以20 m大样方为基本单位, 依据木本植物(DBH ≥ 5 cm)叶形类群(阔叶类与针叶类)重要值比例划分亚植被型组。遵循二倍原则, 当阔叶物种重要值(IV_b)不小于针叶物种重要值(IV_c)的两倍($IV_b \geq 2 \times IV_c$), 则将该样方划定为阔叶林; 当$IV_c \geq 2 \times IV_b$时划分为针叶林; 若以上条件均不满足, 则为混交林。在此基础上, 进一步根据优势叶形类群中常绿与落叶生活型的重要值比例划分下级植被型。以阔叶林为例, 当常绿阔叶物种重要值(IV_{be})不小于落叶阔叶物种重要值(IV_{bd})的两倍($IV_{be} \geq 2 \times IV_{bd}$)时, 划为常绿阔叶林; 当$IV_{bd} \geq 2 \times IV_{be}$时, 划为落叶阔叶林; 若两者均不满足, 则确定为常绿与落叶阔叶混交林。其他植被型划分方法同理。

1.3.6 生境划分

采用多元回归树(multivariate regression tree, MRT)对九龙山样地进行生境类型划分。以20 m大样方中DBH ≥ 1 cm木本植物的重要值构建物种–样方矩阵作为响应变量, 以海拔、坡度、凹凸度、坡向(sin(aspect)、cos(aspect))及土壤理化性质指标作为解释变量。土壤理化性质包括土壤含水量、pH值、总碳(TC)、总氮(TN)、总磷(TP)、有效磷(AP)、硝态氮(NO_3^--N)、氨态氮(NH_4^+-N), 以及有效态金属元素, 即有效钾(AK)、有效钠(ANa)、有效钙(ACa)、有效镁(AMg)、有效铁(AFe)、有效铜(ACu)、有效锌(AZn)和有效锰(AMn)等。土壤样品采用规则网格化采样设计获取, 采样点沿X和Y方向按网格布设。其中, 土壤理化性质指标的采样网格大小为30 m × 30 m; 有效态金属元素则采用90 m × 90 m网格采样。研究区内共设置了378个土壤采样点, 其中有效态金属元素采样点56个。为表征样地土壤养分在连续空间尺度上的分布格局, 对各土壤养分指标原始值进行Box-Cox变换后, 以样点坐标为自变量构建二次趋势面模型, 用于拟合土壤元素的空间变化趋势; 在此基础上, 计算趋势面模型残差的经验变差函数, 再采用Kriging法进行空间插值。最终获得土壤元素连续空间分布, 并提取各样方的预测值用于后续分析(John et al., 2007; Zhang et al., 2011)。建模前, 采用Pearson相关分析剔除高度共线的环境因子($r > 0.7$) (Krishnadas et al., 2016)。MRT分析在R 4.0.0中利用mvpart包完成, 经1,000次交叉验证并结合1–SE规则确定最优树模型(De'ath, 2006; 谢益辉, 2007)。此外, 为提高生境空间分布的连续性, 对少数边界样方的生境类型进行了修正。

2 结果

2.1 物种组成

九龙山样地内共记录DBH ≥ 1 cm的木本植物179,533株(不包括分枝与萌枝, 下同), 隶属49科96属201种(含种下分类单位, 下同)。其中, 常绿树种102种(占总物种数的50.7%), 落叶树种99种(49.3%), 但落叶树种个体比例仅占15.4% (27,679株); 阔叶树种共194种(占总物种数的96.5%), 针叶树种仅7种(3.5%)。常绿阔叶、落叶阔叶和针叶树种的重要值分别为69.5%、21.7%和8.8%。在科级层面上, 杜鹃花科、山茶科和壳斗科是样地中的优势科, 其重要值分别为21.3%、17.4%和13.5% (表1)。整体植株密度为5,984株/ha。在20 m大样方尺度上, 独立个体密度范围为64–648株/400 m^2。

样地内优势种明显, 重要值 ≥ 1%的物种共21种, 这些物种的个体数与胸高断面积分别占样地总量的74.1%和84.7%。其中, 重要值排名前3位的物种分

表1 九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地木本植物重要值(%)排名前10位的科

Table 1 The top 10 dominant families based on importance value (*IV*) in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot

科 Family	物种数 No. of species	属数 No. of genera	独立个体数 No. of individuals	重要值 *IV* (%)
杜鹃花科 Ericaceae	12	4	67,377	21.3
山茶科 Theaceae	12	5	48,033	17.4
壳斗科 Fagaceae	18	5	15,118	13.5
松科 Pinaceae	2	2	4,504	6.7
蔷薇科 Rosaceae	23	10	5,501	5.6
樟科 Lauraceae	14	5	11,711	4.9
冬青科 Aquifoliaceae	15	1	6,130	4.3
山矾科 Symplocaceae	12	1	4,937	3.2
山柳科 Clethraceae	1	1	5,204	1.9
槭树科 Aceraceae	7	1	1,080	1.9

别为猴头杜鹃(*Rhododendron simiarum*)、木荷(*Schima superba*)和鹿角杜鹃(*R. latoucheae*)。猴头杜鹃独立个体数最多(27,746株), 胸高断面积较大(180.8 m^2), 是样地中最具优势的物种。在众多优势种中, 个体数较多的物种还有鹿角杜鹃和浙江红山茶(*Camellia chekiangoleosa*), 分别达26,135株和16,743株; 平均胸径较大的优势种包括杉木(*Cunninghamia lanceolata*)、黄山松(*Pinus taiwanensis*)和褐叶青冈(*Cyclobalanopsis stewardiana*), 分别达到24.1 cm、22.7 cm和15.4 cm (表2)。此外, 样地内共发现3种国家重点保护野生植物, 包括国家I级重点保护野生植物南方红豆杉以及国家II级重点保护野生植物鹅掌楸(*Liriodendron chinense*)和福建柏(*Fokienia hodginsii*)。

九龙山样地所有DBH ≥ 1 cm的木本植物中, 常见种有49种, 偶见种有49种, 稀有种有103种。常见种主要包括猴头杜鹃、鹿角杜鹃、浙江红山茶和尖连蕊茶(*Camellia cuspidata*)。稀有种数量最多, 占总物种数的51.2%。其中, 有26个物种仅记录到单株个体, 如唐棣(*Amelanchier sinica*)、厚叶冬青(*Ilex elmerrilliana*)、红花香椿(*Toona fargesii*)等。

2.2 种–面积曲线

从种–面积关系曲线(图2)可以发现, 样地内物种数随取样面积的扩大持续增加, 但增长速率呈逐步减缓趋势。在较小面积阶段, 物种数随面积扩大迅速增加; 当取样面积达4 ha时, 已记录142个物种, 占总物种数的70.7%; 当面积扩大至8 ha时, 物种数增加至约162种, 占总物种数的80.5%。当取样面积达15.2 ha时, 已累积记录到90.0%的总物种数。此后, 物种数随取样面积扩大而增加的趋势明显减缓。当面积由25 ha扩大至30 ha时仅新增5种(占总物种数的2.5%)。综合多种模型拟合结果, 对数模型的拟合效果最佳, 其拟合方程为$S = 103.01 + 28.64 \times \ln A$ (其中S为物种数, A为取样面积)。

表2 九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地重要值 ≥ 1%的优势物种组成

Table 2 Dominant species (importance value (*IV*) ≥ 1%) in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot

物种 Species	独立个体数 No. of individuals	平均胸径 Mean DBH (cm)	胸高断面积 Basal area (m^2)	萌枝数 No. of sprouts	分枝数 No. of ramifications	重要值 *IV* (%)
猴头杜鹃 *Rhododendron simiarum*	27,746	7.9	180.8	3,489	15,999	11.0
木荷 *Schima superba*	7,683	15.2	185.0	663	512	7.4
鹿角杜鹃 *Rhododendron latoucheae*	26,135	4.7	53.4	8,086	7,308	7.4
黄山松 *Pinus taiwanensis*	4,484	22.7	204.2	11	97	7.0
多脉青冈 *Cyclobalanopsis multinervis*	7,830	10.4	102.1	1,844	1,562	5.4
浙江红山茶 *Camellia chekiangoleosa*	16,743	3.9	26.0	6,236	5,766	5.0
褐叶青冈 *Cyclobalanopsis stewardiana*	3,505	15.4	103.3	1,541	1,346	4.3
尖连蕊茶 *Camellia cuspidata*	10,738	3.4	12.7	4,299	4,750	3.3
云和新木姜子 *Neolitsea aurata* var. *paraciculata*	10,260	2.4	6.2	1,530	1,480	3.2
岩柃 *Eurya saxicola*	9,297	4.1	14.7	4,198	2,470	3.0
华东山柳 *Clethra barbinervis*	5,204	7.7	28.3	1,372	446	2.6
硬斗石栎 *Lithocarpus hancei*	2,487	12.4	42.7	483	198	2.5
石灰花楸 *Sorbus folgneri*	3,003	7.8	20.0	240	105	1.9
马醉木 *Pieris japonica*	3,393	4.0	6.6	1,110	1,294	1.6
映山红 *Rhododendron simsii*	4,472	2.1	1.8	1,374	301	1.4
秀丽槭 *Acer elegantulum*	1,000	12.5	17.2	40	30	1.4
榕叶冬青 *Ilex ficoidea*	2,113	4.9	5.8	412	260	1.4
尾叶冬青 *Ilex wilsonii*	1,920	3.9	3.7	211	82	1.3
杉木 *Cunninghamia lanceolata*	600	24.1	32.5	45	20	1.1
阿里山山矾 *Symplocos arisanensis*	1,936	4.4	4.1	410	416	1.1
马银花 *Rhododendron ovatum*	2,725	3.7	3.7	1,222	1,140	1.0

2.3 群落植被类型

总体而言，九龙山样地以常绿阔叶林为主体、兼具过渡性和镶嵌性特征。20 m大样方尺度下共划分出4种植被类型，其中常绿阔叶林占绝对优势(618个样方)；常绿与落叶阔叶混交林(88个)和针叶与阔叶混交林(38个)次之；落叶阔叶林最少，仅有6个样方(图3)。

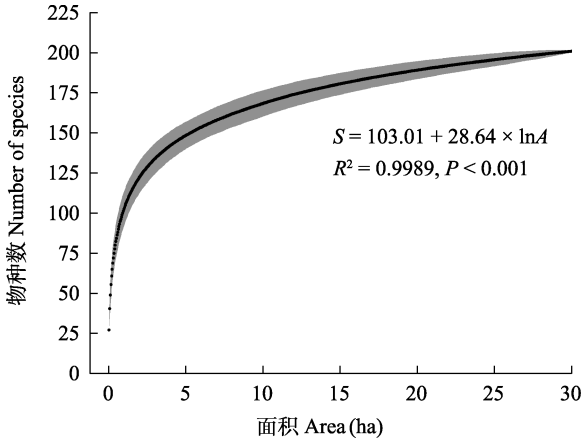


图2 九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地木本植物的种–面积曲线。阴影表示95%的置信区间。

Fig. 2 Species–area curve of woody plants in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot. The shaded area represents the 95% confidence interval.

2.4 群落结构

2.4.1 径级结构

九龙山样地木本植物的平均DBH为6.8 cm (1–128 cm)，总体径级分布呈典型倒“J”型，小径级个体(1 cm ≤ DBH < 5 cm)占绝对优势(占总个体数的53.4%)，5 cm ≤ DBH ≤ 10 cm的个体仅占27.6%，DBH > 10 cm的个体约占19%，其中 > 30 cm的个体仅占1.4% (图4a)。

9个优势种的径级结构表现出明显差异(图5)。林下灌木类物种，包括尖连蕊茶、浙江红山茶和云和新木姜子(*Neolitsea aurata* var. *paraciculata*)，均呈典型“L”型分布，小径级个体(1 cm ≤ DBH < 5 cm)占绝对主导地位，占比分别为82.6%、73.8%和94.6%。鹿角杜鹃径级分布呈偏左单峰型，平均DBH为4.7 cm，小径级个体(1 cm ≤ DBH < 5 cm)占比为61.4%，大径级个体(DBH > 10 cm)占1.8%，最

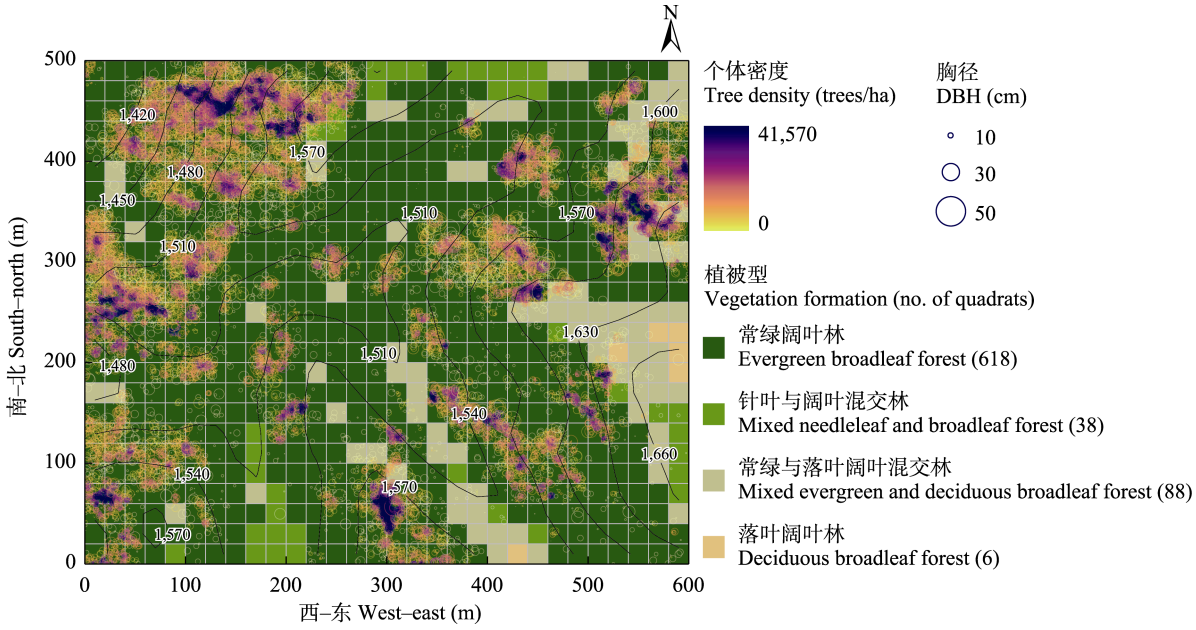


图3 九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地20 m × 20 m样方植被类型与猴头杜鹃(*Rhododendron simiarum*)空间分布。每个圆圈代表1个猴头杜鹃个体，其颜色表示该个体周围同种个体的局部密度(基于最优带宽的核密度估计计算并进行了边界校正)；其直径与胸径成正比。

Fig. 3 Vegetation formations of 20 m × 20 m quadrats and the spatial distribution of *Rhododendron simiarum* in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot. Different colored polygons represent distinct vegetation formations. Each circle denotes an individual of *R. simiarum*, with its color indicating the local density of conspecific individuals surrounding that individual, estimated using kernel density estimation with an optimal bandwidth and edge correction. Circle diameter is proportional to individual diameter at breast height (DBH).

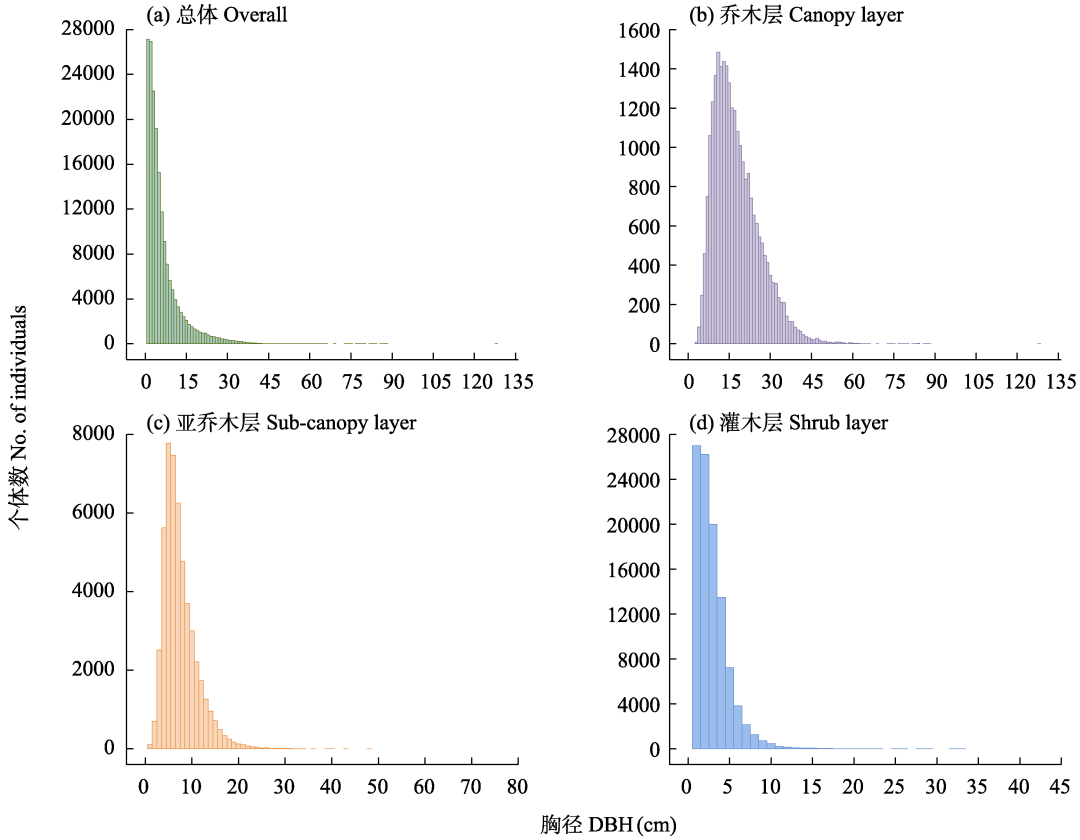


图4　九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地木本植物总体和各垂直层级径级分布

Fig. 4　DBH-class distribution for the overall community and different vertical layers in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot

大DBH达31.6 cm。相较之下，猴头杜鹃呈现出向上层乔木过渡的趋势，平均DBH为7.9 cm，最大DBH为48.4 cm；其个体主要集中于5–10 cm径级，占比达43.0%，而DBH > 10 cm的个体占28.7%。乔木类树种，如木荷、褐叶青冈和多脉青冈(*Cyclobalanopsis multinervis*)呈多峰型径级结构，DBH > 10 cm的个体比例分别为70.5%、60.1%和45.0%。相比之下，黄山松则呈单峰型分布，大径级个体(DBH > 10 cm)占绝对优势(94.0%)，幼树数量较少(1 cm ≤ DBH < 5 cm的个体仅占1.4%)。

2.4.2　垂直结构

九龙山样地森林群落垂直分层明显。乔木层平均层高11.0 m，共记录134个物种，包括常见种12个、偶见种37个和稀有种85个，该层稀有种比例在3层中最高，占比63.4%。优势种为木荷、黄山松和多脉青冈，三者胸高断面积占本层总量的54.1%。亚乔木层平均高度6.3 m，共有153个物种，常见种、偶见种和稀有种占比分别为15.7%、21.6%和62.7%，主要优势种为猴头杜鹃、鹿角杜鹃和华东山柳(*Clethra barbinervis*)，三者胸高断面积约占该层总量的56.3%。灌木层平均层高3.5 m，共记录177个物种，包括34个常见种、45个偶见种和98个稀有种。该层优势种与亚乔木层类似，主要包括鹿角杜鹃、猴头杜鹃和浙江红山茶，三者胸高断面积占比约50.7%(附录1，附录2)。

不同垂直层次的径级结构差异明显(图4b–d)。其中，乔木层共记录个体25,878株，平均DBH为18.2 cm，最大128.0 cm；径级结构呈单峰型，个体主要集中于10–25 cm径级，DBH > 10 cm的个体占84.5%，5–10 cm径级占15.1%，DBH < 5 cm的个体仅占0.4%。亚乔木层共记录个体50,612株，平均DBH为7.9 cm，最大48.4 cm；径级分布呈左偏单峰型，峰值位于5–10 cm径级，占总个体数的60.1%。灌木层共记录个体103,043株，平均DBH为3.3 cm，最大

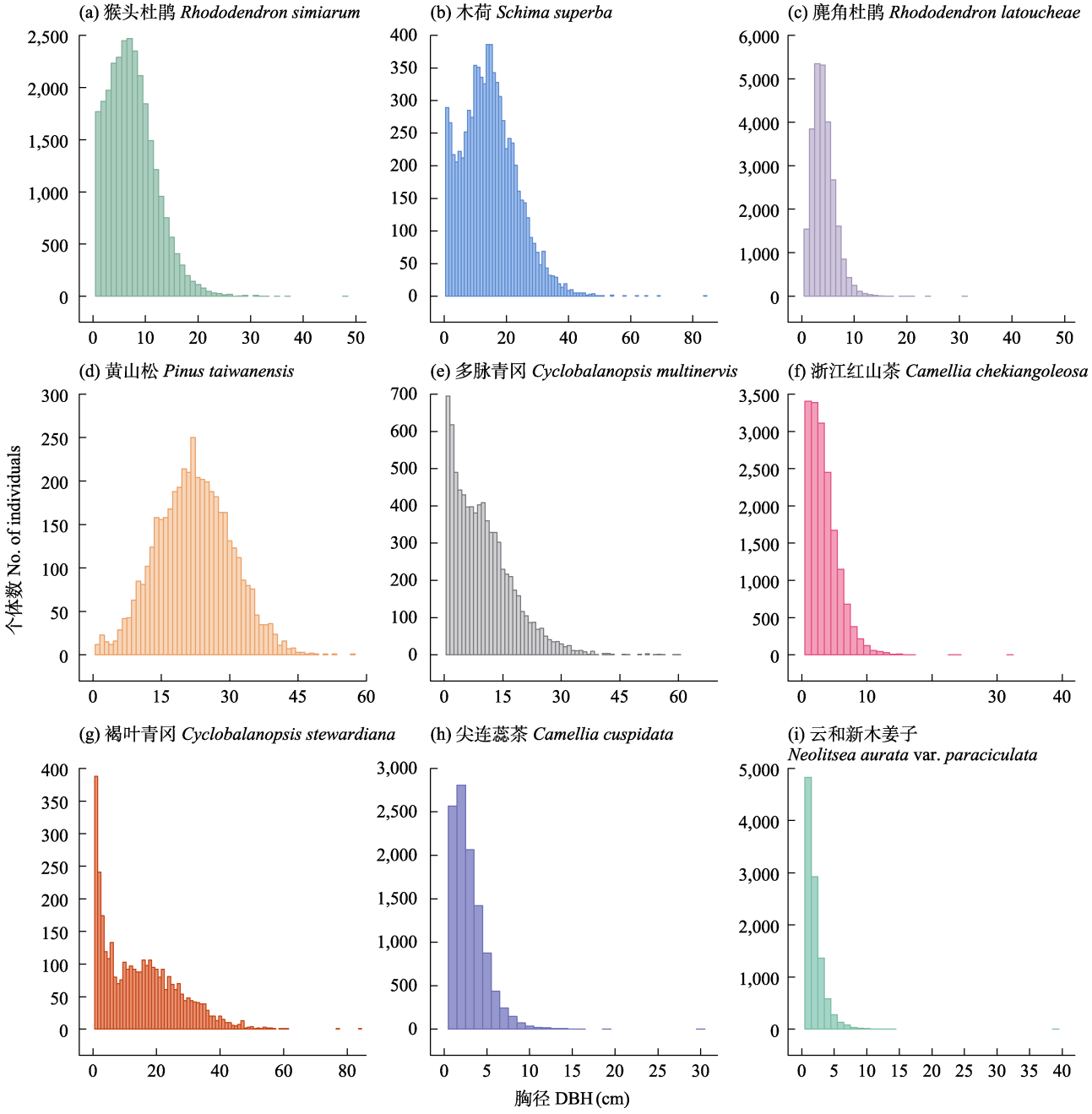


图5　九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地9种优势木本植物的径级分布

Fig. 5　DBH-class distributions of nine dominant woody species in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot

33.0 cm; 径级结构呈“L”型, 小径级个体占绝对优势(1 cm ≤ DBH < 5 cm的个体比例高达84.2%)。

2.5　植物区系特征

九龙山样地植物区系以热带成分占优势, 但在属级层面温带成分比例更高。其中, 热带成分共有25科38属, 分别占总科数和总属数的51.0%和39.6%。在热带成分中, 以泛热带分布类群最多(13科9属), 其次为热带亚洲和热带美洲间断分布(6科10属)。温带成分共有16科55属, 分别占总科数和总属数的32.7%和57.3%, 以北温带分布为主(11科22属), 并包含少量东亚和北美洲间断分布类型(4科21属)。此外, 世界广布成分共有7科2属, 中国特有成分1科(金缕梅科)、1属(杉木属*Cunninghamia*)(表3)。

表3　九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地木本植物科、属区系组成

Table 3　Floristic composition of woody plants in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot at the family and genus levels

分布区类型 Distribution areal types	科数 No. of families	属数 No. of genera
1. 世界分布 Cosmopolitan	7	2
2. 泛热带分布 Pantropic	13	9
3. 热带亚洲和热带美洲间断分布 Tropical Asia and tropical America disjuncted	6	10
4. 旧世界热带分布 Old world tropical	2	3
5. 热带亚洲至热带大洋洲分布 Tropical Asia to tropical Australasia	2	4
6. 热带亚洲至热带非洲分布 Tropical Asia to tropical Africa	1	0
7. 热带亚洲分布 Tropical Asia	1	12
热带成分小计(2–7) Subtotal of tropical elements (2–7)	25	38
8. 北温带分布 North temperate	11	22
9. 东亚和北美洲间断分布 East Asia and North America disjuncted	4	21
10. 旧世界温带 Old world temperate	0	1
11. 温带亚洲分布 Temperate Asia	0	0
12. 地中海区、西亚至中亚分布 Mediterranean, West Asia to Central Asia	0	1
13. 中亚分布 Central Asia	0	0
14. 东亚分布 East Asia	1	10
温带成分小计(8–14) Subtotal of temperate elements (8–14)	16	55
15. 中国特有分布 Endemic to China	1	1
总计 Total	49	96

2.6　生境类型特征及稀有种关联

MRT将九龙山样地划分为5种生境类型，其中总磷、有效钠、坡向和坡度是区分不同生境类型的关键环境因子。低磷、低钠、阳坡生境为样地内的主要生境类型(223个样方)，低磷、高钠生境所占比例最低(81个样方)。总体上，土壤养分与地形共同塑造了样地内的生境格局，反映出中山地带常绿阔叶林生境较强的空间异质性(附录3，附录4)。

3　讨论

本研究基于九龙山样地首次系统调查数据分析了群落的物种组成、结构特征、植被类型和生境类型。总体而言，该样地物种丰富且群落结构复杂，能够较全面地反映中山地带原生林的物种组成特征。与已有的中亚热带森林动态监测样地相比，九龙山样地在区系组成、优势类群及稀有种比例等方面均表现出较为鲜明的中山地带特色。

3.1　物种组成与区系特征

九龙山样地地处海拔较高、地形起伏明显、环境异质性较强的中山地区，且长期未受明显人为干扰，呈现典型的中山原生林物种组成特征。样地内木本植物物种丰富，共记录201种。种–面积曲线表明物种数先在初期快速增加，随后逐渐趋于平稳，这提示30 ha样地能够较好代表该区域中山森林群落的物种组成特征。样地内常绿与落叶树种比例接近，分别为50.7%和49.3%，与古田山样地较为接近(祝燕等，2008)；但与天童样地相比(杨庆松等，2011)，本样地落叶树种比例相对较高；与同属中山地区但纬度更高的八大公山(59.9%) (秦运芝等，2018)和神农架(81.2%) (魏嘉欣等，2024)样地相比，本样地内落叶树种比例明显较低。尽管如此，样地中常绿阔叶树种的重要值仍占明显优势(69.5%)。九龙山样地主要建群类群包括壳斗科、山茶科和杜鹃花科，其中青冈属植物(如多脉青冈、褐叶青冈)是样地内常绿阔叶林的主要建群树种。山茶科在样地内分布广泛，既包括乔木层物种(如木荷)，也包括灌木层物种(如浙江红山茶、尖连蕊茶)。杜鹃花科在垂直结构上呈多层分布，其中特殊的猴头杜鹃矮曲林主要生长于山脊及其附近的暴露坡地(图5)，植株矮化、枝干扭曲，林下几乎无其他木本或草本植物，地表细根发达，土层较薄，磷元素相对缺乏(附录4)。这种极端生境下形成的群落结构在其他中亚热

带常绿阔叶林中鲜有报道, 体现了九龙山中山特殊生境条件下群落外貌与物种组成的独特性。

样地内稀有种比例高达51.2%, 高于古田山(37.10%) (祝燕等, 2008)、天童(36.18%) (杨庆松等, 2011)、百山祖(35.58%) (刘啸林等, 2024)、车八岭(43.9%) (吴智宏等, 2021)等亚热带常绿阔叶林样地以及哀牢山中山湿性常绿阔叶林样地(47.10%) (温韩东等, 2018), 仅次于南亚热带鼎湖山样地(52.40%) (叶万辉等, 2008)。稀有种多分布于磷含量较高的生境中(附录3, 附录4)。中山地区复杂的环境梯度形成了较多特殊过渡微生境, 可能是本样地稀有种比例高于低海拔样地的重要原因之一。在本样地中, 这一特征表现为具有高磷和陡坡特征的过渡微生境(5型)中, 每公顷稀有种个体数较高(附录4)。本研究仅从生境类型初步探究了九龙山样地中稀有种比例较高的原因, 未来研究可进一步从群落组成、土壤条件和菌根特征等多角度分析其生态机制, 并评估稀有种对群落结构、功能及生态系统稳定性的潜在贡献。

样地内植被呈现出热带-温带过渡性区系特征。在科级层面, 热带成分占优势(51.0%), 温带成分次之(32.7%)。本样地热带成分比例明显高于木林子常绿与落叶阔叶混交林样地(42.6%) (姚兰等, 2016)和秦岭(38.2%) (谢峰淋等, 2019)、神农架(43.2%) (魏嘉欣等, 2024)等落叶阔叶林样地。而在属层面则表现出相反的趋势(热带成分为39.6%, 温带成分为57.3%)。与古田山(43.6%) (祝燕等, 2008)、天童(42.6%) (杨庆松等, 2011)等低海拔亚热带常绿阔叶林样地相比, 九龙山样地中温带属成分占比更高, 区系结构更接近百山祖样地(55.3%) (刘啸林等, 2024); 但与神农架样地(78.5%) (魏嘉欣等, 2024)相比, 九龙山样地仍保留了更多热带属成分。综上, 九龙山样地在科、属两个层级上呈现出热带与温带成分占优格局相反的特征, 既不同于东部低海拔亚热带样地以热带成分占优势的区系特点, 亦区别于神农架和木林子等温带性质更强的中山样地, 反映出该地区木本植物组成在纬度与海拔组合上的独特性。

3.2 群落径级与垂直结构特征

九龙山样地个体密度为5,984株/ha, 与古田山样地(5,863株/ha)相当(祝燕等, 2008); 高于天童(4,730株/ha) (杨庆松等, 2011)、车八岭(4,275株/ha) (吴智宏等, 2021)和鼎湖山(3,573株/ha) (叶万辉等, 2008)样地; 而低于乌岩岭次生林样地(7,933株/ha) (仲磊等, 2015)。群落整体胸径分布呈倒“J”型, 小径级(1 cm ≤ DBH < 5 cm)个体占比高达53.4%, 幼树更新充足。与乌岩岭(仲磊等, 2015)和东白山(李桥等, 2022)等次生林样地相比, 九龙山样地中大径级个体比例更高, 也保留了较高比例的小径级个体, 径级结构连续性更强。

优势种的径级分布进一步揭示了群落结构特征。多脉青冈胸径分布呈多峰型, 表明种群处于持续更新状态; 作为群落演替早期至中期阶段的代表性物种, 黄山松的径级呈右偏单峰分布, 大径级个体占主导, 幼树个体相对较少, 表明种群更新受到限制。灌木层中, 以山茶科灌木(如浙江红山茶、尖连蕊茶等)为代表的物种多呈“L”型径级分布, 个体数量多而大径级个体少。值得注意的是, 本样地中鹿角杜鹃的径级分布格局呈偏左单峰型, 与百山祖样地中“L”型径级分布存在差异(刘啸林等, 2024)。

样地内群落垂直层次分明, 不同层次优势种组成差异明显。乔木层以木荷、黄山松和多脉青冈等为优势种; 亚乔木层与灌木层则主要由杜鹃花科、山茶科和樟科植物构成。这种上层阔叶乔木、下层杜鹃类灌木的多层结构在中亚热带常绿阔叶林中较为典型(宋永昌等, 2015), 有助于维持群落的物种多样性与结构稳定性(楼一恺等, 2021)。九龙山样地具有中等个体密度、连续倒“J”型径级结构和垂直分层结构(Yoda et al., 1963; 包维楷和刘照光, 2002), 共同反映出该样地较为独特的群落结构特征。

3.3 群落植被类型

常绿阔叶林是九龙山的地带性植被类型, 在保护区内分布广泛, 海拔500–1,650 m均有分布(潘金贵和韦直, 1995)。样地内各植被类型的空间分布进一步体现了中山地带群落结构的异质性。常绿阔叶林在样地内呈连续分布, 是构成样地主体的植被类型。该类型主要位于海拔1,400–1,500 m之间, 最高可达1,653 m, 这与山脊上形成的猴头杜鹃矮曲林有关。随着海拔的升高, 针叶成分逐渐增多(常绿针叶与阔叶混交林)。当海拔超过1,600 m后, 落叶成分明显增多, 形成常绿与落叶阔叶混交林和落叶阔叶林。落叶成分亦在样地西北角及中部沟谷出现, 并

与常绿阔叶林随地形呈镶嵌分布。这种植被类型格局区别于低海拔古田山样地以常绿阔叶林和常绿针叶与阔叶混交林为主的植被类型(赖江山等, 2010)。

4 结论

本研究基于九龙山样地首次调查数据, 分析了其物种组成、区系特征、群落结构、植被类型和生境类型。结果表明: (1)该样地木本植物丰富, 杜鹃花科、山茶科和壳斗科为优势类群; (2)植物区系呈热带向温带过渡特征; (3)群落结构完整, 垂直分层明显, 径级分布呈典型倒“J”型; (4)植被类型以常绿阔叶林为主, 呈过渡性与镶嵌性; (5) MRT将样地划分为5种生境类型, 总磷、有效钠、坡向和坡度为关键驱动因子, 反映了中山地区较强的生境异质性。与低海拔亚热带常绿阔叶林样地相比, 九龙山样地具有明显特征: 稀有种比例高(51.2%); 科级与属级区系成分中热带和温带成分呈相反优势格局; 不同植被类型随地形呈镶嵌分布; 特殊生境发育猴头杜鹃矮曲林。综上, 九龙山样地较好代表了中亚热带中山原生常绿阔叶林的物种组成、群落结构与植被分异特征, 填补了我国东部中山地带原生常绿阔叶林长期动态监测的空白, 为后续长期监测、跨区域比较及群落维持机制研究提供了基础。

致谢: 感谢浙江九龙山国家级自然保护区管理中心在样地建设和调查过程中给予的大力支持和帮助! 感谢谷来鸿、杜成、王兴辰、李承蔚、杨洪涛、周文龙、曾其铄、谢家杰、汤瑞麒、郑蓉等40多位来自浙江大学和浙江师范大学等单位的研究生, 以及赖林福、姜淦冰、姜兴福、赖桢熙、赖正林等20多位民工师傅在样地选址和建设、野外调查、数据录入和整理校对等工作中做出的重要贡献! 同时, 感谢温州大学丁炳扬教授在物种鉴定方面给予的指导! 感谢浙江大学丁平教授和东华大学孙义方教授在样地选址和建设中提供的帮助!

参考文献

Anderegg WRL, Trugman AT, Badgley G, Anderson CM, Bartuska A, Ciais P, Cullenward D, Field CB, Freeman J, Goetz SJ, Hicke JA, Huntzinger D, Jackson RB, Nickerson J, Pacala S, Randerson JT (2020) Climate-driven risks to the climate mitigation potential of forests. Science, 368, eaaz7005.

Anderson-Teixeira KJ, Davies SJ, Bennett AC, Gonzalez-Akre EB, Muller-Landau HC, Joseph Wright S, Abu Salim K, Almeyda Zambrano AM, Alonso A, Baltzer JL, Basset Y, Bourg NA, Broadbent EN, Brockelman WY, Bunyavejchewin S, Burslem DFRP, Butt N, Cao M, Cardenas D, Chuyong GB, Clay K, Cordell S, Dattaraja HS, Deng XB, Detto M, Du XJ, Duque A, Erikson DL, Ewango CEN, Fischer GA, Fletcher C, Foster RB, Giardina CP, Gilbert GS, Gunatilleke N, Gunatilleke S, Hao ZQ, Hargrove WW, Hart TB, Hau BCH, He FL, Hoffman FM, Howe RW, Hubbell SP, Inman-Narahari FM, Jansen PA, Jiang MX, Johnson DJ, Kanzaki M, Kassim AR, Kenfack D, Kibet S, Kinnaird MF, Korte L, Kral K, Kumar J, Larson AJ, Li YD, Li XK, Liu SR, Lum SKY, Lutz JA, Ma KP, Maddalena DM, Makana JR, Malhi Y, Marthews T, Mat Serudin R, McMahon SM, McShea WJ, Memiaghe HR, Mi XC, Mizuno T, Morecroft M, Myers JA, Novotny V, de Oliveira AA, Ong PS, Orwig DA, Ostertag R, den Ouden J, Parker GG, Phillips RP, Sack L, Sainge MN, Sang WG, Sri-Ngernyuang K, Sukumar R, Sun IF, Sungpalee W, Suresh HS, Tan S, Thomas SC, Thomas DW, Thompson J, Turner BL, Uriarte M, Valencia R, Vallejo MI, Vicentini A, Vrška T, Wang XH, Wang XG, Weiblen G, Wolf A, Xu H, Yap S, Zimmerman J (2015) CTFS-ForestGEO: A worldwide network monitoring forests in an era of global change. Global Change Biology, 21, 528–549.

Bao WK, Liu ZG (2002) Community features of the primary and naturally secondary evergreen broad-leaved forests in Mt. Wawu in Sichuan, China. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 8, 120–126. (in Chinese with English abstract) [包维楷, 刘照光 (2002) 四川瓦屋山原生和次生常绿阔叶林的群落学特征. 应用与环境生物学报, 8, 120–126.]

Condit R (1998) Tropical Forest Census Plots: Methods and Results from Barro Colorado Island, Panama and a Comparison with Other Plots. Springer, Berlin.

Davies SJ, Abiem I, Abu Salim K, Aguilar S, Allen D, Alonso A, Anderson-Teixeira K, Andrade A, Arellano G, Ashton PS, Baker PJ, Baker ME, Baltzer JL, Basset Y, Bissiengou P, Bohlman S, Bourg NA, Brockelman WY, Bunyavejchewin S, Burslem DFRP, Cao M, Cárdenas D, Chang LW, Chang-Yang CH, Chao KJ, Chao WC, Chapman H, Chen YY, Chisholm RA, Chu CJ, Chuyong GB, Clay K, Comita LS, Condit R, Cordell S, Dattaraja HS, de Oliveira AA, den Ouden J, Detto M, Dick C, Du XJ, Duque Á, Ediriweera S, Ellis EC, Obiang NLE, Esufali S, Ewango CEN, Fernando ES, Filip J, Fischer GA, Foster R, Giambelluca T, Giardina C, Gilbert GS, Gonzalez-Akre E, Gunatilleke IAUN, Gunatilleke CVS, Hao ZQ, Hau BCH, He FL, Ni HW, Howe RW, Hubbell SP, Huth A,

Inman-Narahari F, Itoh A, Janík D, Jansen PA, Jiang MX, Johnson DJ, Jones FA, Kanzaki M, Kenfack D, Kiratiprayoon S, Král K, Krizel L, Lao S, Larson AJ, Li YD, Li XK, Litton CM, Liu Y, Liu SR, Lum SKY, Luskin MS, Lutz JA, Luu HT, Ma KP, Makana JR, Malhi Y, Martin A, McCarthy C, McMahon SM, McShea WJ, Memiaghe H, Mi XC, Mitre D, Mohamad M, Monks L, Muller-Landau HC, Musili PM, Myers JA, Nathalang A, Ngo KM, Norden N, Novotny V, O'Brien MJ, Orwig D, Ostertag R, Papathanassiou K, Parker GG, Pérez R, Perfecto I, Phillips RP, Pongpattananurak N, Pretzsch H, Ren HB, Reynolds G, Rodriguez LJ, Russo SE, Sack L, Sang WG, Shue J, Singh A, Song GM, Sukumar R, Sun IF, Suresh HS, Swenson NG, Tan S, Thomas SC, Thomas D, Thompson J, Turner BL, Uowolo A, Uriarte M, Valencia R, Vandermeer J, Vicentini A, Visser M, Vrska T, Wang XG, Wang XH, Weiblen GD, Whitfeld TJS, Wolf A, Wright SJ, Xu H, Yao TL, Yap SL, Ye WH, Yu MJ, Zhang MH, Zhu DG, Zhu L, Zimmerman JK, Zuleta D (2021) ForestGEO: Understanding forest diversity and dynamics through a global observatory network. Biological Conservation, 253, 108907.

De'ath G (2006) mvpart: Multivariate partitioning. R package version 1.2–4. https://CRAN.R-project.org/package=mvpart. (accessed on 2026-05-09)

Editorial Board of Flora of Zhejiang New Edition (2021) Flora of Zhejiang (New Edition), Vols. 2–8. Zhejiang Science and Technology Publishing House, Hangzhou. (in Chinese) [浙江植物志(新编)编辑委员会 (2021) 浙江植物志(新编)(第2–8卷). 浙江科学技术出版社, 杭州.]

Graham CH, Carnaval AC, Cadena CD, Zamudio KR, Roberts TE, Parra JL, McCain CM, Bowie RCK, Moritz C, Baines SB, Schneider CJ, VanDerWal J, Rahbek C, Kozak KH, Sanders NJ (2014) The origin and maintenance of montane diversity: Integrating evolutionary and ecological processes. Ecography, 37, 711–719.

Guo K, Fang JY, Wang GH, Tang ZY, Xie ZQ, Shen ZH, Wang RQ, Qiang S, Liang CZ, Da LJ, Yu D (2020) A revised scheme of vegetation classification system of China. Chinese Journal of Plant Ecology, 44, 111–127. (in Chinese with English abstract) [郭柯, 方精云, 王国宏, 唐志尧, 谢宗强, 沈泽昊, 王仁卿, 强胜, 梁存柱, 达良俊, 于丹 (2020) 中国植被分类系统修订方案. 植物生态学报, 44, 111–127.]

Hooper DU, Adair EC, Cardinale BJ, Byrnes JEK, Hungate BA, Matulich KL, Gonzalez A, Duffy JE, Gamfeldt L, O'Connor MI (2012) A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. Nature, 486, 105–108.

Hubbell SP, Foster RB (1986) Commonness and rarity in a neotropical forest, implications for tropical tree conservation. In: Conservation Biology, The Science of Scarcity and Diversity (ed. Soulé ME), pp. 105–131. Sinauer, Sunderland.

Immerzeel WW, Lutz AF, Andrade M, Bahl A, Biemans H, Bolch T, Hyde S, Brumby S, Davies BJ, Elmore AC, Emmer A, Feng M, Fernández A, Haritashya U, Kargel JS, Koppes M, Kraaijenbrink PDA, Kulkarni AV, Mayewski PA, Nepal S, Pacheco P, Painter TH, Pellicciotti F, Rajaram H, Rupper S, Sinisalo A, Shrestha AB, Viviroli D, Wada Y, Xiao C, Yao T, Baillie JEM (2020) Importance and vulnerability of the world's water towers. Nature, 577, 364–369.

John R, Dalling JW, Harms KE, Yavitt JB, Stallard RF, Mirabello M, Hubbell SP, Valencia R, Navarrete H, Vallejo M, Foster RB (2007) Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 104, 864–869.

Keenan TF, Williams CA (2018) The terrestrial carbon sink. Annual Review of Environment and Resources, 43, 219–243.

Krishnadas M, Kumar A, Comita LS (2016) Environmental gradients structure tropical tree assemblages at the regional scale. Journal of Vegetation Science, 27, 1117–1128.

Lai JS, Mi XC, Ren HB, Ma KP (2010) Numerical classification of associations in subtropical evergreen broad-leaved forest based on multivariate regression trees—A case study of 24 hm^2 Gutianshan forest plot in China. Chinese Journal of Plant Ecology, 34, 761–769. (in Chinese with English abstract) [赖江山, 米湘成, 任海保, 马克平 (2010) 基于多元回归树的常绿阔叶林群丛数量分类—以古田山24公顷森林样地为例. 植物生态学报, 34, 761–769.]

Li Q, Fan QP, Tang ZS, Meng J, Zhang MD, Wang YQ, Li MH, Zhong L, Chen JH (2022) Community composition and structure dynamics of secondary coniferous and broad-leaved mixed forest in Dongbaishan, Zhejiang Province. Guihaia, 42, 1067–1076. (in Chinese with English abstract) [李桥, 范清平, 唐战胜, 孟杰, 张敏德, 王云泉, 李铭红, 仲磊, 陈建华 (2022) 浙江东白山次生针阔混交林群落组成及结构动态. 广西植物, 42, 1067–1076.]

Linares-Palomino R, Ponce Alvarez SI (2005) Tree community patterns in seasonally dry tropical forests in the Cerros de Amotape Cordillera, Tumbes, Peru. Forest Ecology and Management, 209, 261–272.

Liu JL, Wei BL, Wu YN, Zheng YM, Liu JL, Ni J, Yu MJ, Zheng ZH (2023) Size structure and spatial association of different species of an evergreen broad-leaved forest in Jiulong Mountain, Zhejiang Province. Journal of Zhejiang A&F University, 40, 598–607. (in Chinese with English abstract) [刘菊莲, 韦博良, 吴雁南, 郑英茂, 刘金亮, 倪健, 于明坚, 郑子洪 (2023) 浙江九龙山常绿阔叶林不同物种的径级结构及空间关联. 浙江农林大学学报, 40, 598–607.]

Liu JL, Xia HJ, Zheng ZH, Wang YQ, Chen JH, Ni J, Yu MJ, Zheng WC, Liu LB (2024) Plant life history strategies vary in subtropical forests with different disturbance histories: An

assessment of biodiversity, biomass, and functional traits. Frontiers in Plant Science, 14, 1230149.

Liu LB, Guan XY, Wang YQ, Chen JH, Liu JL, Yu SS, Zheng ZH, Yu MJ (2025) Intermediate anthropogenic disturbances boost taxonomic and phylogenetic diversities but reduce functional diversity in subtropical forests of eastern China. Plants, 14, 2529.

Liu XL, Wu YG, Zhang MH, Chen XR, Zhu ZC, Chen DY, Dong S, Li BH, Ding BY, Liu Y (2024) Community composition and structure of a 25-ha forest dynamics plot of subtropical forest in Baishanzu, Zhejiang Province. Biodiversity Science, 32, 23294. (in Chinese with English abstract) [刘啸林, 吴友贵, 张敏华, 陈小荣, 朱志成, 陈定云, 董舒, 李步杭, 丁炳扬, 刘宇 (2024) 浙江百山祖25 ha亚热带森林动态监测样地群落组成与结构特征. 生物多样性, 32, 23294.]

Lou YK, Fan Y, Dai QL, Wang ZY, Ku WP, Zhao MS, Yu SQ (2021) Relationship between vertical structure and overall species diversity in an evergreen deciduous broad-leaved forest community of Tianmu Mountain Natural Reserve. Acta Ecologica Sinica, 41, 8568–8577. (in Chinese with English abstract) [楼一恺, 范忆, 戴其林, 王铮屹, 库伟鹏, 赵明水, 余树全 (2021) 天目山常绿落叶阔叶林群落垂直结构与群落整体物种多样性的关系. 生态学报, 41, 8568–8577.]

Ma KP (2011) Assessing progress of biodiversity conservation with monitoring approach. Biodiversity Science, 19, 125–126. (in Chinese) [马克平 (2011) 监测是评估生物多样性保护进展的有效途径. 生物多样性, 19, 125–126.]

Pan JG, Wei Z (1995) Studies on Natural Resources of Jiulongshan Nature Reserve in Zhejiang. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [潘金贵, 韦直 (1995) 浙江省九龙山自然保护区自然资源研究. 中国林业出版社, 北京.]

Qin YZ, Zhang JX, Liu JM, Liu MT, Wan D, Wu H, Zhou Y, Meng HJ, Xiao ZQ, Huang HD, Xu YZ, Lu ZJ, Qiao XJ, Jiang MX (2018) Community composition and spatial structure in the Badagongshan 25-ha forest dynamics plot in Hunan Province. Biodiversity Science, 26, 1016–1022. (in Chinese with English abstract) [秦运芝, 张佳鑫, 刘检明, 刘梦婷, 万丹, 吴浩, 周阳, 孟红杰, 肖之强, 黄汉东, 徐耀粘, 卢志军, 乔秀娟, 江明喜 (2018) 湖南八大公山25 ha常绿落叶阔叶混交林动态监测样地群落组成与空间结构. 生物多样性, 26, 1016–1022.]

Rahbek C, Borregaard MK, Antonelli A, Colwell RK, Holt BG, Nogués-Bravo D, Rasmussen CMØ, Richardson K, Rosing MT, Whittaker RJ, Fjeldså J (2019a) Building mountain biodiversity: Geological and evolutionary processes. Science, 365, 1114–1119.

Rahbek C, Borregaard MK, Colwell RK, Dalsgaard B, Holt BG, Morueta-Holme N, Nogués-Bravo D, Whittaker RJ, Fjeldså J (2019b) Humboldt's enigma: What causes global patterns of mountain biodiversity? Science, 365, 1108–1113.

Song YC (2001) Vegetation Ecology. East China Normal University Press, Shanghai. (in Chinese) [宋永昌 (2001) 植被生态学. 华东师范大学出版社, 上海.]

Song YC, Yan ER, Song K (2015) Synthetic comparison of eight dynamics plots in evergreen broadleaf forests, China. Biodiversity Science, 23, 139–148. (in Chinese with English abstract) [宋永昌, 阎恩荣, 宋坤 (2015) 中国常绿阔叶林8大动态监测样地植被的综合比较. 生物多样性, 23, 139–148.]

Stein A, Gerstner K, Kreft H (2014) Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. Ecology Letters, 17, 866–880.

Tang XL, Zhao X, Bai YF, Tang ZY, Wang WT, Zhao YC, Wan HW, Xie ZQ, Shi XZ, Wu BF, Wang GX, Yan JH, Ma KP, Du S, Li SG, Han SJ, Ma YX, Hu HF, He NP, Yang YH, Han WX, He HL, Yu GR, Fang JY, Zhou GY (2018) Carbon pools in China's terrestrial ecosystems: New estimates based on an intensive field survey. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 115, 4021–4026.

Tang ZY, Qiao XJ, Fang JY (2009) Species–area relationship in biological communities. Biodiversity Science, 17, 549–559. (in Chinese with English abstract) [唐志尧, 乔秀娟, 方精云 (2009) 生物群落的种–面积关系. 生物多样性, 17, 549–559.]

Wang CT (2005) Study on rare and endangered flora in Jiulongshan Nature Reserve of Zhejiang Province. Subtropical Plant Science, 34(3), 53–56. (in Chinese with English abstract) [王昌腾 (2005) 浙江九龙山自然保护区珍稀濒危植物区系研究. 亚热带植物科学, 34(3), 53–56.]

Wang LH, Wei FL, Tagesson T, Fang ZX, Svenning JC (2025) Transforming forest management through rewilding: Enhancing biodiversity, resilience, and biosphere sustainability under global change. One Earth, 8, 101195.

Wang WW, Mi XC, Wang NN, Ren HB, Tang ZX, Zhang ZN, Ma KP, Chen L (2024) Plant diversity dataset of the 24-ha Zhejiang Gutianshan subtropical evergreen broad-leaved forest dynamics plot (2005–2020). Biodiversity Science, 32, 24417. (in Chinese with English abstract) [王巍伟, 米湘成, 王宁宁, 任海保, 唐治喜, 张主宁, 马克平, 陈磊 (2024) 2005–2020年浙江古田山24 ha亚热带常绿阔叶林动态监测样地植物多样性数据集. 生物多样性, 32, 24417.]

Wang XF, Mi XC, Wang XH, Jiang MX, Yang T, Zhang J, Shen ZH (2023) Comparison of woody plant diversity in the evergreen broad-leaved forest in mid-subtropical China. Biodiversity Science, 31, 23296. (in Chinese with English abstract) [王晓凤, 米湘成, 王希华, 江明喜, 杨涛, 张健, 沈泽昊 (2023) 中国中亚热带常绿阔叶林群落木本植物多样性比较. 生物多样性, 31, 23296.]

Wang YQ, Tian L, Zhong L, Yang HB, Jin HB, Liu CX, Li MH, Chen JH (2015) Community structure and species diversity of *Schima superba–Pinus massoniana* communities in Dongbaishan Nature Reserve. Journal of Zhejiang University (Science Edition), 42, 38–46. (in

Chinese with English abstract) [王云泉, 田磊, 仲磊, 杨海炳, 金航标, 刘常幸, 李铭红, 陈建华 (2015) 东白山自然保护区木荷–马尾松群落结构及物种多样性分析. 浙江大学学报(理学版), 42, 38–46.]

Wei JX, Jiang ZG, Yang LS, Xiong HH, Jin JJ, Luo FL, Li JH, Wu H, Xu YZ, Qiao XJ, Wei XZ, Yao H, Yu HL, Yang JY, Jiang MX (2024) Community composition and structure in a 25-ha mid-subtropical mountain deciduous broad-leaved forest dynamics plot in Shennongjia, Hubei, China. Biodiversity Science, 32, 23338. (in Chinese with English abstract) [魏嘉欣, 姜治国, 杨林森, 熊欢欢, 金胶胶, 罗方林, 李杰华, 吴浩, 徐耀粘, 乔秀娟, 魏新增, 姚辉, 余辉亮, 杨敬元, 江明喜 (2024) 湖北神农架中亚热带山地落叶阔叶林25 ha动态监测样地群落物种组成与结构特征. 生物多样性, 32, 23338.]

Weiskopf SR, Isbell F, Arce-Plata MI, Di Marco M, Harfoot M, Johnson J, Lerman SB, Miller BW, Morelli TL, Mori AS, Weng ES, Ferrier S (2024) Biodiversity loss reduces global terrestrial carbon storage. Nature Communications, 15, 4354.

Wen HD, Lin LX, Yang J, Hu YH, Cao M, Liu YH, Lu ZY, Xie YN (2018) Species composition and community structure of a 20 hm^2 plot of mid-mountain moist evergreen broad-leaved forest on the Mts. Ailaoshan, Yunnan Province, China. Chinese Journal of Plant Ecology, 42, 419–429. (in Chinese with English abstract) [温韩东, 林露湘, 杨洁, 胡跃华, 曹敏, 刘玉洪, 鲁志云, 谢有能 (2018) 云南哀牢山中山湿性常绿阔叶林20 hm^2动态样地的物种组成与群落结构. 植物生态学报, 42, 419–429.]

Wu YY, Zheng J, Gao J, He XR, Liu XL, Chen YY, Liu JC, Li CX (2025) Functional diversity explains ecosystem carbon storage in subtropical forests. Global Change Biology, 31, e70120.

Wu ZH, Wang Z, Luan FC, Shu ZF, Li BH (2021) Community composition and floral characteristics of the Chebaling 20 hm^2 forest dynamic plot in a mid-subtropical evergreen broad-leaved forest. Forestry and Environmental Science, 37, 86–91. (in Chinese with English abstract) [吴智宏, 王梓, 栾福臣, 束祖飞, 李步杭 (2021) 车八岭20 hm^2中亚热带常绿阔叶林监测样地群落物种组成和区系特征. 林业与环境科学, 37, 86–91.]

Wu ZY (1980) Vegetation of China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [吴征镒 (1980) 中国植被. 科学出版社, 北京.]

Wu ZY (1991) The areal-types of Chinese genera of seed plants. Acta Botanica Yunnanica, 13(Suppl. IV), 1–139. (in Chinese with English abstract) [吴征镒 (1991) 中国种子植物属的分布区类型. 云南植物研究, 13(增刊IV), 1–139.]

Wu ZY, Sun H, Zhou ZK, Li DZ, Peng H (2011) Floristics of Seed Plants from China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [吴征镒, 孙航, 周浙昆, 李德铢, 彭华 (2011) 中国种子植物区系地理. 科学出版社, 北京.]

Wu ZY, Zhou ZK, Li DZ, Peng H, Sun H (2003) The areal-types of the world families of seed plants. Acta Botanica Yunnanica, 25, 245–257. (in Chinese with English abstract) [吴征镒, 周浙昆, 李德铢, 彭华, 孙航 (2003) 世界种子植物科的分布区类型系统. 云南植物研究, 25, 245–257.]

Xie FL, Zhou Q, Shi H, Shu X, Zhang KR, Li T, Feng SY, Zhang QF, Dang HS (2019) Species composition and community characteristics of a 25-ha forest dynamics plot in deciduous broad-leaved forest, Qinling Mountains, north-central China. Biodiversity Science, 27, 439–448. (in Chinese with English abstract) [谢峰淋, 周全, 史航, 舒枭, 张克荣, 李涛, 冯水园, 张全发, 党海山 (2019) 秦岭落叶阔叶林25 ha森林动态监测样地物种组成与群落特征. 生物多样性, 27, 439–448.]

Xie YH (2007) The application of the classification and regression tree based on the package rpart in R-language. Statistics & Information Forum, 22(5), 67–70. (in Chinese with English abstract) [谢益辉 (2007) 基于R软件rpart包的分类与回归树应用. 统计与信息论坛, 22(5), 67–70.]

Xu XH, Wang WW, Mi XC, Chen L, Ma KP (2023) The Chinese Forest Biodiversity Monitoring Network: 20-year achievements and outlook. Biodiversity Science, 31, 23354. (in Chinese with English abstract) [徐学红, 王巍伟, 米湘成, 陈磊, 马克平 (2023) 中国森林生物多样性监测网络(CForBio): 二十年进展与展望. 生物多样性, 31, 23354.]

Yang QS, Ma ZP, Xie YB, Zhang ZG, Wang ZH, Liu HM, Li P, Zhang N, Wang DL, Yang HB, Fang XF, Yan ER, Wang XH (2011) Community structure and species composition of an evergreen broad-leaved forest in Tiantong's 20-ha dynamic plot, Zhejiang Province, eastern China. Biodiversity Science, 19, 215–223. (in Chinese with English abstract) [杨庆松, 马遵平, 谢玉彬, 张志国, 王樟华, 刘何铭, 李萍, 张娜, 王达力, 杨海波, 方晓峰, 阎恩荣, 王希华 (2011) 浙江天童20 ha常绿阔叶林动态监测样地的群落特征. 生物多样性, 19, 215–223.]

Yao L, Cui GF, Yi YM, Huang YT, Feng G, Liu JC, Ai XR (2016) Species diversity of woody plants in Mulinzi Nature Reserve of Hubei Province. Scientia Silvae Sinicae, 52(1), 1–9. (in Chinese with English abstract) [姚兰, 崔国发, 易咏梅, 黄永涛, 冯广, 刘峻城, 艾训儒 (2016) 湖北木林子保护区大样地的木本植物多样性. 林业科学, 52(1), 1–9.]

Ye WH, Cao HL, Huang ZL, Lian JY, Wang ZG, Li L, Wei SG, Wang ZM (2008) Community structure of a 20 hm^2 lower subtropical evergreen broadleaved forest plot in Dinghushan, China. Journal of Plant Ecology (Chinese Version), 32, 274–286. (in Chinese with English abstract) [叶万辉, 曹洪麟, 黄忠良, 练琚愉, 王志高, 李林, 魏识广, 王章明 (2008) 鼎湖山南亚热带常绿阔叶林20公顷样地群落特征研究. 植物生态学报, 32, 274–286.]

Yoda K, Kira T, Ogawa H, Hozumi K (1963) Self-thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions. Journal of Biology, Osaka City University, 14, 107–129.

Yu SS, Wu Q, Liao JW, Wang XC, Ding D, Zheng R, Liu LB, Chen JH, Liu JL, Wang YQ, Yu MJ (2025) Effects of arbuscular mycorrhizal dominance on taxonomic and phylogenetic beta diversity across vertical strata in a subtropical forest. Frontiers in Plant Science, 16, 1675828.

Zhang LW, Mi XC, Shao HB, Ma KP (2011) Strong plant–soil associations in a heterogeneous subtropical broad-leaved forest. Plant and Soil, 347, 211–220.

Zhejiang Jiulongshan National Nature Reserve Scientific Survey Team (2023) Scientific Survey Report of the Zhejiang Jiulongshan National Nature Reserve. Administration Center of Zhejiang Jiulongshan National Nature Reserve, Lishui, Zhejiang. (in Chinese) [浙江九龙山国家级自然保护区科学考察项目组 (2023) 浙江九龙山国家级自然保护区科学考察报告. 浙江九龙山国家级自然保护区管理中心, 浙江丽水.]

Zhong L, Chang-Yang CH, Lu P, Gu XP, Lei ZP, Cai YB, Zheng FD, Sun IF, Yu MJ (2015) Community structure and species composition of the secondary evergreen broad-leaved forest: The analyses for a 9-ha forest dynamics plot in Wuyanling Nature Reserve, Zhejiang Province, East China. Biodiversity Science, 23, 619–629. (in Chinese with English abstract) [仲磊, 张杨家豪, 卢品, 顾雪萍, 雷祖培, 蔡延奔, 郑方东, 孙义方, 于明坚 (2015) 次生常绿阔叶林的群落结构与物种组成: 基于浙江乌岩岭9 ha森林动态样地. 生物多样性, 23, 619–629.]

Zhu Y, Zhao GF, Zhang LW, Shen GC, Mi XC, Ren HB, Yu MJ, Chen JH, Chen SW, Fang T, Ma KP (2008) Community composition and structure of Gutianshan forest dynamic plot in a mid-subtropical evergreen broad-leaved forest, East China. Journal of Plant Ecology (Chinese version), 32, 262–273. (in Chinese with English abstract) [祝燕, 赵谷风, 张俪文, 沈国春, 米湘成, 任海保, 于明坚, 陈建华, 陈声文, 方腾, 马克平 (2008) 古田山中亚热带常绿阔叶林动态监测样地——群落组成与结构. 植物生态学报, 32, 262–273.]

(责任编委: 米湘成　责任编辑: 黄祥忠)

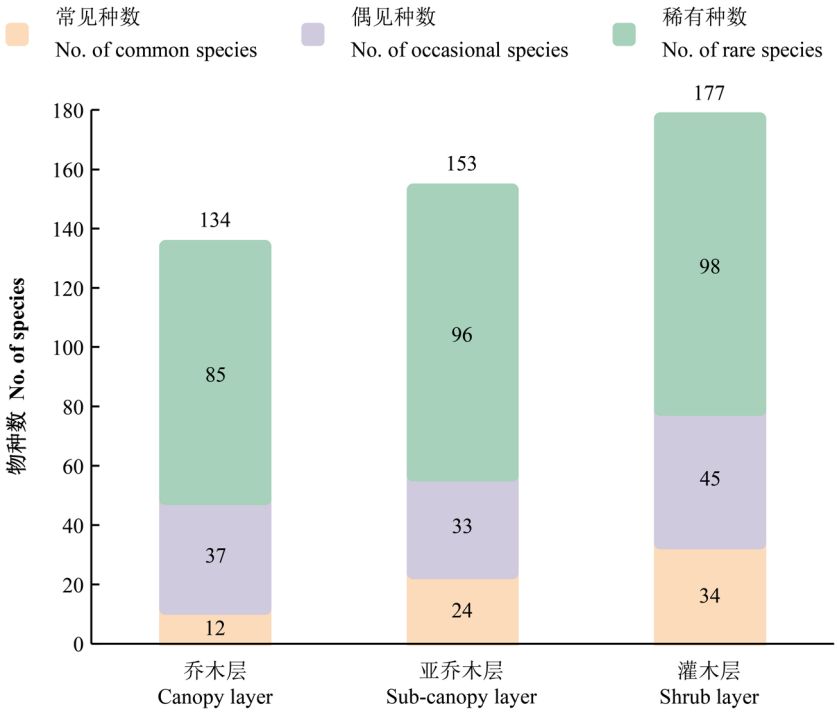
附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026022

附录1　九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地不同垂直层次重要值(%)最高的前五种木本植物

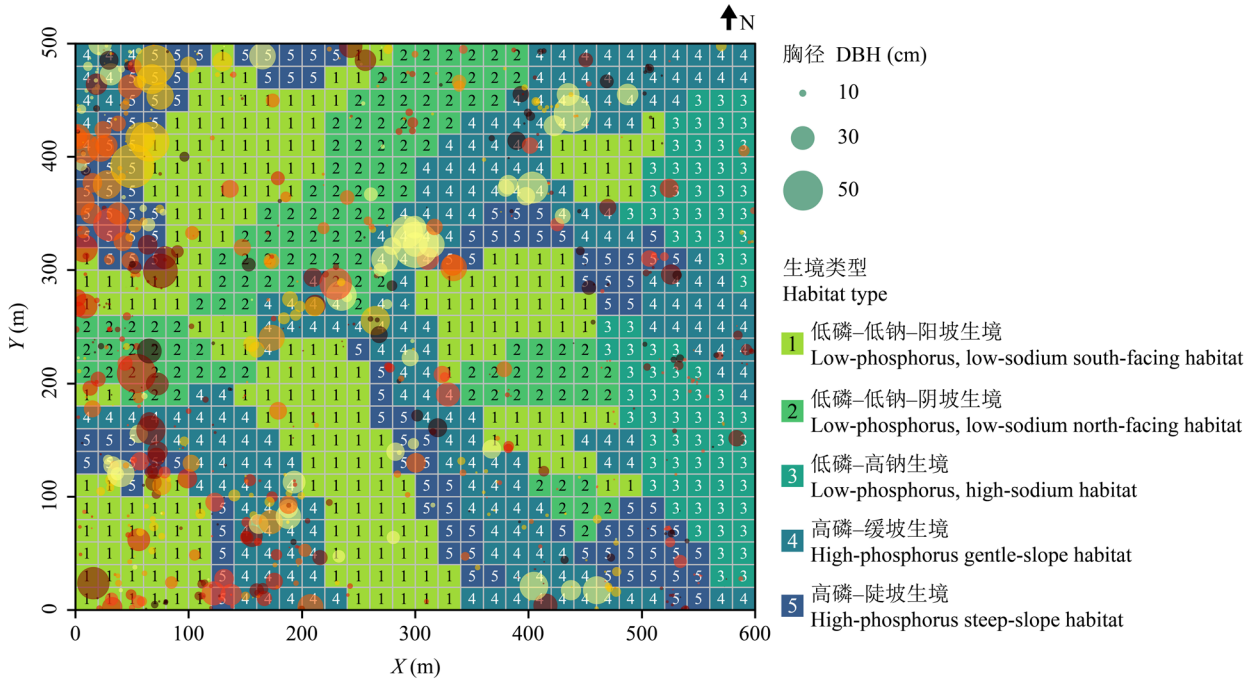
Appendix 1　Top five woody species with the highest importance values (*IV*) across different vertical layers in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot

垂直分层结构 Vertical stratification	物种名 Species name	独立个体数 No. of individuals	平均胸径 Mean DBH (cm)	胸高断面积 Basal area (m^2)	萌枝数 No. of sprouts	分枝数 No. of ramifications	重要值 *IV* (%)
乔木层 Canopy layer	木荷 *Schima superba*	5,028	19.25	167.90	602	327	16.27
	黄山松 *Pinus taiwanensis*	3,833	24.44	195.15	8	58	15.02
	多脉青冈 *Cyclobalanopsis multinervis*	3,333	16.24	82.01	249	200	10.37
	褐叶青冈 *Cyclobalanopsis stewardiana*	1,840	23.46	93.17	322	187	8.25
	硬斗石栎 *Lithocarpus hancei*	1,494	17.19	39.23	139	39	5.36
亚乔木层 Sub-canopy layer	猴头杜鹃 *Rhododendron simiarum*	15,007	9.74	128.37	5,362	4,085	25.76
	麂角杜鹃 *Rhododendron latoucheae*	8,975	6.21	29.84	2,948	952	11.29
	浙江红山茶 *Camellia chekiangoleosa*	3,390	6.38	12.03	286	88	5.49
	华东山柳 *Clethra barbinervis*	3,219	7.79	17.02	1,041	192	5.48
	多脉青冈 *Cyclobalanopsis multinervis*	2,258	8.84	17.13	857	397	5.32
灌木层 Shrub layer	麂角杜鹃 *Rhododendron latoucheae*	17,070	3.80	22.75	6,079	6,348	13.44
	猴头杜鹃 *Rhododendron simiarum*	10,898	4.58	24.58	2,209	11,913	11.74
	浙江红山茶 *Camellia chekiangoleosa*	13,260	3.17	13.30	6,035	5,678	9.67
	尖连蕊茶 *Camellia cuspidata*	9,766	3.08	9.31	4,260	4,729	7.09
	岩柃 *Eurya saxicola*	7,265	3.63	8.97	4,160	2,462	6.03



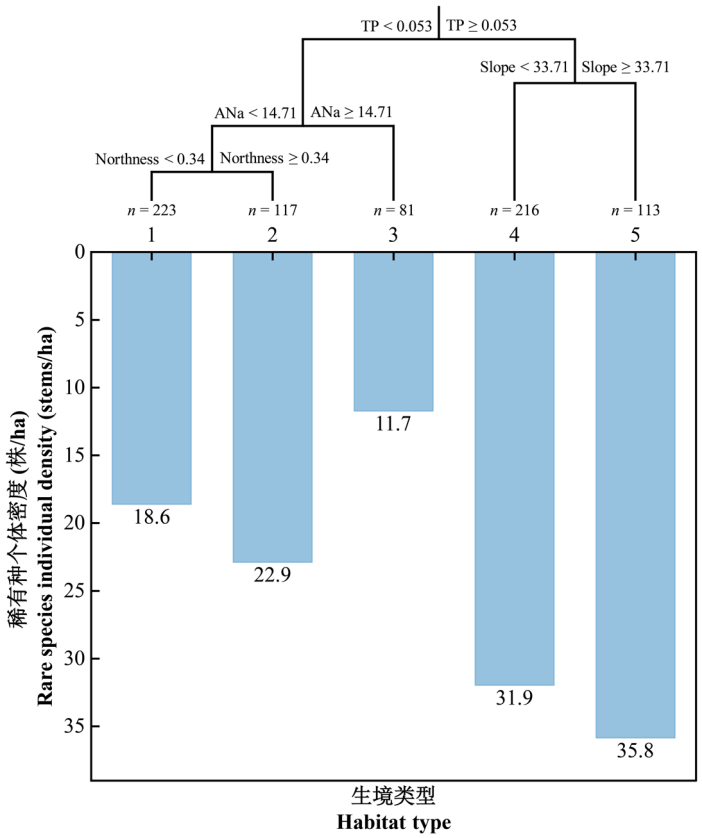
附录2　九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地各垂直层次物种组成

Appendix 2　Species composition across vertical layers in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot



附录3　基于多元回归树的九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地20 m × 20 m样方尺度生境分类结果及稀有种空间分布。不同颜色圆点表示不同稀有种的分布位置。

Appendix 3　Habitat classification of 20 m quadrats and spatial distribution of rare species in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot based on multivariate regression trees. Circles with different colors represent different species.



附录4　九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地的生境类型多元回归树划分结果及各生境类型内稀有种个体密度(株/ha)。图中“TP”表示总磷; “ANa”表示有效钠; “Slope”表示坡度; “Northness”表示坡向的余弦值。

Appendix 4　Habitat classification based on multivariate regression tree in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot and rare species stem density within each habitat type (stems/ha). In the figure, TP denotes total phosphorus; ANa denotes available sodium; Slope denotes slope gradient; and Northness denotes the cosine of aspect, i.e., cos(aspect).

孔旗威, 王云泉, 余水生, 毛志斌, 刘菊莲, 卞玉宣, 廖建伟, 刘立斌, 周文婕, 巫东豪, 陈建华, 杨冬梅, 倪健, 于明坚 (2026) 浙江九龙山中山常绿阔叶林 30 ha 动态监测样地物种组成和群落结构. 生物多样性, 34, 26022. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026022.

附录5　九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地重要值 ≥ 1%的优势物种组成(DBH ≥ 10 cm)

Appendix 5　Dominant species composition with importance value (*IV*) ≥ 1% in the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot (DBH ≥ 10 cm)

物种名 Species name	独立个体数 No. of individuals	平均胸径 Mean DBH (cm)	胸高断面积 Basal area (m^2)	萌枝数 No. of sprouts	分枝数 No. of ramifications	重要值 *IV* (%)
猴头杜鹃 *Rhododendron simiarum*	8,230	13.39	122.35	940	2,938	14.03
木荷 *Schima superba*	5,460	19.16	178.54	584	298	13.80
黄山松 *Pinus taiwanensis*	4,229	23.61	203.12	9	63	12.76
多脉青冈 *Cyclobalanopsis multinervis*	3,575	16.93	91.61	311	267	9.01
褐叶青冈 *Cyclobalanopsis stewardiana*	2,116	22.78	100.78	436	268	7.32
硬斗石栎 *Lithocarpus hancei*	1,492	17.66	40.50	137	39	4.43
华东山柳 *Clethra barbinervis*	1,188	12.20	14.31	116	34	3.14
石灰花楸 *Sorbus folgneri*	878	13.93	14.28	59	16	2.53
秀丽槭 *Acer elegantulum*	594	17.77	16.22	35	15	2.42
杉木 *Cunninghamia lanceolata*	542	25.96	32.26	17	7	1.92
鹿角杜鹃 *Rhododendron latoucheae*	504	11.59	5.48	34	25	1.69
三桠乌药 *Lindera obtusiloba*	331	14.17	5.53	27	9	1.28
黄山木兰 *Magnolia cylindrica*	223	23.88	11.30	37	8	1.27
披针叶茴香 *Illicium lanceolatum*	402	12.98	5.51	16	5	1.26
雷公鹅耳枥 *Carpinus viminea*	260	19.08	8.25	16	6	1.14
短尾石栎 *Lithocarpus brevicaudatus*	297	19.36	9.70	22	3	1.13
浙江红山茶 *Camellia chekiangoleosa*	282	11.77	3.17	28	21	1.12
具柄冬青 *Ilex pedunculosa*	226	14.77	4.14	60	16	1.01

附录6　九龙山中山常绿阔叶林30 ha动态监测样地与其他亚热带森林动态监测样地特征的比较

Appendix 6　Comparison of characteristics between the Jiulongshan 30-ha mid-montane evergreen broadleaf forest dynamics plot and other subtropical forest dynamics plots

样地名称 Name of plot	经纬度 Longitude, Latitude	海拔范围 Elevation range (m)	年平均气温 Mean annual air temperature (℃)	年降水 Annual precipitation (mm)	样地面积 Area of plot (ha)	物种数量 No. of species	稀有种数量/比例 No. and percentage of rare species	落叶树种数量/比例 No. and percentage of deciduous tree species	每公顷个体数量 Individuals per ha	植被类型 Vegetation type	数据来源 Reference
九龙山 Jiulongshan	118.87° E, 28.34° N	1,391–1,682	16.2	1,856	30	201	103/51.2%	99/49.3%	5,984	EB	本研究
古田山 Gutianshan	121.86° E, 29.99° N	446–715	15.3	1,964	24	159	59/37.1%	79/49.7%	5,863	EB	祝燕等, 2008
天童山 Tiantongshan	118.12° E, 29.28° N	304–603	16.2	1,375	20	152	55/36.2%	69/42.8%	4,730	EB	杨庆松等, 2011
百山祖 Baishanzu	119.07° E, 27.68° N	1,437–1,660	12.8	2,342	25	163	58/35.6%	73/44.8%	8,422	EB	刘啸林等, 2024
乌岩岭 Wuyanling	119.67° E, 27.70° N	869–1,144	14.0	2,196	9	200	59/29.5%	75/37.5%	7,933	EB	仲磊等, 2015
车八岭 Chebaling	114.25° E, 24.72° N	429–560	19.6	1,468	20	230	101/43.9%	–	4,275	EB	吴智宏等, 2021
八大公山 Badagongshan	110.09° E, 29.78° N	1,355–1,456	11.5	2,105	25	232	103/44.4%	139/59.9%	7,463	EDB	秦运芝等, 2018
哀牢山 Ailaoshan	101.03° E, 24.53° N	2,472–2,628	11.3	1,778	20	104	49/47.1%	23/22.8%	2,208	EB	温韩东等, 2018
神农架 Shennongjia	110.4° E, 31.4° N	1,824–2,158	12.0	–	25	149	44/29.5%	121/81.2%	2,442	DB	魏嘉欣等, 2024
鼎湖山 Dinghushan	112.51° E, 23.19° N	230–470	20.9	1,985	20	210	110/52.4%	–	3,580	EB	叶万辉等, 2008
木林子 Mulinzi	109.98° E, 29.92° N	平均 1,700	15.5	1,700–1,900	15	228	116/50.9%	–	5,613	EDB	姚兰等, 2016

木林子样地和鼎湖山样地的经纬度分别为木林子国家级自然保护区和鼎湖山国家级自然保护区的经纬度。“EB”代表常绿阔叶林; “EDB”代表常绿与落叶阔叶混交林; “DB”代表落叶阔叶林。

The geographic coordinates of the Mulinzi and Dinghushan forest dynamics plots are based on those of the Mulinzi and Dinghushan national nature reserves, respectively. “EB” stands for evergreen broadleaf forest; “EDB” stands for evergreen and deciduous broadleaf mixed forest; and “DB” stands for deciduous broadleaf forest.

参考文献

Liu XL, Wu YG, Zhang MH, Chen XR, Zhu ZC, Chen DY, Dong S, Li BH, Ding BY, Liu Y (2024) Community composition and structure of a 25-ha forest dynamics plot of subtropical forest in Baishanzu, Zhejiang Province. Biodiversity Science, 32, 23294. (in Chinese with English abstract) [刘啸林, 吴友贵, 张敏华, 陈小荣, 朱志成, 陈定云, 董舒, 李步杭, 丁炳扬, 刘宇 (2024) 浙江百山祖25 ha亚热带森林动态监测样地群落组成与结构特征. 生物多样性, 32, 23294.]

Qin YZ, Zhang JX, Liu JM, Liu MT, Wan D, Wu H, Zhou Y, Meng HJ, Xiao ZQ, Huang HD, Xu YZ, Lu ZJ, Qiao XJ, Jiang MX (2018) Community composition and spatial structure in the Badagongshan 25-ha forest dynamics plot in Hunan Province. Biodiversity Science, 26, 1016–1022. (in Chinese with English abstract) [秦运芝, 张佳鑫, 刘检明, 刘梦婷, 万丹, 吴浩, 周阳, 孟红杰, 肖之强, 黄汉东, 徐耀粘, 卢志军, 乔秀娟, 江明喜 (2018) 湖南八大公山25 ha常绿落叶阔叶混交林动态监测样地群落组成与空间结构. 生物多样性, 26, 1016–1022.]

Wei JX, Jiang ZG, Yang LS, Xiong HH, Jin JJ, Luo FL, Li JH, Wu H, Xu YZ, Qiao XJ, Wei XZ, Yao H, Yu HL, Yang JY, Jiang MX (2024) Community composition and structure in a 25-ha mid-subtropical mountain deciduous broad-leaved forest dynamics plot in Shennongjia, Hubei, China. Biodiversity Science, 32, 23338. (in Chinese with English abstract) [魏嘉欣, 姜治国, 杨林森, 熊欢欢, 金胶胶, 罗方林, 李杰华, 吴浩, 徐耀粘, 乔秀娟, 魏新增, 姚辉, 余辉亮, 杨敬元, 江明喜 (2024) 湖北神农架中亚热带山地落叶阔叶林25 ha动态监测样地群落物种组成与结构特征. 生物多样性, 32, 23338.]

Wen HD, Lin LX, Yang J, Hu YH, Cao M, Liu YH, Lu ZY, Xie YN (2018) Species composition and community structure of a 20 hm^2 plot of mid-mountain moist evergreen broad-leaved forest on the Mts. Ailaoshan, Yunnan Province, China. Chinese Journal of Plant Ecology, 42, 419–429. (in Chinese with English abstract) [温韩东, 林露湘, 杨洁, 胡跃华, 曹敏, 刘玉洪, 鲁志云, 谢有能 (2018) 云南哀牢山中山湿性常绿阔叶林20 hm^2动态样地的物种组成与群落结构. 植物生态学报, 42, 419–429.]

Wu ZH, Wang Z, Luan FC, Shu ZF, Li BH (2021) Community composition and floral characteristics of the Chebaling 20 hm^2 forest dynamic plot in a mid-subtropical evergreen broad-leaved forest. Forestry and Environmental Science, 37, 86–91. (in Chinese with English abstract) [吴智宏, 王梓, 栾福臣, 束祖飞, 李步杭 (2021) 车八岭20 hm^2中亚热带常绿阔叶林监测样地群落物种组成和区系特征. 林业与环境科学, 37, 86–91.]

Yang QS, Ma ZP, Xie YB, Zhang ZG, Wang ZH, Liu HM, Li P, Zhang N, Wang DL, Yang HB, Fang XF, Yan ER, Wang XH (2011) Community structure and species composition of an evergreen broad-leaved forest in Tiantong's 20-ha dynamic plot, Zhejiang Province, eastern China. Biodiversity Science, 19, 215–223. (in Chinese with English abstract) [杨庆松, 马遵平, 谢玉彬, 张志国, 王樟华, 刘何铭, 李萍, 张娜, 王达力, 杨海波, 方晓峰, 阎恩荣, 王希华 (2011) 浙江天童20 ha常绿阔叶林动态监测样地的群落特征. 生物多样性, 19, 215–223.]

Yao L, Cui GF, Yi YM, Huang YT, Feng G, Liu JC, Ai XR (2016) Species diversity of woody plants in Mulinzi Nature Reserve of Hubei Province. Scientia Silvae Sinicae, 52(1), 1–9. (in Chinese with English abstract) [姚兰, 崔国发, 易咏梅, 黄永涛, 冯广, 刘峻城, 艾训儒 (2016) 湖北木林子保护区大样地的木本植物多样性. 林业科学, 52(1), 1–9.]

Ye WH, Cao HL, Huang ZL, Lian JY, Wang ZG, Li L, Wei SG, Wang ZM (2008) Community structure of a 20 hm^2 lower subtropical evergreen broadleaved forest plot in Dinghushan, China. Chinese Journal of Plant Ecology, 32, 274–286. (in Chinese with English abstract) [叶万辉, 曹洪麟, 黄忠良, 练琚

愉, 王志高, 李林, 魏识广, 王章明 (2008) 鼎湖山南亚热带常绿阔叶林20公顷样地群落特征研究. 植物生态学报, 32, 274–286.]

Zhong L, Chang-Yang CH, Lu P, Gu XP, Lei ZP, Cai YB, Zheng FD, Sun IF, Yu MJ (2015) Community structure and species composition of the secondary evergreen broad-leaved forest: The analyses for a 9-ha forest dynamics plot in Wuyanling Nature Reserve, Zhejiang Province, East China. Biodiversity Science, 23, 619–629. (in Chinese with English abstract) [仲磊, 张杨家豪, 卢品, 顾雪萍, 雷祖培, 蔡延奔, 郑方东, 孙义方, 于明坚 (2015) 次生常绿阔叶林的群落结构与物种组成: 基于浙江乌岩岭9 ha森林动态样地. 生物多样性, 23, 619–629.]

Zhu Y, Zhao GF, Zhang LW, Shen GC, Mi XC, Ren HB, Yu MJ, Chen JH, Chen SW, Fang T, Ma KP (2008) Community composition and structure of Gutianshan Forest Dynamic Plot in a mid-subtropical evergreen broad-leaved forest, East China. Chinese Journal of Plant Ecology, 32, 262–273. (in Chinese with English abstract) [祝燕, 赵谷风, 张俪文, 沈国春, 米湘成, 任海保, 于明坚, 陈建华, 陈声文, 方腾, 马克平 (2008) 古田山中亚热带常绿阔叶林动态监测样地——群落组成与结构. 植物生态学报, 32, 262–273.]

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26117, pages 1–13
doi: 10.17520/biods.2026117
cstr: 32101.14.biods.2026117

•研究报告•

海南霸王岭国家级自然保护区本地和入侵草本植物功能性状海拔格局及其对气候因素的响应

李梦晴[1,2#], 何轩宇[1,2#], 门丽娜[2], 张志伟[2*], 赵彩云[1*]

1. 中国环境科学研究院生态研究所, 北京 100012; 2. 山西农业大学林学院, 山西晋中 030801

摘要: 植物功能性状反映了不同植物在不同环境条件下的生存策略和资源分配方式, 其海拔格局对于理解植物对山地环境的适应具有重要意义。目前本地和入侵草本植物功能性状对不同海拔响应的对比研究甚少。本研究基于海南霸王岭国家级自然保护区不同海拔梯度(250–1,050 m, 间隔100 m)的49个1 m × 1 m的草本样方, 对比了本地和入侵草本植物功能性状的海拔格局, 并分析了两者对气候因素的响应差异。结果表明, 整体海拔上, 入侵草本植物的株高($P < 0.001$)、叶片宽度($P < 0.001$)和叶片氮含量($P = 0.032$)显著高于本地草本植物, 但叶片长度($P = 0.003$)和叶片干重($P = 0.005$)显著低于本地草本植物。海拔区间上, 低海拔段(200–500 m)入侵草本植物的株高($P < 0.001$)显著高于本地草本植物; 中海拔段(500–800 m)入侵草本植物的叶片宽度($P = 0.008$)和株高($P = 0.012$)显著高于本地草本植物, 而叶片长度($P = 0.032$)显著低于本地草本植物; 高海拔段(800–1,100 m)入侵草本植物的叶片宽度($P = 0.019$)和叶片氮含量($P = 0.030$)显著高于本地草本植物, 而叶片长度($P = 0.011$)、叶片干重($P = 0.006$)和叶片鲜重($P = 0.033$)显著低于本地草本植物, 其余性状差异不显著。入侵草本植物的株高($P < 0.001$)、叶片长度($P < 0.001$)、叶面积($P = 0.021$)和叶片干重($P = 0.037$)与年均温呈显著正相关, 与年均降水量呈显著负相关, 而叶片氮含量呈现相反模式: 与年均温呈显著负相关, 与年均降水量呈显著正相关; 本地草本植物仅叶片宽度与气候因素存在显著相关性。本研究表明, 入侵草本植物在低海拔表现为资源获取型策略(高株高、大叶片宽度、高叶片氮含量), 中海拔性状优势进一步扩大(增加叶绿素含量和叶片湿度), 在高海拔通过物种周转筛选出高叶片氮含量的耐寒物种。方差分解结果显示, 这一生态策略的转变主要由物种周转驱动, 即不同海拔筛选出具有不同功能性状组合的物种。本地草本植物则表现为更保守的功能性状策略, 其功能性状海拔分异同样以物种周转为主导。建议将低、中海拔区域作为入侵草本植物的监测与防控重点, 同时关注高海拔区域入侵草本植物通过物种周转维持竞争力的潜在风险。

关键词: 植物功能性状; 本地草本植物; 入侵草本植物; 海拔格局; 气候因素

李梦晴, 何轩宇, 门丽娜, 张志伟, 赵彩云 (2026) 海南霸王岭国家级自然保护区本地和入侵草本植物功能性状海拔格局及其对气候因素的响应. 生物多样性, 34, 26117. doi: 10.17520/biods.2026117; cstr: 32101.14.biods.2026117.
Li MQ, He XY, Men LN, Zhang ZW, Zhao CY (2026) Elevational patterns of functional traits in native and invasive herbaceous plants and their responses to climatic factors in Bawangling National Nature Reserve, Hainan. Biodiversity Science, 34, 26117. doi: 10.17520/biods.2026117; cstr: 32101.14.biods.2026117.

Elevational patterns of functional traits in native and invasive herbaceous plants and their responses to climatic factors in Bawangling National Nature Reserve, Hainan

Mengqing Li[1,2#], Xuanyu He[1,2#], Lina Men[2], Zhiwei Zhang[2*], Caiyun Zhao[1*]

1 *Institute of Ecology, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China*
2 *College of Forestry, Shanxi Agricultural University, Jinzhong, Shanxi 030801, China*

ABSTRACT

Aims: Plant functional traits reflect species' survival strategies and patterns of resource allocation under varying

收稿日期 Received: 2026-04-07; 接受日期 Accepted: 2026-05-06
基金项目: 国家自然科学基金(32471743) Supported by the National Natural Science Foundation of China (32471743)
共同第一作者 Co-first authors
* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: zhiweizhang2012@163.com; zhaocy@craes.org.cn

environmental conditions. Understanding the elevational patterns of functional traits is crucial for elucidating how plants adapt to mountainous environments. However, comparative studies examining how the functional traits of native and invasive herbaceous plants respond to different elevations remain limited.

Methods: This study examined the elevational patterns of functional traits of native and invasive herbaceous plants and their climatic drives, based on 49 plots (1 m × 1 m) of herbaceous sampled along a 250–1,050 m elevational gradient at 100 m intervals in the Bawangling National Nature Reserve, Hainan.

Results: The results showed that across the entire elevation range, invasive herbaceous plants had significantly higher plant height ($P < 0.001$), leaf width ($P < 0.001$), and leaf nitrogen content ($P = 0.032$), but significantly lower leaf length ($P = 0.003$) and leaf dry weight ($P = 0.005$) than native herbaceous plants. At low elevations (200–500 m), invasive herbaceous plants were taller than native herbaceous plants ($P < 0.001$). At middle elevations (500–800 m), invasive herbaceous plants exhibited greater plant height ($P = 0.012$) and leaf width ($P = 0.008$) compared to native herbaceous plants, while their leaf length was significantly lower ($P = 0.032$). At high elevations (800–1,100 m), invasive herbaceous plants showed significantly higher leaf width ($P = 0.019$) and leaf nitrogen content ($P = 0.030$) than native herbaceous plants, but lower leaf length (P = 0.011), leaf dry weight ($P = 0.006$), and leaf fresh weight ($P = 0.033$) than natives. No significant differences were observed in other traits. In invasive herbaceous plants, plant height ($P < 0.001$), leaf length ($P < 0.001$), leaf area ($P = 0.021$), and leaf dry weight ($P = 0.037$) were significantly positively correlated with mean annual temperature and negatively with precipitation, whereas leaf nitrogen content exhibited an opposite pattern. Native herbaceous plants, however, only showed significant correlations between leaf width and climatic factors.

Conclusion: This study suggests that invasive herbaceous plants adopt a “resource-acquisitive” strategy at low elevations (characterized by greater height, larger leaf width, and higher leaf nitrogen content), further expanding their trait advantages at middle elevations (increasing chlorophyll content and leaf moisture). At high elevations, they select for cold-tolerant species with high leaf nitrogen through species turnover. Variance partitioning results revealed that this ecological strategy shift is primarily driven by species turnover, which filters out species with varying functional trait combinations at different elevations. In contrast, native herbaceous plants exhibit a more conservative functional trait strategies, with their elevational variation in functional traits also primarily dominated by species turnover. Results recommended to prioritize invasive species monitoring and control at low and middle elevation areas, while also being aware of the potential risk of invasive herbaceous plants maintaining their competitiveness at high elevations through species turnover.

Key words: plant functional traits; native herbaceous plants; invasive herbaceous plants; elevational pattern; climatic factors

功能性状是植物在进化过程中形成的一系列特征, 能够反映植物在不同时间和环境条件下的生存策略和资源分配方式(Violle et al., 2007)。植物通过调整不同的生态策略和功能性状组合模式适应海拔变化。为适应高海拔低温和短暂的生长季节, 植物通常采取资源保守型策略, 表现出较小的叶面积、较低的比叶面积和较高的叶干物质含量; 而在低海拔地区温暖湿润的环境下, 植物通常采取资源获取型策略, 表现为较大的比叶面积、叶面积及较低的叶干物质含量(Dubuis et al., 2013; Pérez-Harguindeguy et al., 2013; Körner et al., 2017; Pfennigwerth et al., 2017; Zhang et al., 2024)。外来入侵植物对生物多样性和生态系统功能构成了严重威胁, 其成功入侵往往与其特定的功能性状和生态策略密切相关(Tecco et al., 2010)。研究本地和入侵植物功能性状沿海拔梯度的分布格局及其背后的生态策略差异, 对于理解入侵植物对本地生物多样性的影响具有重要意义。

本地和入侵植物功能性状对环境梯度的响应模式尚未形成统一结论。一方面, 传统观点认为入侵植物具有更强的表型可塑性, 能够根据环境条件调整功能性状以适应异质生境。如在喜马拉雅山区沿400–2,400 m海拔梯度研究入侵植物树牵牛(*Ipomoea carnea* subsp. *fistulosa*)的功能性状, 发现该物种通过增加渗透调节物质、减少叶片维管束和后生木质部组织等生理响应和解剖结构的可塑性, 成功入侵从低海拔到高海拔的多样化生境(Shah et al., 2025)。另一方面, 在阿根廷山地通过对入侵植物西南栒子(*Cotoneaster franchetii*)与本地优势种南方多鳞木(*Polylepis australis*)沿环境梯度的性状对比研究对这一观点提出了挑战, 该研究发现本地种能够沿海拔梯度调整其功能性状, 而入侵种反而表现出比本地种更保守的性状策略(Tecco et

al., 2010)。Henn等(2019)在夏威夷火山国家公园的研究发现, 本地与非本地植物群落的功能性状组合差异程度取决于环境条件: 在炎热干燥的环境中, 两类植物的功能性状组合差异最大, 非本地植物主要通过较高的比叶面积和较低的叶片厚度实现“快速生长”的策略, 填补了本地植物未能占据的空缺生态位; 而在凉爽湿润的环境中, 两类植物的功能性状组合趋于一致。该研究还发现, 性状变异主要来源于物种周转而非种内变异, 表明环境过滤在群落构建中起主导作用(Henn et al., 2019)。这些相互矛盾的发现表明, 入侵植物可塑性的强弱可能因物种、环境梯度类型和研究尺度的不同而存在差异, 需要更多对比研究证据加以阐明。

海南霸王岭国家级自然保护区位于热带地区, 生物多样性丰富, 保护价值高, 但生态系统脆弱。近年来, 受到人类活动的影响, 部分外来入侵植物已侵入保护区(邓立斌等, 2013)。本研究以海南霸王岭国家级自然保护区为研究区域, 沿250–1,050 m海拔梯度设置49个样方, 通过测定本地和入侵草本植物群落的9个关键功能性状, 试图回答以下科学问题: (1)本地和入侵草本植物群落功能性状沿海拔梯度呈现何种分布格局? (2)两类植物功能性状对气候因素的响应模式有何异同? (3)观察到的性状分异格局在多大程度上归因于物种周转(环境过滤)与种内变异(可塑性)? 基于植物生态策略理论及前人研究, 我们提出两个科学假设: (1)入侵草本植物功能性状沿海拔表现出更强的可塑性, 在低海拔温暖地区表现为“资源获取型”策略(高株高、大叶面积), 在高海拔寒冷地区转变为“胁迫耐受型”策略(高叶片氮含量、高叶干物质含量); 而本地草本植物功能性状的海拔格局相对保守, 变化不显著。(2)入侵草本植物功能性状变异主要受温度因素驱动, 与气候因素呈现较强的相关性; 而本地草本植物功能性状对气候因素的响应较弱, 可能更多受生物相互作用或长期遗传适应的影响。此外, 区分物种周转与种内变异的相对贡献对于准确理解入侵成功的原因至关重要(Lepš et al., 2011)。为此, 我们进一步提出两个竞争性假设: (1)可塑性主导假设(H1): 入侵草本植物沿海拔的性状分异主要由种内性状变异驱动, 即成功入侵的物种通过个体水平的表型可塑性适应不同海拔环境。(2)环境过滤主导假设(H2): 入侵草本植物沿海拔的性状分异主要由物种周转驱动, 即不同海拔的环境筛选出具有不同性状组合的物种, 群落性状差异实为物种组成更替的副产物。通过验证上述假设, 本研究旨在揭示本地和入侵草本植物在热带岛屿山地生态系统中的生态策略分异, 为理解外来草本植物入侵机制提供功能生态学视角, 并为热带岛屿保护区的入侵草本植物管理和本地草本植物保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

海南霸王岭国家级自然保护区(18°52′–19°12′ N, 108°53′–109°20′ E)位于海南省西南部, 主要包括昌江黎族自治县的七叉镇、王下乡, 东方市的东河镇、江边乡, 以及白沙黎族自治县的青松乡, 总面积达880 km^2 (王群等, 2023)。该保护区海拔100–1,654 m, 地形以山地为主, 内部复杂多样。该地区属热带季风气候, 年均温23.6℃, 年均降水量1,500–2,000 mm, 但分布不均匀, 干湿季明显, 5–10月为雨季, 11月至翌年4月为旱季, 随着海拔的升高降水量显著增加, 湿度加大, 年平均相对湿度为84.2% (王群等, 2023)。土壤以砖红壤(以花岗岩和沙岩为母质发育而成)为代表类型, 高海拔地区砖红壤过渡成山地红壤(刘万德等, 2009)。1988年经国务院批准晋升为国家级自然保护区, 2021年10月, 随着海南热带雨林国家公园的正式设立, 该区域作为其核心组成部分纳入国家公园体系, 其中核心保护区面积690 km^2, 一般控制区面积190 km^2 (杨奕嘉等, 2025)。

2023年4月, 本研究以海南霸王岭国家级自然保护区为研究区域开展本地和入侵草本植物调查。为保障本地和入侵草本植物的连续性和丰富度, 沿海拔250–1,050 m在道路两侧每间隔100 m设置1个调查样点, 每个海拔样点设置5–6个1 m × 1 m的草本植物样方, 共设置了49个样方(图1)。采用GPS定位并记录样方经纬度和海拔等基本信息, 依据《中国外来入侵植物名录》(马金双和李惠茹, 2018)区分本地和入侵草本植物, 并明确每个外来草本植物的入侵等级, 分别为恶性入侵(1级)、严重入侵(2级)、局部入侵(3级)、一般入侵(4级)和有待观察。统计每种草本植物的株数、株高, 对每个样方内的每种草

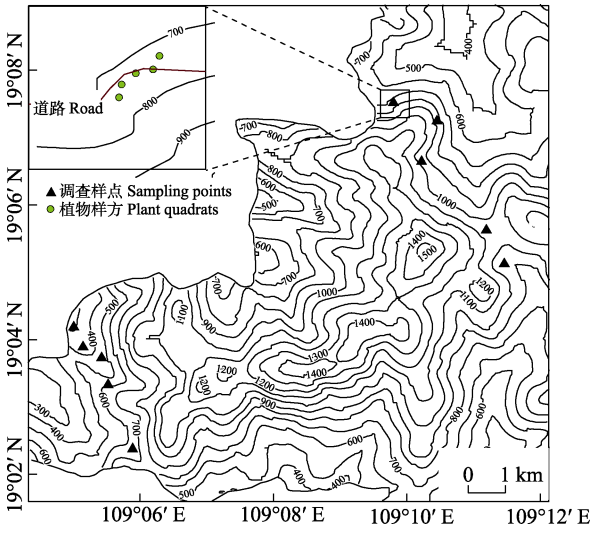


图1 海南霸王岭国家级自然保护区野外调查样方分布图
Fig. 1 Distribution map of field survey quadrats in Bawangling National Nature Reserve, Hainan

本植物随机选取3株成熟个体, 采集从上到下的第3片长势优良的成熟叶片, 装入自封袋编号后当天带回实验室进行测量。

1.2 功能性状测定

本研究综合选取反映植物资源获取与利用策略的关键功能性状(株高、叶片宽度、叶片长度、叶片氮含量、叶片干重、叶片鲜重、叶面积、叶绿素含量、叶片湿度), 以全面刻画本地和入侵草本植物的生态策略差异(Violle et al., 2007)。功能性状的测量: 使用钢卷尺测量植株高度, 即从地面基部到植株最高点的垂直距离, 每个样方内每种草本植物选取3株成熟个体, 取平均值作为该物种的株高(cm); 叶片长度(mm)、叶片宽度(mm)和叶面积(mm^2)使用便携式叶面积仪(YMJ-B型活体叶面积测定仪, 浙江托普云农科技股份有限公司)测量, 叶片湿度、叶绿素和叶片氮含量使用叶绿素仪(TYS-4N型植物营养测定仪, 浙江托普云农科技股份有限公司)测量。叶片鲜重使用0.001g电子秤进行测量, 测量完成之后将其放入烘箱(DHG-9070A型电热恒温鼓风干燥箱, 上海一恒科学仪器有限公司)烘干至恒重, 然后称量叶片干重(附录1)。

1.3 气候因素

为研究本地和入侵草本植物功能性状与环境之间的关系, 从国家青藏高原科学数据中心(https://data.tpdc.ac.cn/)下载海南省2014–2023年的气象数据集(空间分辨率为30 m)。依据各样方经纬度, 运用GIS工具提取对应的气候数据, 包括年均温(mean annual temperature, MAT)和年均降水量(mean annual precipitation, MAP)。

1.4 数据分析

本文选用群落加权平均值(community weighted mean, *CWM*)指群落内植物特征的加权平均值评价群落的动态及生态系统过程(Garnier et al., 2004), 其计算公式如下:

$$CWM = \sum_{i=1}^{s} P_i \times X_i \quad (1)$$

式中, S为物种数, P_i为调查样方内物种i的相对多度, X_i为物种i的测定性状值。

为全面解析本地和入侵草本植物群落功能性状的差异及其海拔依赖性, 本研究从3个空间层次(整体海拔区域、3个海拔区间、海拔点)分别进行比较分析。所有分析均以*CWM*作为响应变量, 以物种来源(本地/入侵)作为分组变量。同时, 为区分*CWM*沿海拔变异的来源, 采用基于固定与特定性状值对比的方差分解方法。以每个样方的实际*CWM*为特定性状值, 以各物种在所有海拔的平均性状值为固定性状值, 分析物种周转和种内变异对本地和入侵植物沿海拔梯度变化的解释量(de Bello et al., 2011; Lepš et al., 2011)。

通过线性混合模型(linear mixed model, LMM)比较本地和入侵植物群落功能性状的整体差异, 模型以物种来源(本地/入侵)为固定效应, 以海拔区间和样方海拔为随机因子(Bolker et al., 2009)。分析使用R软件的lme4包(Bates et al., 2015)和lmerTest包(Kuznetsova et al., 2017)完成。

将研究区域基于等距分组划分为3个海拔区间: 低海拔(200–500 m)、中海拔(500–800 m)和高海拔(800–1,100 m), 以保证每个区间有足够样本量, 旨在探索性状差异沿海拔是否呈现出阶段性的变化趋势。以海拔区间为随机因子, 模型形式为: 性状*CWM*~物种来源 + (1|海拔带), 如因随机效应方差过小出现奇异拟合时则采用固定效应线性模型(Bolker et al., 2009), 该层次的分析旨在揭示两类草本植物的性状差异是否随海拔梯度发生方向性或程度上的变化。

为更精细地解析本地和入侵草本植物功能性

状的差异随海拔的变化趋势，在每个海拔点(250 m、350 m、450 m、550 m、650 m、750 m、850 m、950 m、1,050 m)上，分别采用独立样本*t*检验比较两类草本植物的性状差异(Westerband et al., 2025)，旨在识别性状差异发生反转或显著变化的关键海拔节点。

本研究采用R 4.5.2软件进行统计分析。利用tidyverse包(Wickham et al., 2019a)进行数据清洗与整理；采用一元线性回归模型分别分析各性状与年均温和年均降水量的关系：以各性状值为响应变量，以年均温或年均降水量为解释变量，对本地和入侵草本植物分别拟合回归方程，并检验回归斜率的显著性，回归模型的拟合优度以决定系数R^2评价。基于回归结果，采用R软件的forestplot包(Gordon & Lumley, 2026)和ggplot2包(Wickham et al., 2019b)绘制森林图，以直观展示各功能性状与气候因素的标准化回归系数及其95%置信区间。

2 结果

2.1 草本植物群落组成

本研究共记录入侵草本植物20种，隶属10科17属(表1)，其中，菊科种类最多，有8种，占比达到入侵草本植物总数的40.0%；其次为豆科、大戟科和酢浆草科，各有2种；其他科均为1种。绝大多数入侵草本植物来自热带地区。另外，本研究记录到51种本地草本植物(附录2)，隶属25科47属，其中禾本科植物最多，有14种，占本地草本植物总数的27.5%；其次为菊科，有6种，占比11.8%。

2.2 本地和入侵草本植物群落功能性状比较

线性混合模型研究结果显示，入侵草本植物群落的株高($P < 0.001$)、叶片宽度($P < 0.001$)和叶片氮含量($P = 0.032$)均显著高于本地草本植物(图2a, b, d)，但叶片长度($P = 0.003$)和叶片干重($P = 0.005$)显著低于本地草本植物(图2c, e)。

2.3 本地和入侵草本植物群落功能性状海拔差异

不同海拔区间的对比发现，入侵草本植物的株高在低海拔($P < 0.001$)和中海拔($P = 0.012$)区间显著高于本地草本植物(图3a)；叶片宽度在中海拔($P = 0.008$)和高海拔($P = 0.019$)区间显著高于本地草本植物(图3b)；叶片氮含量在高海拔区间显著高于本地草本植物($P = 0.030$) (图3d)；叶片长度在中海拔($P = 0.032$)和高海拔($P < 0.011$)区间显著低于

表1 海南霸王岭国家级自然保护区入侵草本植物

Table 1 Invasive herbaceous plants in Bawangling National Nature Reserve, Hainan

物种 Species	科 Family	属 Genus	原产地 Origin	入侵等级 Invasion grade
苏门白酒草 *Erigeron sumatrensis*	菊科 Asteraceae	飞蓬属 *Erigeron*	南美洲 South America	1级 Level 1
小蓬草 *Erigeron canadensis*	菊科 Asteraceae	飞蓬属 *Erigeron*	北美洲 North America	1级 Level 1
鬼针草 *Bidens pilosa*	菊科 Asteraceae	鬼针草属 *Bidens*	美洲 America	1级 Level 1
飞机草 *Chromolaena odorata*	菊科 Asteraceae	飞机草属 *Chromolaena*	热带美洲 Tropical America	1级 Level 1
假臭草 *Praxelis clematidea*	菊科 Asteraceae	假臭草属 *Praxelis*	巴西南部 Southern Brazil	1级 Level 1
野茼蒿 *Crassocephalum crepidioides*	菊科 Asteraceae	野茼蒿属 *Crassocephalum*	热带非洲 Tropical Africa	2级 Level 2
金腰箭 *Synedrella nodiflora*	菊科 Asteraceae	金腰箭属 *Synedrella*	热带美洲 Tropical America	2级 Level 2
羽芒菊 *Tridax procumbens*	菊科 Asteraceae	羽芒菊属 *Tridax*	墨西哥和热带美洲 Mexico and Tropical America	2级 Level 2
含羞草 *Mimosa pudica*	豆科 Fabaceae	含羞草属 *Mimosa*	热带美洲 Tropical America	2级 Level 2
巴西含羞草 *Mimosa diplotricha*	豆科 Fabaceae	含羞草属 *Mimosa*	热带美洲 Tropical America	2级 Level 2
蓖麻 *Ricinus communis*	大戟科 Euphorbiaceae	蓖麻属 *Ricinus*	热带美洲 Tropical America	2级 Level 2
飞扬草 *Euphorbia hirta*	大戟科 Euphorbiaceae	大戟属 *Euphorbia*	热带美洲 Tropical America	2级 Level 2
黄花酢浆草 *Oxalis corymbosa*	酢浆草科 Oxalidaceae	酢浆草属 *Oxalis*	南非 South Africa	4级 Level 4
红花酢浆草 *Oxalis corniculata*	酢浆草科 Oxalidaceae	酢浆草属 *Oxalis*	南美热带地区 Tropical South America	4级 Level 4
小叶冷水花 *Pilea microphylla*	荨麻科 Urticaceae	冷水花属 *Pilea*	热带美洲 Tropical America	4级 Level 4
红毛草 *Melinis repens*	禾本科 Poaceae	糖蜜草属 *Melinis*	南非 South Africa	3级 Level 3
少花龙葵 *Solanum americanum*	茄科 Solanaceae	茄属 *Solanum*	美洲 America	3级 Level 3
青葙 *Celosia argentea*	苋科 Amaranthaceae	青葙属 *Celosia*	印度 India	1级 Level 1
刺芹 *Eryngium foetidum*	伞形科 Apiaceae	刺芹属 *Eryngium*	热带和亚热带美洲 Tropical and Subtropical America	有待观察 To be observed
墨苜蓿 *Richardia scabra*	茜草科 Rubiaceae	墨苜蓿属 *Richardia*	美洲 America	有待观察 To be observed

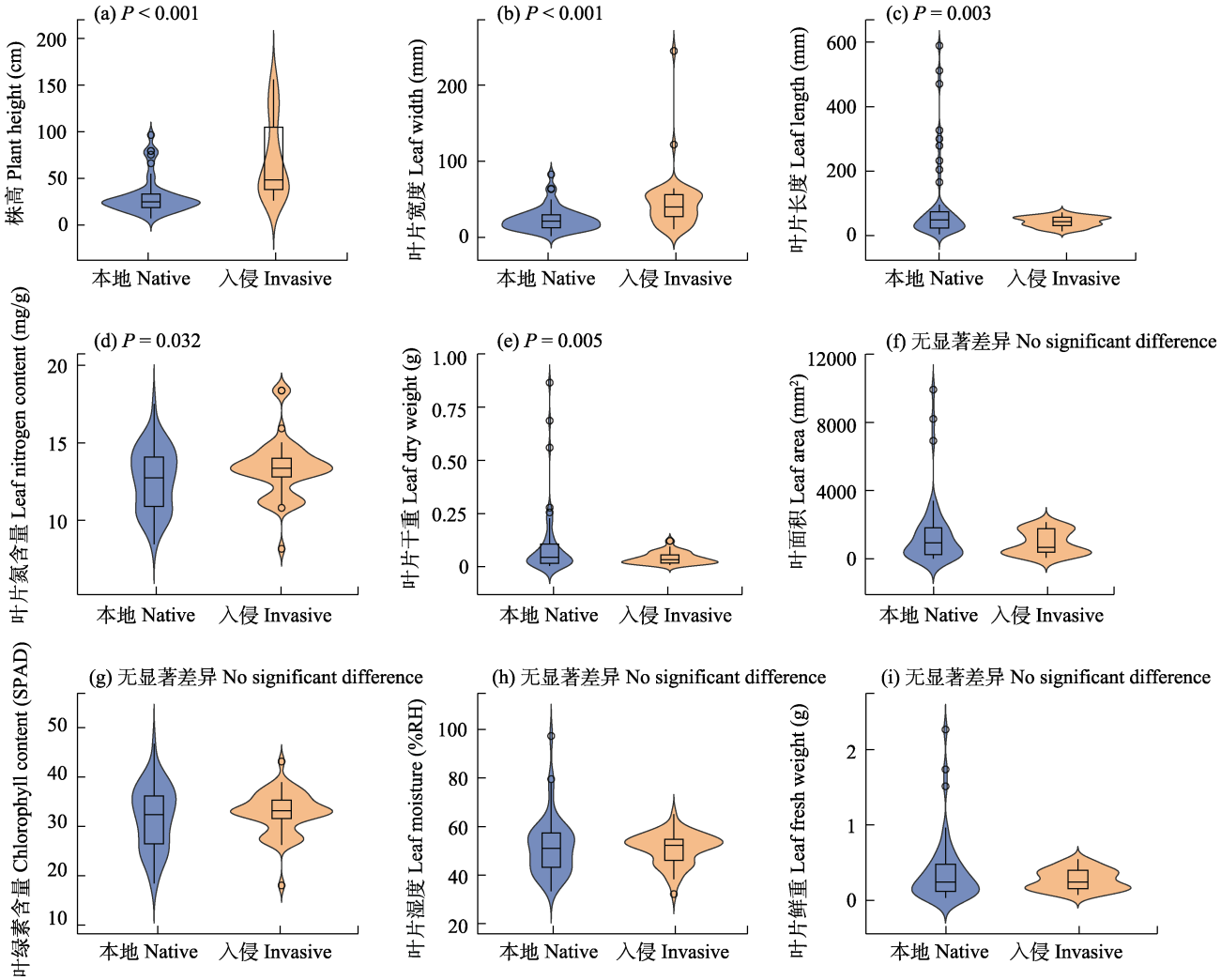


图2　海南霸王岭国家级自然保护区整体海拔范围(250–1,050 m)本地和入侵草本植物功能性状的群落加权平均值比较。*P*值表示基于嵌套线性混合模型检验的显著性水平。叶绿素含量以SPAD相对值表示，为无量纲单位；叶片湿度以相对湿度(%RH)表示。

Fig. 2　Comparison of community-weighted means of functional traits of native and invasive herbaceous plants across the entire elevational gradient (250–1,050 m) in Bawangling National Nature Reserve, Hainan.The *P*-value represents the significance level from the mixed-model test . Chlorophyll content is expressed as the SPAD relative value, a dimensionless unit; leaf moisture is expressed as relative humidity (%RH).

本地草本植物(图3c)；叶片干重(P = 0.006)和叶片鲜重(P = 0.033)在高海拔区间显著低于本地草本植物(图3e, f)。

不同海拔点的本地和入侵草本植物功能性状对比分析结果表明，入侵草本植物的株高(250 m、350 m、450 m、550 m和750 m) (图4a)和叶片宽度(350 m、450 m和550 m) (图4b)显著高于本地草本植物；叶片长度在海拔350 m显著高于本地草本植物，但在750 m和850 m显著低于本地草本植物(图4c)；叶片氮含量在海拔450 m和750 m显著低于本地草本植物，但在850 m显著高于本地草本植物(图4e)。与海拔区间不同的是，入侵草本植物的叶片干重(图4d)、叶片鲜重(图4i)和叶面积(图4g)在海拔350 m显著高于本地草本植物；叶绿素含量在海拔450 m和750 m显著低于本地草本植物(图4f)；叶片湿度在海拔750 m显著低于本地草本植物(图4h)。

2.4　本地和入侵草本植物功能性状对气候因素的响应

简单线性回归结果显示，入侵草本植物的叶片长度(P < 0.001)、叶面积(P = 0.021)、叶片干重(P = 0.037)和株高(P < 0.001)与年均温呈显著正相关，与年均降水量呈负相关；叶片氮含量呈现相反模式，

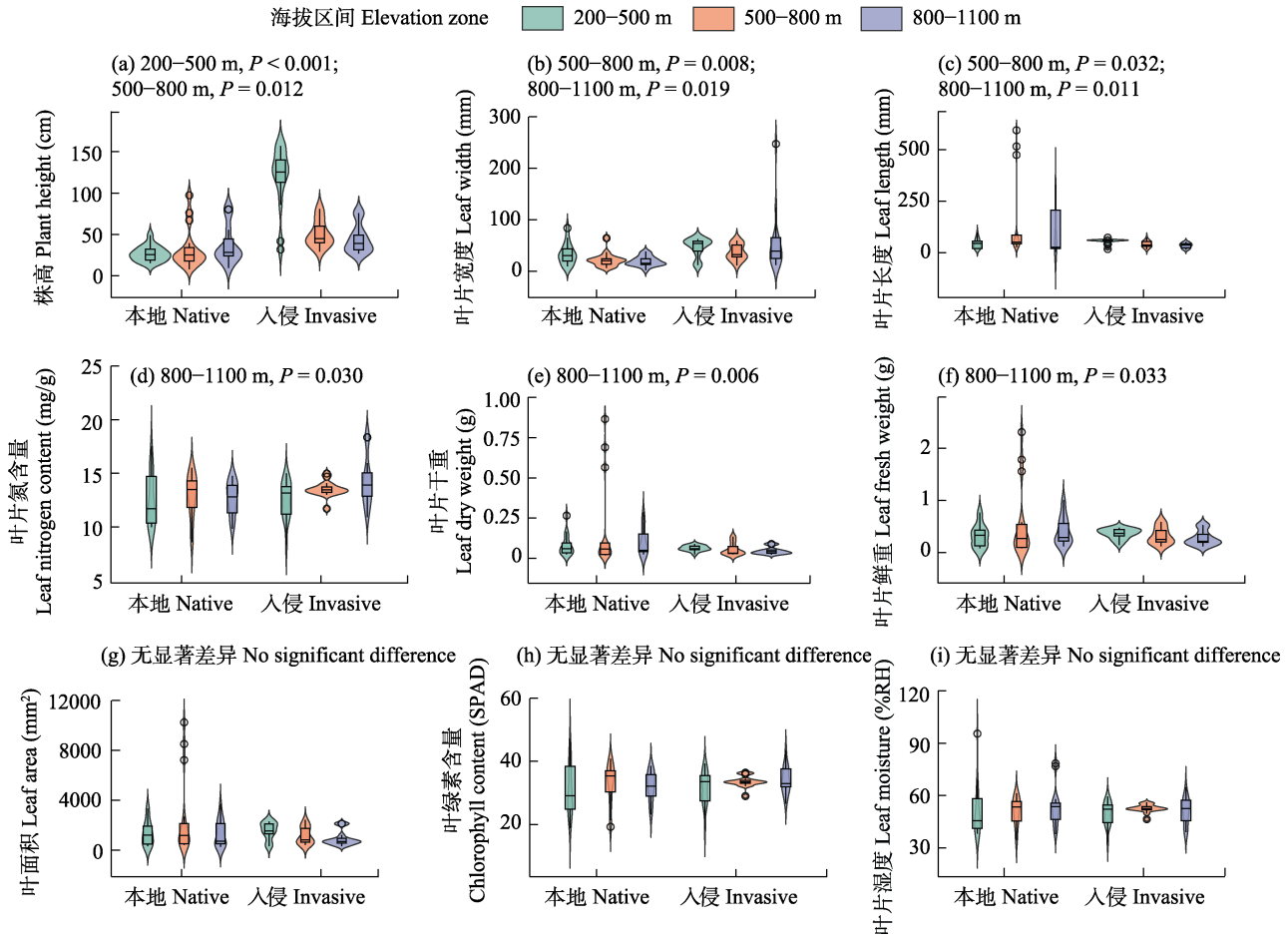


图3　海南霸王岭国家级自然保护区3个海拔区间上本地和入侵草本植物叶片功能性状的群落加权平均值比较。*P*值表示基于混合模型检验的显著性水平。叶绿素含量以SPAD相对值表示，为无量纲单位；叶片湿度以相对湿度(%RH)表示。

Fig. 3　Comparison of community-weighted means of functional traits of native and invasive herbaceous plants across three elevational intervals in Bawangling National Nature Reserve, Hainan. The *P*-value represents the significance level from the mixed-model test. Chlorophyll content is expressed as the SPAD relative value, a dimensionless unit; leaf moisture is expressed as relative humidity (%RH).

与年均温呈负相关(P = 0.028)但与年均降水量呈正相关(P = 0.030) (图5)。本地草本植物仅叶片宽度与年均温(P = 0.039)和年均降水量(P = 0.039)分别存在显著正相关和显著负相关，其余性状对气候因素的响应均不显著。总体而言，入侵草本植物功能性状对温度和降水梯度表现出广泛且显著的响应，而本地草本植物则呈现出较强的保守性。

2.5　功能性状海拔变异的来源分解

方差分解结果显示，本地和入侵草本植物标准化物种周转贡献比例在大多数性状中超过90% (表2)，群落物种周转是性状海拔分异的主导机制。入侵草本植物各性状的标准化物种周转贡献比例均低于本地草本植物，但入侵草本植物各性状的标准化种内变异贡献比例均高于本地草本植物(表2)，其中叶片氮含量标准化种内变异贡献比例的差异最大：入侵草本植物为11.8%，本地草本植物为5.0%；叶片干重标准化种内变异贡献比例的差异最小，入侵草本植物为1.6%，本地草本植物为0.1%。

3　讨论

3.1　本地和入侵草本植物功能性状海拔格局差异

线性混合模型结果显示，在整体海拔尺度上，入侵草本植物群落的株高、叶片宽度和叶片氮含量均显著高于本地草本植物，呈现出更强的资源获取策略；本地草本植物仅在叶片长度和叶片干重上表现出显著优势，表现出较为保守的资源利用策略。这与全球尺度上入侵草本植物比本地草本植物更

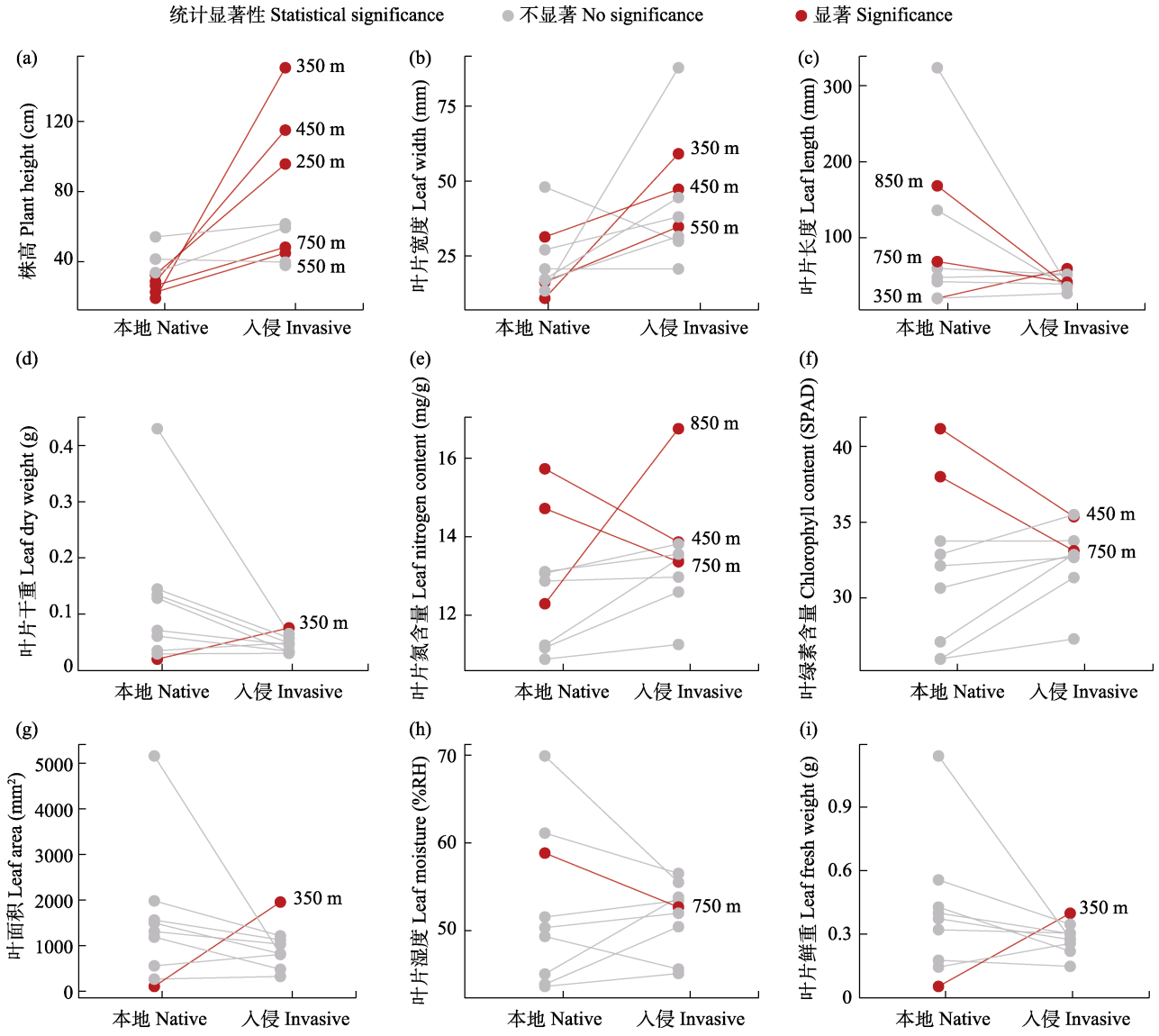


图4　海南霸王岭国家级自然保护区不同海拔点本地和入侵草本植物的功能性状差异。每个点代表每个海拔点的群落加权平均值，每条线代表每个海拔。叶绿素含量以SPAD相对值表示，为无量纲单位；叶片湿度以相对湿度(%RH)表示。

Fig. 4　Differences in functional traits between native and invasive herbaceous plants at sites of different elevations in Bawangling National Nature Reserve, Hainan. Each dot indicates the community-weighted means value for each elevation site, and each line represents each elevation. Chlorophyll content is expressed as the SPAD relative value, a dimensionless unit; leaf moisture is expressed as relative humidity (%RH).

具资源获取性的普遍结论一致(van Kleunen et al., 2010)，但这一全球尺度的规律在区域和局地尺度上可能发生明显弱化甚至反转(Funk et al., 2017)。

在低海拔段，温度较高、降水量适宜，有利于植物快速生长。入侵草本植物采取株高优势策略，与以往研究发现的成功入侵植物往往具有更高的株高结论一致(van Kleunen et al., 2010)，反映了入侵草本植物在资源丰富环境中优先投资于光竞争能力以快速占据生态位的生态策略。在中海拔段，入侵草本植物的叶片宽度显著高于本地植物，叶片宽度的增加有助于扩大光捕获面积(Wright et al., 2017)，增强入侵草本植物的光竞争能力。在高海拔段，环境胁迫显著增强，表现为温度降低、生长季缩短(张晓东等, 2018)，本地和入侵草本植物的性状对比发生转变。入侵草本植物的叶片宽度和叶片氮含量保持显著优势，但本地草本植物的叶片长度、叶片干重和叶片鲜重均显著高于入侵草本植物。入侵草本植物在高海拔段仍维持较高的叶片宽度和

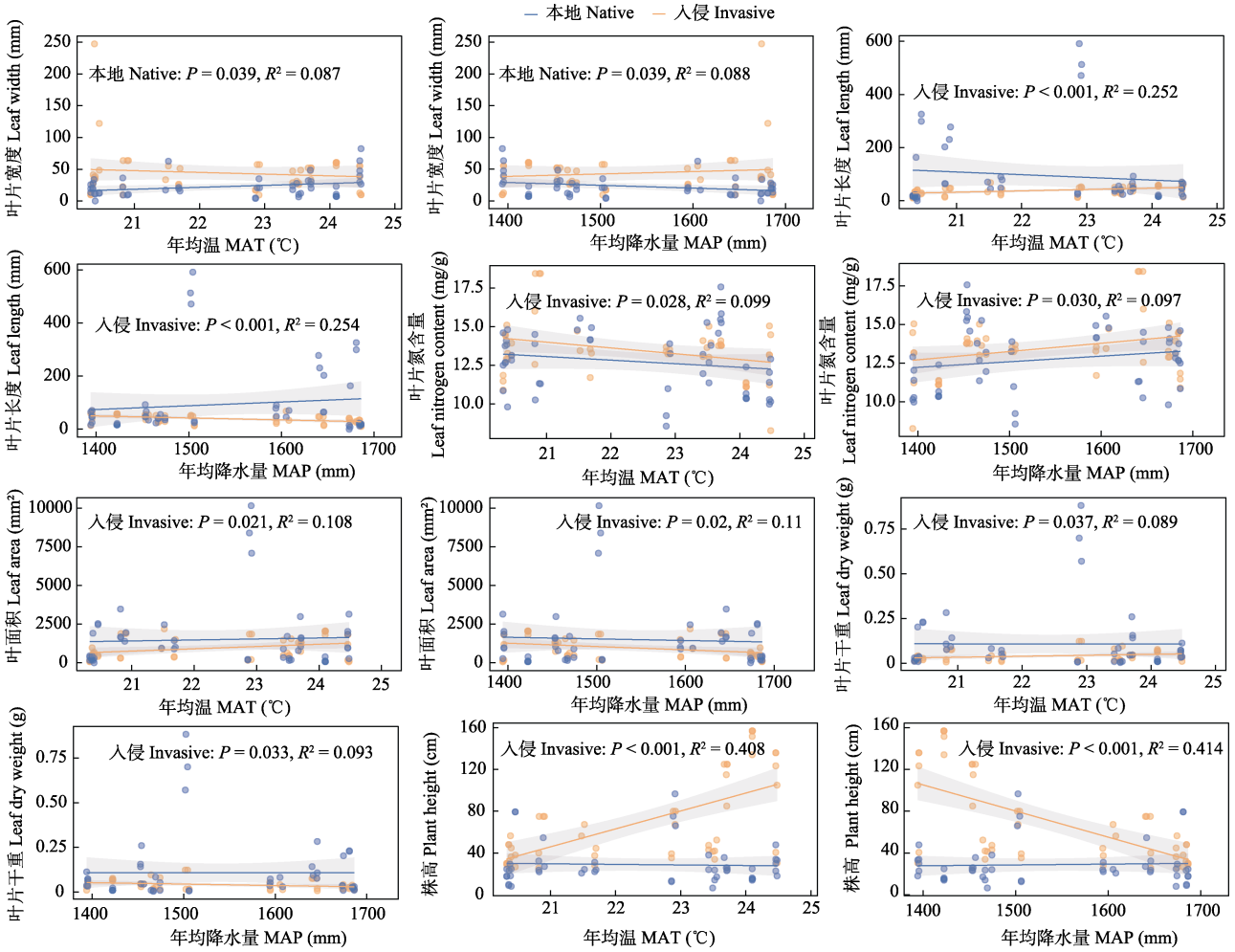


图5　海南霸王岭国家级自然保护区本地和入侵草本植物功能性状对气候因素的响应。散点表示各性状群落加权平均值；实线为简单线性回归拟合线，阴影表示回归的95%置信区间。叶绿素含量以SPAD相对值表示，为无量纲单位；叶片湿度以相对湿度(%RH)表示。

Fig. 5　Response of functional traits of native and invasive herbaceous plants to climatic factors in Bawangling National Nature Reserve, Hainan. MAT, Mean annual temperature; MAP, Mean annual precipitation. Plots represent the community-weighted means values for each trait, the solid line is the simple linear regression fitted line, and the shaded area indicates the 95% confidence interval of the regression. Chlorophyll content is expressed as the SPAD relative value, a dimensionless unit; leaf moisture is expressed as relative humidity (%RH).

表2　本地和入侵草本植物功能性状群落加权平均值方差分解结果

Table 2　Results of variance decomposition for community-weighted means for each traits of native and invasive herbaceous plants

性状 Trait	组别 Group	总变异解释方差 Total explained variance (%)	物种周转解释方差 Species turnover explained variance (%)	种内变异解释方差 Intraspecific variability explained variance (%)	标准化物种周转贡献比例 Standardized contribution ratio of species turnover (%)	标准化种内变异贡献比例 Standardized contribution ratio of intraspecific variation (%)
株高 Plant height	入侵 Invasive	46.70	71.00	5.69	92.60	7.40
	本地 Native	3.10	90.90	1.27	98.60	1.38
叶片宽度 Leaf width	入侵 Invasive	0.52	21.80	1.26	94.60	5.40
	本地 Native	15.60	94.30	0.53	99.40	0.56
叶片长度 Leaf length	入侵 Invasive	29.30	71.00	2.74	96.30	3.70
	本地 Native	0.76	93.80	0.37	99.60	0.40
叶片干重 Leaf dry weight	入侵 Invasive	8.12	71.00	1.12	98.40	1.60
	本地 Native	0.12	96.70	0.070	99.90	0.10
叶片氮含量 Leaf nitrogen content	入侵 Invasive	8.60	33.20	4.50	88.20	11.80
	本地 Native	16.40	84.30	4.40	95.00	5.00

叶片氮含量, 以尽可能在低温、生长季缩短的恶劣环境中捕获光资源。以往研究也表明, 在低温环境中, 较高的叶片氮含量可维持光合作用, 以补偿低温对光合酶活性的限制(Reich & Oleksyn, 2004)。从叶片经济谱视角看, 这可能是外来物种群落水平上的性状权衡策略, 即倾向于快速投资-收益型策略(Wright et al., 2004)。方差分解结果进一步表明, 高海拔群落的高叶片氮含量特征主要由物种周转驱动。Petruzzellis等(2019)研究也发现, 入侵草本植物会通过调整叶片生理性状来应对环境胁迫, 而非单纯依赖形态性状的变化。相比而言, 本地草本植物采取更保守的资源利用策略(Loiola et al., 2018), 表现为叶片长度、叶片干重和叶片鲜重的显著优势。这与董红霞等(2023)的研究一致, 较高的叶片干重意味着更厚的细胞壁、更多的结构性碳水化合物和次生代谢产物, 这些特征有助于增强叶片的机械强度和抗逆性, 从而抵抗低温胁迫、减少水分流失并延长叶片寿命(Wright & Westoby, 2002), 同时也反映了本地草本植物对极端环境的长期适应, 形成较稳定的功能性状组合。

当研究尺度缩小到海拔区间和海拔点时, 本地和入侵草本植物在整体海拔尺度上的性状特征一致性减弱: 入侵植物的性状优势集中在某些特定区间(如中海拔段叶片宽度优势显著), 而在高海拔段部分性状甚至出现反转(本地草本植物的叶片干重和叶片鲜重更高)。在海拔点尺度上, 本研究对比结果显示, 本地和入侵草本植物的功能性状差异不存在沿海拔梯度的统一规律, 9个功能性状均未在所有海拔点表现出一致的种间差异。表明在环境异质性显著的山地生态系统中, 仅依靠整体海拔尺度或海拔区间尺度的功能性状对比, 无法准确揭示本地和入侵草本植物的生态策略分异与种间竞争关系, 大尺度规律不能直接推广到小尺度上。入侵草本植物在整体海拔尺度上资源获取性更强, 但海拔区间尺度上性状优势相比整体海拔尺度上不明显, 在海拔点尺度上甚至出现本地草本植物资源获取性状优势更显著的现象(Westerband et al., 2025)。岛屿山地系统在功能性状研究中具有独特的价值, 其物种库的限制性和环境梯度的陡峭性使得环境过滤效应更加显著(Barton & Fortunel, 2023)。因此, 仅从整体海拔尺度得出的“入侵草本植物资源获取型占优”结论, 可能会掩盖海拔区间尺度和海拔点尺度上两种植物复杂的策略分异与竞争关系。这一发现指向一个核心认知: 对生物入侵机制的理解, 必须明确生态过程发生的空间尺度。

方差分解结果表明, 物种周转是群落性状海拔分异的主导机制, 支持环境过滤主导假设(H2)。表明在热带山地系统中, 不同海拔筛选出具有特定性状组合的物种。入侵草本植物沿海拔表现出的资源获取型向胁迫耐受型策略转变, 主要由于不同海拔的生境筛选出了不同性状组合的物种, 低海拔段以株高优势物种为主, 到高海拔段, 物种被具有较高叶片氮含量但叶片干重较低的耐寒物种所替代。因此, 高海拔群落表现出的高叶片氮含量特征应为群落物种组成更替的结果(Henn et al., 2019)。从叶片经济谱的视角看, 这种功能性状组合的替代反映了不同海拔的群落由占据不同性状空间的物种组成: 高海拔群落的物种通过低结构性碳投资(低叶片干重、小叶片长度), 将更多氮素分配至光合结构, 以实现在低温环境中的生理补偿(Wright et al., 2004), 这种性状权衡发生在物种替代层面。此外, 尽管物种周转在两种草本植物中均占绝对主导, 但入侵草本植物各功能性状的种内变异贡献率均高于本地草本植物, 由于入侵草本植物在样本区域的物种数较少, 可能导致个体性状的变化在群落平均水平中更容易被检测到。相比之下, 本地草本植物经过长期进化适应, 性状组合已高度固化, 物种周转对群落平均性状的影响更为强烈。

3.2 本地和入侵草本植物功能性状对气候因素的响应

本研究结果表明, 本地和入侵草本植物功能性状与气候因素的响应关系存在差异: 入侵草本植物的功能性状与温度、降水表现出广泛且显著的相关性, 而本地草本植物的功能性状对气候因素的响应整体较弱, 呈现出极强的保守性。温度和降水是驱动入侵草本植物功能性状沿海拔梯度分异的主导因素, 入侵草本植物的株高、叶片长度、叶面积、叶片干重与年均温呈显著正相关, 这与以往研究发现植株大小相关性状(株高、叶面积等)的全球变异主要由生长季温度主导的结果一致(Li & Prentice, 2024)。低海拔区域温度较高, 入侵草本植物投资较大叶片宽度可提高光合速率, 促进株高生长, 提

升竞争力, 这也是其在温暖生境中形成竞争优势的核心机制。而随着海拔升高、温度持续降低, 光合酶活性与植物生长速率受到限制(Wolfe, 1991), 迫使入侵草本植物显著降低株高、叶面积等功能性状的投入, 其性状表达随温度梯度的连续变化, 充分体现了气候因素对入侵草本植物表型的强过滤效应。

降水是调控入侵草本植物性状权衡的关键因素, 与温度协同调控外来入侵草本植物功能性状。叶片经济谱的核心性状(单位叶面积质量、单位叶面积氮含量)的变异主要由水分可利用性主导。本研究的高海拔区域, 低温胁迫与高降水条件并存, 入侵草本植物的形态生长受到显著限制, 其叶片氮含量与年均降水量呈正相关, 与年均温呈负相关。高叶片氮含量是植物在胁迫环境中维持光合碳获取的关键适应策略(Heckman et al., 2025), 反映了在高海拔胁迫环境的筛选下, 入侵草本植物群落中耐寒物种比例增加, 性状发生转变。温度与降水的协同变化共同塑造了入侵草本植物功能性状沿海拔梯度的分异格局, 温度主导形态性状(株高、叶面积)的梯度变化, 而降水的增加则促进叶片氮含量的升高。这种气候-性状的关联模式体现了入侵草本植物对山地环境梯度敏感的群落水平响应特征。

本地草本植物的大多数功能性状与气候因素未表现出显著相关性, 仅叶片宽度与年均温和年均降水量存在显著弱相关关系, 整体呈现出极强的保守性。不同植物类群的性状对气候因素的响应强度, 取决于其生活史策略与对环境的长期适应程度(Li & Prentice, 2024), 本地草本植物功能性状与气候因素的相关性普遍较弱, 表明其适应已整合入更稳定的遗传背景, 或更多依赖于生物互作、土壤特性等非气候因素, 表现出较强的性状保守性(Ali et al., 2024), 其适应是长期遗传同化的结果, 因而在气候梯度上表现出更弱的性状响应。入侵草本植物作为外来者, 尚未完成对当地所有环境因素的长期遗传适应, 其性状表达更多地受制于主导环境梯度(温度、降水)的即时筛选(Turner et al., 2015)。方差分解结果表明, 这种气候驱动的物种周转, 是入侵植物跨越多样化生境、成功实现沿海拔梯度入侵的核心群落构建机制(Alexander et al., 2011)。

本研究结果发现的海南霸王岭国家级自然保护区本地和入侵草本植物对气候因素的响应差异, 本质上是温度主导、降水调控的物种周转效应。入侵草本植物通过不同海拔库的快速更替, 实现了从低海拔资源获取型物种组合向高海拔胁迫耐受型物种组合的转变, 这一群落构建机制是入侵植物沿海拔成功扩张的核心驱动力。而本地草本植物的竞争优势源于长期进化形成的稳定功能性状组合, 其群落功能性状对气候梯度的响应较弱。这一发现表明, 在预测气候变化对山地植物群落的影响时, 入侵草本植物可能会通过物种库的重新筛选更快速地响应气候带的移动, 而本地草本植物群落的响应可能更为滞后和复杂。

参考文献

Alexander JM, Kueffer C, Daehler CC, Edwards PJ, Pauchard A, Seipel T, MIREN Consortium (2011) Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 108, 656–661.

Ali HE, Al-Wahaibi AM, Shahid MS (2024) Plant–soil feedback and plant invasion: Effect of soil conditioning on native and invasive *Prosopis* species using the plant functional trait approach. Frontiers in Plant Science, 15, 1321950.

Barton KE, Fortunel C (2023) Island plant functional syndromes and competition with invasive species. Journal of Biogeography, 50, 641–653.

Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software, 67, 1–48.

Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, Geange SW, Poulsen JR, Stevens MHH, White JSS (2009) Generalized linear mixed models: A practical guide for ecology and evolution. Trends in Ecology & Evolution, 24, 127–135.

de Bello F, Lavorel S, Albert CH, Thuiller W, Grigulis K, Dolezal J, Janeček Š, Lepš J (2011) Quantifying the relevance of intraspecific trait variability for functional diversity. Methods in Ecology and Evolution, 2, 163–174.

Deng LB, Chen DL, Deng LQ (2013) Fuzzy comprehensive evaluation on nature reserve based on analytic hierarchy process: A case study on Bawangling National Nature Reserve. Chinese Agricultural Science Bulletin, 29(29), 118–125. (in Chinese with English abstract) [邓立斌, 陈端吕, 邓丽群 (2013) 基于层次分析法的自然保护区模糊综合评价研究——以海南霸王岭国家级自然保护区为例. 中国农学通报, 29(29), 118–125.]

Dong HX, Yang ZJ, Yang L, Wei W, Zhang QD (2023) Effects of plant functional traits on ecosystem multifunctionality in the semi-arid loess area. Journal of Shanxi University (Natural Science Edition), 46, 1227–1238. (in Chinese with

English abstract) [董红霞, 杨智姣, 杨磊, 卫伟, 张钦弟 (2023) 植物功能性状对半干旱黄土区生态系统多功能性的影响. 山西大学学报(自然科学版), 46, 1227–1238.]

Dubuis A, Rossier L, Pottier J, Pellissier L, Vittoz P, Guisan A (2013) Predicting current and future spatial community patterns of plant functional traits. Ecography, 36, 1158–1168.

Funk JL, Standish RJ, Stock WD, Valladares F (2017) Global resource acquisition patterns of invasive and native plant species do not hold at the regional scale in Mediterranean type ecosystems. Biological Invasions, 19, 1143–1151.

Garnier E, Cortez J, Billès G, Navas ML, Roumet C, Debussche M, Laurent G, Blanchard A, Aubry D, Bellmann A, Neill C, Toussaint JP (2004) Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. Ecology, 85, 2630–2637.

Gordon M, Lumley T (2026) Advanced Forest Plot Using 'grid' Graphics. https://CRAN.R-project.org/package=forestplot. (accessed on 2026-03-04)

Heckman RW, Aspinwall MJ, Taylor SH, Lowry DB, Khasanova A, Bonnette JE, Razzaque S, Fay PA, Juenger TE (2025) Changes in leaf economic trait relationships across a precipitation gradient are related to differential gene expression in a C_4 perennial grass. New Phytologist, 246, 1583–1596.

Henn JJ, Yelenik S, Damschen EI (2019) Environmental gradients influence differences in leaf functional traits between native and non-native plants. Oecologia, 191, 397–409.

Körner C, Jetz W, Paulsen J, Payne D, Rudmann-Maurer K, Spenhn EM (2017) A global inventory of mountains for bio-geographical applications. Alpine Botany, 127, 1–15.

Kuznetsova A, Brockhoff PB, Christensen RHB (2017) lmerTest package: Tests in linear mixed effects models. Journal of Statistical Software, 82, 1–26.

Lepš J, de Bello F, Šmilauer P, Doležal J (2011) Community trait response to environment: Disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects. Ecography, 34, 856–863.

Li JZ, Prentice IC (2024) Global patterns of plant functional traits and their relationships to climate. Communications Biology, 7, 1136.

Liu WD, Zang RG, Ding Y (2009) Community features of two types of typical tropical monsoon forests in Bawangling Nature Reserve, Hainan Island. Acta Ecologica Sinica, 29, 3465–3476. (in Chinese with English abstract) [刘万德, 臧润国, 丁易 (2009) 海南岛霸王岭两种典型热带季雨林群落特征. 生态学报, 29, 3465–3476.]

Loiola PP, de Bello F, Chytrý M, Götzenberger L, Carmona CP, Pyšek P, Lososová Z (2018) Invaders among locals: Alien species decrease phylogenetic and functional diversity while increasing dissimilarity among native community members. Journal of Ecology, 106, 2230–2241.

Ma JS, Li HR (2018) The Checklist of the Alien Invasive Plants in China. Higher Education Press, Beijing. (in Chinese) [马金双, 李惠茹 (2018) 中国外来入侵植物名录. 高等教育出版社, 北京.]

Pérez-Harguindeguy N, Díaz S, Garnier E, Lavorel S, Poorter H, Jaureguiberry P, Bret-Harte MS, Cornwell WK, Craine JM, Gurvich DE, Urcelay C, Veneklaas EJ, Reich PB, Poorter L, Wright IJ, Ray P, Enrico L, Pausas JG, de Vos AC, Buchmann N, Funes G, Quétier F, Hodgson JG, Thompson K, Morgan HD, ter Steege H, van der Heijden MGA, Sack L, Blonder B, Poschlod P, Vaieretti MV, Conti G, Staver AC, Aquino S, Cornelissen JHC (2013) New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany, 61, 167–234.

Petruzzellis F, Peng GQ, Tyree MT, Tonet V, Savi T, Torboli V, Pallavicini A, Bacaro G, Nardini AG (2019) Plasticity of functional traits of tree of heaven is higher in exotic than in native habitats. Trees, 33, 411–420.

Pfennigwerth AA, Bailey JK, Schweitzer JA (2017) Trait variation along elevation gradients in a dominant woody shrub is population-specific and driven by plasticity. AoB Plants, 9, plx027.

Reich PB, Oleksyn J (2004) Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 101, 11001–11006.

Shah SMR, Abbas Z, Hameed M, Ahmad MSA, Ahmad F, Basharat S, Asghar A, Fatima S, Ashraf M, El-Sheikh MA, El-Keblawy A, Yong JWH, Abideen Z (2025) Deciphering adaptive and invasive strategies of *Ipomoea carnea* in formulating land management at elevated mountains. Land Degradation & Development, 36, 4961–4978.

Tecco PA, Díaz S, Cabido M, Urcelay C (2010) Functional traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: Do aliens join the locals or try harder than them? Journal of Ecology, 98, 17–27.

Turner KG, Fréville H, Rieseberg LH (2015) Adaptive plasticity and niche expansion in an invasive thistle. Ecology and Evolution, 5, 3183–3197.

van Kleunen M, Weber E, Fischer ML (2010) A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. Ecology Letters, 13, 235–245.

Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E (2007) Let the concept of trait be functional! Oikos, 116, 882–892.

Wang Q, Li JB, Yang XB, Zeng RJ, Xia D, Wang H, Zhu ZC, Jiang YX, Wang CY, Zhang SW, Li JH, Li DH (2023) Community structure and species diversity of *Pinus latteri* forests in Bawangling Ridge, Hainan. Journal of Tropical Biology, 14, 585–592. (in Chinese with English abstract) [王群, 李剑碧, 杨小波, 曾润娟, 夏丹, 王豪, 朱子丞, 江悦馨, 王重阳, 张顺卫, 李靖涵, 李东海 (2023) 海南霸王岭南亚松群落结构及物种多样性特征. 热带生物学报, 14, 585–592.]

Westerband AC, Knight TM, Barton KE (2025) Scale-dependent variation in leaf functional traits clarifies mechanisms of invasion. Ecography, 2025, e07566.

Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan L,

François R, Grolemund G, Hayes A, Henry L, Hester J, Kuhn M, Pedersen T, Miller E, Bache S, Müller K, Ooms J, Robinson D, Seidel D, Spinu V, Takahashi K, Vaughan D, Wilke C, Woo K, Yutani H (2019a) Welcome to the Tidyverse. Journal of Open Source Software, 4, 1686.

Wickham H, Cheng W, Henry L, Pedersen TL, Takahashi K, Wilke C, Woo K (2019b) Ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics. https://CRAN.R-project.org/package=ggplot2. (accessed on 2026-02-03)

Wolfe DW (1991) Low temperature effects on early vegetative growth, leaf gas exchange and water potential of chilling-sensitive and chilling-tolerant crop species. Annals of Botany, 67, 205–212.

Wright IJ, Dong N, Maire V, Prentice IC, Westoby M, Díaz S, Gallagher RV, Jacobs BF, Kooyman R, Law EA, Leishman MR, Niinemets Ü, Reich PB, Sack L, Villar R, Wang H, Wilf P (2017) Global climatic drivers of leaf size. Science, 357, 917–921.

Wright IJ, Reich PB, Westoby M, Ackerly DD, Baruch Z, Bongers F, Cavender-Bares J, Chapin T, Cornelissen JHC, Diemer M, Flexas J, Garnier E, Groom PK, Gulias J, Hikosaka K, Lamont BB, Lee T, Lee W, Lusk C, Midgley JJ, Navas ML, Niinemets Ü, Oleksyn J, Osada N, Poorter H, Poot P, Prior L, Pyankov VI, Roumet C, Thomas SC, Tjoelker MG, Veneklaas EJ, Villar R (2004) The worldwide leaf economics spectrum. Nature, 428, 821–827.

Wright IJ, Westoby M (2002) Leaves at low versus high rainfall: Coordination of structure, lifespan and physiology. New Phytologist, 155, 403–416.

Yang YJ, Tian T, Xie LY (2025) Investigating tourist recognition motivations in Hainan Tropical Rainforest National Park: A case study of Bawangling area. Chinese Journal of Tropical Agriculture, 45(5), 114–122. (in Chinese with English abstract) [杨奕嘉, 田童, 谢龙缘 (2025) 海南热带雨林国家公园游客游憩动机研究——以霸王岭片区为例. 热带农业科学, 45(5), 114–122.]

Zhang X, Duan J, Ji YH, Liu WG, Gao J (2024) Leaf nutrient traits exhibit greater environmental plasticity compared to resource utilization traits along an elevational gradient. Frontiers in Plant Science, 15, 1484744.

Zhang XD, Zhu WB, Zhang JJ, Zhu LQ, Zhao F, Cui YP (2018) Phenology of forest vegetation and its response to climate change in the Funiu Mountains. Acta Geographica Sinica, 73, 41–53. (in Chinese with English abstract) [张晓东, 朱文博, 张静静, 朱连奇, 赵芳, 崔耀平 (2018) 伏牛山地森林植被物候及其对气候变化的响应. 地理学报, 73, 41–53.]

(责任编委: 黄伟　责任编辑: 黄祥忠)

附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026117

李梦晴, 何轩宇, 门丽娜, 张志伟, 赵彩云 (2026) 海南霸王岭国家级自然保护区本地和入侵草本植物功能性状海拔格局及其对气候因素的响应. 生物多样性, 34, 26117. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026117.

附录1　植物功能性状测量方法

Appendix 1　Measurement methods of plant functional traits

性状指标 Trait index	定义 Definition	生态学意义 Ecological significance	测量方法 Measurement method
株高 Plant height	植株根茎部到主茎顶部之间的距离 Distance from plant root crown to main stem apex	代表植物获取光照的能力和生长速度的能力 Represents the capacity for light capture and plant growth rate	钢卷尺 Steel tape measure
叶片长度 Leaf length	叶片中脉的最大值 Maximum length of leaf midrib	影响植株的光合面积大小 Affects the photosynthetic area of the plant	便携式叶面积仪（YMJ-B）Portable leaf area meter (YMJ-B)
叶片宽度 Leaf width	垂直于叶片中脉的最大值 Maximum width perpendicular to leaf midrib	影响植株的光合面积大小 Affects the photosynthetic area of the plant	便携式叶面积仪（YMJ-B）Portable leaf area meter (YMJ-B)
叶面积 Leaf area	叶片单面面积 One-sided leaf area	影响植物的光能获取和养分维持能力 Affects light capture and nutrient retention capacity of plants	便携式叶面积仪（YMJ-B）Portable leaf area meter (YMJ-B)
叶片氮含量 Leaf nitrogen content	叶片氮浓度 Leaf nitrogen concentration	影响植物的光合能力大小 Affects plant photosynthetic capacity	叶绿素仪（TYS-4N）Chlorophyll meter (TYS-4N)
叶绿素含量 Chlorophyll content	叶片叶绿素浓度 Leaf chlorophyll concentration	影响植物的光合能力大小 Affects plant photosynthetic capacity	叶绿素仪（TYS-4N）Chlorophyll meter (TYS-4N)
叶片湿度 Leaf moisture	叶片中水分质量与叶片总质量之比 Leaf water mass fraction	代表植物的抗旱能力和水分利用能力 Represents plant drought resistance and water-use capacity	叶绿素仪（TYS-4N）Chlorophyll meter (TYS-4N)
叶片鲜重 Leaf fresh weight	植物叶片新鲜时的质量 Leaf fresh mass	代表叶片的整体生长和生物量 Represents overall leaf growth and biomass	十万分之一天平 Analytical balance (readability: 0.00001 g)
叶片干重 Leaf dry weight	叶片完全干燥后所剩下的质量 Leaf dry mass	植物叶片的实际生物量 Actual leaf biomass	十万分之一天平 Analytical balance (readability: 0.00001 g)

附录2　海南霸王岭国家级自然保护区本地草本植物名录

Appendix 2　List of native herbaceous plants in Bawangling National Nature Reserve, Hainan

科 Family	属 Genus	物种 Species
菊科 Asteraceae	鱼眼草属 *Dichrocephala*	小鱼眼草 *Dichrocephala benthamii*
菊科 Asteraceae	地胆草属 *Elephantopus*	白花地胆草 *Elephantopus tomentosus*
菊科 Asteraceae	金纽扣属 *Acmella*	金纽扣 *Acmella paniculata*
菊科 Asteraceae	一点红属 *Emilia*	一点红 *Emilia sonchifolia*
菊科 Asteraceae	艾纳香属 *Blumea*	艾纳香 *Blumea balsamifera*
菊科 Asteraceae	艾纳香属 *Blumea*	柔毛艾纳香 *Blumea axillaris*
禾本科 Poaceae	求米草属 *Oplismenus*	竹叶草 *Oplismenus compositus*
禾本科 Poaceae	千金子属 *Leptochloa*	虮子草 *Leptochloa panicea*
禾本科 Poaceae	求米草属 *Oplismenus*	求米草 *Oplismenus undulatifolius*
禾本科 Poaceae	芒属 *Miscanthus*	五节芒 *Miscanthus floridulus*
禾本科 Poaceae	荩草属 *Arthraxon*	荩草 *Arthraxon hispidus*
禾本科 Poaceae	马唐属 *Digitaria*	马唐 *Digitaria sanguinalis*
禾本科 Poaceae	画眉草属 *Eragrostis*	小画眉草 *Eragrostis minor*
禾本科 Poaceae	狗尾草属 *Setaria*	皱叶狗尾草 *Setaria plicata*
禾本科 Poaceae	白茅属 *Imperata*	白茅 *Imperata cylindrica*
禾本科 Poaceae	黍属 *Panicum*	细柄黍 *Panicum sumatrense*
禾本科 Poaceae	金须茅属 *Chrysopogon*	竹节草 *Chrysopogon aciculatus*
禾本科 Poaceae	粽叶芦属 *Thysanolaena*	粽叶芦 *Thysanolaena latifolia*
禾本科 Poaceae	草沙蚕属 *Tripogon*	中华草沙蚕 *Tripogon chinensis*
禾本科 Poaceae	雀稗属 *Paspalum*	双穗雀稗 *Paspalum distichum*
豆科 Fabaceae	油麻藤属 *Mucuna*	狗爪豆 *Mucuna pruriens* var. *utilis*
豆科 Fabaceae	长柄山蚂蝗属 *Hylodesmum*	长柄山蚂蝗 *Hylodesmum podocarpum*
豆科 Fabaceae	蝉豆属 *Pleurolobus*	大叶山蚂蝗 *Pleurolobus gangeticus*
锦葵科 Malvaceae	刺蒴麻属 *Triumfetta*	毛刺蒴麻 *Triumfetta cana*
金星蕨科 Thelypteridaceae	毛蕨属 *Cyclosorus*	华南毛蕨 *Cyclosorus parasiticus*
金星蕨科 Thelypteridaceae	金星蕨属 *Parathelypteris*	金星蕨 *Parathelypteris glanduligera*
金星蕨科 Thelypteridaceae	毛蕨属 *Cyclosorus*	渐尖毛蕨 *Cyclosorus acuminatus*
鸭跖草科 Commelinaceae	鸭跖草属 *Commelina*	大苞鸭跖草 *Commelina paludosa*
鸭跖草科 Commelinaceae	鸭跖草属 *Commelina*	鸭跖草 *Commelina communis*
鸭跖草科 Commelinaceae	杜若属 *Pollia*	杜若 *Pollia japonica*
报春花科 Primulaceae	珍珠菜属 *Lysimachia*	巴东过路黄 *Lysimachia patungensis*
葡萄科 Vitaceae	崖爬藤属 *Tetrastigma*	三叶崖爬藤 *Tetrastigma hemsleyanum*
葡萄科 Vitaceae	乌蔹莓属 *Causonis*	乌蔹莓 *Causonis japonica*
旋花科 Convolvulaceae	鱼黄草属 *Merremia*	掌叶鱼黄草 *Merremia vitifolia*
旋花科 Convolvulaceae	番薯属 *Ipomoea*	小心叶薯 *Ipomoea obscura*
芸香科 Rutaceae	吴茱萸属 *Tetradium*	楝叶吴萸 *Tetradium glabrifolium*
茜草科 Rubiaceae	纽扣草属 *Spermacoce*	丰花草 *Spermacoce pusilla*
莎草科 Cyperaceae	薹草属 *Carex*	十字薹草 *Carex cruciata*
唇形科 Lamiaceae	香科科属 *Teucrium*	血见愁 *Teucrium viscidum*
石松科 Lycopodiaceae	垂穗石松属 *Palhinhaea*	垂穗石松 *Palhinhaea cernua*
里白科 Gleicheniaceae	芒萁属 *Dicranopteris*	大芒萁 *Dicranopteris ampla*
五加科 Araliaceae	天胡荽属 *Hydrocotyle*	红马蹄草 *Hydrocotyle nepalensis*
荨麻科 Urticaceae	糯米团属 *Gonostegia*	糯米团 *Gonostegia hirta*
天门冬科 Asparagaceae	沿阶草属 *Ophiopogon*	沿阶草 *Ophiopogon bodinieri*
肾蕨科 Nephrolepidaceae	肾蕨属 *Nephrolepis*	肾蕨 *Nephrolepis cordifolia*
伞形科 Apiaceae	积雪草属 *Centella*	积雪草 *Centella asiatica*

科 Family	属 Genus	物种 Species
葫芦科 Cucurbitaceae	马飔儿属 *Zehneria*	纽子瓜 *Zehneria bodinieri*
桔梗科 Campanulaceae	党参属 *Codonopsis*	金钱豹 *Codonopsis javanica*
防己科 Menispermaceae	千金藤属 *Stephania*	粪箕笃 *Stephania longa*
乌毛蕨科 Blechnaceae	乌毛蕨属 *Blechnopsis*	乌毛蕨 *Blechnopsis orientalis*
马兜铃科 Aristolochiaceae	马兜铃属 *Aristolochia*	马兜铃 *Aristolochia debilis*

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 25510, pages 1–23
doi: 10.17520/biods.2025510
cstr: 32101.14.biods.2025510

•研究报告•

小麦族国家重点保护野生植物多样性与濒危等级评估

张谢勇[1,2,3#], 刘昊[1,2,3#], 田雨薇[1#], 岑鑫[1,13#], 蔡竞[4,5#], 李宇格[1,2,3#], 张云玲[7], 赵利清[6], 刘艳春[8], 寻路路[9], 刘磊[10], 陈天翔[1], 周廉[1], 阎平[11], 覃海宁[1,2,3], 袁良琛[12], 刘慧圆[1*], 马洪峥[13*], 陈文俐[1,2,3*]

1. 中国科学院植物研究所植物多样性与特色经济作物全国重点实验室, 北京 100093; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 国家植物园, 北京 100093; 4. 兰州大学生态学院, 兰州 730020; 5. 兰州大学草种创新与草地农业生态系统全国重点实验室, 兰州 730020; 6. 内蒙古大学生态与环境学院, 呼和浩特 010021; 7. 新疆维吾尔自治区草原总站, 乌鲁木齐 830000; 8. 上海植物园, 上海 200231; 9. 陕西省西安植物园/陕西省植物研究所, 西安 710061; 10. 中国农业科学院草原研究所, 呼和浩特 010010; 11. 石河子大学生命科学学院, 新疆石河子 832003; 12. 国家林业和草原局野生动植物保护司, 北京 100714; 13. 天津农学院园艺园林学院, 天津 300392

摘要: 禾本科小麦族包含众多作物的野生近缘种与优质牧草资源, 在农业育种、畜牧业发展与生态修复中具有不可替代的战略价值。中国拥有丰富的小麦族野生植物资源, 但《国家重点保护野生植物名录》(2021版)收录的5属12种小麦族植物中, 普遍存在基础数据缺失、物种鉴定困难等问题, 严重制约其保护与利用。本研究基于馆藏标本查阅与系统的野外调查, 综合研究了该类保护植物的地理分布、形态学、细胞学及亚基因组组成等关键特征, 填补了基础数据缺口, 可为物种精准鉴定提供可靠依据。此外, 参照世界自然保护联盟(IUCN)物种红色名录濒危等级和标准重新评估其濒危状况, 发现沙芦草(*Agropyron mongolicum*)等10个物种受威胁等级上调, 其中内蒙古大麦(*Hordeum innermongolicum*)上调为极危, 疑似野外灭绝; 华山新麦草(*Psathyrostachys huashanica*)等级下调; 毛披碱草(*Elymus villifer*)保持不变; 栖息地退化与破碎化、自然种群过少是主要威胁。基于此, 本文提出分物种差异化就地保护、种质资源系统性收集保藏、建立名录物种动态评估更新机制的整合性保护策略, 以期为该类资源的保护与可持续利用提供科学支撑。

关键词: 小麦族; 国家重点保护野生植物; 地理分布; 亚基因组; 染色体核型; 濒危等级评估

张谢勇, 刘昊, 田雨薇, 岑鑫, 蔡竞, 李宇格, 张云玲, 赵利清, 刘艳春, 寻路路, 刘磊, 陈天翔, 周廉, 阎平, 覃海宁, 袁良琛, 刘慧圆, 马洪峥, 陈文俐 (2026) 小麦族国家重点保护野生植物多样性与濒危等级评估. 生物多样性, 34, 25510. doi: 10.17520/biods.2025510; cstr: 32101.14.biods.2025510.
Zhang XY, Liu H, Tian YW, Cen X, Cai J, Li YG, Zhang YL, Zhao LQ, Liu YC, Xun LL, Liu L, Chen TX, Zhou L, Yan P, Qin HN, Yuan LC, Liu HY, Ma HZ, Chen WL (2026) Diversity and threatened categories assessment of national key protected wild plants of the Triticeae (Poaceae). Biodiversity Science, 34, 25510. doi: 10.17520/biods.2025510; cstr: 32101.14.biods.2025510.

Diversity and threatened categories assessment of national key protected wild plants of the Triticeae (Poaceae)

Xieyong Zhang[1,2,3#], Hao Liu[1,2,3#], Yuwei Tian[1#], Xin Cen[1,13#], Jing Cai[4,5#], Yuge Li[1,2,3#], Yunling Zhang[7], Liqing Zhao[6], Yanchun Liu[8], Lulu Xun[9], Lei Liu[10], Tianxiang Chen[1], Lian Zhou[1], Ping Yan[11], Haining Qin[1,2,3], Liangchen Yuan[12], Huiyuan Liu[1*], Hongzheng Ma[13*], Wenli Chen[1,2,3*]

1 *State Key Laboratory of Plant Diversity and Specialty Crops, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China*
2 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*
3 *China National Botanical Garden, Beijing 100093, China*
4 *College of Ecology, Lanzhou University, Lanzhou 730020, China*

收稿日期 Received: 2025-12-23; 接受日期 Accepted: 2026-03-09
基金项目: 中国科学院战略生物资源计划生物分类岗位科学家项目(CAS-TAX-24-011)、国家自然科学基金(31970207)和国家植物标本资源库精准采集项目(NPSRC E0117G1001) Supported by the Biological Resources Programme of Chinese Academy of Sciences (CAS-TAX-24-011), National Natural Science Foundation of China (31970207), and Project of the National Plant Specimen Resource Center (NPSRC E0117G1001)
共同第一作者 Co-first authors
* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: chenwl@ibcas.ac.cn; mahz49@sina.com; liuhy@ibcas.ac.cn

5 *State Key Laboratory of Herbage Improvement and Grassland Agro-ecosystems, Lanzhou University, Lanzhou 730020, China*
6 *School of Ecology and Environment, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China*
7 *General Grassland Station of Xinjiang Uygur Autonomous Region, Urumqi 830000, China*
8 *Shanghai Botanical Garden, Shanghai 200231, China*
9 *Xi'an Botanical Garden of Shaanxi Province/Institute of Botany of Shaanxi Province, Xi'an, 710061, China*
10 *Institute of Grassland Research, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Hohhot 010010, China*
11 *College of Life Sciences, Shihezi University, Shihezi, Xinjiang 832003, China*
12 *Wildlife Conservation Department, National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100714, China*
13 *College of Horticulture and Landscape, Tianjin Agricultural University, Tianjin 300392, China*

ABSTRACT

Aims: The tribe Triticeae (Poaceae) is a vital repository of wild crop relatives and forage germplasm, with irreplaceable value in agriculture, pastoralism, and ecological conservation. China boasts rich diversity of wild Triticeae taxa. However, the 5 genera and 12 species of Triticeae plants listed in the National Key Protected Wild Plants List (2021) generally suffer from insufficient basic data and difficulties in species identification, which severely restrict their conservation and utilization. This study aims to improve the basic dataset of these nationally protected Triticeae species and provide scientific support for their conservation and sustainable utilization.

Methods: This study integrated curated herbarium specimen reviews and systematic field surveys to comprehensively analyze key traits of the target taxa, including morphological diagnostic features, geographical distribution, chromosome karyotype, and subgenomic composition. Meanwhile, molecular datasets were constructed to support accurate species identification based on subgenomic signatures and DNA sequence polymorphisms. The threatened categories of each species was re-assessed in accordance with the International Union for Conservation of Nature (IUCN) Red List Categories and Criteria, combined with quantitative data on population size, threat severity, and distribution range.

Results: Our study clarified the morphological profiles and distribution characteristics of the 12 national key protected wild plants of the Triticeae. We obtained chromosome numbers and karyotypes for 10 species across 4 genera through cytological experiments. We successfully identified the subgenomic composition of 10 species via alignment coverage analysis of whole-genome resequencing data. Our k-mer-based phylogenetic analysis proved effective for molecular identification, while plastid genome "super-barcodes" showed poor resolution between different subgenomes. Studies on reproductive and dispersal capacity showed that species with large and heavy seeds have weak dispersal ability, narrow distribution ranges, and higher extinction risk. After reassessment according to IUCN criteria, the threat status of 10 species was upgraded (e.g. *Agropyron mongolicum*), 1 was downgraded (*Psathyrostachys huashanica*), and 1 remained unchanged (*Elymus villifer*), among which *Hordeum innermongolicum* was upgraded to Critically Endangered (CR) and was suspected to be extinct in the wild; habitat degradation and fragmentation caused by overgrazing were identified as the main threat factors. We finally proposed conservation recommendations, including implementing differentiated *in situ* protection management for each species, strengthening systematic collection and preservation of germplasm resources, and establishing a dynamic assessment and update mechanism for species in the National Key Protected Wild Plants List (2021).

Conclusion: Through the integration of multidisciplinary data, this study clarified the taxonomic basis of national key protected wild plants of the Triticeae, revealed the intrinsic relationship between species adaptability and distribution patterns, and assessed their actual threatened status. These results provide core scientific evidence for formulating evidence-based conservation actions. Facing the dual demands of agricultural sustainable development and biodiversity conservation, the research, conservation, and rational utilization of this important wild genetic resource bank require sustained scientific investment and cross-sectoral collaborative management.

Key words: Triticeae; national key protected wild plants; geographical distribution; subgenome; chromosome karyotype; threatened categories assessment

小麦族(Triticeae)隶属于禾本科早熟禾亚科, 主要分布于北半球温带和暖温带地区, 全球约20属330种, 我国有13属175种, 具有重要的农业、畜牧业与生态价值(郭本兆等, 1987; Chen & Zhu, 2006; 陈文俐, 2018)。人类通过对小麦族野生物种的驯化与人工选择, 获得了小麦(*Triticum aestivum*)、大麦(*Hordeum vulgare*)、黑麦(*Secale cereale*)等重要农作物(卢宝荣, 1995; 颜济和杨俊良, 1999, 2004)。其现存野生近缘种作为这些作物的天然基因库, 可提供抗病、抗虫、抗逆及无融合生殖等多种优良基因(李立会等, 2000; 颜济等, 2006; 高伟等, 2020)。同时, 小麦族中的许多物种为优良牧草, 因其多

年生、营养生长繁茂、粗蛋白质含量高及耐瘠薄性强等特性而被广泛栽培利用，涉及披碱草属(*Elymus*)、冰草属(*Agropyron*)、赖草属(*Leymus*)、黑麦草属(*Lolium*)等多个属(李立会等, 2000; Liu et al., 2025)。我国小麦族野生植物属种丰富、特有种众多、生境类型多样，是作物和牧草资源的天然宝库，在品种改良及生态修复等多方面都具有重要价值。例如，我国特有种华山新麦草(*Psathyrostachys huashanica*)已成功用于小麦品种改良(冯艳等, 2025)；而分布于北方沙化地区的沙芦草(*Agropyron mongolicum*)既是优良牧草，也对维持荒漠草原生态系统及修复退化草地具有关键作用(云锦凤和王俊杰, 2011; 王君梅等, 2016; 康如龙等, 2024)。

2021年颁布的《国家重点保护野生植物名录》(以下简称《名录》) (https://www.forestry.gov.cn/search/272693)共收录小麦族植物5属12种。其中，华山新麦草为国家一级重点保护野生植物；沙芦草、阿拉善披碱草(*Elymus alashanicus*)、黑紫披碱草(*E. atratus*)、短柄披碱草(*E. brevipes*)、内蒙披碱草(*E. intramongolicus*)、紫芒披碱草(*E. purpuraristatus*)、新疆披碱草(*E. sinkiangensis*)、无芒披碱草(*E. sinosubmuticus*)、毛披碱草(*E. villifer*)、内蒙古大麦(*Hordeum innermongolicum*)及青海以礼草(*Kengyilia kokonorica*)等11种为国家二级重点保护野生植物。与1999年发布的《国家重点保护野生植物名录》(第一批) (https://www.gov.cn/gongbao/content/2000/content_60072.htm)相比，《名录》移除了短芒披碱草(*E. breviaristatus*)，新增了披碱草属6种和以礼草属(*Kengyilia*) 1种。小麦族植物占《名录》所载禾本科植物的约44% (12/27)，这既凸显了该类群资源的重要性，也反映了其野生资源保护的紧迫性。

数据严重匮乏是当前小麦族国家重点保护野生植物研究面临的主要问题。在查阅《国家重点保护野生植物》(第三卷) (陈文俐, 2023)禾本科部分及相关文献后，我们发现除华山新麦草与沙芦草已有较为充分的保护生物学研究外(岳明等, 2001; 黄娟等, 2019; 张嘉玉等, 2023; 田丛嫣等, 2025)，其余物种仅在《中国生物多样性红色名录——高等植物卷(2020)》(以下简称《红色名录》, https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk01/202305/t20230522_1030745.html)中进行过初步评估，此外覃海宁等(2017)也提供了无芒披碱草等少量物种的初步评估。各物种的精确分布范围、有性生殖与传播能力及主要致危因素等信息极度缺乏，严重制约了对其濒危现状的准确评估及有效保护策略的制定。

物种鉴定困难是小麦族研究中长期存在的另一难题。小麦族的多数物种经历了复杂的多倍体化过程，属种间界限模糊，形态变异幅度大，导致准确鉴定难度较高，给种质资源保护与利用工作带来显著阻碍(董贞贞, 2017; 刘登才等, 2020; Sha et al., 2025)。我们查阅文献并重新核查了中国科学院植物研究所标本馆(PE)馆藏的190份相关标本，发现仅华山新麦草与沙芦草的形态鉴定较为准确。其余物种，尤其是含St亚基因组的异源多倍体类群(包括披碱草属8种和以礼草属1种)，鉴定错误现象尤为突出，具体表现为近缘种间混淆，如小颖披碱草(*Elymus antiquus*)误定为短柄披碱草、披碱草(*E. dahuricus*)误定为紫芒披碱草，以及属级鉴定错误(如部分定为青海以礼草的标本实为冰草属植物)。近年来，高通量测序技术的发展为基于亚基因组组成的物种分子鉴定提供了新方法(Xiong et al., 2025)；基于全基因组k-mer分析和质体基因组的系统发育分析也在不同倍性水平上表现出良好效果(Wang et al., 2024)。多种分子手段的联合应用，有望为解决含St亚基因组类群的鉴定难题提供可靠方案。

为完善小麦族国家重点保护野生植物的基础数据集，为物种精准鉴定提供可靠的依据，并科学评估其濒危现状，为这类重要种质资源的保护与利用提供坚实支撑，本研究设定如下目标：(1)系统研究各物种的形态学、染色体数目与核型、亚基因组组成等关键特征，提供可用于物种准确识别的精细形态图版；(2)通过深入野外考察与文献梳理，获取物种的分布范围、野外生存现状及有性生殖与传播能力等信息，依据IUCN物种红色名录濒危等级和标准进行濒危等级评估，并提出相应的保护建议。

1 材料与方法

1.1 野外调查

研究团队于2024–2025年间先后5次赴内蒙古、四川、西藏、陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆等省(区)对小麦族所有国家重点保护野生植物(5属12种)的野生资源进行调查，重点考察了内蒙披碱草、短

柄披碱草、无芒披碱草、紫芒披碱草、青海以礼草等物种的模式产地居群。共调查了49个居群, 涉及500余个体(附录1)。野外工作内容包括: 采集完整植株用于形态学、有性生殖与传播能力研究; 采集新鲜叶片用于测序分析(经硅胶干燥); 采集成熟种子用于细胞学实验; 拍摄植株各部位及其生境照片; 使用预设的调查表记录居群坐标、海拔、生境类型、伴生物种、受干扰因素等信息, 并估算居群面积、植株密度及成熟个体数量。

1.2 馆藏标本研究

我们查阅了国内外主要标本馆近千份小麦族植物标本, 并对其中190份国家重点保护野生植物物种标本进行了重点研究。相关标本主要存放于PE、内蒙古农业大学植物标本馆(NMAC)、中国科学院西北高原生物研究所青藏高原生物标本馆(HNWP)。具体包括: 青海以礼草11份、沙芦草58份、华山新麦草6份(含模式标本)、内蒙古大麦2份(含模式标本)、阿拉善披碱草44份(含模式标本)、黑紫披碱草20份(含模式标本)、短柄披碱草32份(含模式标本)、紫芒披碱草8份、新疆披碱草4份、无芒披碱草1份(模式标本)、毛披碱草4份。因内蒙披碱草暂无馆藏标本, 我们结合野外采集材料对其开展了系统的形态学研究, 重点观察叶鞘、叶片、花序及小穗等关键鉴别特征, 使用体视显微镜进行测量与拍照, 并与形态相似种进行比较。

1.3 细胞学研究

实验材料为野外采集的成熟种子, 涵盖华山新麦草、沙芦草、青海以礼草、阿拉善披碱草等4属10种(凭证标本信息见附录2, 存于PE)。种子在25℃恒温下萌发, 幼苗移入温室生长。待根系发达后, 剪取1–2 cm根尖, 经冰水混合物低温(4℃)预处理28 h, 再用卡诺固定液(无水乙醇 : 冰醋酸 = 3 : 1)于低温下固定12 h。固定后的根尖经清水漂洗, 转入混合酶液(2.5%纤维素酶 + 1.25%果胶酶)中, 37℃恒温酶解约1 h (根据材料状态调整时间)。酶解后的根尖分生区组织使用卡宝品红染液染色, 经压片、液氮揭片及阴干和脱水等步骤, 使用树胶封片制成永久装片, 于Leica DM6000B显微镜下观察拍照。参照李懋学和陈瑞阳(1985)的标准, 使用MATO软件(Liu et al., 2023)统计染色体数目并进行核型分析。

1.4 亚基因组组成与DNA物种鉴定序列分析

实验材料包括野外采集的硅胶干燥叶片及PE馆藏标本叶片(凭证标本信息见附录2)。DNA提取、文库构建与测序由武汉华命生物科技有限公司完成。本研究新增了11个物种16份材料的全基因组浅层重测序数据, 其中内蒙披碱草、毛披碱草和新疆披碱草的数据为首次获得(表1)。此外, 从NCBI (https://www.ncbi.nlm.nih.gov/)和CNGBdb (https://db.cngb.org/)数据库下载了6个近缘种的基因组重测序数据以及华山新麦草的完整质体基因组序列(序

表1 小麦族国家重点保护野生植物的染色体数目、核型与亚基因组组成鉴定实验结果。所有未标注文献的数据均来自本研究。–指未获得研究材料, 也没有文献报道。

Table 1 Results of chromosome number, karyotype and subgenome composition characterization of national key protected wild plants of the Triticeae. Data without cited references were obtained from this study. – indicates that neither experimental materials were acquired nor relevant records have been reported in published literature.

物种 Species	核型 Karyotype	染色体相对长度 Relative length of chromosomes	亚基因组成 Subgenome composition
沙芦草 *Agropyron mongolicum*	1A, 2n = 2x = 14 = 12m + 2sm	12.28%–16.20%	P (颜济等, 2006)
阿拉善披碱草 *Elymus alashanicus*	2A, 2n = 4x = 28 = 20m (2sat) + 8sm	5.07%–8.87%	St
黑紫披碱草 *E. atratus*	1A, 2n = 6x = 42 = 38m (6sat) + 4sm (2sat)	3.56%–6.70%	StHY
短柄披碱草 *E. brevipes*	1A, 2n = 4x = 28 = 24m + 4sm	5.31%–9.21%	StY
内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	2A, 2n = 4x = 28 = 22m (2sat) + 6sm	5.12%–8.68%	StH
紫芒披碱草 *E. purpuraristatus*	1A, 2n = 6x = 42 = 32m (2sat) + 10sm	3.48%–6.22%	StHY
新疆披碱草 *E. sinkiangensis*	2A, 2n = 4x = 28 = 24m + 4sm	5.72%–9.41%	StY
无芒披碱草 *E. sinosubmuticus*	2A, 2n = 6x = 42 = 28m + 14sm (2sat)	3.68%–6.11%	StHY
毛披碱草 *E. villifer*	1A, 2n = 6x = 42 = 30m + 12sm (6sat) (刘玉红, 1985)	–	StHY
内蒙古大麦 *Hordeum innermongolicum*	–	–	–
青海以礼草 *Kengyilia kokonorica*	1B, 2n = 6x = 42 = 30m + 12sm	3.02%–7.75%	StYP
华山新麦草 *Psathyrostachys huashanica*	2A, 2n = 2x = 14 = 10m (4sat) + 4sm (2sat)	12.30%–19.53%	Ns (Li et al., 2025)

列号见附录2)。

亚基因组鉴定方法参考Xiong等(2025), 通过比对序列覆盖度来近似评估序列相似性, 从而确定物种的亚基因组组成。首先, 合并重穗披碱草(*Elymus nutans*)参考基因组(2n = 6x = 42, StStHHYY) (Xiong et al., 2025)与冰草(*Agropyron cristatum*)参考基因组(2n = 4x = 28, PPPP) (Zhou et al., 2025), 构建包含St、H、Y、P四套亚基因组的虚拟参考基因组。随后, 使用SeqKit v2.2.0 (Shen et al., 2016)从每个样品质控后的重测序数据中截取1 Gb序列(以消除数据量差异的影响)。使用BWA v0.7.17 (Li, 2013)将截取的序列比对至虚拟参考基因组, 再使用PanDepth v2.25 (Yu et al., 2024)进行滑窗统计(50 kb非重叠窗口), 获取各染色体覆盖度数据, 并按照Xiong等(2025)的方法分别统计St、H、Y、P亚基因组的覆盖度(其中因易位事件排除了H04和Y03染色体)。最后, 使用R语言ggplot2包(Wickham, 2016)对覆盖度统计结果进行可视化。

对于质体基因组“超级条形码”, 使用GetOrganelle (Jin et al., 2020)从二代测序数据中组装完整质体基因组。去除一个反向重复区后, 使用MAFFT (Katoh et al., 2002)进行序列比对, TrimAl (Capella-Gutiérrez et al., 2009)进行修剪。利用ModelFinder (Kalyaanamoorthy et al., 2017)基于贝叶斯信息准则选择最优核苷酸替换模型, 再通过IQ-TREE (Nguyen et al., 2015)构建最大似然树。最后使用Figtree v1.4.4 (http://tree.bio.ed.ac.uk/software/figtree/)对系统发育树进行可视化与编辑。

关于全基因组重测序数据的系统发育分析(Wang et al., 2024; Tian et al., 2025), 使用KMC v3.2.4软件(https://github.com/refresh-bio/KMC)和MIKE v1.0软件(Wang et al., 2024)进行k-mer (k = 21)计数并计算距离矩阵, 随后通过R软件ape包(Paradis et al., 2004)构建邻接树。

1.5 有性生殖与传播能力统计分析

本研究基于野外采集的花序材料, 对除内蒙古大麦(疑似野外灭绝)外的10个物种进行有性生殖与传播能力统计分析。本研究遵循农业惯例, 将包含外稃、内稃和颖果的成熟小花称为“种子”。千粒重: 选取成熟饱满种子(通常100粒, 不足则按比例换算), 用精密电子天平称重后换算成千粒重。种子大小: 使用单反相机和微距镜头拍摄10粒成熟饱满种子, 通过Photoshop软件的标尺工具测量其长度和最宽处宽度, 计算乘积(长度 × 宽度)作为种子大小指标。结实率: 随机选取约150粒种子, 通过指压法进行判断, 饱满者为结实, 空瘪者为未结实, 计算结实种子所占比例。

使用R软件的cor.test()函数对物种的结实率、千粒重、种子大小与其物种分布面积(extent of occurrence, EOO, 取对数处理)和物种占有面积(area of occupancy, AOO, 取对数处理)进行Pearson相关性分析, 并比较不同濒危等级物种间有性生殖与传播能力的差异。

1.6 濒危等级评估

通过对内蒙古、西藏、新疆等地居群的野外考察, 记录地理分布、生境类型、居群规模及是否存在衰退趋势、过度放牧等致危因素(附录3)。同时, 查阅并整理国内主要标本馆的馆藏标本信息及相关文献, 以完善物种的分布范围与生境相关信息(附录4)。本文使用Excel进行数据整理和统计, 使用ArcGIS Pro 3.0.1绘制物种分布图。

依据《IUCN物种红色名录濒危等级和标准(3.1版)》(IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1) (IUCN, 2001), 按照预评估、评估、审核、一致性检查四阶段流程, 应用A–E全部标准进行评估。其中, 以物种分布范围为核心的B标准数据最为完整, 是本次评估的主要依据, 评估项目包括: EOO、AOO、分布点数量、是否极度破碎化、EOO/AOO是否持续衰退、生境面积/范围及质量是否持续衰退等。使用DIVA-GIS软件绘制分布图, AutoCAD 2020计算EOO, 并采用IUCN (2001)推荐的方形样格法计算AOO (AOO = 单个网格面积 × 独立占用网格数量, 相邻或重叠分布点合并至同一网格, 不重复统计)。为降低网格尺度选择带来的不确定性, 本研究采用2 km × 2 km、4 km × 4 km及10 km × 10 km 3种网格尺度分别计算了EOO和AOO (附录5), 对照标准条目列出所有符合的标准或亚标准, 以濒危程度最高的等级作为最终评估结果, 并与《红色名录》的评估结果进行对比分析。

2 结果

本文对小麦族国家重点保护野生植物开展了

形态学、细胞学、系统分类学与保护生物学研究，相关数据已汇编形成小麦族国家重点保护野生植物基础数据集(附录4)。

2.1 染色体数目和核型

除内蒙古大麦疑似野外灭绝，毛披碱草未能成功萌发外，本文成功获得了目标物种中其他4属10种植物的染色体数目与核型图(图1，表1)，其中内蒙披碱草和新疆披碱草的相关数据为首次报道。沙芦草的核型公式为2n = 2x = 14 = 12m + 2sm，除第6对为近中部着丝粒染色体(sm)外，其余均为中部着丝粒染色体(m) (图1A)；染色体相对长度为12.28%–16.20%，核型为1A型。阿拉善披碱草的核

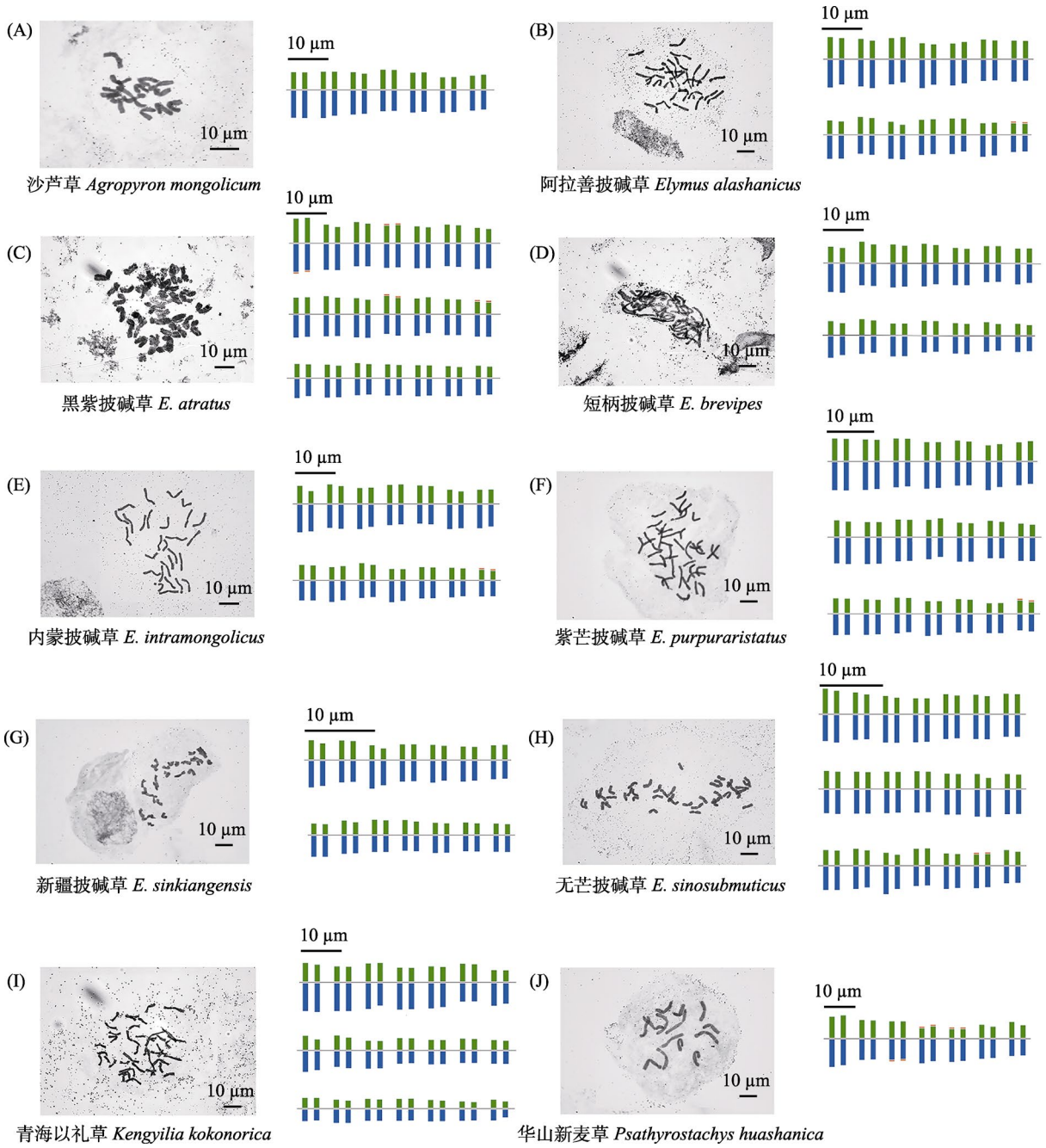


图1　10种小麦族国家重点保护野生植物的染色体核型图。因内蒙古大麦没有获得成熟种子，毛披碱草种子未能成功萌发，故未能开展实验。

Fig. 1　Chromosome karyotype plates of 10 national key protected wild plants of the Triticeae. No mature seeds were obtained for *Hordeum innermongolicum*, whereas seeds of *Elymus villifer* failed to germinate, precluding further experimental analyses.

型公式为2n = 4x = 28 = 20m (2sat) + 8sm, 随体位于第14对染色体(图1B); 染色体相对长度范围5.07%–8.87%, 核型为2A型。黑紫披碱草的核型公式为2n = 6x = 42 = 38m (6sat) + 4sm (2sat), 随体位于第1、4、11、14对染色体(图1C); 染色体相对长度范围3.56%–6.70%, 核型为1A型。短柄披碱草的核型公式为2n = 4x = 28 = 24m + 4sm (图1D); 染色体相对长度范围5.31%–9.21%, 核型为1A型。内蒙披碱草的核型公式为2n = 4x = 28 = 22m (2sat) + 6sm, 随体位于第14对染色体(图1E); 染色体相对长度范围5.12%–8.68%, 核型为2A型。紫芒披碱草的核型公式为2n = 6x = 42 = 32m (2sat) + 10sm, 随体位于第21对染色体(图1F); 染色体相对长度范围3.48%–6.22%, 核型为1A型。新疆披碱草的核型公式为2n = 4x = 28 = 24m + 4sm (图1G); 染色体相对长度范围5.72%–9.41%, 核型为2A型。无芒披碱草的核型公式为2n = 6x = 42 = 28m + 14sm (2sat), 随体位于第20对染色体(图1H); 染色体相对长度范围3.68%–6.11%, 核型为2A型。青海以礼草的核型公式为2n = 6x = 42 = 30m + 12sm, 未发现随体(图1I); 染色体相对长度范围3.02%–7.75%, 核型为1B型。华山新麦草的核型公式为2n = 2x = 14 = 10m (4sat) + 4sm (2sat), 随体位于第3、4、5对染色体(图1J); 染色体相对长度范围12.30%–19.53%, 核型为2A型。

2.2 亚基因组组成和系统发育分析

本研究基于基因组重测序序列的比对覆盖度分析, 成功鉴定了10个物种的亚基因组组成, 其中青海以礼草(StYP)、内蒙披碱草(StH)、短柄披碱草(StY)和新疆披碱草(StY)的组成系首次明确(图2A)。分析显示: 黑紫披碱草、无芒披碱草、紫芒披碱草、毛披碱草、重穗披碱草和披碱草在St、H、Y亚基因组上覆盖度较高(中位数 > 5%), 在P亚基因组上接近0%, 推断其组成为StHY; 新疆披碱草、短柄披碱草、真穗披碱草(*Elymus gmelinii*)、小颖披碱草和九峰山披碱草(*E. jufinshanicus*)的组成为StY; 内蒙披碱草和老芒麦(*E. sibiricus*)的组成为StH; 阿拉善披碱草仅含St亚基因组; 青海以礼草、糙毛以礼草(*Kengyilia hirsuta*)和大颖以礼草(*K. grandiglumis*)的组成为StYP。内蒙古大麦暂无亚基因组组成信息。基于全基因组重测序k-mer分析的系统发育树表明(图2A), 披碱草属14种和以礼草属4种主要依据亚基因组组成聚为4支: 以礼草属4种(StYP)聚为一支; 阿拉善披碱草和九峰山披碱草(St/StY)聚为一支; 新疆披碱草、短柄披碱草、真穗披碱草和小颖披碱草(StY)聚为一支; 其余8个披碱草属物种(StHY/StH)聚为一支。

本研究还获得了10个物种的完整质体基因组序列(包含通用条形码区域)。基于此构建的系统发育树显示(图2B): 华山新麦草和沙芦草分化较早; 其余物种聚为一支, 其下又分为两个亚支, 一支包括亚基因组组成为StYP的以礼草属物种、StH的内蒙披碱草和老芒麦以及StHY的黑紫披碱草, 另一支包括亚基因组组成为St、StY或StHY的其他物种。

2.3 有性生殖与传播能力

各物种的有性生殖与传播能力存在差异(表2)。紫芒披碱草(86%)和短柄披碱草(77%)的结实率较高; 阿拉善披碱草(10%)、新疆披碱草(19%)、毛披碱草(21%)和沙芦草(24%)较低; 其余物种介于35%–67%之间。青海以礼草(5.31 g)和华山新麦草(5.21 g)的千粒重较高; 沙芦草(1.63 g)和黑紫披碱草(1.87 g)较低; 毛披碱草仅1.38 g (可能种子未完全成熟); 其余物种介于2.87–4.00 g之间。内蒙披碱草(17.9 mm^2)、华山新麦草(16.5 mm^2)和新疆披碱草(14.6 mm^2)的种子大小(外稃长 × 宽)较大; 沙芦草(5.7 mm^2)最小; 其余物种介于9.6–12.3 mm^2之间。

相关性分析结果表明(图3): 千粒重与log(EOO)及log(AOO)均呈显著负相关($P < 0.05$, R^2分别为0.60和0.45)。种子大小与log(EOO)及log(AOO)的R^2值分别为0.33和0.27, 但未达显著水平($P > 0.05$)。结实率与log(EOO)或log(AOO)未见明显相关性。

2.4 物种濒危状况评估

依据IUCN物种红色名录濒危等级和标准对5属12种小麦族国家重点保护野生植物进行了重新评估(附录5), 其中, 极危(CR)等级的有4种, 分别是新疆披碱草(B1ab (i, ii, iii))、无芒披碱草(B1ab (i, ii, iii))、青海以礼草(B1ab (i, ii, iii))和内蒙古大麦(B1ab (i, ii, iii, v) + D); 濒危(EN)等级的有6种, 分别是华山新麦草(B2ab (i, ii, iii))、毛披碱草(B2ab (i, ii, iii))、内蒙披碱草(B2ab (i, ii, iii))、阿拉善披碱草(B2ab (ii, iii))、紫芒披碱草(B2ab (ii, iii))和短柄披碱草(B2ab (ii, iii)); 易危(VU)等级的有2种, 分别是沙芦草和黑紫披碱草, 均为B2ab (ii, iii)。主要致危因素包括

生境破碎化与丧失以及过度放牧导致的栖息地持续退化; 部分物种(华山新麦草、无芒披碱草、青海以礼草等)还面临野生种群数量过少的直接威胁。采用不同网格尺度进行AOO估算的敏感性分

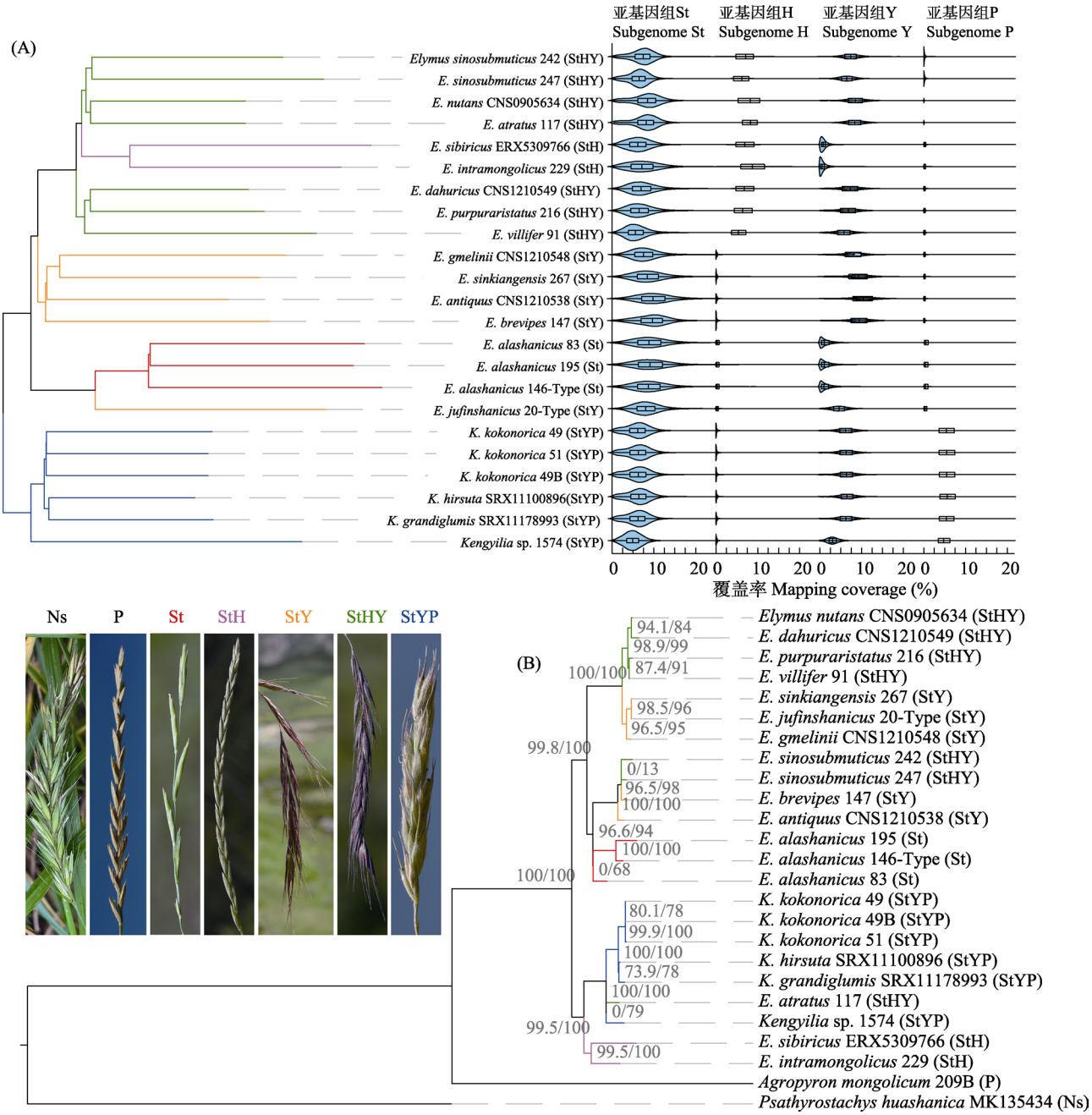


图2　小麦族国家重点保护野生植物分子鉴定。(A)基于全基因组k-mer (k = 21)分析的邻接法系统发育树和基于全基因组比对的亚基因组组成分析，分别统计St、H、Y、P亚基因组上50 kb无重叠窗口的覆盖度; (B)基于质体基因组的最大似然法系统发育树，使用IQ-TREE构建，节点上的数字为分别使用SH-aLRT/UFBoot模式计算的节点支持率。分支的颜色代表不同的亚基因组组成，同时提供了每种亚基因组组成的花序特征。

Fig. 2　Molecular identification of national key protected wild plants of the Triticeae. (A) Phylogenetic tree inferred from the neighbor-joining analysis based on whole-genome k-mer (k = 21) and subgenome constitution inferred from whole-genome mapping coverage, 50-kb non-overlapping windows was calculated for the St, H, Y and P subgenomes, respectively. (B) Phylogenetic tree inferred from the maximum likelihood analysis based on plastid genomes, numbers at nodes indicate support values obtained by IQ-TREE under SH-aLRT/UFBoot schemes. Branch colors denote different subgenome compositions, and inflorescence characters are provided on the left for each type of subgenome composition.

表2　小麦族国家重点保护野生植物的有性生殖与传播能力。因内蒙古大麦没有采集到成熟种子，故未能开展实验。
Table 2　Sexual reproduction and dispersal abilities of national key protected wild plants of the Triticeae. Mature seeds of *Hordeum innermongolicum* were unavailable, and relevant experiments were therefore not performed.

物种 Species	结实率 Seed setting rate (%)	千粒重 Thousand kernel weight (g)	种子大小 Seed size (mm²)
沙芦草 *Agropyron mongolicum*	24	1.63	5.7
阿拉善披碱草 *Elymus alashanicus*	10	2.87	9.6
黑紫披碱草 *E. atratus*	60	1.87	10.5
短柄披碱草*E. brevipes*	77	3.59	9.8
内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	73	4.00	17.9
紫芒披碱草 *E. purpuraristatus*	86	3.53	12.3
新疆披碱草 *E. sinkiangensis*	19	3.94	14.6
无芒披碱草 *E. sinosubmuticus*	67	3.44	9.7
毛披碱草 *E. villifer*	21	1.38	11.6
青海以礼草 *Kengyilia kokonorica*	35	5.31	12.2
华山新麦草 *Psathyrostachys huashanica*	47	5.21	16.5

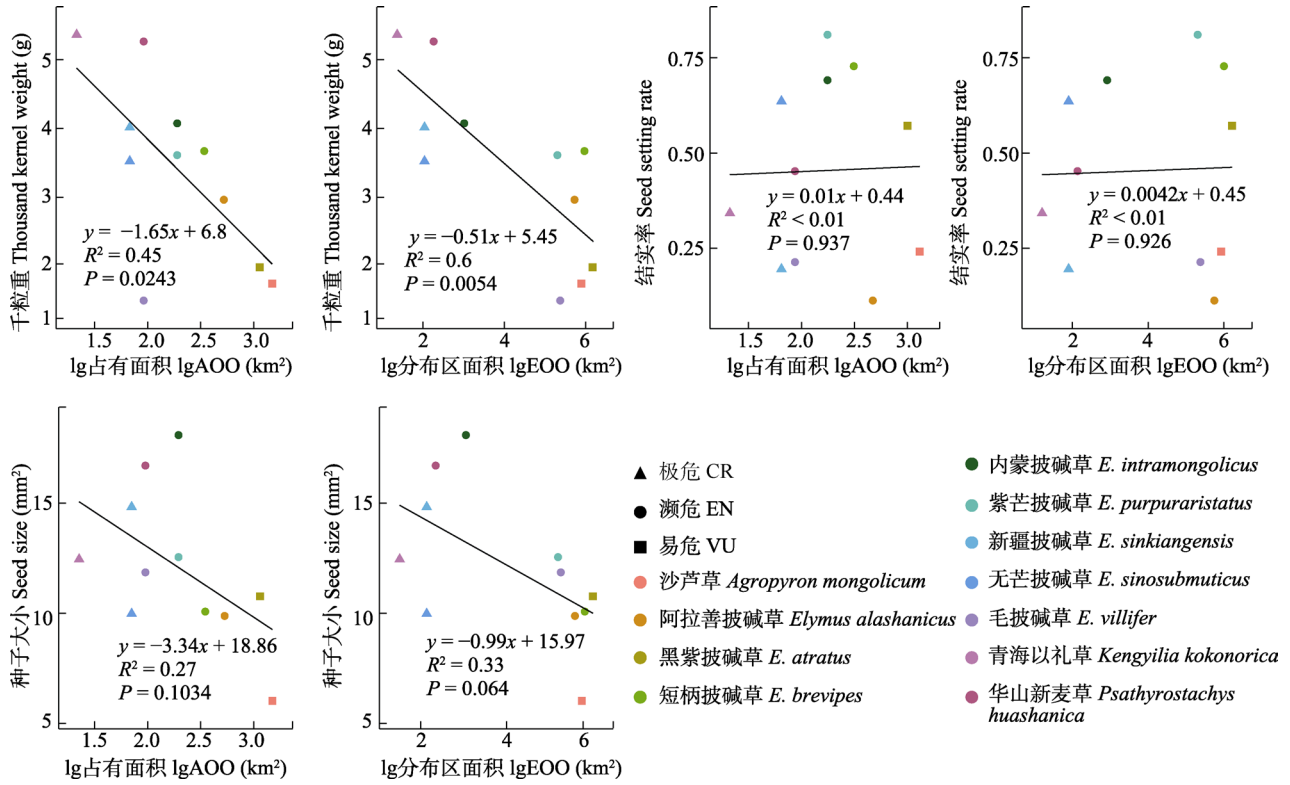


图3　小麦族国家重点保护野生植物结实率、千粒重、种子大小与物种分布区面积(EOO) (km²)及占有面积(AOO) (km²)的相关性分析。因内蒙古大麦没有获得成熟种子，故未能开展实验。
Fig. 3　Correlation analysis among seed setting rate, thousand kernal weight, seed size, and extent of occurrence (EOO) (km²) as well as area of occupancy (AOO) (km²) for the national key protected wild plants of the Triticeae. Mature seeds of *Hordeum innermongolicum* were unavailable, and relevant experiments were therefore not performed.

析结果显示(附录5): 青海以礼草、内蒙古大麦、新疆披碱草和无芒披碱草在3种尺度下均评估为CR; 毛披碱草、华山新麦草和内蒙披碱草在3种尺度下均评估为EN。其余5种的评估等级均随网格尺度增大而降低, 例如: 沙芦草和黑紫披碱草在2 km × 2 km网格下为EN, 在4 km × 4 km网格下为VU, 在10 km × 10 km网格下为NT; 紫芒披碱草和短柄披碱草在2 km × 2 km和4 km × 4 km网格下为EN, 在10 km × 10 km网格下为VU; 阿拉善披碱草在2 km × 2 km和4 km × 4 km网格下为EN, 在10 km ×

10 km网格下为NT。

3 分种概述

3.1 沙芦草 *Agropyron mongolicum* Keng

地理分布: 山西、内蒙古、陕西、甘肃、宁夏、新疆(图4)。

生境: 干草原、沙地、山坡灌丛草地等, 海拔480–2,200 m。

物种鉴定: 该种以其植株较密丛生、无明显根状茎、花序细长、小穗排列较疏松等特征明显区别于冰草属其他国产物种。

致危因素与保护对策: 过度放牧导致栖息地持续衰退是影响该种野外生存的主要因素。野外观察表明, 高强度放牧的草场如内蒙古和林格尔县居群的植株极其低矮(最低仅约10 cm), 花序短小稀疏, 草场中部分地块光秃。全球气候变化是另一个重要的影响因素, 田丛嫣等(2025)的潜在适生区预测表明, 未来气候条件下沙芦草整体适生区会西移, 而高适生区则有向北迁移聚集至内蒙古中部的趋势, 因而建议基于现有保护区域向西扩大范围, 并关注内蒙古中部地区的沙芦草潜在栖息地。封育是恢复沙芦草群落的有力措施(王君梅等, 2016; 张嘉玉等, 2023)。种质资源收集整理也应当尽快开展, 陕西与宁夏接壤的毛乌素沙漠南缘区域可能是沙芦草形态学多样性分布中心(兰保祥等, 2005), 相关研究还表明沙芦草的遗传多样性呈现出居群内大于居群间的格局, 可能由异花、风媒传粉的外繁育系统所决定(李晓全等, 2016)。沙芦草具有重要的畜牧业和生态价值, 已选育出“蒙农1号” “盐池”等优良牧草品系, 可以防风固沙, 但在推广种植时也应当充分评估其对野生居群基因库可能的影响。

3.2 阿拉善披碱草 *Elymus alashanicus* (Keng) S. L. Chen

地理分布: 内蒙古、陕西(?)、甘肃、宁夏、新疆(图5)。

生境: 山坡草地, 海拔1,100–2,750 m。

物种鉴定: 该种花序每节具1小穗, 颖内侧光滑无毛, 外稃无芒或具不超过3 mm的短芒。亚基因组组成分析表明该种属于假鹅观草属(*Pseudoroegneria*), 该属国产物种曾被认为仅1种, 即假鹅观草(*P. cognata*), 与阿拉善披碱草形态性状高度相似, 区别可能仅在于阿拉善披碱草颖片具3脉, 而假鹅观草为5脉; 此外两者倍性不同, 阿拉善披碱草为四倍体2n = 28, 而假鹅观草为二倍体2n = 14, 可通过细胞学实验进行区分。

九峰山披碱草在形态上与该种相似, 最初作为该种的变种发表, 鉴别特征为九峰山披碱草颖内侧具极短的绒毛、外稃先端具约5 mm的芒, 而阿拉善披碱草颖内侧光滑无毛、外稃先端无芒或仅具不足3 mm的短芒; 亚基因组组成上亦可区分, 我们的结果表明阿拉善披碱草仅含St亚基因组而九峰山披碱草含St和Y两种亚基因组。

致危因素与保护对策: 生境破碎化或丧失是可能的致危因素。该种主要生长于干旱山坡草地, 具有极强的耐旱能力, 我们调查了内蒙古九峰山和宁夏罗山国家级自然保护区的居群, 发现规模均较小。建议开展种群动态监测和种质资源收集等必要措施加以保护。

3.3 黑紫披碱草 *Elymus atratus* (Nevski) Hand.-Mazz.

地理分布: 四川、西藏、甘肃、青海、新疆(图6)。

生境: 高寒灌丛草甸, 海拔2,600–4,900 m。

物种鉴定: 该种以小穗紫黑色、颖先端无芒而区别于小穗粉绿色、颖先端具短芒的重穗披碱草, 基于全基因组k-mer的系统发育分析表明两者聚为一支(图2A), 但在基于质体基因组的系统发育分析(图2B)中似可区分。

致危因素与保护对策: 过度放牧导致种群持续衰退是可能的致危因素。该种生长于高海拔湿润山坡草地, 分布范围广, 我们调查的甘肃、青海多个居群均发现有较大规模的牛羊放牧。建议采取适度封育和轮牧以帮助其野生种群的恢复。

3.4 短柄披碱草 *Elymus brevipes* (Keng) S. L. Chen

地理分布: 四川、云南、西藏、甘肃、青海、新疆(图7)。

生境: 开阔石质山地、山坡草地、河谷林缘。海拔3,400–4,600 m。

物种鉴定: 该种以外稃光亮区别于外稃粗糙的小颖披碱草, 基于全基因组k-mer (图2A)和质体基因组(图2B)的系统发育分析也可以很好地区分它们。

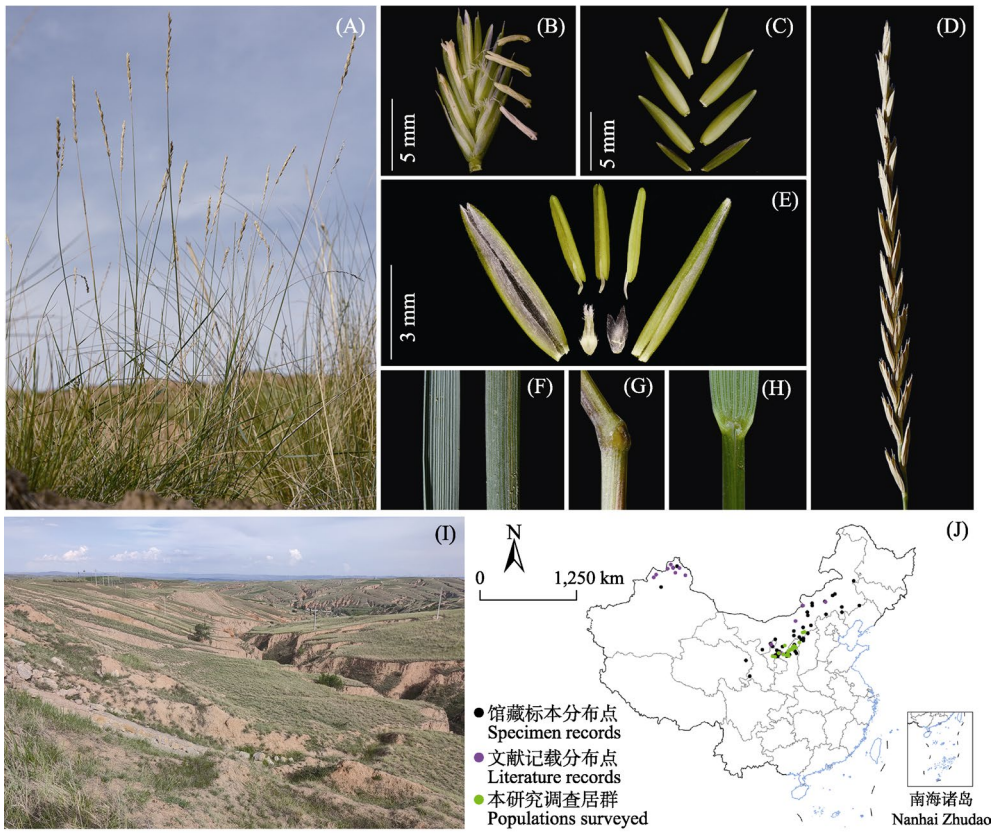


图4　沙芦草的形态特征、生境与地理分布。(A)植株; (B)、(C)小穗; (D)花序; (E)小花; (F)叶片; (G)茎节; (H)叶舌; (I)生境; (J)地理分布。

Fig. 4　Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Agropyron mongolicum*. (A) Plant; (B), (C) Spikelet; (D) Inflorescence; (E) Floret; (F) Leaf blade; (G) Culm node; (H) Ligule; (I) Habitat; (J) Geographic distribution.

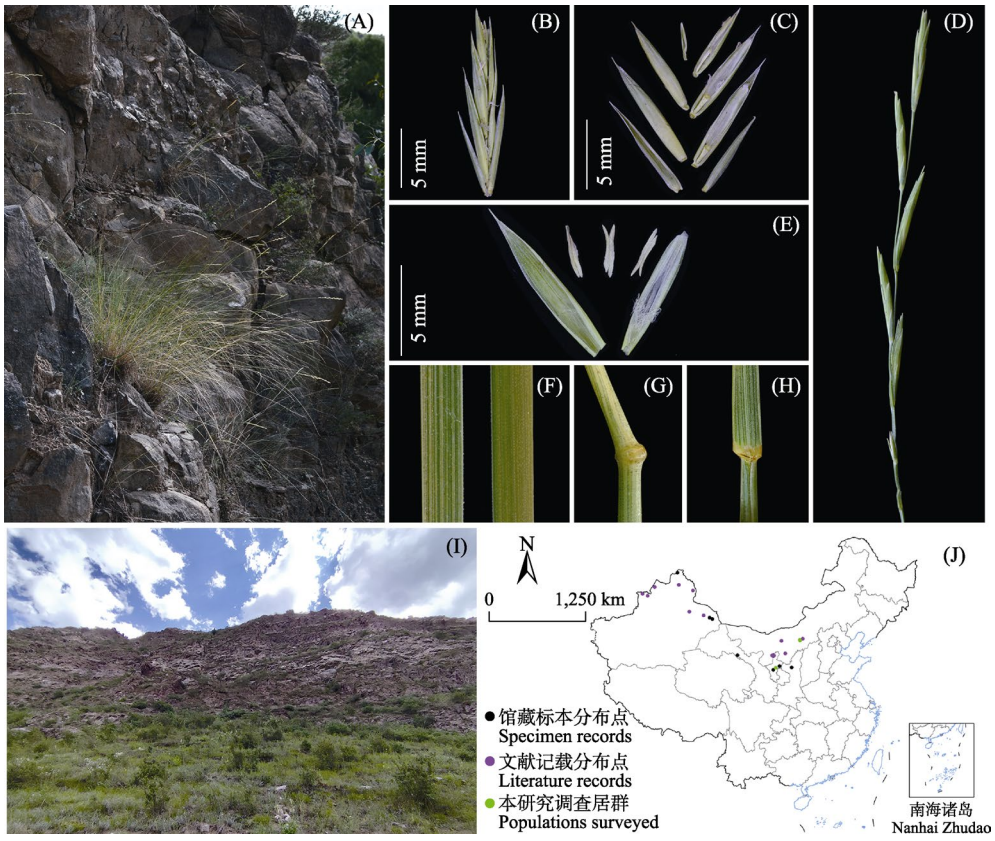


图5　阿拉善披碱草的形态特征、生境与地理分布。(A)植株; (B)、(C)小穗; (D)花序; (E)小花; (F)叶片; (G)茎节; (H)叶舌; (I)生境; (J)地理分布。

Fig. 5　Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Elymus alashanicus*. (A) Plant; (B), (C) Spikelet; (D) Inflorescence; (E) Floret; (F) Leaf blade; (G) Culm node; (H) Ligule; (I) Habitat; (J) Geographic distribution.

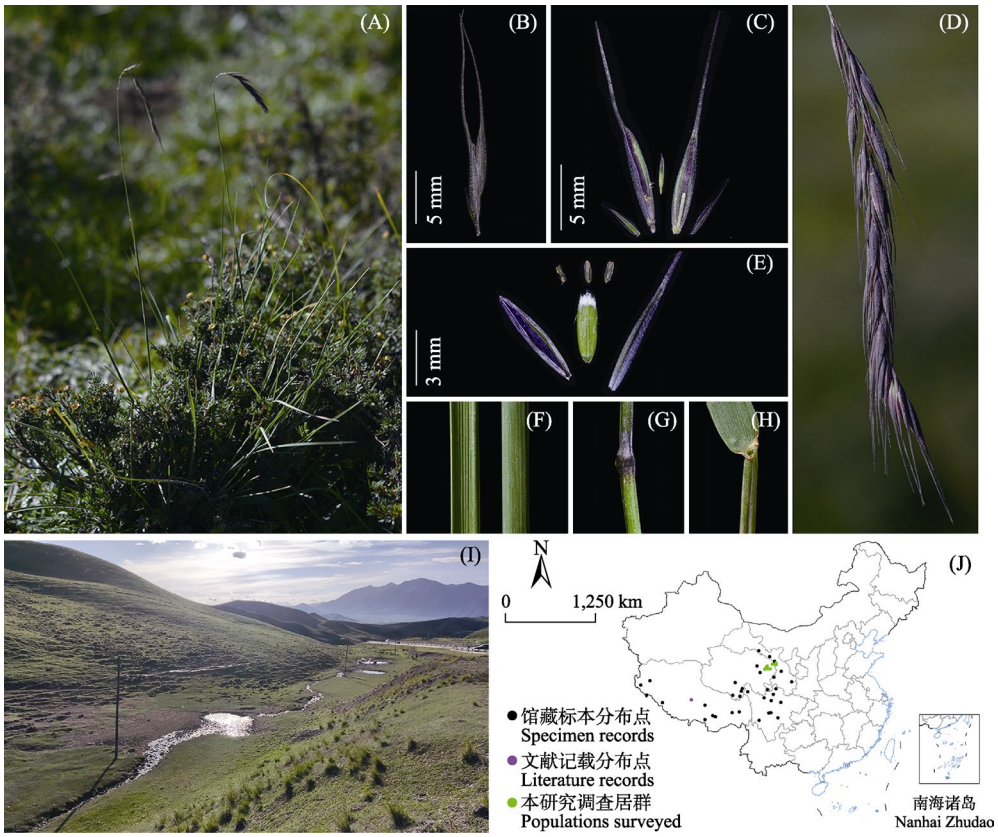


图6　黑紫披碱草的形态特征、生境与地理分布。(A)植株；(B)、(C)小穗；(D)花序；(E)小花；(F)叶片；(G)茎节；(H)叶舌；(I)生境；(J)地理分布。

Fig. 6　Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Elymus atratus*. (A) Plant; (B), (C) Spikelet; (D) Inflorescence; (E) Floret; (F) Leaf blade; (G) Culm node; (H) Ligule; (I) Habitat; (J) Geographic distribution.

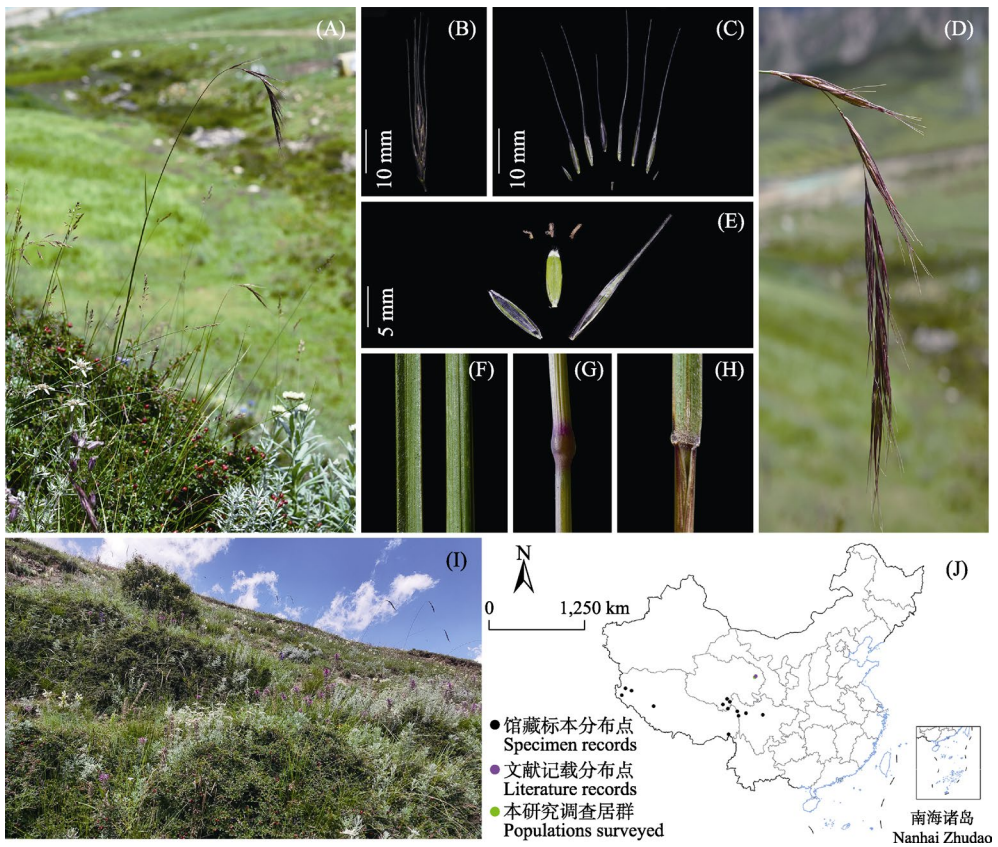


图7　短柄披碱草的形态特征、生境与地理分布。(A)植株；(B)、(C)小穗；(D)花序；(E)小花；(F)叶片；(G)茎节；(H)叶舌；(I)生境；(J)地理分布。

Fig. 7　Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Elymus brevipes*. (A) Plant; (B), (C) Spikelet; (D) Inflorescence; (E) Floret; (F) Leaf blade; (G) Culm node; (H) Ligule; (I) Habitat; (J) Geographic distribution.

致危因素与保护对策: 过度放牧导致种群持续衰退是可能的致危因素。我们调查青海若药村(模式产地)居群时发现, 该种生长于山坡灌丛草地生境, 位于牧场范围内且没有围栏封育。建议采取适度封育、种群动态监测和种质资源收集等必要措施加以保护。

3.5 内蒙披碱草 *Elymus intramongolicus* (Shan Chen & W. Gao) S. L. Chen

地理分布: 内蒙古宝格达山至阿尔山(图8)。

生境: 林缘路边, 喜湿润, 海拔1,198–1,359 m。

物种鉴定: 该种以小穗排列于穗轴两侧、颖片腹面下半部被疏柔毛、外稃背部密被微柔毛、芒长较短(1.0–2.5 mm vs 2.0–5.0 mm)等特征而区别于相似种狭颖披碱草(*Elymus mutabilis*)。

致危因素与保护对策: 过度放牧导致种群持续衰退是可能的致危因素。该种植株高大粗壮, 叶片量多, 常生长于白桦(*Betula platyphylla*)疏林下及林缘水流湿润处, 可作为林下畜牧的优良牧草。我们调查中发现的规模最大的居群位于白狼峰景区内一处沿山脊开辟的林间道路, 这里不存在放牧现象, 而轻度人为扰动打开林窗似乎有利于拓展该种的生存范围, 但景区之外的几处分布点则经常见到林下放牧牛群, 可能对该种造成威胁。建议采取适度封育、种群动态监测和种质资源收集等必要措施加以保护。

3.6 紫芒披碱草 *Elymus purpuraristatus* C. P. Wang & X. L. Yang

地理分布: 内蒙古大青山、蛮汗山等地(图9)。

生境: 山坡、河谷、路边, 海拔1,234–1,671 m。

物种鉴定: 该种发表时以“全株被白粉, 小穗粉绿而带紫色, 颖及外稃之先端、边缘及基部密被紫红色小点, 芒较短、被毛且呈紫色”这些特征区别于披碱草, 我们的标本观察则表明这些性状完全缺乏区分度, 且这两个物种在地理分布上也高度重叠, 基于k-mer的系统发育分析亦表明两者聚为一支(图2A), 但在基于质体基因组的系统发育分析中似可区分(图2B)。

致危因素与保护对策: 野生种群数量过少、过度放牧导致种群持续衰退是可能的致危因素。建议尽快开展大范围的野外调查工作以期获得更多的野生种群信息, 并进行种质资源收集, 同时对现有居群采取封育、种群动态监测等必要措施加以保护。

3.7 新疆披碱草 *Elymus sinkiangensis* D. F. Cui

地理分布: 新疆乌鲁木齐、阜康、昭苏等地(图10)。

生境: 山地草甸草原和林缘草甸, 海拔1,800–2,100 m。

物种鉴定: 该种以小穗更短(13–15 mm vs 15–25 mm)且含小花数量更少(4–5 vs 5–7)、花药更短(1.5–2.0 mm vs 2.5–3.5 mm)而区别于真穗披碱草。我们的研究中基于k-mer的系统发育分析表明两者聚为一支(图2A), 但在基于质体基因组的系统发育分析中两者似可区分(图2B)。

致危因素与保护对策: 野生种群数量过少、过度放牧导致种群持续衰退是可能的致危因素。建议尽快开展大范围的野外调查工作以期获得更多的野生种群信息, 并进行种质资源收集, 同时对现有居群采取封育、种群动态监测等必要措施加以保护。

3.8 无芒披碱草 *Elymus sinosubmuticus* S. L. Chen

地理分布: 四川德格县、西藏类乌齐县(图11)。

生境: 山坡草地、路边, 海拔3,439–3,863 m。

物种鉴定: 该种以颖片短小无芒、外稃芒短(< 2 mm)或近无芒而区别于短芒披碱草, 后者外稃芒长2–5 mm。我们观察四川德格县更庆寺(模式产地)居群发现, 外稃芒长存在连续变异, 从极短(< 2 mm)或近无芒到较长(> 5 mm)均能找到, 不存在明显间断, 西藏类乌齐县居群也是如此。地理分布上, 短芒披碱草分布区更广且完全包含了无芒披碱草的分布范围。张同林等(2008)基于宏观形态性状和叶片解剖学对比, 认为该种与短芒披碱草难以区分, 应予归并; Tan等(2022)进一步通过细胞学实验和杂交试验表明, 无芒披碱草与短芒披碱草亲缘关系密切, 同时又存在一定程度的生殖隔离, 建议将无芒披碱草处理为短芒披碱草的一个亚种。

致危因素与保护对策: 野生种群太少、过度放牧导致种群持续衰退是可能的致危因素。建议尽快开展大范围的野外调查工作以期获得更多的野生种群信息, 并进行种质资源收集, 同时对现有居群采取封育、种群动态监测等必要措施加以保护。

3.9 毛披碱草*Elymus villifer* C. P. Wang & X. L. Yang

地理分布: 山西、内蒙古、陕西、甘肃(图12)。

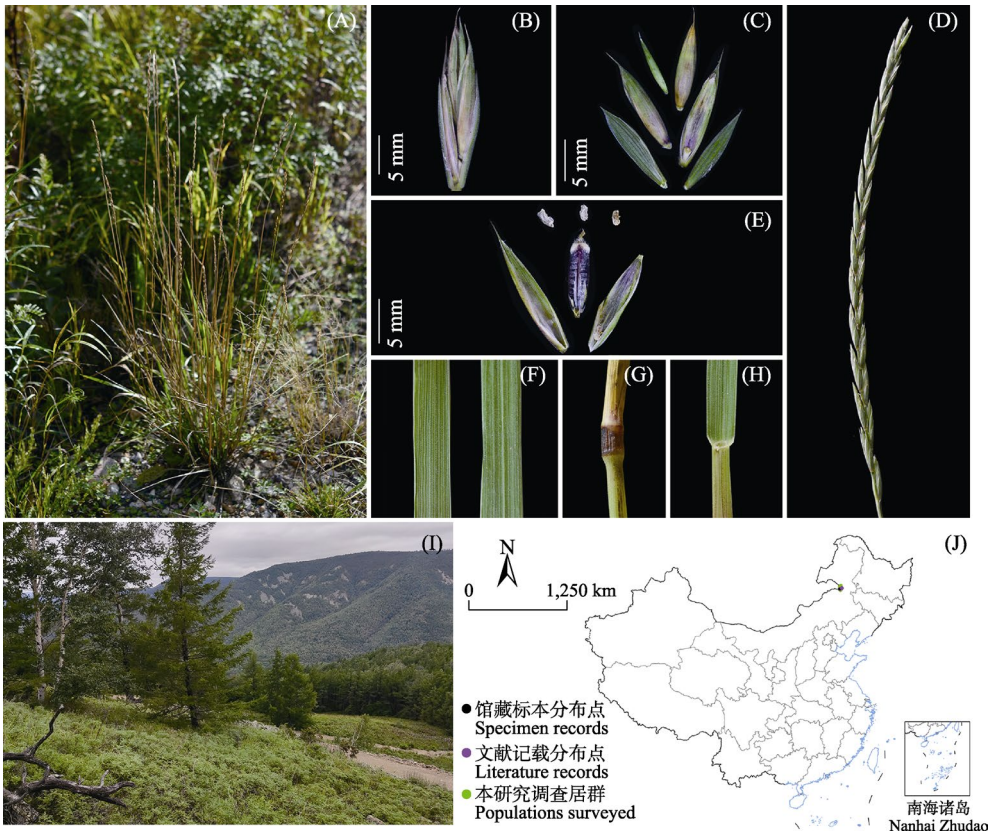


图8 内蒙披碱草的形态特征、生境与地理分布。**(A)**植株；**(B)**、**(C)**小穗；**(D)**花序；**(E)**小花；**(F)**叶片；**(G)**茎节；**(H)**叶舌；**(I)**生境；**(J)**地理分布。

Fig. 8 Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Elymus intramongolicus*. (A) Plant; (B), (C) Spikelet; (D) Inflorescence; (E) Floret; (F) Leaf blade; (G) Culm node; (H) Ligule; (I) Habitat; (J) Geographic distribution.

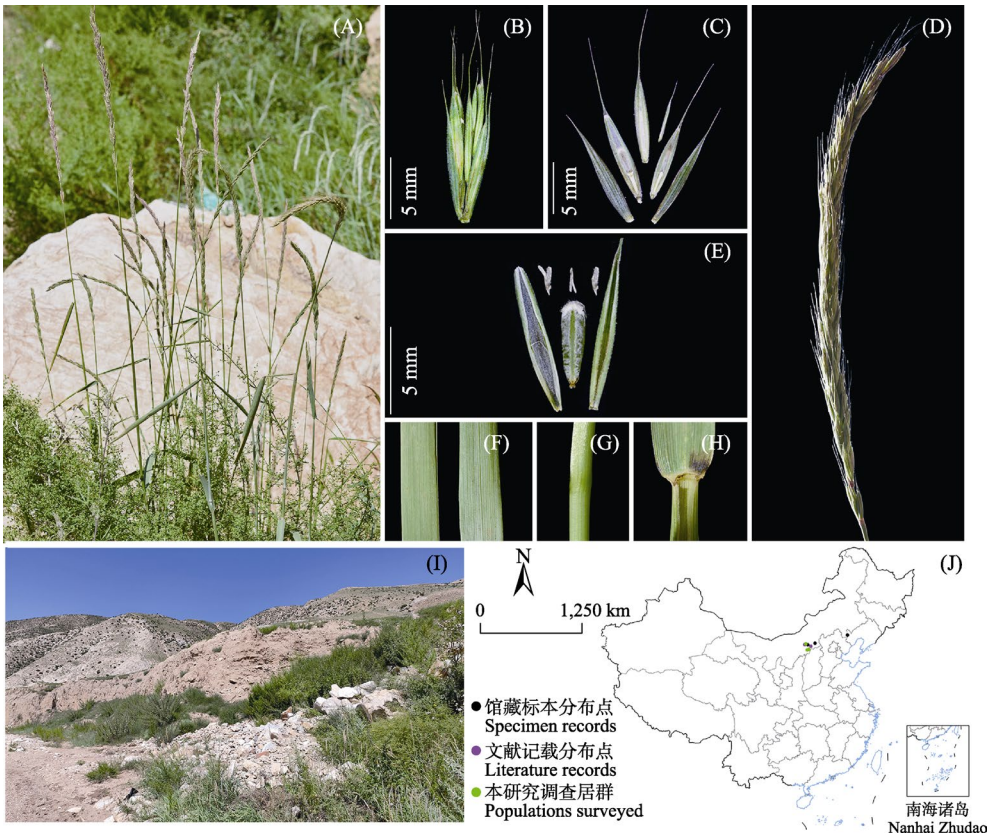


图9 紫芒披碱草的形态特征、生境与地理分布。**(A)**植株；**(B)**、**(C)**小穗；**(D)**花序；**(E)**小花；**(F)**叶片；**(G)**茎节；**(H)**叶舌；**(I)**生境；**(J)**地理分布。

Fig. 9 Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Elymus purpuraristatus*. (A) Plant; (B), (C) Spikelet; (D) Inflorescence; (E) Floret; (F) Leaf blade; (G) Culm node; (H) Ligule; (I) Habitat; (J) Geographic distribution.

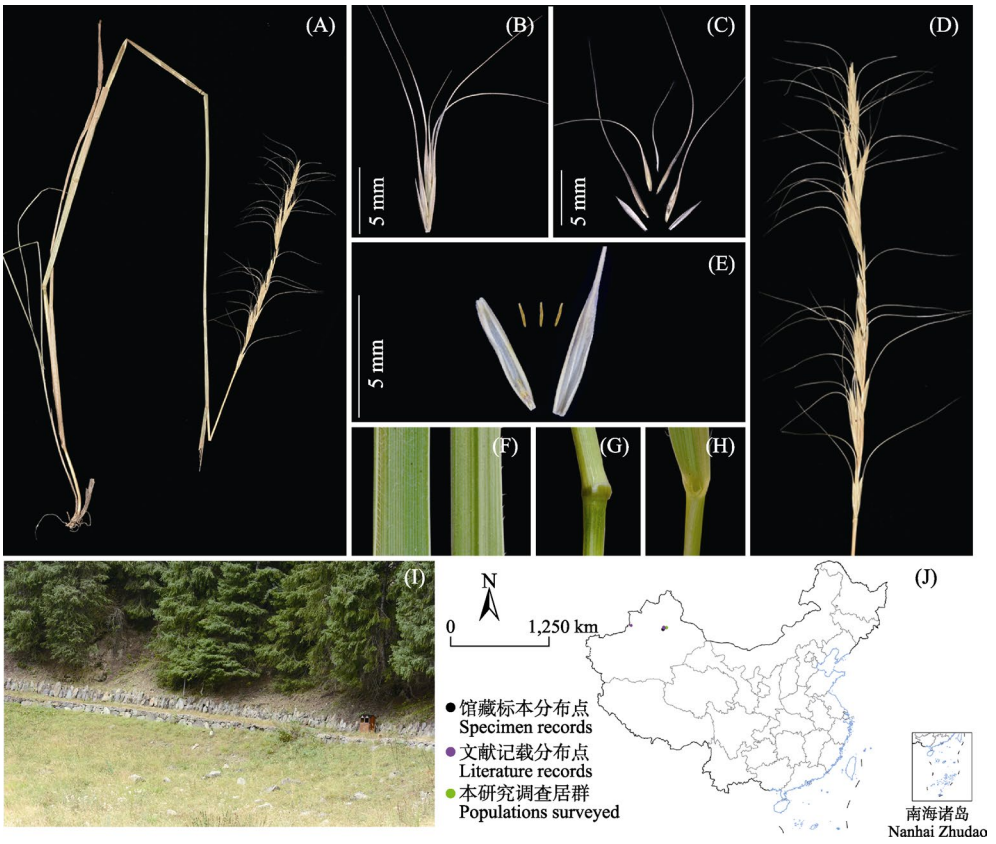


图10　新疆披碱草的形态特征、生境与地理分布。(A)植株; (B)、(C)小穗; (D)花序; (E)小花; (F)叶片; (G)茎节; (H)叶舌; (I)生境; (J)地理分布。

Fig. 10 Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Elymus sinkiangensis*. (A) Plant; (B), (C) Spikelet; (D) Inflorescence; (E) Floret; (F) Leaf blade; (G) Culm node; (H) Ligule; (I) Habitat; (J) Geographic distribution.

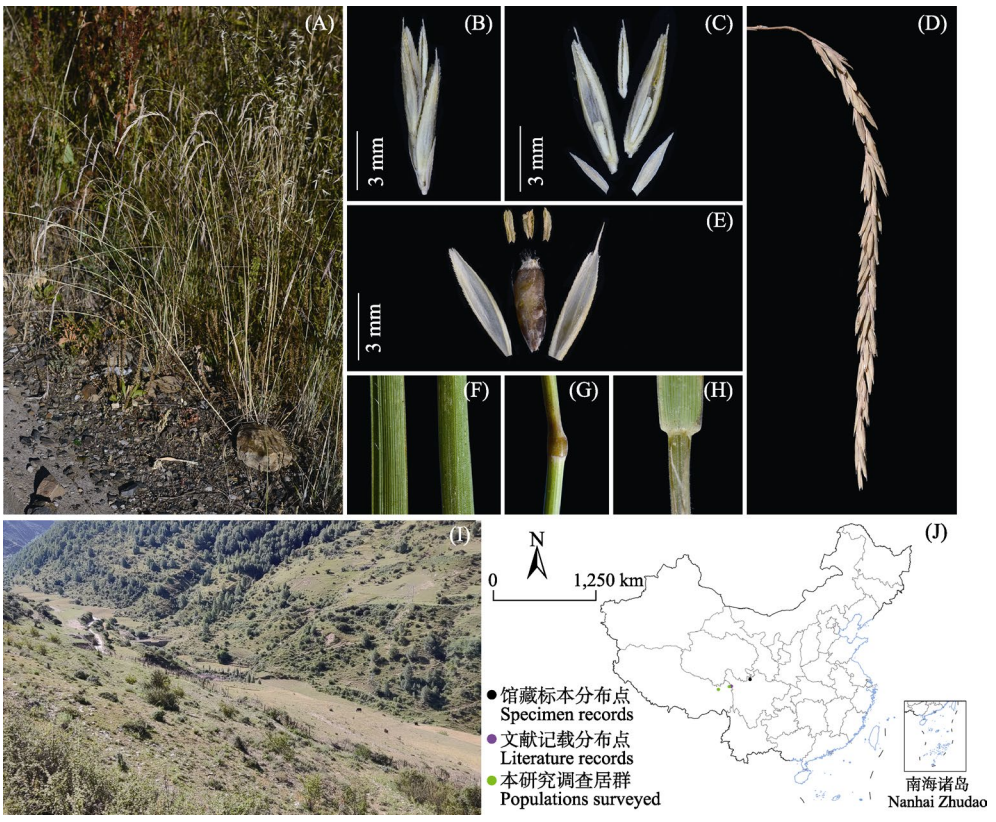


图11　无芒披碱草的形态特征、生境与地理分布。(A)植株; (B)、(C)小穗; (D)花序; (E)小花; (F)叶片; (G)茎节; (H)叶舌; (I)生境; (J)地理分布。

Fig. 11 Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Elymus sinosubmuticus*. (A) Plant; (B), (C) Spikelet; (D) Inflorescence; (E) Floret; (F) Leaf blade; (G) Culm node; (H) Ligule; (I) Habitat; (J) Geographic distribution.

生境: 山坡草地、阔叶林缘、路边。海拔1,883–2,162 m。

物种鉴定: 该种以叶鞘、叶片两面均被长柔毛而区别于披碱草, 后者通常无毛或仅部分基生叶鞘具毛。杨锡麟和王朝品(1984)发表该种时认为其“穗轴节处膨大, 密被长硬毛, 具窄翼”也是区别于披碱草的特征之一, 但是我们检查多份披碱草和毛披碱草标本后认为, 两者的穗轴并无明显差异。基于质体基因组和全基因组k-mer的系统发育分析也可以很好地区分毛披碱草和披碱草。

致危因素与保护对策: 野生种群数量过少、过度放牧导致种群持续衰退是可能的致危因素。建议尽快开展大范围的野外调查工作以期获得更多的野生种群信息, 并进行种质资源收集, 同时对现有居群采取封育、种群动态监测等必要措施加以保护。

3.10 内蒙古大麦 *Hordeum innermongolicum* P. C. Kuo & L. B. Cai

地理分布: 内蒙古宝格达山(图13)。

生境: 河谷草甸、林缘路边。

物种鉴定: 该种以中央小穗具第二小花而区别于大麦属其他物种。颜济和杨俊良(2004)认为该“物种”并不成立, 很可能仅仅是紫大麦草(*H. roshevitzii*)的个体变异。

致危因素与保护对策: 该种发表于1987年, 模式标本采集于1975年, 近50年来仅有两号标本, 均产自内蒙古宝格达山, 我们在宝格达山不同生境广泛搜索后始终未见符合该种描述的野外个体。建议尽快确定该种的分类学地位和野外分布现状, 开展野外调查(7–8月), 重点关注宝格达山周边的河谷草甸、林缘路边生境, 同时对仅有的两号标本进行形态学研究和测序分析, 并结合细胞学证据等进行综合证据的物种划分。若持续未能发现稳定的野外居群, 或分类学研究结果不认可其独立物种地位, 则应考虑在《名录》的后续更新中将其移除。

3.11 青海以礼草 *Kengyilia kokonorica* (Keng) S. L. Chen

地理分布: 青海(图14)。

生境: 山坡草地, 海拔3,476 m。

物种鉴定: 该种植株高而细弱; 花序较纤细, 小穗排列较稀疏, 未明显偏向一侧; 颖片先端具短尖头, 背面具毛或无毛; 外稃先端具短芒(2–5 mm)或短尖头, 芒不反折; 花药黄黑色。该种错误鉴定现象十分严重, 我们检查了11份鉴定为青海以礼草且有详细产地的馆藏标本, 包括PE馆藏8份、HNWP馆藏2份、四川农业大学小麦研究所小麦族植物标本馆(SAUT)馆藏1份, 所记载的产地包括甘肃、青海、新疆和西藏, 结果表明11份标本全部是错误鉴定。其中产自青海的标本包含了冰草属的冰草和以礼草属的梭罗草(*K. thoroldiana*); 产自西藏的标本应为巴塔以礼草(*K. batalinii*); 产自新疆的标本则可能包含了巴塔以礼草和非以礼草属物种; 产自甘肃的标本(以河西队1574为代表)则被分子鉴定手段确认是错误鉴定(图2A, B)。同时, 我们测序了青海共和县(模式产地)居群3种不同的形态变异式样: 颖无毛且外稃具芒、颖具毛且外稃具短芒、颖具毛但外稃仅具短尖头, 结果表明它们均为青海以礼草(图2A, B)。我们认为青海以礼草有较为丰富的形态性状变异式样, 单独依据形态性状难以对其准确鉴定, 必须结合分子鉴定手段。

致危因素与保护对策: 野生种群数量过少是该种面临的主要问题, 生境破碎化和过度放牧也是可能的影响因素。青海共和县居群位于青海湖边一处藏式牧场范围内, 该种的植株仅见于阳坡岩石裸露的干旱灌丛, 类似的生境在周边不乏存在, 但被周围较为湿润的生境分割成相对孤立的岛屿状, 且当地存在牛羊放牧。当务之急是尽快开展大范围的野外调查工作以期获得更多的野生种群信息, 我们建议以模式产地所在的青海南山为中心, 搜索周边海拔3,000–4,000 m阳坡干旱灌丛生境, 首先依据形态性状进行初步鉴定, 再结合本文提供的分子鉴定手段加以确认。对目前仅有的青海共和县居群建议采取封育、种群动态监测和种质资源收集等必要措施, 同时应当开展生殖生物学、群体遗传学等相关研究, 以期为相关保护策略的制定提供参考。

3.12 华山新麦草 *Psathyrostachys huashanica* Keng

地理分布: 陕西华山(图15)。

生境: 路边、石质山坡及沟谷, 海拔450–1,800 m。

物种鉴定: 该种以植株疏丛生、具根状茎、颖片和外稃背面无毛而区别于新麦草属其他国产物种。

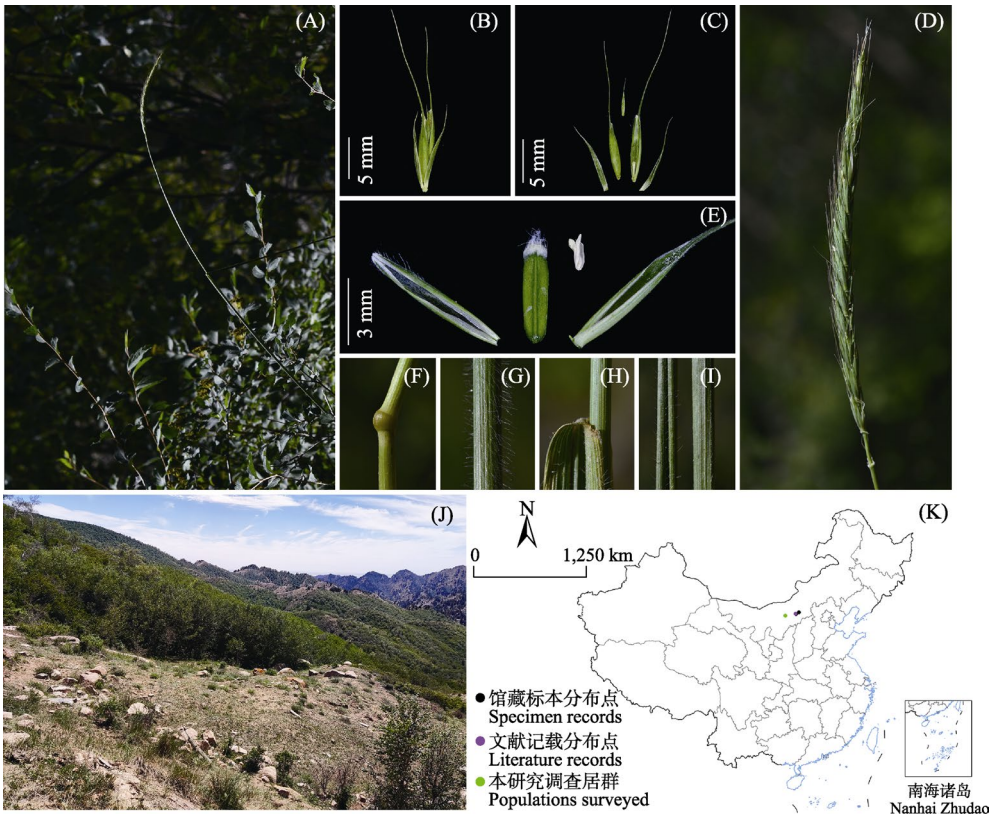


图12　毛披碱草的形态特征、生境与地理分布。(A)植株; (B)、(C)小穗; (D)花序; (E)小花; (F)茎节; (G)叶鞘; (H)叶舌; (I)叶片; (J)生境; (K)地理分布。

Fig. 12　Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Elymus villifer*. (A) Plant; (B), (C) Spikelet; (D) Inflorescence; (E) Floret; (F) Culm node; (G) Leaf sheath; (H) Ligule; (I) Leaf blade; (J) Habitat; (K) Geographic distribution.

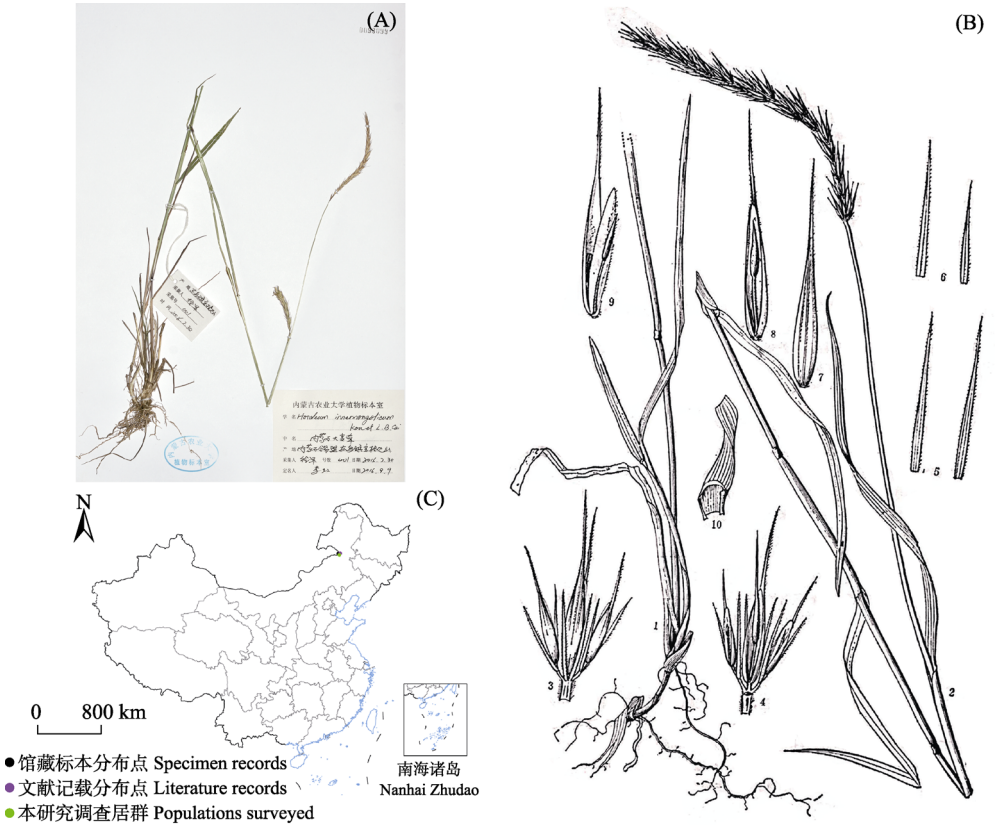


图13　内蒙古大麦的形态特征与地理分布。(A)全株; (B)线描图(引自蔡联炳和郭本兆, 1987); (C)地理分布。

Fig. 13　Morphological characteristics and geographic distribution of *Hordeum innermongolicum*. (A) Plant; (B) Line drawing, cited from Cai & Guo (1987); (C) Geographic distribution.

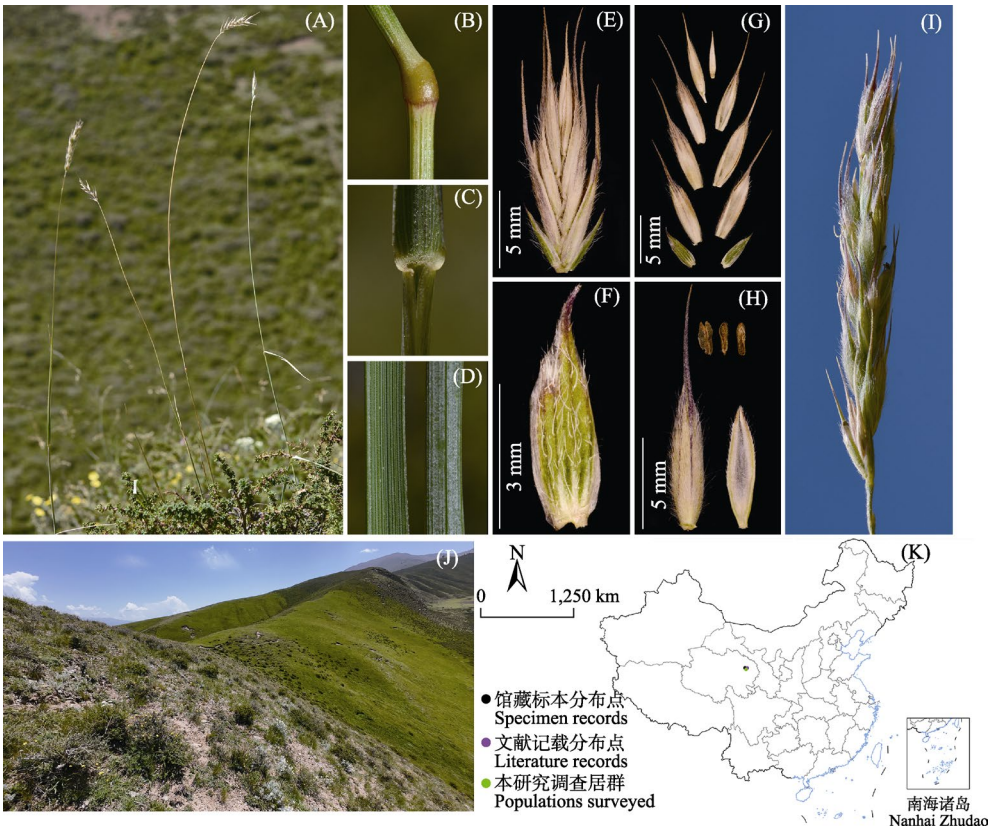


图14 青海以礼草的形态特征、生境与地理分布。**(A)**植株; **(B)**茎节; **(C)**叶舌; **(D)**叶片; **(E)**、**(G)**小穗; **(F)**颖片; **(H)**小花; **(I)**花序; **(J)**生境; **(K)**地理分布。

Fig. 14 Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Kengyilia kokonorica*. (A) Plant; (B) Culm node; (C) Ligule; (D) Leaf blade; (E), (G) Spikelets; (F) Glumes; (H) Floret; (I) Inflorescence; (J) Habitat; (K) Geographic distribution.

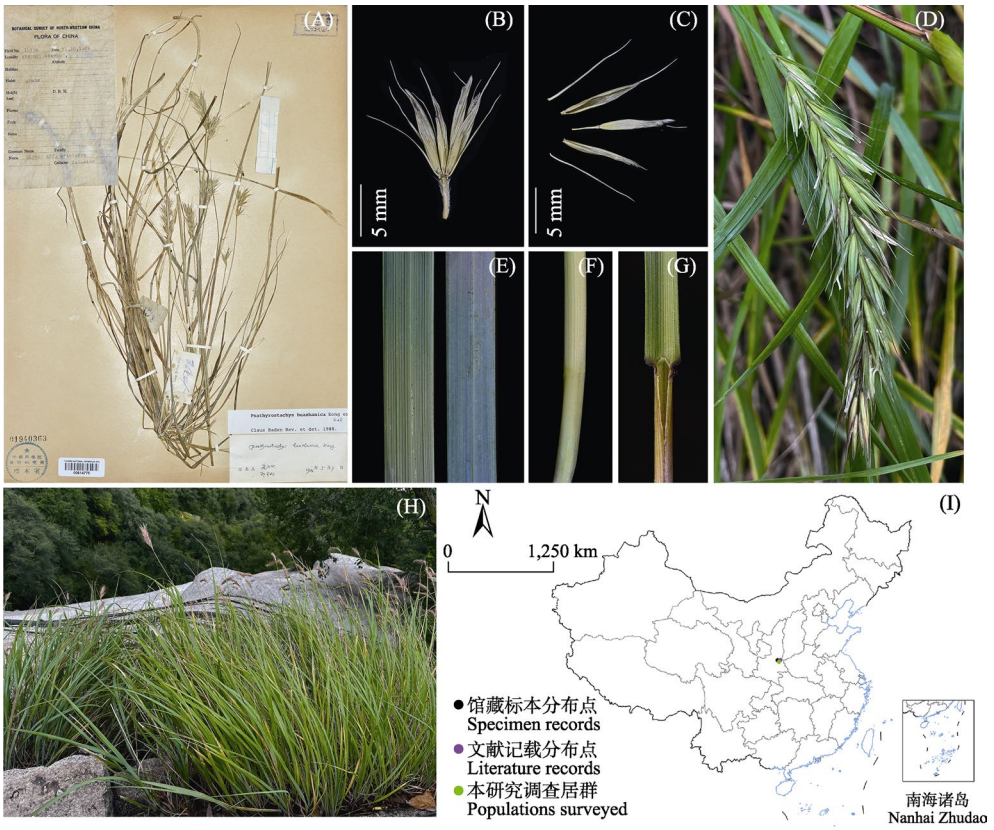


图15 华山新麦草的形态特征、生境与地理分布。**(A)**植株; **(B)**、**(C)**小穗; **(D)**花序; **(E)**叶片; **(F)**茎节; **(G)**叶舌; **(H)**生境; **(I)**地理分布。

Fig. 15 Morphological characteristics, habitat, and geographic distribution of *Psathyrostachys huashanica*. (A) Plant; (B), (C) Spikelet; (D) Inflorescence; (E) Leaf blade; (F) Culm node; (G) Ligule; (H) Habitat; (I) Geographic distribution.

致危因素与保护对策: 自然种群过小和繁殖障碍是影响该种野外生存的主要因素。华山新麦草分布范围狭窄(仅10 km^2), 生境恶劣且不连续, 居群个体数量少、自交不亲和、有性繁殖水平低下(岳明等, 2001)。生境破碎化和丧失也是重要的影响因素, 其所处的华山风景名胜区可能易受人类活动如旅游开发等干扰(岳明等, 2001)。就地保护和迁地保护相结合可能是较为有效的保护对策, 一方面对于EOO较大、自我更新良好的野生居群应当设立保护小区以降低人类活动的干扰; 另一方面对于自我更新困难的小居群可以考虑迁移至更适宜、更受控的区域, 同时开展进一步的生殖生物学相关研究以破解其繁殖障碍难题。种质资源收集整理也应当尽快开展, 该种具有早熟、优质、抗逆性强等优良性状, 已经应用于小麦的杂交育种(黄娟等, 2019)。刘文献等(2006)的研究表明海拔差异对华山新麦草亚居群遗传多样性的高低具有一定的选择作用, 应考虑高低海拔间的亚居群分化, 尽可能收集不同海拔的居群(黄娟等, 2019)。

4 讨论

本研究通过对小麦族国家重点保护野生植物的系统调查, 为深入理解该类群在基因组、形态与生态适应等层面的多样性研究提供了重要窗口。本文整合多维数据, 不仅明确了关键物种的细胞遗传学特征与系统发育关系, 更揭示了其生殖策略、濒危机制及相应的保护挑战。

4.1 多方面证据为未来研究提供了基础资料

本研究报道了小麦族国家重点保护野生植物的染色体数目、核型、亚基因组组成、质体基因组及核基因组k-mer系统发育分析结果以及保护策略等, 为这些物种的未来研究提供了基础资料。小麦族内杂交异源多倍体物种丰富, 本研究首次提供了披碱草属两个物种的染色体数目和核型数据, 同时发现冰草属、披碱草属、以礼草属的部分物种染色体特征与前人报道存在差异(刘玉红, 1985; 周永红, 1994; 蔡联炳和冯海生, 1997, 1998; 丁春邦等, 2004; 王子君和李景环, 2021)。我们还对这些物种进行了基因组重测序和基于基因组水平的遗传鉴定, 其优势在于以低测序量(~1 Gb数据)实现了对大量样本的快速和准确鉴定, 克服了传统上仅依赖ITS或单一质体条形码分辨率不足的局限(Yang et al., 2020; Sha et al., 2025)。基于基因组数据的结论, 也与已有的形态学或分子系统学研究结果一致(颜济和杨俊良, 2011, 2013; 高子涵等, 2022; Sha et al., 2025), 可有效区分假鹅观草属(St)、狭义披碱草属(*Elymus* s. str., StH)、鹅观草属(*Roegneria*, StY)、曲穗草属(*Campeiostachys*, StHY)和以礼草属(StYP)的保护物种。尽管当前《名录》仍沿用广义的披碱草属概念, 但从进化与资源管理角度看, 清晰的基因组定义对于理解物种形成、基因流限制以及制定有针对性的保护单元至关重要。例如, 对九峰山披碱草(StY)与阿拉善披碱草(St)的区分, 证实了前者作为独立物种的地位, 澄清了长期存在的分类争议(杨锡麟和王朝品, 1984; 蔡联炳和冯海生, 1997)。此外, 部分近缘种对(如黑紫披碱草与重穗披碱草)在核基因组与质体基因组系统树上呈现的不一致信号, 暗示了可能存在杂交、基因渐渗或质体捕获等复杂的网状进化历史。这警示在利用质体基因组“超级条形码”进行物种鉴定时需审慎, 并凸显了整合核基因组数据对于还原物种真实进化历程的必要性。小麦族含St亚基因组的物种经历了复杂的网状进化与异源多倍化事件, 解析其系统发育关系难度较大(Sha et al., 2025, 2026)。本研究首次将基于k-mer的系统发育分析方法应用于该类群并取得了良好的效果, 具有相同亚基因组组成的物种亲缘关系较近, 表明该方法在复杂异源多倍化或缺乏参考基因组条件下具备一定的可用性。结合分子鉴定结果、野外居群调查及馆藏标本研究, 本研究重新审视了相关物种的形态鉴别特征。

我们还发现, 种子重量(千粒重)与物种的地理分布范围呈显著负相关, 这与“种子扩散-定居权衡”理论一致(Harper et al., 1970; Chen et al., 2022)。较轻的种子通常具备更强的远距离扩散潜力, 这可能解释了如沙芦草等广布种的分布模式。相反, 种子较大的物种(如青海以礼草、华山新麦草)往往分布区狭窄, 扩散能力受限, 使其更易受生境破碎化的影响。然而, 结实率与分布范围无显著关联, 表明繁殖成功率可能更多受局部生境适宜性、传粉效率或资源分配策略的影响, 而非决定地理分布的关键因子。这一发现提示, 在评估物种濒危风险及制定就地保护策略时, 应更关注影响其种子生产与有

效扩散的关键生态过程。

4.2 濒危状况评估和保护启示

基于详实的野外调查与分子鉴定得到的物种准确分布数据, 我们应用IUCN物种红色名录濒危等级和标准对12个物种进行了重新评估。与《红色名录》相比, 本次研究有10个物种的濒危等级上调。主要原因在于, 本次研究获取了更精确的分布点位和种群信息, 具有更高的系统性和完整性, 修正了此前对物种分布范围的认知偏差——尤其是许多物种的实际AOO远小于以往记录, 为等级上调提供了精准的数据支撑。为进一步提升评估的科学性, 本研究在AOO估算环节进行了方法创新: 严格遵循IUCN关于“AOO估算需结合目标物种生物学特性(如扩散能力)选择合理网格尺度”的建议, 分别采用2 km × 2 km、4 km × 4 km及10 km × 10 km 3种网格尺度同步开展评估。该方法相较于前人研究更具灵活性与审慎性, 有效规避了因网格尺度选择不合理导致的濒危等级高估或低估问题, 具备良好的推广价值。该创新方法尤其适用于小麦族植物这类特殊类群——分布相对集中且生境已出现一定程度破碎化。对于这类物种, 通过多网格尺度综合评估、再筛选合适尺度提取最终数据的方式, 不仅能更合理地反映种群实际AOO, 还能精准对应局域居群(或集合居群)的空间分布尺度, 兼顾个体间基因流与生态过程的自然规律, 最大限度降低人为评估误差, 为同类植物的濒危等级评估提供了可行范式。

本研究评估结果表明过度放牧导致的生境退化与破碎化为小麦族植物最主要的致危因素; 部分物种(如毛披碱草、青海以礼草、无芒披碱草)还面临自然种群过小的直接威胁; 而气候变化对高海拔物种(如青海以礼草)构成叠加威胁。内蒙古大麦疑似野外灭绝, 这表明《名录》的动态监测和更新机制有待进一步完善, 建议未来在确定该种野外灭绝的前提下, 将其从《名录》中移除。

基于上述认识, 我们提出以下整合性保护策略: 第一, 实施差异化的就地保护管理。对于广布种(如沙芦草), 保护重点在于与可持续牧业实践相结合, 通过科学轮牧和维护景观连通性来维持健康种群。对于狭域分布种(如华山新麦草、无芒披碱草), 则需立即划定保护小区或强化现有保护区管理, 严格管控人类干扰, 并建立长期监测网络。第二, 亟需加强种质资源的系统性收集与保存。目前国家种质资源库中小麦族国家重点保护野生植物的保存份数严重不足且存在鉴定误差风险。应优先对濒危等级高、分布区狭窄的物种进行抢救性采集, 并利用本研究建立的分子鉴定方法确保种质真实性。同时, 应开展全分布区的遗传多样性评估, 以识别进化显著单元和遗传多样性热点, 指导保护优先区的划定。第三, 建立《名录》物种的动态评估与更新机制。定期复查物种生存状况, 依据科学评估结果对《名录》进行增补、调整或移除(如长期未确认存活的物种), 确保保护资源的有效配置。同时, 将基因组学、生态模型等工具纳入监测体系, 提升对物种受威胁过程及气候变化响应预测的能力。

综上所述, 本研究通过多学科数据的整合, 澄清了小麦族国家重点保护野生植物的分类学基础, 揭示了物种适应性与分布格局的内在联系, 并评估了其真实的濒危状况。这些成果为制定基于证据的保护行动提供了核心科学依据。面对农业可持续发展和生物多样性保护的双重需求, 对这一重要野生遗传资源库的研究、保护与合理利用, 需要持续的科学投入和跨部门的协同管理。

致谢: 感谢刘建全、张大明、孔宏智、金效华、葛颂、王强、邱娟、孟岩、李进、田中平、魏延丽、陈有军、赵淑文、徐军、林若竹等在野外考察、实验操作、数据分析和问题讨论等方面给予的支持和帮助。

ORCID

张谢勇 https://orcid.org/0000-0003-3785-4408
刘昊 https://orcid.org/0009-0005-2136-9493
田雨薇 https://orcid.org/0009-0002-6689-5903
马洪峥 https://orcid.org/0009-0001-4590-6899
陈文俐 https://orcid.org/0000-0002-5519-811X

参考文献

Cai LB, Feng HS (1997) Study on karyotypes of 3 species of *Elymus*. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 17, 238–241. (in Chinese with English abstract) [蔡联炳, 冯海生 (1997) 披碱草属3个种的核型研究. 西北植物学报, 17, 238–241.]

Cai LB, Feng HS (1998) Karyotypes and evolution of five taxa of *Roegneria* C. Koch. Guihaia, 18, 35–40. (in Chinese with English abstract) [蔡联炳, 冯海生 (1998) 鹅观草属五个

类群的核型与进化. 广西植物, 18, 35–40.]
Capella-Gutiérrez S, Silla-Martínez JM, Gabaldón T (2009) trimAl: A tool for automated alignment trimming in large-scale phylogenetic analyses. Bioinformatics, 25, 1972–1973.
Chen K, Burgess KS, He FL, Yang XY, Gao LM, Li DZ (2022) Seed traits and phylogeny explain plants' geographic distribution. Biogeosciences, 19, 4801–4810.
Chen SL, Zhu GH (2006) Tribe Triticeae. In: Flora of China (eds Wu ZY, Raven PH, Hong DY), Vol. 22, pp. 386–444. Science Press, Beijing & Missouri Botanical Garden Press, St. Louis.
Chen WL (2018) Poaceae. In: Species Cataligue of China, Vol. 1: Plants (eds Chen WL, Zhang SR), pp. 120–290. Science Press, Beijing. (in Chinese) [陈文俐 (2018) 禾本科. 见: 中国生物物种名录(第一卷): 植物 种子植物(II), 被子植物(棕榈科–禾本科) (陈文俐, 张树仁 编), 120–290页, 科学出版社, 北京.]
Chen WL (2023) Poaceae. In: National Key Protected Wild Plants of China, Vol. 3 (eds Jin XH, Zhou ZH, Yuan LC et al.), pp. 20–48. Hubei Science and Technology Press, Wuhan. (in Chinese) [陈文俐 (2023) 禾本科. 见: 国家重点保护野生植物(第三卷) (金效华, 周志华, 袁良琛等主编), 20–48页, 湖北科学技术出版社, 武汉.]
Ding CB, Zhou YH, Zheng YL, Yang RW, Wei XH (2004) Karyotypes of six species and two subspecies in *Pseudoroegneria* and three species in *Roegneria*. Acta Phytotaxonomica Sinica, 42, 162–169. (in Chinese with English abstract) [丁春邦, 周永红, 郑有良, 杨瑞武, 魏秀华 (2004) 拟鹅观草属6种2亚种和鹅观草属3种植物的核型研究. 植物分类学报, 42, 162–169.]
Dong ZZ (2017) Molecular Phylogeny of the Species with St Genome and Evolution of the St Genome in Tribe Triticeae. PhD dissertation, Sichuan Agricultural University, Ya'an, Sichuan. (in Chinese with English abstract) [董贞贞 (2017) 小麦族含St基因组物种的分子系统及St基因组的分子进化研究. 博士学位论文, 四川农业大学, 四川雅安.]
Feng Y, Ren SM, Li JJ, Wang CP, Li JC, Zhao JX (2025) Research progress of wheat–*Psathyrostachys huashanica* chromosome introgression line. Journal of Agricultural Biotechnology, 33, 1611–1625. (in Chinese with English abstract) [冯艳, 任淑敏, 李娇娇, 王春平, 李家创, 赵继新 (2025) 小麦–华山新麦草染色体导入系研究进展. 农业生物技术学报, 33, 1611–1625.]
Gao W, Liu SJ, Guo HJ, Zhang SW, Chang LF, Yan JL, Li X (2020) Classification and exploitation of the Triticeae plants. Chinese Agricultural Science Bulletin, 36(28), 1–5. (in Chinese with English abstract) [高伟, 刘淑娟, 郭慧娟, 张树伟, 常丽芳, 闫金龙, 李欣 (2020) 小麦族植物分类及开发利用. 中国农学通报, 36(28), 1–5.]
Gao ZH, Lei YX, Zhou QP (2022) Research progress of molecular systematics of *Elymus* and its related genera. Chinese Journal of Grassland, 44(2), 107–115. (in Chinese with English abstract) [高子涵, 雷映霞, 周青平 (2022) 广义披碱草属及其近缘属植物的分子系统学研究现状. 中国草地学报, 44(2), 107–115.]
Guo BZ, Yang XL, Wang CP, Cui NR, Sun YH (1987) Triticeae. In: Flora Reipublicae Popularis Sinicae, Tomus 9, Fascicle 3 (eds Delectis Florae Reipublicae Popularis Sinicae Agendae Academiae Sinicae Edita). Science Press, Beijing. (in Chinese) [郭本兆, 杨锡麟, 王朝品, 崔乃然, 孙永华 (1987) 小麦族. 见: 中国植物志(第9卷第3分册) (中国科学院中国植物志编辑委员会). 科学出版社, 北京.]
Harper JL, Lovell PH, Moore KG (1970) The shapes and sizes of seeds. Annual Review of Ecology and Systematics, 1, 327–356.
Huang J, Cui ZG, Xie Z, Fu L, Wang Q, Li Y, Wang T, Wang ZD (2019) Research progress on germplasm resource of *Psathyrostachys huashanica*. Genomics and Applied Biology, 38, 1726–1734. (in Chinese with English abstract) [黄娟, 崔忠刚, 谢洲, 付亮, 王强, 李勇, 王涛, 王志德 (2019) 华山新麦草种质资源研究进展. 基因组学与应用生物学, 38, 1726–1734.]
IUCN (2001) IUCN Red List Categories and Criteria, Version 3.1. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
Jin JJ, Yu WB, Yang JB, Song Y, dePamphilis CW, Yi TS, Li DZ (2020) GetOrganelle: A fast and versatile toolkit for accurate de novo assembly of organelle genomes. Genome Biology, 21, 241.
Kalyaanamoorthy S, Minh BQ, Wong TKF, Von Haeseler A, Jermiin LS (2017) ModelFinder: Fast model selection for accurate phylogenetic estimates. Nature Methods, 14, 587–589.
Kang RL, Liu WL, Xu DM, Chang YR, Ma Y (2024) The distribution pattern and intraspecific associations of *Agropyron mongolicum* populations desert steppe. Acta Ecologica Sinica, 44, 9910–9923. (in Chinese with English abstract) [康如龙, 刘万龙, 许冬梅, 常怡然, 马媛 (2024) 荒漠草原蒙古冰草种群分布格局及种内关联性. 生态学报, 44, 9910–9923.]
Katoh K, Misawa K, Kuma K, Miyata T (2002) MAFFT: A novel method for rapid multiple sequence alignment based on fast Fourier transform. Nucleic Acids Research, 30, 3059–3066.
Lan BX, Li LH, Wang H (2005) Genetic diversity of *Agropyron mongolicum* Keng populations. Scientia Agricultura Sinica, 38, 468–473. (in Chinese with English abstract) [兰保祥, 李立会, 王辉 (2005) 蒙古冰草居群遗传多样性研究. 中国农业科学, 38, 468–473.]
Li H (2013) Aligning sequence reads, clone sequences and assembly contigs with BWA-MEM. arXiv, 1303.3997v2.
Li LH, Yang XM, Li XQ, Dong YT (2000) Study and utilization of wild relatives of wheat in China. Joural of Agricultural Science and Technology, 2(6), 73–76. (in Chinese with English abstract) [李立会, 杨欣明, 李秀全, 董玉探 (2000) 中国小麦野生近缘植物的研究与利用. 中国农业科技导报, 2(6), 73–76.]

Li MX, Chen RY (1985) A suggestion on the standardization of karyotype analysis in plants. Journal of Wuhan Botanical Research, 3, 297–302. (in Chinese with English abstract) [李懋学, 陈瑞阳 (1985) 关于植物核型分析的标准化问题. 武汉植物学研究, 3, 297–302.]

Li XQ, Gao YH, Liu Y, Suo PF, Han B (2016) The genetic diversity of 9 populations of dry-desert *Agropyron mongolicum* collected in northern China. Acta Prataculturae Sinica, 25(3), 77–85. (in Chinese with English abstract) [李晓全, 高有汉, 刘扬, 索培芬, 韩冰 (2016) 我国北方9份旱生-沙生植物蒙古冰草遗传多样性研究. 草业学报, 25(3), 77–85.]

Li Y, Tan B, Yang J, Zhang H, Zhu W, Xu L, Cheng Y, Wang Y, Zeng J, Sha L, Zhang H, Fan X, Zhou Y, Wu D, Kang H (2025) Integrated review of *Psathyrostachy huashanica*: From phylogenetic research to wheat breeding application. Molecular Breeding, 45, 42.

Liu DC, Zhang LQ, Hao M, Huang L, Ning SZ, Yuan ZW, Jiang B, Yan ZH, Wu BH, Zheng YL (2020) Genome dominance and the breeding significance in Triticeae. Acta Agronomica Sinica, 46, 1465–1473. (in Chinese with English abstract) [刘登才, 张连全, 郝明, 黄林, 甯顺腙, 袁中伟, 姜博, 颜泽洪, 伍碧华, 郑有良 (2020) 小麦族的基因组显性及其育种学意义. 作物学报, 46, 1465–1473.]

Liu L, Wang Q, Zhang Z, He X, Yu Y (2023) MATO: An updated tool for capturing and analyzing cytotaxonomic and morphological data. The Innovation Life, 1, 100010.

Liu Q, Huang G, Zhang Z, Lin Z, Deng X, Dong X, Liu Z, Wang Z, Zhang Y, Jing H, Chong K, Cao X (2025) Forage crop research in the modern age. Advanced Science, 12, 2415631.

Liu WX, Li LH, Liu WH, Zhang ZM, Wu ZH, Wang CS (2006) SSR analysis on the sampling strategy of *Psathyrostachys huashanic* Keng population. Journal of Triticeae Crops, 26(2), 16–20. (in Chinese with English abstract) [刘文献, 李立会, 刘伟华, 张正茂, 吴振海, 王成社 (2006) 华山新麦草居群取样策略的SSR分析. 麦类作物学报, 26(2), 16–20.]

Liu YH (1985) Studies on the karyotypes of 11 species of *Elymus* from China. Journal of Wuhan Botanical Research, 3, 325–330. (in Chinese with English abstract) [刘玉红 (1985) 我国11种披碱草的核型研究. 武汉植物学研究, 3, 325–330.]

Lu BR (1995) Diversity and conservation of the Triticeae genetic resources. Chinese Biodiversity, 3, 63–68. (in Chinese with English abstract) [卢宝荣 (1995) 小麦族遗传资源的多样性及其保护. 生物多样性, 3, 63–68.]

Nguyen LT, Schmidt HA, Von Haeseler A, Minh BQ (2015) IQ-TREE: A fast and effective stochastic algorithm for estimating maximum-likelihood phylogenies. Molecular Biology and Evolution, 32, 268–274.

Paradis E, Claude J, Strimmer K (2004) APE: Analyses of phylogenetics and evolution in R language. Bioinformatics, 20, 289–290.

Qin HN, Yang Y, Dong SY, He Q, Jia Y, Zhao LN, Yu SX, Liu HY, Liu B, Yan YH, Xiang JY, Xia NH, Peng H, Li ZY, Zhang ZX, He XJ, Yin LK, Lin YL, Liu QR, Hou YT, Liu Y, Liu QX, Cao W, Li JQ, Chen SL, Jin XH, Gao TG, Chen WL, Ma HY, Geng YY, Jin XF, Chang CY, Jiang H, Cai L, Zang CX, Wu JY, Ye JF, Lai YJ, Liu B, Lin QW, Xue NX (2017) Threatened species list of China's higher plants. Biodiversity Science, 25, 696–744. (in Chinese and in English) [覃海宁, 杨永, 董仕勇, 何强, 贾渝, 赵莉娜, 于胜祥, 刘慧圆, 刘博, 严岳鸿, 向建英, 夏念和, 彭华, 李振宇, 张志翔, 何兴金, 尹林克, 林余霖, 刘全儒, 侯元同, 刘演, 刘启新, 曹伟, 李建强, 陈世龙, 金效华, 高天刚, 陈文俐, 马海英, 耿玉英, 金孝锋, 常朝阳, 蒋宏, 蔡蕾, 臧春鑫, 武建勇, 叶建飞, 赖阳均, 刘冰, 林秦文, 薛纳新 (2017) 中国高等植物受威胁物种名录. 生物多样性, 25, 696–744.]

Sha LN, Chen N, Chen SY, Zhang Y, Cheng YR, Wu DD, Wang Y, Kang HY, Zhang HQ, Ma X, Zhou YH, Fan X (2025) Rapid diversification of St-genome-sharing species in wheat grasses (Triticeae: Poaceae) accompanied by diversifying selection of chloroplast genes. BMC Plant Biology, 25, 32.

Sha LN, Yan H, Deng C, Yang F, Liu ZH, Li J, Zhang Y, Cheng YR, Wu DD, Wang Y, Kang HY, Zhang HQ, Sun GL, Shen YH, Zhou YH, Yang WY, Fan X (2026) Phylotranscriptomic analyses uncover the evolutionary history and asymmetric diversification patterns of the wheat tribe. Systematic Biology, syag008. doi: https://doi.org/10.1093/sysbio/syag008.

Shen W, Le S, Li Y, Hu F (2016) SeqKit: A cross-platform and ultrafast toolkit for FASTA/Q file manipulation. PLoS ONE, 11, e0163962.

Tan L, Huang QX, Song Y, Wu DD, Cheng YR, Zhang CB, Sha LN, Fan X, Kang HY, Wang Y, Zhang HQ, Zhou YH (2022) Biosystematics studies on *Elymus breviaristatus* and *Elymus sinosubmuticus* (Poaceae: Triticeae). BMC Plant Biology, 22, 57.

Tian CY, Wang WQ, Yang B, Huang WG, Liang YL, Yang JL, Li XW (2025) Prediction of potentially suitable areas for *Agropyron mongolicum* to enhance its distribution. Acta Prataculturae Sinica, 34(2), 27–40. (in Chinese with English abstract) [田丛嫣, 王文强, 杨博, 黄文广, 梁咏亮, 杨君珑, 李小伟 (2025) 沙芦草的分布及潜在适生区预测. 草业学报, 34(2), 27–40.]

Tian YW, Zhang XY, Yan P, Chen WL (2025) *Arundinella mainlingensis* (Poaceae), a new species from Xizang, China. PhytoKeys, 257, 65–78.

Wang F, Wang Y, Zeng X, Zhang S, Yu J, Li D, Zhang X (2024) MIKE: An ultrafast, assembly-, and alignment-free approach for phylogenetic tree construction. Bioinformatics, 40, btae154.

Wang JM, Ma JS, Liu WS (2016) Research on enclosed

protection effect on *Agropyron mongolium* Keng of wheat relative. Ningxia Journal of Agriculture and Forestry Science and Technology, 57(10), 1–3. (in Chinese with English abstract) [王君梅, 马静姝, 刘王锁 (2016) 小麦近缘植物沙芦草围封保护效果研究. 宁夏农林科技, 57(10), 1–3.]

Wang ZJ, Li JH (2021) Molecular karyotype of *Agropyron mongolicum* Keng. Chinese Journal of Grassland, 43(4), 115–120. (in Chinese with English abstract) [王子君, 李景环 (2021) 蒙古冰草分子核型分析. 中国草地学报, 43(4), 115–120.]

Wickham H (2016) ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis (Version 3.4.1). Springer-Verlag, New York.

Xiong Y, Yuan S, Xiong Y, Li L, Peng J, Zhang J, Fan X, Jiang C, Sha L, Wang Z, Peng X, Zhang Z, Yu Q, Lei X, Dong Z, Liu Y, Zhao J, Li G, Yang Z, Jia S, Li D, Sun M, Bai S, Liu J, Yang Y, Ma X (2025) Analysis of allohexaploid wheatgrass genome reveals its Y haplome origin in Triticeae and high-altitude adaptation. Nature Communications, 16, 3104.

Yan J, Yang JL (1999) Biosystematics of Triticeae, Vol. 1. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [颜济, 杨俊良 (1999) 小麦族生物系统学(第一卷). 中国农业出版社, 北京.]

Yan J, Yang JL (2004) Biosystematics of Triticeae, Vol. 2. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [颜济, 杨俊良 (2004) 小麦族生物系统学(第二卷). 中国农业出版社, 北京.]

Yan J, Yang JL (2011) Biosystematics of Triticeae, Vol. 4. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [颜济, 杨俊良 (2011) 小麦族生物系统学(第四卷). 中国农业出版社, 北京.]

Yan J, Yang JL (2013) Biosystematics of Triticeae, Vol. 5. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [颜济, 杨俊良 (2013) 小麦族生物系统学(第五卷). 中国农业出版社, 北京.]

Yan J, Yang JL, Baum BR (2006) Biosystematics of Triticeae, Vol. 3. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [颜济, 杨俊良, 伯纳德 R. 包姆 (2006) 小麦族生物系统学(第三卷). 中国农业出版社, 北京.]

Yang C, Baum BR, Johnson DA, Zhang H, Zhou Y (2020) Molecular diversity of the 5S nuclear ribosomal DNA in *Campeiostachys* with StHY haplome constitution. Journal of Systematics and Evolution, 58, 69–76.

Yang XL, Wang CP (1984) New taxa of Gramineae in China. Bulletin of Botanical Research, 4(4), 83–95. (in Chinese with English abstract) [杨锡麟, 王朝品 (1984) 中国禾本科新分类群. 植物研究, 4(4), 83–95.]

Yu HY, Shi CM, He WM, Li F, Ouyang B (2024) PanDepth, an ultrafast and efficient genomic tool for coverage calculation. Briefings in Bioinformatics, 25, bbae197.

Yue M, Zhang LJ, Ma K, Zhao GF (2001) Endangering reason and reproductive strategy of *Psathyrostachys huashanica* population. Acta Ecologica Sinica, 21, 1314–1320. (in Chinese with English abstract) [岳明, 张林静, 马凯, 赵桂仿 (2001) 华山新麦草濒危原因及种群繁殖对策. 生态学报, 21, 1314–1320.]

Yun JF, Wang JJ (2011) Descriptors and Data Standard for Mongolian Wheatgrass (*Agropyron mongolicum* Keng) China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [云锦凤, 王俊杰 (2011) 沙芦草种质资源描述规范和数据标准. 中国农业出版社, 北京.]

Zhang JY, Li XW, Liu WD, Huang WG, Ma XJ, Yang LB (2023) A study on the *Agropyron mongolicum* community classification and the relationship between that community characteristics and the environment in Ningxia. Acta Agrestia Sinica, 31, 498–509. (in Chinese with English abstract) [张嘉玉, 李小伟, 刘万弟, 黄文广, 马晓静, 杨利斌 (2023) 宁夏沙芦草群落分类及群落特征与环境关系的研究. 草地学报, 31, 498–509.]

Zhang TL, Su X, Cai LB (2008) Reduction on *Elymus sinosubmuticus* based on the external morphology and micromorphological characteristics of leaf blades. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 28, 1333–1338. (in Chinese with English abstract) [张同林, 苏旭, 蔡联炳 (2008) 根据形态和叶片微形态特征讨论无芒披碱草的归并. 西北植物学报, 28, 1333–1338.]

Zhou S, Yang W, Han H, Zhou P, Guo B, Zhang J, Han B, Liang X, Lin Y, Deng Y, Liu B, Yang X, Lu Y, Zhang J, Yang P, Yi K, Xu Y, Liu Z, Stein N, He Q, Ling H, Li L (2025) *Agropyron cristatum* genome provides a new insight for wheat improvement with wild relatives. bioRxiv, doi: https://doi.org/10.1101/2025.06.24.660289.

Zhou YH (1994) Study on karyotypes of 5 species of *Kengyilia*. Guihaia, 14, 163–169. (in Chinese with English abstract) [周永红 (1994) 仲彬草属5种植物的核型研究. 广西植物, 14, 163–169.]

(责任编委: 张道远　责任编辑: 黄祥忠)

附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025510

张谢勇, 刘昊, 田雨薇, 岑鑫, 蔡竞, 李宇格, 张云玲, 赵利清, 刘艳春, 寻路路, 刘磊, 陈天翔, 周廉, 阎平, 覃海宁, 袁良琛, 刘慧圆, 马洪峥, 陈文俐 (2026) 小麦族国家重点保护野生植物多样性与濒危等级评估. 生物多样性, 34, 25510. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025510.

附录1　小麦族国家重点保护野生植物49个居群调查记录

Appendix 1　Survey records of 49 populations of national key protected wild plants of the Triticeae

编号 ID	物种 Species	居群 Population	调查日期 Survey date	物候 Phenology	海拔 Elevation (m)	密度 Population density (ind./m2)	面积 Area (m2)	种群规模 Population size	生境 Habitat	干扰类型 Disturbance type	伴生物种 Associated species
1	沙芦草 *Agropyron mongolicum*	内蒙古和林格尔县-1	2024/8/6	果期	1,234	3	1,000	3,000	路旁荒地	放牧	芨芨草、蒲公英属、蓟属
2	沙芦草 *A. mongolicum*	内蒙古和林格尔县-2	2024/8/6	果期	1,234	5	600	3,000	路旁草地	人类活动	杨属、狗尾草属、蒲公英属
3	沙芦草 *A. mongolicum*	宁夏罗山	2024/8/4	果期	1,746	3	100	300	路旁荒地	无	芨芨草、冰草属、针茅属
4	沙芦草 *A. mongolicum*	宁夏盐池县	2024/8/4	果期	1,700	1	500	500	路旁荒地	人类活动	芨芨草、针茅属、黄芪属
5	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西安塞区	2024/8/5	果期	1,380	1	300	300	山坡灌丛	人类活动	芨芨草、沙棘、柏属
6	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西定边县-1	2024/9/12	果期	1,386	4	1,500	6,000	路边荒地	放牧, 开荒	猪毛菜、达乌里胡枝子、狗娃花、华北白蓟、沙蓝刺头、棘豆
7	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西定边县-2	2024/9/13	果期	1,485	4	169	700	路边	放牧, 开荒	白茅、狗尾草、蒿
8	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西府谷县	2024/9/16	果期	1,153	2	8,566	1,500	缓坡谷底	无	虫实、隐子草、针茅、猪毛菜、鹤虱、胡枝子、细叶葱、狗娃花、地梢瓜
9	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西衡山区-1	2024/8/5	果期	1,011	1	500	500	路旁	放牧	鹅绒藤属、蒿属、补血草属
10	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西衡山区-2	2024/9/14	果期	1,211	3	1,800	5,400	路边	路边	狗娃花、华北白蓟、胡枝子、柠条、狗尾草、羊胡子草、白茅、藜、柏、蓝刺头、棉蓬、棘豆、牻牛儿苗
11	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西衡山区-3	2024/9/14	果期	1,065	4	9,518	4,000	荒地	开荒	羊胡子草、棘豆、胡枝子、远志、狗尾草、沙蒿、沙蓝刺头、华北白蓟、沙蓬
12	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西佳县	2024/9/15	果期	1,124	4	500	2,000	人工林	种树	狗娃花、苦豆子、沙蒿、拂子茅、草木樨、樟子松

编号 ID	物种 Species	居群 Population	调查日期 Survey date	物候 Phenology	海拔 Elevation (m)	密度 Population density (ind./m2)	面积 Area (m2)	种群规模 Population size	生境 Habitat	干扰类型 Disturbance type	伴生物种 Associated species
13	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西靖边县-1	2024/8/5	果期	1,377	1	300	300	路旁坡地	人类活动	杨属、狗尾草属、黄芪属
14	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西靖边县-2	2024/9/13	果期	1,504	10	516	5,000	路边	人为干扰	棘豆、早熟禾、狗娃花、绢蒿、苜蓿
15	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西靖边县-3	2024/9/14	果期	1,505	7	6,271	4,200	路边荒地	修路	披碱草、白茅、狗娃花、苔藓
16	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西榆林市	2024/9/14	果期	1,112	11	1,373	12,000	路边荒坡	无	硬质早熟禾、白茅、狗娃花、草木樨、早熟禾、披碱草、茜草
17	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西榆阳区-1	2024/8/6	果期	1,055	0.5	1,000	500	路旁	人类活动	芨芨草、杨属、赖草属
18	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西榆阳区-2	2024/9/9	果期	1,319	8	30,000	240,000	荒地	较轻	沙芦草, 苔藓、狗尾草、真菌、飞蓬、阿尔泰狗娃花、蓼、白蓟
19	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西榆阳区-3	2024/9/11	果期	1,336	5	20	100	草地	放牧	沙蒿、沙葱、阿尔泰狗娃花、蒿
20	沙芦草 *A. mongolicum*	陕西榆阳区-4	2024/9/17	果期	1,252	7	400	2,800	路边山坡	人为干扰	蒿、蓼、狗娃花、沙蒿、棘豆、菟丝子
21	阿拉善披碱草 *Elymus alashanicus*	内蒙古九峰山	2024/7/26	花果期	1,324	3	500	1,500	干旱山坡草地	放牧	银露梅属、瓦松属、京芒草、委陵菜属
22	阿拉善披碱草 *E. alashanicus*	宁夏罗山	2024/8/4	果期	1,720	1	800	800	山谷灌丛草地	无	芨芨草、冰草属、针茅属
23	黑紫披碱草 *E. atratus*	甘肃三峡国家森林公园	2024/7/30	花果期	2,766	5	300	1,500	山坡草甸	放牧	金露梅属、锦鸡儿属、马兰属、火绒草属、蒲公英属
24	黑紫披碱草 *E. atratus*	甘肃乌鞘岭	2024/7/29	花果期	3,016	1	2,000	2,000	山坡灌丛草甸	放牧	金露梅属、锦鸡儿属、醉马草、针茅属、细柄茅属
25	黑紫披碱草 *E. atratus*	甘肃五台岭	2024/7/30	花果期	3,350	1	500	500	山坡灌丛草甸	放牧	金露梅属、火绒草属、龙胆属
26	黑紫披碱草 *E. atratus*	青海共和县	2024/8/2	花果期	3,690	0.5	1,000	500	草甸	放牧	龙胆属、火绒草属、蒲公英属、针茅属
27	黑紫披碱草 *E. atratus*	青海海东市	2024/8/2	花果期	2,620	0.2	1,500	300	山坡灌丛草地	人类活动	芨芨草、蓟属、赖草属

编号 ID	物种 Species	居群 Population	调查日期 Survey date	物候 Phenology	海拔 Elevation (m)	密度 Population density (ind./m2)	面积 Area (m2)	种群规模 Population size	生境 Habitat	干扰类型 Disturbance type	伴生物种 Associated species
28	黑紫披碱草 *E. atratus*	青海湟源县-1	2024/7/31	花果期	3,374	0.5	1,000	500	山坡灌丛草甸	放牧	马先蒿属、火绒草属、蒲公英属
29	黑紫披碱草 *E. atratus*	青海湟源县-2	2024/8/2	花果期	3,331	0.5	1,600	800	山坡草地	放牧	赖草属、蒲公英属、火绒草属
30	黑紫披碱草 *E. atratus*	青海若药村	2024/7/31	花果期	3,357	0.5	1,600	800	山坡灌丛草甸	放牧	马先蒿属、金露梅属、火绒草属、龙胆属、蒲公英属
31	黑紫披碱草 *E. atratus*	青海十二盘坡	2024/7/30	花果期	3,104	2	150	300	山坡灌丛草甸	人类活动	银露梅属、拂子茅属、蟹甲草属
32	黑紫披碱草 *E. atratus*	青海西宁市	2024/8/2	花果期	3,426	0.5	1,000	500	山坡灌丛草甸	放牧, 人类活动	金露梅属、蒲公英属、黄芪属
33	短柄披碱草 *E. brevipes*	青海若药村(模式产地)	2024/7/31	花果期	3,357	2	150	300	金露梅灌丛	放牧	金露梅属、马先蒿属、火绒草属、龙胆属、蒲公英属
34	短柄披碱草 *E. brevipes*	青海同德县	2025/8/18	花果期	3,654	2	500	1,000	山坡灌丛草地	放牧	金露梅属、短柄草属、落芒草属、针茅属、火绒草属
35	内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	内蒙古白狼峰	2024/8/19	花果期	1,359	0.75	2,000	1,500	白桦林缘山脊	修建道路	京芒草、针茅属、披碱草属
36	内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	内蒙古宝格达山-1(模式产地)	2024/8/17	花果期	1,216	0.2	1,000	200	白桦林缘和疏林下	人为修建道路	白桦、拂子茅属、沙参属、披碱草属
37	内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	内蒙古宝格达山-2(模式产地)	2024/8/17	花果期	1,245	0.1	500	50	白桦林缘	人为修建道路	白桦、拂子茅属、披碱草属、地榆属
38	内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	内蒙古宝格达山-3(模式产地)	2024/8/18	花果期	1,254	0.33	300	100	白桦林缘	修建道路	白桦属、拂子茅属、老鹳草属、披碱草属
39	内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	内蒙古宝格达山-4(模式产地)	2024/8/18	花果期	1,239	0.1	300	30	白桦林缘	修建道路	白桦、柳属、梯牧草属、地榆属
40	内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	内蒙古宝格达山-5(模式产地)	2024/8/18	花果期	1,198	0.17	300	50	白桦林缘	修建道路	白桦、柳属、梯牧草属、地榆属
41	紫芒披碱草 *E. purpuraristatus*	内蒙古大青山(模式产地)	2024/8/7	花果期	1,671	0.5	200	100	路旁灌丛	人类活动	荨麻属、赖草属、蓟属
42	紫芒披碱草 *E. purpuraristatus*	内蒙古和林格尔县-1	2024/8/6	花果期	1,234	0.5	600	300	路旁荒地	放牧	芨芨草、蒲公英属、蓟属

编号 ID	物种 Species	居群 Population	调查日期 Survey date	物候 Phenology	海拔 Elevation (m)	密度 Population density (ind./m2)	面积 Area (m2)	种群规模 Population size	生境 Habitat	干扰类型 Disturbance type	伴生物种 Associated species
43	紫芒披碱草 *E. purpuraristatus*	内蒙古和林格尔县-2	2024/8/6	花果期	1,234	0.5	200	100	路旁草地	人类活动	杨属、狗尾草属、蓟属
44	新疆披碱草 *E. sinkiangensis*	新疆天山天池	2024/8/25	果期	1,918	0.5	200	100	路边山坡	人为干扰	醉马草、圆柱披碱草
45	无芒披碱草 *E. sinosubmuticus*	四川德格县(模式产地)	2024/8/29	果期	3,320	0.1	10,000	1,000	山坡灌丛草地, 路边荒地	放牧	蒿属、针茅属
46	无芒披碱草 *E. sinosubmuticus*	西藏类乌齐县	2024/8/27	果期	3,863	1	500	500	路边	放牧	车前、雀麦属、蒿属、蝇子草属
47	毛披碱草 *E. villifer*	内蒙古乌拉山	2024/7/27	花期	1,883	0.5	400	200	白桦林缘	放牧	白桦、地榆属、乌头属、羽茅、赖草属
48	青海以礼草 *Kengyilia kokonorica*	青海共和县(模式产地)	2025/8/14	果期	3,476	1	5,000	5,000	山坡灌丛草地	放牧	金露梅、锦鸡儿、披碱草属
49	华山新麦草 *Psathyrostachys huashanica*	陕西华山(模式产地)	2024/6/19	果期	726	–	–	–	路边	人类活动	–

附录2　凭证标本信息及细胞学与分子鉴定特征

Appendix 2　Voucher specimens and cytological and molecular identification characteristics

物种 Species	细胞学 Cytology	分子鉴定 Molecular identification	物种图版 Species images	标本采集号 Collection number (accession number)	产地 Locality	生境 Habitat
沙芦草 *Agropyron mongolicum*	√		√	陈文俐, 张谢勇, 刘昊, 田雨薇 197	甘肃省吴忠市红寺堡区	山坡草地, 1,746 m
阿拉善披碱草 *Elymus alashanicus*	√	√	√	陈文俐, 张谢勇, 刘昊, 田雨薇 83	内蒙古包头市九峰山	干旱山坡, 1,423 m
阿拉善披碱草 *E. alashanicus*		√		陈文俐, 张谢勇, 刘昊, 田雨薇 195	宁夏吴忠市罗山	干旱山沟, 1,720 m
阿拉善披碱草 *E. alashanicus*	√	√		白荫元 P. 146 [Isotype]	宁夏贺兰山	山坡, 1,800 m
黑紫披碱草 *E. atratus*		√	√	陈文俐, 张谢勇, 刘昊, 田雨薇 117	甘肃天祝藏族自治县乌鞘岭	金露梅灌丛草地, 3,016 m
短柄披碱草 *E. brevipes*		√	√	陈文俐, 张谢勇, 刘昊, 田雨薇 147	青海湟源县若药村西南山坡	干旱山坡草地, 3,357 m
内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	√	√	√	陈文俐, 张谢勇, 刘昊, 田雨薇 229	内蒙东乌珠穆沁旗宝格达山	白桦林缘和疏林下, 1,216 m
九峰山披碱草 *E. jufinshanicus*		√		吴庆如 20 [Type]	内蒙古包头市九峰山	高山草甸, 2,200 m
紫芒披碱草 *E. purpuraristatus*	√	√	√	陈文俐, 张谢勇, 刘昊, 田雨薇 216	内蒙古武川县大青山乡	干旱河谷, 1,671 m
新疆披碱草 *E. sinkiangensis*	√	√	√	陈文俐, 田雨薇, 蔡竞 267	新疆阜康市天山天池	路边山坡, 1,918 m
无芒披碱草 *E. sinosubmuticus*		√	√	陈文俐, 张谢勇 242	西藏类乌齐县此呆塘	路边, 3,863 m
无芒披碱草 *E. sinosubmuticus*	√	√	√	陈文俐, 张谢勇 247	四川德格县更庆村	山坡灌丛草地, 3,439 m
毛披碱草 *E. villifer*		√	√	陈文俐, 张谢勇, 刘昊, 田雨薇 91	内蒙古乌拉特前旗乌拉山	阔叶林缘, 1,877 m
内蒙古大麦 *Hordeum innermongolicum*			√	徐军 001	内蒙古东乌珠穆沁旗宝格达山	林缘路边
青海以礼草 *Kengyilia kokonorica*	√	√	√	岑鑫, 刘昊, 张谢勇 49	青海共和县青海湖藏式牧场	金露梅锦鸡儿干旱灌丛, 3,476 m
青海以礼草 *K. kokonorica*		√		岑鑫, 刘昊, 张谢勇 49B	青海共和县青海湖藏式牧场	金露梅锦鸡儿干旱灌丛, 3,476 m
青海以礼草 *K. kokonorica*		√		岑鑫, 刘昊, 张谢勇 51	青海共和县青海湖藏式牧场	金露梅锦鸡儿干旱灌丛, 3,476 m
以礼草属 *Kengyilia* sp.		√		河西队 1574	甘肃阿克塞哈萨克族自治县	阴坡, 3,200–3,500 m
华山新麦草 *Psathyrostachys huashanica*	√			蔡竞 286	陕西渭南市华州区大明镇	路边, 726 m
*小颖披碱草 *E. antiquus*		√		(CNS1210538)	–	–
*披碱草 *E. dahuricus*		√		(CNS1210549)	–	–
*真穗披碱草 *E. gmelinii*		√		(CNS1210548)	–	–
*大颖以礼草 *K. grandiglumis*		√		JLL_0713_1 (SRX11178993)	青海	–
*糙毛以礼草 *K. hirsuta*		√		JLL_0713_2 (SRX11100896)	青海	–
*重穗披碱草 *E. nutans*		√		EN205 (CNS0905634)	青海	–
*华山新麦草 *P. huashanica*		√		(MK135434)	–	–

黑体为小麦族保护物种, 其余为辅助分子鉴定的近缘种; *为网络数据库下载序列; 内蒙古大麦凭证标本存于内蒙古农业大学标本室(NMAC), 其余标本均保存于 PE。

Taxa in bold are the nationally protected Triticeae species; the remaining taxa are closely related species included to support molecular identification. * Sequences downloaded from online databases. Voucher specimens of *H. innermongolicum* are deposited in the NMTC, and all remaining vouchers are kept at PE.

附录3　小麦族国家重点保护植物标本错误鉴定对分布范围的影响

Appendix 3　Erroneous identifications of national key protected wild plants of the Triticeae effects on documented distribution

物种 Species	错误鉴定为该种的标本 (份) Specimens erroneously identified as this species (number)	更正错误鉴定后需要排除掉的物种分布范围 Species distribution ranges to be excluded after correcting erroneously identifications	错误鉴定标本信息 Information of erroneously identified Specimens
沙芦草 *Agropyron mongolicum*	7	黑龙江	黑龙江: s.n. 721 (HNWP)、方振富 3900 (2份) (IFP)、路端正 199008 (3份) (BJFC)、路端正 ? (BJFC)
阿拉善披碱草 *Elymus alashanicus*	2	青海、西藏	青海: 青甘队 1257 (HNWP); 西藏: 生物研究所西藏考察队 1965 (NAS)
黑紫披碱草 *E. atratus*	2	云南	云南: 汤宗孝 829 (PE)、刘恩德, 徐兴继, 张国学, 罗寿华, 李晓龙, 赵全 LED18078 (PE)
短柄披碱草 *E. brevipes*	4	江苏、陕西、山西	江苏: 刘昉勳 10154 (IBSC)、刘昉勳 10180 (IBSC); 陕西: 王作宾 16211 (IBSC); 山西: 关克俭,陈艺林 01588 (PE)
紫芒披碱草 *E. purpuraristatus*	1	青海	青海: 苏旭, 刘峰, 吕婷, 马子兰 QTP-LJQ-1434-1003 (KUN)
毛披碱草 *E. villifer*	1	江西	江西: 曾宪锋 ZXF13318 (CZH)
青海以礼草 *Kengyilia kokonorica*	14	河北、甘肃、西藏、新疆	河北: s.n. (3份) (HNWP); 甘肃: 胡叔良,刘学忠 32 (3份) (PE)、s.n. 63009 (HNWP)、成职继, 汤学锋 0724 (NWTC); 西藏: 青藏队 668 (HNWP)、青藏队 7168 (HNWP)、青藏队植被组 5714 (PE)、青藏队植被组 5728 (PE)、区划第三组 765 (HNWP); 新疆: 新疆采集队 758 (SAUT)

BJFC: 北京林业大学博物馆; CZH: 广东省韩山师范学院生命科学与食品科技学院植物标本室; HNWP: 中国科学院西北高原生物研究所植物标本馆; IBSC: 中国科学院华南植物园标本馆; IFP: 中国科学院沈阳应用生态研究所东北生物标本馆; KUN: 中国科学院昆明植物研究所标本馆; NAS: 江苏省中国科学院植物研究所标本馆; NWTC: 西北师范大学生命科学学院植物标本室; PE: 中国科学院植物研究所标本馆 ; SAUT: 四川农业大学小麦研究所标本室。

BJFC, Museum of Beijing Forestry University; CZH, Herbarium, School of Life Sciences and Food Technology, Hanshan Normal University, Guangdong Province; HNWP, Herbarium of Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences; IBSC, Herbarium, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences; IFP, Northeast Biological Specimen Museum, Shenyang Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences; KUN, Herbarium, Kunming Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences; NAS, Herbarium, Institute of Botany, Jiangsu Province and Chinese Academy of Sciences; NWTC, Herbarium, College of Life Sciences, Northwest Normal University; PE, Herbarium, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences; SAUT, Herbarium, Triticeae Research Institute, Sichuan Agricultural University.

附录4　12种小麦族国家重点保护野生植物的形态学、染色体与亚基因组特征

Appendix 4　Morphological, chromosomal and subgenomic characteristics of 12 national key protected wild plants of the Triticeae

物种 Species	亚基因组组成(分属) Subgenome composition (generic delimitation)	形态鉴定特征 Identification characteristics	居群大小(株) Population size (individuals)	结实率 Seed set (%)	千粒重 Thousand-kernel weight (g)	染色体数与亚基因组组成 Number of chromosomes and subgenome composition	核型分析 Karyotype analysis	染色体相对长度 Relative length of chromosome (%)	地理分布 Geographic distribution	生境 Habitat
沙芦草 *Agropyron mongolicum*	P (*Agropyron* 冰草属)	**花序细长，小穗排列较疏松**	**100 – 500**	**16**	**1.68**	**2n=14**, PP	**1A, 2n = 2x = 14 = 12m + 2sm**	12.28 – 16.20	内蒙古(模式产地), 宁夏, 山西, 陕西, 新疆, 甘肃, 青海	**路旁荒地，路旁坡地，路旁草地，路旁，山坡灌丛，干草原，沙地，山坡草地**
阿拉善披碱草 *Elymus alashanicus*	**St (*Pseudoroegneria* 假鹅观草属)**	**花序每节具 1 小穗,颖具 3 脉且内侧光滑无毛，外稃无芒或具不超过 3 mm 的短芒**	**100 – 800**	**10**	**2.86**	**2n=28, StStStSt**	**2A, 2n = 4x = 28 = 20m (2sat) + 8sm**	5.07 – 8.87	内蒙古, 宁夏, 甘肃, 新疆	**山坡灌丛草地，山坡石缝，山坡草地，白桦林缘，路旁荒地，干旱山沟**
黑紫披碱草 *E. atratus*	**StHY (*Campeiostachys* 曲穗草属)**	**小穗紫黑色，颖先端无芒**	**300-800**; 40 – 1,000	**60**	**1.87**	**2n=42, StHY**	**1A, 2n = 6x = 42 = 38m (6sat) + 4sm (2sat)**; 2A, 2n = 6x = 42 = 30m (6sat) + 12sm (6sat) (王琴, 2011)	**3.56 – 6.70**; 3.33 – 6.54 (王琴, 2011)	四川, 青海, 甘肃 (模式产地), 新疆, 西藏	**金露梅灌丛草地，山坡灌丛，干旱山坡草地，路旁草坡，灌丛草甸，路边草甸，路边灌丛，草甸溪旁，山坡草甸，山坡，路旁，草甸，高寒灌丛草甸**
短柄披碱草 *E. brevipes*	**StY (*Roegneria* 鹅观草属)**	**外稃光亮**	**300**; 100 – 5,000	77	**3.59**	**2n=28, StY**	**1A, 2n = 4x = 28 = 24m + 4sm**; 2n = 28 (蔡联炳和冯海生, 1998)	5.31 – 9.21	甘肃, 青海 (模式产地), 四川, 西藏, 新疆	**干旱山坡草地，开阔石质山地，山坡草地，河谷林缘**
内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	**StH (*Elymus* 披碱草属)**	**小穗排列于穗轴两侧，颖片腹面下半部被疏柔毛，外稃背部密被微柔毛，芒长较短(1 – 2.5 mm)**	–	**73**	**3.99**	**2n=28, StH**	**2A, 2n = 4x = 28 = 22m (2sat) + 6sm**	5.12 – 8.68	内蒙古宝格达山(模式产地)至阿尔山	山坡，草甸，草库伦中，凹地，沙丘间下湿地，沙地，**白桦林缘路边，白桦林缘疏林下，白桦林缘山脊**。伴生小画眉草，拂子茅，虎尾草，中华隐子草，野古草，小花拂子茅，老芒麦，垂穗披碱草

物种 Species	亚基因组组成(分属) Subgenome composition (generic delimitation)	形态鉴定特征 Identification characteristics	居群大小(株) Population size (individuals)	结实率 Seed set (%)	千粒重 Thousand-kernel weight (g)	染色体数与亚基因组组成 Number of chromosomes and subgenome composition	核型分析 Karyotype analysis	染色体相对长度 Relative length of chromosome (%)	地理分布 Geographic distribution	生境 Habitat
紫芒披碱草 *E. purpuraristatus*	StHY (*Campeiostachys* 曲穗草属)	全株被白粉,小穗粉绿而带紫色,颖及外稃之先端, 边缘及基部密被紫红色小点,芒较短, 被毛且呈紫色	100–300	86	3.53	2n=42, StHY	1A, 2n = 6x = 42 = 32m (2sat) + 10sm	3.48–6.22	内蒙古大青山(模式产地), 蛮汗山等地	呼市郊区, 宁城, 山坡草地, 林缘路边, 干旱河谷, 路旁荒地, 路旁草地, 路旁灌丛
新疆披碱草 *E. sinkiangensis*	StY (*Roegneria* 鹅观草属)	小穗较短(13–15 mm)且含小花数量少(4–5), 花药较短(1.5–2 mm)	3,120	19	3.94	2n=28, StY	2A, 2n = 4x = 28 = 24m + 4sm	5.72–9.41	新疆乌鲁木齐, 阜康, 昭苏	路边山坡, 山地草甸草原和林缘草甸
无芒披碱草 *E. sinosubmuticus*	StHY (*Campeiostachys* 曲穗草属)	该种颖片短小无芒,外稃芒短(2–5 mm)或近无芒	100	67	3.44	2n=42, StHY	2A, 2n = 6x = 42 = 28m + 14sm (2sat)	3.68–6.11	四川德格县(模式产地), 西藏类乌齐县	沿斜坡生长, 路边, 路边荒地, 山坡灌丛草地, 山坡草地
毛披碱草 *E. villifer*	StHY (*Campeiostachys* 曲穗草属)	叶片两面及叶鞘密被长柔毛	100–300	21	1.38	2n=42, StHY	1A, 2n = 6x = 42 = 30m + 12sm (6sat) (刘玉红, 1985)	–	内蒙古大青山, 乌拉山	阔叶林缘, 白桦林缘, 山坡草地, 路边
内蒙古大麦 *Hordeum innermongolicum*	–	中央小穗具第二小花	–	–	–	未知	–	–	内蒙古宝格达山(模式产地)	林缘, 河谷草甸; 伴生大叶章、雀麦属
青海以礼草 *Kengyilia kokonorica*	StYP (*Kengyilia* 以礼草属)	植株高而细弱; 花序较纤细, 小穗排列较稀疏, 未明显偏向一侧; 颖片先端具短尖头, 背面具毛; 外稃先端具短芒(2–5 mm)或短尖头, 芒不反折; 花药黄黑色	5,000	35	5.31	2n=42, StYP	1B, 2n = 6x = 42 = 30m + 12sm; 1B, 2n = 6x = 42 = 36m + 6sm (周永红, 1994)	3.02–7.75; 2.81–8.10 (周永红, 1994)	青海共和县(模式产地)	裸露干旱坡地, 山坡草地, 金露梅锦鸡儿干旱灌丛; 伴生冰草
华山新麦草 *Psathyrostachys huashanica*	Ns (*Psathyrostachys* 新麦草属)	植株疏丛生具根状茎, 颖片和外稃背面无毛	40–100	47	5.21	2n=14, NsNs	2A, 2n = 2x = 14 = 10m (4sat) + 4sm (2sat)	12.30–19.53	陕西华山(模式产地)	路边, 石质山坡及沟谷; 伴生早熟禾

亚基因组组成、鉴定特征、居群大小、核型分析、染色体相对长度、生境信息加粗字体为本文数据。

Data in bold on subgenome composition, identification characteristics, population size, karyotype analysis, relative chromosome length, and habitat information were generated in this study.

附录5　12种小麦族国家重点保护野生植物分布区面积与濒危等级评估

Appendix 5　Distribution area and threatened category assessment of 12 national key protected wild plants of the Triticeae

物种 Species	样点总数 Total number of sampling sites	分布区面积 Extent of occurrence (EOO; km^2)	占有面积 Area of occupancy (AOO; km^2) 2 km×2 km	4 km×4 km	10 km×10 km	评估结果 Evaluation result*	《中国生物多样性红色名录: 高等植物卷》评估结果 Evaluation result from China's red list of biodiversity: higher plants (2020)	致危原因 Threats	评估标准 Criteria
沙芦草 *Agropyron mongolicum*	134	1,147,167	380	1,488	8,500	易危 VU B2ab (ii, iii) ↑	近危 NT	过度放牧导致栖息地持续衰退, 全球气候变化	分布范围广泛, EOO > 20,000 km^2, AOO < 2,000 km^2 (VU B2), 生境严重分割(a), 推断在占有面积(b ii), 栖息地面积和质量方面(b iii)持续衰退, 未来一段时间种群将面临绝灭危机
阿拉善披碱草 *Elymus alashanicus*	28	687,233	100	400	2,400	濒危 EN B2ab (ii, iii) ↑	近危 NT	生境破碎化和丧失, 过度放牧导致栖息地持续衰退	分布范围广泛, EOO > 20,000 km^2, AOO < 500 km^2 (EN B2), 分布明显被严重分割, 种群生境破碎化(a), 推断在占有面积 (b ii), 栖息地面积和质量方面(b iii)持续衰退, 将来面临绝灭的机率很高
黑紫披碱草 *E. atratus*	69	1,999,403	188	752	4,700	易危 VU B2ab (ii, iii) ↑	无危 LC	过度放牧导致栖息地持续衰退 O	分布范围广泛, EOO > 20,000 km^2, AOO < 2,000 km^2 (VU B2), 生境严重分割(a), 推断在占有面积(b ii), 栖息地面积和质量方面 (b iii) 持续衰退, 未来一段时间种群将面临绝灭危机
短柄披碱草 *E. brevipes*	17	1,214,407	64	256	1,500	濒危 EN B2ab (ii, iii) ↑	无危 LC	生境破碎化和丧失, 过度放牧导致栖息地持续衰退	种群自然分布范围广泛, EOO > 20,000 km^2, AOO < 500 km^2 (EN B2)分布明显被严重分割, 种群生境破碎化(a), 推断在占有面积(b ii), 栖息地面积和质量方面(b iii)持续衰退, 将来面临绝灭的机率很高
内蒙披碱草 *E. intramongolicus*	7	1,035	32	112	500	濒危 EN B2ab (i, ii, iii) ↑	近危 NT	过度放牧导致栖息地持续衰退	分布范围小, EOO < 5,000 km^2, AOO < 500 km^2 (EN B2), 种群生境严重分割(a), 推断在分布区(b i), 占有面积(b ii), 栖息地面积和质量方面(b iii)持续衰退, 将来面临绝灭的机率很高
紫芒披碱草 *E. purpuraristatus*	8	250,428	32	128	800	濒危 EN B2ab (ii, iii) ↑	无危 LC	野生种群数量过少, 过度放牧导致栖息地持续衰退	种群自然分布范围广泛, EOO > 20,000 km^2, AOO < 500 km^2 (EN B2)分布明显被严重分割, 种群生境破碎化(a), 推断在占有面积(b ii), 栖息地面积和质量方面(b iii) 持续衰退, 将来面临绝灭的机率很高
新疆披碱草 *E. sinkiangensis*	3	< 100	12	48	300	极危 CR B1ab (i, ii, iii) ↑	近危 NT	野生种群数量过少, 过度放牧导致栖息地持续衰退	种群自然分布范围非常小, EOO < 100 km^2 (CR B1), 分布点 ≤ 5, 种群生境严重分割(a), 推断栖息地在分布区(b i), 占有面积(b ii), 栖息地面积和质量方面(b iii) 持续衰退, 即将绝灭的几率非常高

物种 Species	样点总数 Total number of sampling sites	分布区面积 Extent of occurrence (EOO; km^2)	占有面积 Area of occupancy (AOO; km^2) 2 km×2 km	4 km×4 km	10 km×10 km	评估结果 Evaluation result*	《中国生物多样性红色名录: 高等植物卷》评估结果 Evaluation result from China's red list of biodiversity: higher plants (2020)	致危原因 Threats	评估标准 Criteria
无芒披碱草 *E. sinosubmuticus*	3	< 100	12	48	300	极危 CR B1ab (i, ii, iii) ↑	易危 VU A2c; B1ab (i, iii, v)	野生种群数量过少, 过度放牧导致栖息地持续衰退	种群自然分布范围非常小, EOO < 100 km^2 (CR B1), 分布点 ≤ 5, 种群生境严重分割(a), 推断栖息地在分布区(b i), 占有面积(b ii), 栖息地面积和质量方面(b iii) 持续衰退, 即将绝灭的几率非常高
毛披碱草 *E. villifer*	4	2,099	16	64	400	濒危 EN B2ab (i, ii, iii) →	濒危 EN A2c; B1ab (i, iii, v)	野生种群数量过少, 过度放牧导致栖息地持续衰退	种群自然分布区范围狭窄, EOO < 5,000 km^2, 且生境破碎化 AOO < 500 km^2 (EN B2), 生境严重分割(a), 推断在分布区(b i), 占有面积(b ii), 栖息地面积和质量方面(b iii) 持续衰退, 将来面临绝灭的机率很高
内蒙古大麦 *Hordeum innermongolicum*	1	< 100	4	16	100	极危 CR B1ab (i, ii, iii, v) + D↑	易危 VU A2c + 3c: C1	野生种群数量过少, 自然种群过小, 栖息地持续衰退	种群自然分布范围非常小, EOO < 100 km^2 (CR B1), 分布点仅 1 个, 种群生境严重分割(a), 推断栖息地在分布区(b i), 占有面积(b ii), 栖息地面积和质量(b iii)以及成熟个体数量(b v)方面持续衰退, 且推断种群中成熟个体数量少于 50 株 (CR D), 即将绝灭的几率非常高
青海以礼草 *Kengyilia kokonorica*	1	< 100	4	16	100	极危 CR B1ab (i, ii, iii) ↑	无危 LC	野生种群数量过少, 生境破碎化和丧失, 过度放牧导致栖息地持续衰退	种群自然分布范围非常小, EOO < 100 km^2 (CR B1), 分布点仅 1 个, 种群生境严重分割(a), 推断栖息地在分布区(b i), 占有面积(b ii), 栖息地面积和质量方面(b iii) 持续衰退, 即将绝灭的几率非常高
华山新麦草 *Psathyrostachys huashanica*	14	171	12	48	300	濒危 EN B2ab (i, ii, iii) ↓	极危 CR A2ac	自然种群过小和繁殖障碍, 生境破碎化和丧失, 栖息地持续衰退	种群自然分布区范围狭窄, EOO < 5,000 km^2, 且生境破碎化 AOO < 500 km^2 (EN B2), 生境严重分割(a), 推断在分布区(b i), 占有面积(b ii), 栖息地面积和质量方面(b iii) 持续衰退, 将来面临绝灭的机率很高

* ↑濒危等级上调; →濒危等级不变, 但评估标准更新; ↓濒危等级下调。样点数, 分布区面积(EOO)和占有面积(AOO)中贡献濒危等级评估依据的数据, 已用加粗标出。

* ↑ Upgraded to a higher endangered category; → remained the endangered category but updated evalutaion criteria; ↓ downgraded to a lower endangered category. The data contributing to the assessment of endangered status based on the number of samples, distribution area (EOO), and occupation area (AOO) has been highlighted in bold.

CR: Critically Endangered; EN: Endangered; VU: Vulnerable

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26044, pages 1–13
doi: 10.17520/biods.2026044
cstr: 32101.14.biods.2026044

•技术与方法•

基于*Cyt b*序列的高原鳅属鱼类物种鉴定：系统发育与机器学习方法比较

伊日贵[1,2], 祁得林[1], 朱世海[2], 杨婷婷[1,2], 刘丹[1], 高强[1], 夏明哲[1], 王维[1], 聂苗苗[1], 贾军梅[1], 张存芳[1*]

1. 青海大学省部共建三江源生态与高原农牧业国家重点实验室, 西宁 810016; 2. 青海大学生态环境工程学院, 西宁 810016

摘要: 高原鳅属(*Triplophysa*)是青藏高原及其毗邻地区鱼类区系的核心成员, 该属物种的鉴定常采用传统形态分类与分子标记的方法, 但因受形态趋同、表型可塑性等因素制约, 准确鉴定面临较大的挑战。本研究通过整合395条实测和247条NCBI下载的线粒体*Cyt b*基因序列, 构建了含7个物种的642条序列数据集, 比较了系统发育方法(NJ/ML/BI树、GMYC/bPTP界定、K2P遗传距离)与机器学习方法(BLOG及WEKA平台的SMO、Naïve Bayes、JRip和J48等分类器)的物种鉴定效能。结果显示, *Cyt b*基因具有丰富的遗传变异(单倍型多样性0.975 ± 0.003, 核苷酸多样性0.107 ± 0.007), 符合分子鉴定标记要求; 系统发育方法因近缘物种分化时间较短、基因流及种间杂交事件存在, 在近缘物种界定中表现欠佳, 仅能有效区分7个物种中的5个, 对应单倍型占比62.03%; 相比之下, 机器学习方法表现更优: SMO分类器鉴定成功率达100.00%, J48等其他分类器正确率均超过98.00%, 且可生成具备可解释性的分类规则及特征位点; BLOG算法测试集正确分类率为96.23%。本研究证实, 机器学习方法凭借其高准确率与高效性, 能够成为本研究7种高原鳅属鱼类准确鉴定的可靠辅助手段, 为其多样性保护和资源评估提供技术支撑, 同时为其他形态鉴别困难鱼类的分子鉴定提供了新思路。

关键词: 高原鳅属; 机器学习; *Cyt b*基因; 物种鉴定; 系统发育; 分子标记

伊日贵, 祁得林, 朱世海, 杨婷婷, 刘丹, 高强, 夏明哲, 王维, 聂苗苗, 贾军梅, 张存芳 (2026) 基于*Cyt b*序列的高原鳅属鱼类物种鉴定: 系统发育与机器学习方法比较. 生物多样性, 34, 26044. doi: 10.17520/biods.2026044; cstr: 32101.14.biods.2026044.
Yi RG, Qi DL, Zhu SH, Yang TT, Liu D, Gao Q, Xia MZ, Wang W, Nie MM, Jia JM, Zhang CF (2026) Species identification of *Triplophysa* fishes based on *Cyt b* sequences: A comparison between phylogenetic and machine learning methods. Biodiversity Science, 34, 26044. doi: 10.17520/biods.2026044; cstr: 32101.14.biods.2026044.

Species identification of *Triplophysa* fishes based on *Cyt b* sequences: A comparison between phylogenetic and machine learning methods

Rigui Yi[1,2], Delin Qi[1], Shihai Zhu[2], Tingting Yang[1,2], Dan Liu[1], Qiang Gao[1], Mingzhe Xia[1], Wei Wang[1], Miaomiao Nie[1], Junmei Jia[1], Cunfang Zhang[1*]

1 *State Key Laboratory of Plateau Ecology and Agriculture, Qinghai University, Xining 810016, China*
2 *College of Eco-Environmental Engineering, Qinghai University, Xining 810016, China*

ABSTRACT

Aims: The genus *Triplophysa* is a key component of the fish fauna of the Qinghai-Tibet Plateau and its adjacent regions. Traditional morphological classification and molecular maker-based methods encounter considerable challenges attributable to convergent evolution, phenotypic plasticity, and other limiting factors, thereby posing substantial obstacles to precise species delimitation. This study systematically compared the application efficacy of phylogenetic approaches and machine learning techniques based on the mitochondrial cytochrome b (*Cyt b*) gene in the molecular identification of seven *Triplophysa* species, aiming to establish a reliable technical system for species delimitation of

收稿日期 Received: 2026-02-08; 接受日期 Accepted: 2026-06-14
基金项目: 青海大学生态学一流学科创新研究项目(2026-ST-05)和青海省“帅才科学家”负责制项目(2024-SF-102) Supported by the Innovative Research on First-Class Discipline of Ecology of Qinghai University (2026-ST-05) and Chief Scientist Program of Qinghai Province (2024-SF-102)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: zcf_1023@126.com

this genus and lay a methodological foundation for subsequent biodiversity investigation and resource management of *Triplophysa* fishes.
Methods: In this study, we integrated 395 newly generated *Cyt b* gene sequences (experimentally obtained) and 247 sequences retrieved from the NCBI database, constructing a comprehensive dataset comprising 642 sequences across seven *Triplophysa* species. We systematically compared the identification efficacy of phylogenetic methods (NJ/ML/BI trees, GMYC/bPTP delimitation, K2P genetic distance) with machine learning approaches (BLOG and WEKA platform classifiers including SMO, J48, JRip and Naïve Bayes).
Results: The *Cyt b* gene sequences exhibited substantial genetic variation, with a haplotype diversity (H_d) of 0.975 ± 0.003 and a nucleotide diversity (π) of 0.107 ± 0.007, as well as a significant A + T base bias (56.50%). These characteristics fully fulfilled the core requirement of genetic polymorphism for molecular identification markers. Due to the interference of recent divergence time, interspecific gene flow, and hybridization events among closely related species, phylogenetic approaches and species delimitation models showed limited performance in delimiting closely related species, only effectively distinguishing 5 out of the 7 studied species, accounting for 62.03% of the haplotypes. In contrast, machine learning techniques demonstrated superior overall performance: the SMO classifier achieved 100.00% accuracy in species identification, the classification accuracies of J48, JRip, and Naïve Bayes classifiers all exceeded 98.00%; the BLOG algorithm yielded a correct classification rate of 96.23% on the test set. Furthermore, these machine learning methods could identify species-specific diagnostic sites and generate interpretable classification rules.
Conclusion: This study demonstrates that machine learning methods, characterized by high accuracy and efficiency, can serve as reliable auxiliary tools for the accurate identification of the seven *Triplophysa* species examined. These methods provide technical support for the biodiversity conservation and resource assessment of these species, and simultaneously offer new perspectives and technical references for the molecular identification of other fish groups facing morphological discrimination challenges.
Key words: *Triplophysa*; machine learning; *Cyt b* gene; species identification; phylogeny; molecular marker

高原鳅属(*Triplophysa*)隶属于鲤形目条鳅科, 是青藏高原及其毗邻地区特有鱼类区系的核心类群之一, 其演化历程与青藏高原的地质抬升、气候变迁有着极为密切的关系, 形成了对寒冷、缺氧、昼夜温差大等极端环境的独特适应机制(朱松泉, 1989; 武云飞和吴翠珍, 1992; Prokofiev, 2001; Qian et al., 2023)。截至目前, 该属已被描述的有效物种至少有147种, 但因形态分类的局限性, 大量隐存种或未被命名的类群仍有待发现, 其物种多样性的真实面貌尚未完全厘清(何春林等, 2011; Wang et al., 2020; 曹文宣, 2024)。作为高原水生态系统的关键组成部分, 高原鳅属鱼类不仅是研究高原生物适应性进化的理想对象, 其种群动态与空间分布格局的协同演变也是反映高原水域环境变化、人为干扰强度及生态修复成效的核心生物指标。因此, 实现快速准确的物种鉴定, 是开展该类群生物多样性保护、渔业资源评估及系统演化研究的重要基础。

在高原鳅属鱼类的传统分类实践中, 形态学特征是物种鉴定的核心依据。例如, 硬刺高原鳅(*T. scleroptera*)成体因背部及体侧上部的黑褐色细斑纹, 拟鲶高原鳅(*T. siluroides*)成体因个体较大、背鳍前躯扁平及体背体侧具黑褐色不规则圈纹和云状斑块, 隆头高原鳅(*T. alticeps*)因高隆的头背部等典型表型, 可实现成体阶段的有效区分(武云飞和吴翠珍, 1992; 曹文宣, 2024)。然而, 该类群普遍存在的形态趋同进化与表型可塑性问题, 严重制约了形态分类的准确性: 一方面, 同域分布的不同物种可能因适应相似生态位而表现出相似的外部形态; 另一方面, 幼鱼阶段的个体尚未发育出物种特异性形态特征(冯晨光, 2018), 导致野外调查中大量幼鱼样本无法精准鉴定到种, 进而造成物种组成误判与多样性评估偏差(何春林等, 2011)。此外, 部分近缘物种, 如硬刺高原鳅与拟硬刺高原鳅(*T. pseudoscleroptera*)仅在肠道结构、鳔后室形态等微观特征上存在差异, 不仅鉴定操作复杂, 而且对样本完整性要求较高, 难以应用于大规模样本的快速筛查[①]。

分子标记技术的发展为解决高原鳅属鱼类鉴定难题提供了新途径, 其中线粒体DNA (mtDNA)因母系遗传、进化速率适中、基因组结构稳定等特点, 成为鱼类分子系统学与物种鉴定的常用工具(Guo et al., 2005)。在mtDNA的13个蛋白编码基因中,

① 任秋 (2011) 高原鳅属(*Triplophysa*)部分类群的谱系地理学和形态学研究. 硕士学位论文, 中国科学院昆明动物研究所, 昆明.

细胞色素b (cytochrome b, *Cyt b*)基因因结构与功能明确、通用引物扩增效率高、种间遗传差异显著且种内变异相对稳定, 被广泛应用于高原鱼类的物种界定、分子进化与系统地理研究(何德奎等, 2006; Qi et al., 2007; Feng et al., 2019)。已有研究证实, 基于*Cyt b*基因的序列比对、系统发育分析与遗传距离计算, 可有效区分东方高原鳅(*T. orientalis*)、斯氏高原鳅(*T. stoliczkae*)、粗壮高原鳅(*T. robusta*)等多个物种, 尤其在幼鱼样本鉴定中展现出明显优势(伊日贵等, 2023)。然而, 分子鉴定方法仍存在显著局限性。一方面, 基于系统发育树拓扑结构和遗传距离阈值(如“10×规则”)的判断易受线粒体基因渗入、不完全谱系分选及核线粒体假基因干扰, 导致近缘物种界定困难(Yang et al., 2022; Qian et al., 2023)。另一方面, 伴随eDNA宏条形码技术的普及与流域尺度水生生物资源的常态化调查, 野外测序样本体量持续激增, 系统发育树构建及遗传距离测算流程繁琐、耗时久, 难以满足大批量样本快速自动化筛查需求(朱国平等, 2025; Lu et al., 2026)。

人工智能与机器学习方法的快速迭代为分子标记数据的高效利用提供了新范式(Lu et al., 2026)。与基于系统发育的分子鉴定依赖“阈值判断”或“拓扑结构解析”的思路不同, 机器学习方法可通过算法对海量分子序列特征进行自动学习与模式识别, 构建基于数据驱动的分类模型, 实现样本的快速归类与概率预测(邝家荣等, 2024)。近期研究表明, 该方法已在昆虫、鸟类、鱼类等类群的DNA条形码鉴定中展现出潜力, 例如基于支持向量机(support vector machine, SVM)、随机森林(random forest, RF)、深度学习等算法的模型, 可利用基因序列的碱基组成、变异位点分布等特征实现物种的准确区分, 且具有良好的扩展性与抗干扰能力(Flück et al., 2022; Yang et al., 2022; Gao et al., 2025; Ye et al., 2026)。然而, 针对高原鳅属这一分类复杂的鱼类类群, 尚未有研究将机器学习与分子标记结合, 探索其在物种鉴定中的适用性。

黄河上游及支流湟水河流域是高原鳅属鱼类的重要分布区, 该区域因复杂的地形与水文条件, 形成了丰富的物种多样性, 但同时也因物种形态趋同与幼鱼鉴定困难, 导致该区域的物种组成与分布格局研究相对滞后(伊日贵等, 2023)。前期研究[①]通过系统采集该区域高原鳅样本, 获得了395条高质量*Cyt b*基因序列, 并结合形态学特征明确鉴定了拟硬刺高原鳅、东方高原鳅、斯氏高原鳅、隆头高原鳅、粗壮高原鳅、黄河高原鳅(*T. pappenheimi*)和黑体高原鳅(*T. obscura*) 7个主要物种, 为后续物种多样性探索提供了可靠的基础数据与物种标签。本研究在此基础上, 整合NCBI (National Center for Biotechnology Information)公开序列扩大数据集规模, 将机器学习方法应用于高原鳅属鱼类的分子鉴定, 旨在探索其在近缘种、幼体及形态相似类群鉴定中的适用性, 以期为该类群的物种组成解析、资源量评估提供技术支撑, 同时为其他形态难以区分的鱼类类群分子鉴定提供参考, 进而为青藏高原水生生物多样性保护策略的制定奠定科学基础。

1 材料与方法

1.1 样品来源及处理

本研究构建的高原鳅属鱼类*Cyt b*基因序列数据集包含实测序列与下载序列两部分: (1)实测序列共395条, 序列长度均为1,140 bp, 来源于课题组采集的黄河上游5个采样地点高原鳅属鱼类样本(附录1)。该部分序列已结合形态学特征完成物种分类鉴定, 验证了序列的物种特异性。(2)下载序列共247条, 来源于NCBI GenBank数据库(https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/), 检索关键词为“物种名 + *Cyt b*”, 筛选标准为序列长度 ≥ 1,000 bp、物种信息明确、无明显碱基缺失或歧义位点。两部分数据集合并, 经多重同源比对与质控, 最终构建包含642条序列的分析数据集(附录2–4)。

1.2 数据分析

针对构建的7种高原鳅属鱼类*Cyt b*基因数据集(实测数据 + 下载数据), 采用DnaSP v6软件开展单倍型及核苷酸多样性分析(Rozas et al., 2003), 具体测算单倍型数量、单倍型多样性指数与核苷酸多样性指数, 同时统计序列中的保守位点、变异位点及简约信息位点数量。基因序列的碱基组成特征、序列间碱基变异频率, 以及转换、颠换发生频率和

① 伊日贵 (2024) 黄河上游主要水域高原鳅复合体的物种鉴定及系统进化研究. 硕士学位论文, 青海大学, 西宁.

转换/颠换比值通过MEGA 11软件进行分析(Tamura et al., 2021)。基于获得的全部单倍型数据集, 分别采用3种不同的系统发育树构建方法: 借助PhyloSuite v1.2.2软件构建贝叶斯推断(Bayesian inference, BI)系统发育树(Zhang et al., 2020), 利用IQ-TREE v1.6.12软件构建最大似然(maximum likelihood, ML)系统发育树(Nguyen et al., 2015), 通过MEGA 11软件构建邻接法(neighbor-joining, NJ)系统发育树。

运用广义混合Yule溯祖模型(generalized mixed Yule coalescent, GMYC)进行物种界定, 首先利用BEAST v2.5.0 (Bouckaert et al., 2019)构建超度量系统发育树(maximum clade credibility tree, MCC Tree)。其次, 采用PhyloSuite软件的ModelFinder筛选最优核苷酸替代模型, 设置马尔可夫链蒙特卡洛(MCMC)参数为Generations = 4 × 10^8, 每40,000代抽样一次, 丢弃前10%的样本作为燃烧期(burn-in), 通过Tracer v1.7.2软件验证有效样本量(ESS值 ≥ 200), 确保结果收敛。最后, 利用TreeAnnotator v2.5.0软件生成超度量树, 将得到的树文件转换为Newick格式, 上传至在线GMYC服务器(https://species.h-its.org/gmyc/)做分析。

运用贝叶斯泊松树过程模型(Bayesian Poisson tree processes, bPTP)进行物种界定, 需将ML树导出为Newick格式, 上传至bPTP在线服务器(http://species.h-its.org/ptp/)进行分析。设置参数: MCMC链长(Chain length) = 5 × 10^6, 燃烧期(burn-in)比例 = 10%, 抽样(thinning)频率 = 100, 其余参数保持默认。采用MEGA 11软件的Kimura 2-Parameter (K2P)双参数模型计算种内、种间遗传距离。

1.3 基于机器学习的分子鉴定

采用BLOG v2.0软件将所有单倍型数据集随机划分为测试集(test dataset, 20%序列)与训练集(training dataset, 80%序列), 设置算法参数为默认值, 运行软件以获取适用于高原鳅属物种鉴别的逻辑规则(Weitschek et al., 2013)。统计BLOG算法的物种鉴别成功率(可正确识别的物种数占总物种数的比例)及正确序列分类占比(查询集中正确分类的序列数占查询集总序列数的比例)。

使用WEKA v3.9.6软件进行分类, 以系统评估机器学习方法在本研究7种高原鳅属鱼类分子鉴定中的应用效能。首先将非结构化的基因序列数据集转化为WEKA可处理的数值型特征ARFF格式, 选取k-mer频率特征作为核心特征(Hall et al., 2009)。其次, 为确定最优k值, 预试验比较了k = 4、5、6、7、8, 分别以SMO (顺序最小优化支持向量机)、Naïve Bayes (朴素贝叶斯)、JRip (Ripper规则算法)和J48 (C4.5决策树算法) 4种分类器进行10折交叉验证(10-fold cross-validation)。结果显示, 所有k值下的总体分类准确率均在96%–100%之间, 且k值越大运行时间越长, 表明基于*Cyt b*基因的7种高原鳅属物种鉴定对该参数不敏感。为兼顾计算效率与特征表达能力, 后续分析采用k = 6。该预试验结果详见补充材料(附录5)。随后打开WEKA v3.9.6软件的Explorer模块, 导入ARFF文件, 将物种标签列(class)转换为分类(nominal)。分别使用以上4种分类器采用10折交叉验证评估各分类器性能, 统计正确序列分类占比、平均绝对误差(mean absolute error, MAE)、均方根误差(root mean squared error, RMSE)等指标。

2 结果

2.1 高原鳅属鱼类*Cyt b*基因序列特征

本研究构建的高原鳅属*Cyt b*基因数据集共包含266个单倍型, 其中本研究新获得的85个实测单倍型(H1–H85, GenBank登录号: PX870651–PX870735), 从公共数据库获取181个单倍型(GH1–GH181)。对全部1,140个序列位点的遗传多样性分析显示, 共识别出426个变异位点, 含30个单一突变位点与396个简约信息位点, 简约信息位点占全部序列位点的37.4%; 样本单倍型多样性(H_d)为0.975 ± 0.003, 核苷酸多样性(π)为0.107 ± 0.007。碱基组成统计结果显示, A、T、G、C 4种碱基平均占比分别为25.7%、30.8%、16.8%、26.7%, 序列A + T总含量56.5%, 明显高于G + C含量(43.5%), G碱基在序列中占比最低, 存在显著的反G碱基偏倚。不同密码子位置的GC含量具有差异: 第一位密码子GC平均含量49.9%, 第二、三位密码子GC含量依次为38.5%和41.8%。序列碱基变异在全长范围内分布相对均匀, 同时存在明显密码子使用偏好; 全序列共检出95个转换位点、26个颠换位点, 变异主要集中于第三密码子, 该位置包含81个转换位点与22个颠换位点, 转换/

颠换比值为3.6, 说明转换突变的发生概率远高于颠换突变。

2.2 基于系统发育方法的鉴定结果

2.2.1 基于系统发育树及物种界定模型的鉴定

以叶尔羌鼓鳔鳅(*Hedinichthys yarkandensis*)和长南鳅(*Schistura longa*) (GenBank登录号: KT224367.1和MG238273.1)为外群, 采用邻接法、最大似然法和贝叶斯推断法构建7种高原鳅属鱼类系统发育树。3种建树分析方法得到的系统发育树的拓扑结构基本相同, 都形成了7个独立进化支Clade 1–Clade 7。其中Clade 1内采自同一水域(湟水河)的拟硬刺高原鳅与东方高原鳅单倍型混合分布; Clade 2分化为一对姊妹群: 采自湟水河流域、甘肃黑河、石羊河等水系的斯氏高原鳅单倍型聚为一支, 来自黄河上游的斯氏高原鳅和隆头高原鳅聚为另一支; Clade 3–Clade 4为斯氏高原鳅的新疆河流与西藏湖泊地理隔离类群; Clade 5由东方高原鳅西藏湖泊类群与黑体高原鳅组成; Clade 6内包含黄河高原鳅的全部单倍型; Clade 7内包含粗壮高原鳅的全部单倍型。系统发育树聚类结果能够在一定程度上反映7种高原鳅属鱼类的亲缘关系, 但是不能清晰呈现其分类情况。仅有Clade 6的黄河高原鳅和Clade 7的粗壮高原鳅分别形成了单系群。

基于最大似然法与贝叶斯推断, 利用bPTP模型对642条*Cyt b*基因序列片段共计266个单倍型开展分析, 共划分得到18个分子可操作分类单元(molecular operational taxonomic units, MOTUs) (图1红色外圈)。通过GMYC分析识别出了21个MOTUs (图1蓝色内圈)。基于以上两种模型的物种鉴定, 均高估了本研究样本的物种划分数目。bPTP物种划分结果显示, 仅拟硬刺高原鳅与黑体高原鳅的MOTUs划分结果和形态学物种界定相吻合; 而斯氏高原鳅、粗壮高原鳅、黄河高原鳅、东方高原鳅和隆头高原鳅无法通过bPTP模型实现有效的MOTUs区分。在GMYC划分中, 拟硬刺高原鳅、粗壮高原鳅、黄河高原鳅、黑体高原鳅的MOTUs与形态分类物种显示出一致的划分, 而斯氏高原鳅、东方高原鳅和隆头高原鳅被划分成若干个不同的MOTUs。

2.2.2 基于种内、种间遗传距离的物种鉴定

采用K2P双参数模型估算高原鳅属鱼类的种内、种间的遗传距离(表1): 种内遗传距离范围为0.0043–0.0987 (平均0.0326), 种间遗传距离范围为0.0892–0.1968 (平均0.1558)。被鉴定的高原鳅属鱼类物种间平均遗传距离(0.1558)是种内遗传距离(0.0326)的4.78倍。其中拟硬刺高原鳅与隆头高原鳅的种间距离最小(0.0892), 粗壮高原鳅与东方高原鳅的种间距离最大(0.1968)。并且从统计结果看, 拟硬刺高原鳅、粗壮高原鳅、黄河高原鳅、隆头高原鳅和黑体高原鳅的种内遗传距离均小于0.0200。然而, 斯氏高原鳅和东方高原鳅的种内遗传距离较大(0.0929和0.0987), 达到了不同物种的水平。因此, 通过计算本研究高原鳅属鱼类7个类群的遗传距离, 能够明确区分拟硬刺高原鳅、粗壮高原鳅、黄河高原鳅、隆头高原鳅和黑体高原鳅的等5个高原鳅物种, 而东方高原鳅和斯氏高原鳅的高种内遗传距离值显示其产生种内分化。

2.3 基于机器学习方法的鉴定结果

2.3.1 BLOG算法鉴定结果

基于BLOG算法随机划分的测试集(53条, 占比20%)与训练集(213条, 占比80%)详细信息统计见表2。分类结果显示, 训练集序列正确分类率达100.00%; 测试集正确分类占比达96.23%, 仅出现1条错误分类序列与1条未分类序列, 表明BLOG算法可较准确地完成高原鳅属鱼类的物种区分。BLOG软件通过分析生成了针对本研究单倍型序列的物种鉴别逻辑规则, 规则具有简洁直观的特点。例如, 在高原鳅属鱼类*Cyt b*序列中, 若第1,038位碱基为“T”且第1,114位碱基为“T”, 可判定该个体为拟硬刺高原鳅; 若第786位碱基为“A”且第1,038位碱基为“C”, 则可判定为粗壮高原鳅。置信度分析结果显示, 除样本量较少的黑体高原鳅(0.400)和隆头高原鳅(0.600)置信度偏低外, 其余物种的鉴别置信度均较高(> 0.700)。基于*Cyt b*序列构建的7种高原鳅属鱼类鉴别逻辑规则详见表3。

2.3.2 WEKA分类器鉴定结果

WEKA分类器鉴定结果显示, 4种分类器的分子鉴定效能存在显著差异(表4)。其中, SMO分类器表现最优, 物种鉴别成功率达100.00%, 对应的MAE与RMSE分别为0.2041和0.3011, 展现出极强的分类稳定性。J48决策树分类器性能次之, 正确分类序列占比为98.87%, 且概率预测误差显著较低

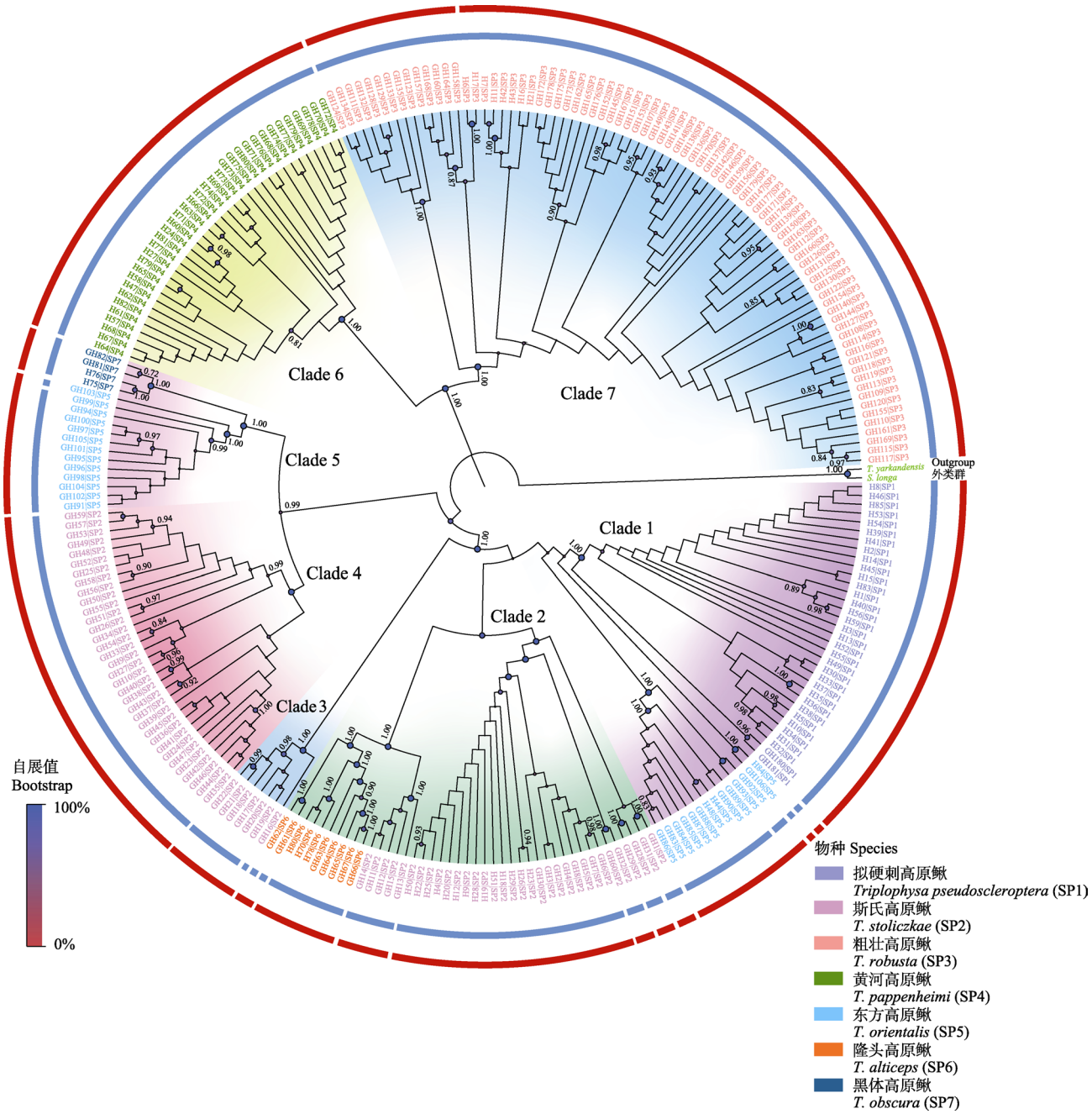


图1　基于7种高原鳅属鱼类*Cyt b*序列构建的邻接法(NJ)系统发育树。节点上的圆圈为NJ树支持率，分支上的数字代表贝叶斯后验概率(仅显示 ≥0.7)。蓝色内圈为GMYC划分结果。红色外圈为bPTP划分结果。外类群: 叶尔羌鼓鳔鳅和长南鳅。

Fig. 1　Neighbor-joining (NJ) phylogenetic tree based on *Cyt b* sequences for seven *Triplophysa* species. Dots on the nodes represent bootstrap values, numbers on branches indicate Bayesian posterior probabilities, with only values ≥ 0.7 shown. Blue inner circle denotes the GMYC partitioning results. Red outer circle indicates the bPTP partitioning results. Outgroups, *Hedinichthys yarkandensis* and *Schistura longa*.

(MAE = 0.0032, RMSE = 0.0568)。JRip与Naïve Bayes分类器的分类准确率一致(均为98.50%)，但Naïve Bayes分类器的误差指标略高于JRip，提示其预测精度稍逊。混淆矩阵图(图2)进一步直观呈现了4种分类器对所有序列的分类准确性及具体误判详情，矩阵对角线数值代表正确分类数，非对角线数值则为跨物种误判序列数。具体而言，SMO分类器实现全序列100.00%正确分类，无任何误判情况(图2A);

表1　7种高原鳅属鱼类基于*Cyt b*基因序列的种内(对角线)、种间(对角线下)遗传距离

Table 1　Genetic distances within-species (the diagonal) and between-species (below the diagonal) of seven *Triplophysa* species based on *Cyt b* gene

物种 Species	SP1	SP2	SP3	SP4	SP5	SP6	SP7
SP1	0.0043	–	–	–	–	–	–
SP2	0.1206	0.0929	–	–	–	–	–
SP3	0.1875	0.1919	0.0074	–	–	–	–
SP4	0.1687	0.1869	0.1198	0.0061	–	–	–
SP5	0.1292	0.1414	0.1968	0.1853	0.0987	–	–
SP6	0.0892	0.1024	0.1912	0.1745	0.1271	0.0127	–
SP7	0.1630	0.1600	0.1920	0.1832	0.1059	0.1554	0.0059

SP1: 拟硬刺高原鳅; SP2: 斯氏高原鳅; SP3: 粗壮高原鳅; SP4: 黄河高原鳅; SP5: 东方高原鳅; SP6: 隆头高原鳅; SP7: 黑体高原鳅。
SP1, *T. pseudoscleroptera*; SP2, *T. stoliczkae*; SP3, *T. robusta*; SP4, *T. pappenheimi*; SP5, *T. orientalis*; SP6, *T. alticeps*; SP7, *T. obscura*.

表2　BLOG中的训练集和测试集信息统计

Table 2　Statistics of training and test datasets in BLOG

指标 Indicator	测试集 Test dataset	训练集 Training dataset
序列数 Number of sequences	53	213
正确分类序列数 Number of correctly classified sequences	51	213
正确分类序列占比 Percentage of correctly classified sequences (%)	96.23	100.00
错误分类序列数 Number of misclassified sequences	1	0
错误分类序列占比 Percentage of misclassified sequences (%)	1.89	0
未分类序列数 Number of unclassified sequences	1	0
未分类序列占比 Percentage of unclassified sequences (%)	1.89	0

表3　BLOG基于DNA位点碱基差异产生的鉴别7种高原鳅属鱼类的逻辑规则

Table 3　Logic rules in the form of diagnostic locus generated by BLOG for discriminating seven *Triplophysa* species

物种 Species	置信度 Confidence	逻辑规则 Logical rules
SP1	0.824	pos 849 = T and pos 1020 = C
SP2	0.909	pos 258 = A and pos 753 = G and pos 873 = C
SP3	0.917	pos 810 = A
SP4	0.838	pos 810 = G
SP5	0.793	pos 405 = A and pos 627 = T and pos 1020 = T
SP6	0.600	pos 873 = A and pos 885 = G
SP7	0.400	pos 141 = G

pos为碱基位置, SP1: 拟硬刺高原鳅; SP2: 斯氏高原鳅; SP3: 粗壮高原鳅; SP4: 黄河高原鳅; SP5: 东方高原鳅; SP6: 隆头高原鳅; SP7: 黑体高原鳅。pos stands for base position, SP1, *T. pseudoscleroptera*; SP2, *T. stoliczkae*; SP3, *T. robusta*; SP4, *T. pappenheimi*; SP5, *T. orientalis*; SP6, *T. alticeps*; SP7, *T. obscura*.

表4　基于WEKA平台的4种不同分类器对7种高原鳅属鱼类的鉴定效能

Table 4　Identification performance of different classifiers for seven *Triplophysa* species based on WEKA platform

分类器 Classifier	正确分类序列占比 Correctly classified instances (%)	平均绝对误差 Mean absolute error (MAE)	均方根误差 Root mean squared error (RMSE)
SMO	100.00	0.2041	0.3011
J48	98.87	0.0032	0.0568
JRip	98.50	0.0048	0.0662
Naïve Bayes	98.50	0.0056	0.0635

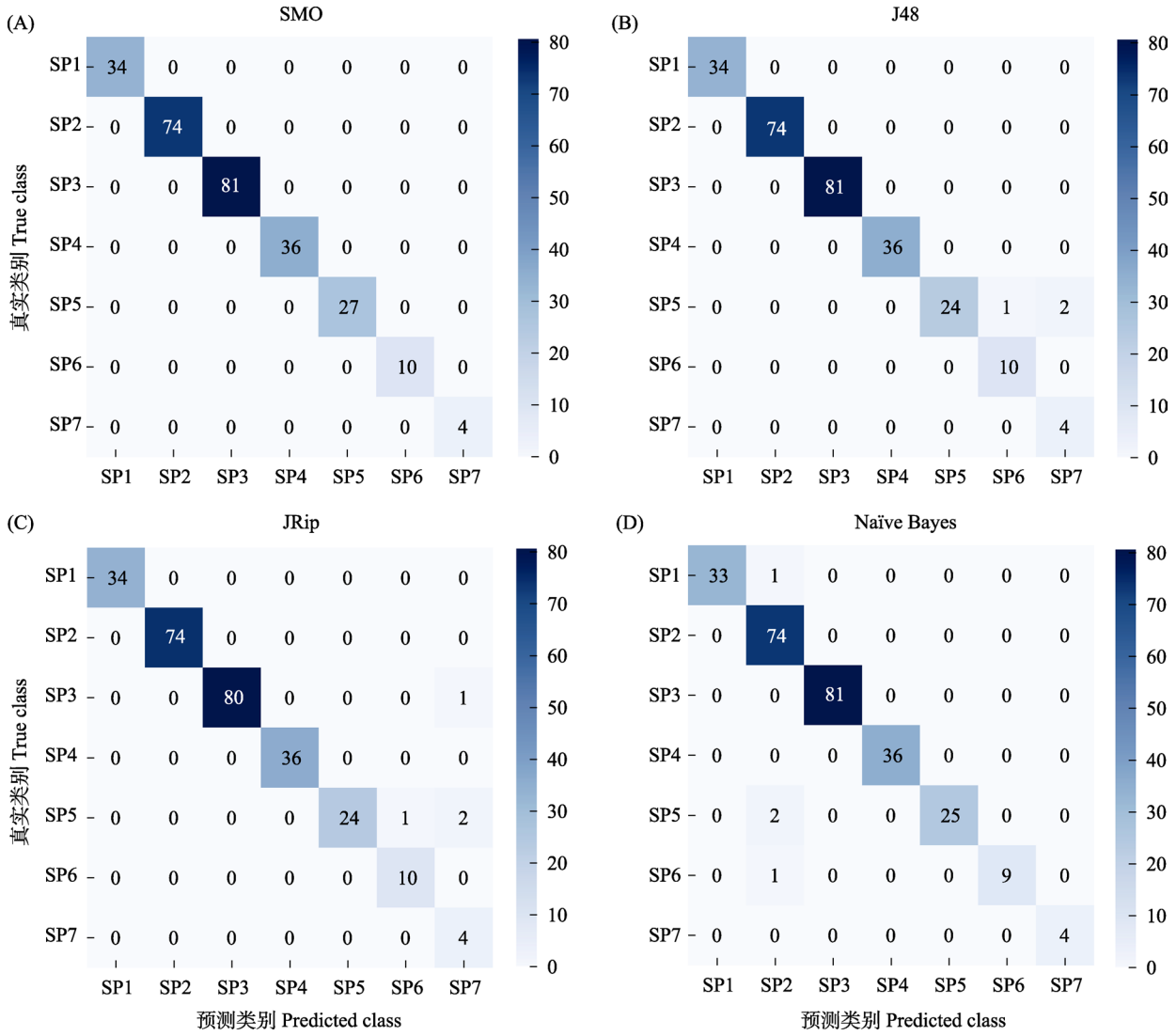


图2　基于7种高原鳅属鱼类*Cyt b*序列生成的WEKA 4种分类器的混淆矩阵图。对角线值: 正确分类。非对角线值: 误判。颜色深浅: 样本数。SP1: 拟硬刺高原鳅; SP2: 斯氏高原鳅; SP3: 粗壮高原鳅; SP4: 黄河高原鳅; SP5: 东方高原鳅; SP6: 隆头高原鳅; SP7: 黑体高原鳅。

Fig. 2　Confusion matrix of WEKA four classifiers based on *Cyt b* sequences of seven *Triplophysa* species. Values on the diagonal, correctly classified samples. Off-diagonal values, misclassifications. Color intensity indicates sample size. SP1, *T. pseudoscleroptera*; SP2, *T. stoliczkae*; SP3, *T. robusta*; SP4, *T. pappenheimi*; SP5, *T. orientalis*; SP6, *T. alticeps*; SP7, *T. obscura*.

J48分类器存在3例误判, 包括将1条东方高原鳅序列误判为隆头高原鳅, 2条东方高原鳅序列误判为黑体高原鳅(图2B); JRip分类器的误判案例共4例, 涉及1条粗壮高原鳅序列误判为黑体高原鳅、1条东方高原鳅序列误判为隆头高原鳅, 以及2条东方高原鳅序列误判为黑体高原鳅(图2C); Naïve Bayes分类器则出现4例误判, 表现为1条拟硬刺高原鳅序列误判为斯氏高原鳅, 同时2条东方高原鳅与1条隆头高原鳅序列均误判为斯氏高原鳅(图2D)。尽管J48分类器的最终识别成功率未达到100.00%, 但其核心优势在于提供了高度可解释的分类模型。如图3所示, J48分类器生成了一棵清晰的决策树, 其通过计算信息增益, 筛选出如AAAAAC、AAAGTC、ACAGGA等关键k-mer特征作为决策节点, 直观展示了从DNA序列特征到物种分类的完整决策路径。例如, 规则"IF (AAAAAC ≤ 0) AND (AAAGTC > 0) THEN Class = SP3"明确指出了区分特定物种的分子标志物。这种"白箱"模型不仅具有强大的分类能力, 更揭示了不同物种间具有诊断意义的碱基位点。综上, WEKA平台中的4种分类器在7种高原鳅

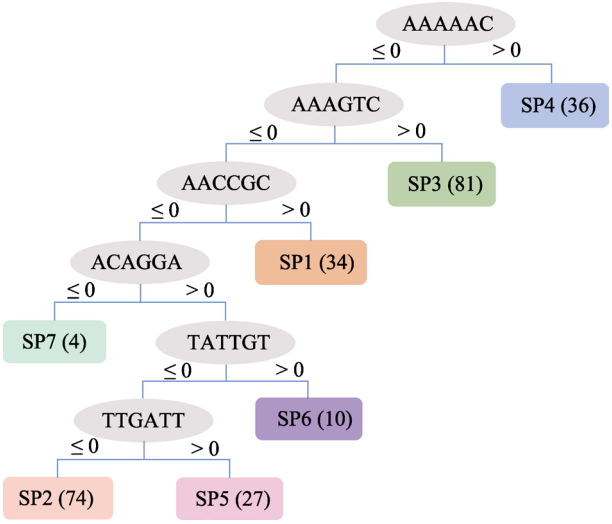


图3　基于*Cyt b*序列的7种高原鳅属鱼类J48决策树可视化结果。每个叶节点括号内的数字表示到达该节点的训练样本数。SP1: 拟硬刺高原鳅; SP2: 斯氏高原鳅; SP3: 粗壮高原鳅; SP4: 黄河高原鳅; SP5: 东方高原鳅; SP6: 隆头高原鳅; SP7: 黑体高原鳅。

Fig. 3　Visualisation results of J48 decision tree for seven *Triplophysa* species based on *Cyt b* sequences. The number in parentheses at each leaf node represents the number of training samples reaching the node. SP1, *T. pseudoscleroptera*; SP2, *T. stoliczkae*; SP3, *T. robusta*; SP4, *T. pappenheimi*; SP5, *T. orientalis*; SP6, *T. alticeps*; SP7, *T. obscura*.

属鱼类分子鉴定中均表现出良好的应用潜力。其中, SMO分类器凭借100%的分类准确率展现出最优鉴定效能; 而J48分类器在维持高分类精度的同时, 兼具模型可解释性强的独特优势, 可明确物种分类的分子依据。

3　讨论

3.1　基于*Cyt b*基因的系统发育关系及物种鉴定

*Cyt b*基因具有结构相对稳定、进化速率适中、种间变异显著且种内相对保守的特性, 已被广泛应用于鱼类分子系统学研究及物种鉴定, 是该领域的理想分子标记(Xiao et al., 2001; Qi et al., 2015; Feng et al., 2019)。本研究中, *Cyt b*基因的高单倍型多样性(H_d = 0.975 ± 0.003)与核苷酸多样性(π = 0.107 ± 0.007)表明其包含充足的物种分化信息, 且A + T偏倚(56.50%)符合高原鳅属线粒体基因的进化特征, 与伊日贵等(2023)对黄河上游高原鳅复合体的研究结果高度一致。进一步验证了*Cyt b*基因在高原鳅属物种鉴定中的适用性。

系统发育分析显示, 7种高原鳅属鱼类的642个样本进行*Cyt b*基因测序分析后, 共鉴定得到266个单倍型。基于邻接法、最大似然法及贝叶斯推断法构建的系统发育树拓扑结构基本一致, 均形成7个独立进化支(Clade 1–Clade 7), 且与外类群形成明显分化。其中, 黄河高原鳅和粗壮高原鳅的实测序列与GenBank下载序列分别聚类形成Clade 6和Clade 7两个高支持率单系支, 各自构成独立单系群, 可通过系统发育树直接完成物种类别界定。而在Clade 1–Clade 5中, 拟硬刺高原鳅、东方高原鳅、斯氏高原鳅、隆头高原鳅及黑体高原鳅存在不同程度的混杂聚类。其中拟硬刺高原鳅、隆头高原鳅和黑体高原鳅的所有单倍型形成了各自独立的次级分支, 仍可实现有效物种界定; 但东方高原鳅和斯氏高原鳅的单倍型随采样地点分化而分散聚类于不同分支, 这一结果不仅反映了两物种分布范围广泛、环境适应性强的生态特征, 也暗示其不同地理种群可能与同水域其他近缘物种存在种间基因流或杂交事件(张芬, 2017)。结合采样地点可知, 高原鳅属鱼类的系统发育关系与地理分布及水系格局密切相关, 同一或邻近水系中, 形态特征相似或分布区域相邻的物种(含不同物种)单倍型间亲缘关系更紧密, 这支持了何德奎等(2006)、任秋(2011)[①]、张芬(2017)等的相关观点, 印证了青藏高原隆升与水系变迁对物种分化的驱动作用(何德奎等, 2006), 同时也表明仅依赖系统进化树拓扑结构难以精准界定此类近缘物种。基于遗传距离分析结果, 本研究7种高原鳅属种间平均遗传距离为0.1558, 种内平均遗传距离为0.0326, 种间距离仅为种内距离的4.78倍, 未达到物种划分常用的"10×规则", 即10倍遗传距离阈值。结合系统发育树拓扑结构进一步印证, 斯氏高原鳅与东方高原鳅的种内遗传距离分别高达0.0929、0.0987, 二者种内分化水平已接近物种级分化标准。物种界定模型分析显示, GMYC模型仅能正确鉴定拟硬刺高原鳅、粗壮高原鳅、黄河高原鳅及黑体高原鳅, bPTP模型则仅对拟硬刺高原鳅和黑体高原鳅实现有效鉴定, 两种模型的界定效果均欠佳。核心原因包括3方面: 一是广布种的地理种群分化, 斯氏高原鳅和东方高原鳅为青藏高原广布种, 不同地理种群(湟水河流域、黄河上游、西藏湖泊、

① 任秋 (2011) 高原鳅属(*Triplophysa*)部分类群的谱系地理学和形态学研究. 硕士学位论文, 中国科学院昆明动物研究所, 昆明.

新疆河流)因水系隔离形成显著的遗传支系(图1), 而GMYC和bPTP模型对遗传支系高度敏感, 将同一物种的不同地理支系误判为不同物种, 导致过度分割。二是模型假设与近缘种进化特征上存在本质冲突: GMYC模型依赖超度量树的时间尺度及种内/种间分支进化速率的突变特性, 而近缘种分化时间较短, 种间基因流及杂交事件模糊了速率边界(Talavera et al., 2013); bPTP模型依赖分支长度的离散差异, 而近缘种遗传变异匮乏导致树分辨率不足, 难以支撑双泊松速率推断。三是两种模型均基于单基因数据, 无法有效区分种群分化与物种形成事件, 最终导致物种界定结果出现过分割偏差(Luo et al., 2018)。综上, 基于*Cyt b*基因的系统发育分类方法可有效区分本研究中7种(单倍型数: 266个)高原鳅属鱼类中的5种(单倍型数: 165个), 成功识别的单倍型占总单倍型数量的62.03%。该结果表明, 尽管*Cyt b*基因在多数类群物种鉴定中具有良好适用性, 但针对高原鳅属近缘种, 仅依靠*Cyt b*等单基因标记结合系统发育分析进行物种界定仍存在明显局限性。

3.2 基于机器学习方法的物种鉴定与系统发育方法的比较

本研究首次将机器学习方法(BLOG、SMO、J48等)应用于高原鳅属鱼类的分子鉴定, 从鉴定效能来看, BLOG算法测试集正确分类占比达96.23%, WEKA平台中SMO分类器鉴别成功率为100.00%, J48次之(98.87%), JRip和Naïve Bayes也达到了98.50%, 鉴别效果均较好。而系统发育树法(包括bPTP、GMYC模型分析)受广布种的地理种群分化影响并对近缘物种间的基因流或种间杂交事件等敏感, 且分析程序复杂, 耗时长, 尤其面对大量序列数据时结果可读性差, 效率更低, 难以满足快速鉴定需求; 距离法(如K2P模型)依赖遗传距离阈值(Ross et al., 2008; Srivathsan & Meier, 2012), 本研究显示种内/种间距离存在重叠(如斯氏高原鳅和东方高原鳅种内遗传距离达到种间水平), 易导致误判。机器学习方法的优势主要源于其技术特性。其一, 自动特征提取与规则生成。BLOG算法通过挖掘序列诊断位点(如第1,038、1,114位碱基)生成逻辑规则, 无需依赖人工设定阈值或解析拓扑结构, 减少主观性误差(Weitschek et al., 2013)。例如, 本研究中BLOG生成的规则"若第1,038位点为T且第1,114位点为T, 则该样本为拟硬刺高原鳅", 提供了可解释的分类依据。基于ITS条形码的机器学习研究同样表明, BLOG算法对黄檀属(*Dalbergia*)物种的鉴别成功率达95.75%, 并获得了简单易懂的适用于黄檀属物种识别逻辑和决策规则(邝家荣等, 2024)。其二, 高维鉴别特征捕捉能力。以k-mer频率作为特征输入, 机器学习能捕捉系统发育方法忽略的细微序列变异[①], 尤其适用于幼鱼或形态重叠样本的鉴定。其三, 处理大规模数据的高效性。本研究涉及642条序列的分析, 机器学习方法在保持高精度的同时大幅提升计算效率, 契合流域尺度资源调查的需求。

与系统发育方法相比, 机器学习方法虽然在物种鉴定准确率上表现优异, 但其性能在很大程度上依赖于数据质量、样本量及模型的选择。值得注意的是, 本研究构建的数据集中存在一定程度的样本量不平衡: 拟硬刺高原鳅的序列数量最多, 达256条, 占实测序列总数的64.8%; 而黑体高原鳅实测序列仅4条, 东方高原鳅仅5条。样本量不平衡是机器学习分类任务中的常见挑战(Chen et al., 2024), 尤其对依赖先验概率的生成式模型(如Naïve Bayes)影响更显著(Wang et al., 2024)。本研究中Naïve Bayes分类器的鉴定率最低(98.50%), 这与何拓(2019)在黄檀属中的研究结果一致。为减轻不平衡数据对模型评估的干扰, 本研究采取了以下策略: 首先, 所选用的SMO、J48和JRip均为判别式模型, 对类别分布相对不敏感, 具备一定的不平衡数据鲁棒性。其中, SMO通过最大化分类间隔来处理不平衡数据, 相关方法研究已较为成熟; 其次, 所有模型的性能评估均采用10折交叉验证以降低过拟合风险(Rezvani et al., 2024)。同样, BLOG作为一种基于逻辑规则的分类器, 在数据不平衡的情况下, 其规则学习过程会不可避免地偏向多数类, 从而对少数类物种的鉴定准确性和可靠性产生影响。本研究中BLOG算法结果显示, 样本量最少的黑体高原鳅(4个单倍型)和隆头高原鳅(10个单倍型)的置信度分别仅为0.400和0.600, 这直接反映了数据不平衡所导致的少数类诊断规则脆弱或缺失。尽管BLOG算法的整体测试正确率(96.23%)较高, 但该指标可能

① 刘凯 (2025) 基于深度学习的真菌ITS序列物种分类方法研究. 硕士学位论文, 江南大学, 无锡.

主要反映了对拟硬刺高原鳅等常见种的优异分类能力, 对稀有物种的实际鉴别效能仍需谨慎解读。此外, WEKA和BLOG分类器均属于闭集分类模型(closed-set classification), 无法主动输出“未知物种”或拒绝识别。这是当前所有监督式机器学习鉴定方法的通用局限(Blackman et al., 2022)。而系统发育鉴定方法仍具有其独特优势, 尤其是它能通过系统发育树的构建直观呈现各物种间的亲缘关系、分支结构、遗传距离及拓扑结构可信度, 具备良好的可读性。基于分子标记的系统发育树分析适用于进化历史复杂的物种种群研究, 能够更好地凸显其在进化生物学层面的研究价值(邝家荣等, 2024)。

3.3 应用前景与未来研究方向

本研究应用机器学习方法对高原鳅属鱼类开展基于*Cyt b*基因的分子鉴定, 在涵盖7个代表性物种的数据集上获得了显著优于系统发育方法的鉴别成功率, 这一结果与He等(2019)在紫檀属(*Pterocarpus*)木材DNA条形码鉴定中的研究结论一致。基于此, 我们认为机器学习方法在本研究所涉及的物种范围内可作为高原鳅属鱼类DNA条形码分析的一种可靠且高效的工具, 能够有效弥补系统发育方法在近缘种鉴定中的不足, 是对常规分子鉴定手段的有力补充。进一步而言, 机器学习与系统发育分析在物种鉴定体系中各有优劣、互为补充, 二者联用可有效规避单一方法的技术短板, 在高原鳅属鱼类分子鉴定及高原水生态资源研究中具备重要的实际应用前景。二者联用可形成优势互补的高效鉴定体系: 借助机器学习完成野外大批量样本的快速甄别与近缘种精准分类, 提升物种鉴定效率与准确度; 再通过系统发育分析方法对鉴定结果进行验证与补充, 厘清物种演化脉络与分类学归属, 确保鉴定结果的科学性与严谨性。该联合分析模式可适配青藏高原鱼类资源调查、物种动态监测、特有种质资源保护等实际场景, 能够有效提升高原鳅属鱼类分子鉴定的准确度与研究物种覆盖面。然而, 高原鳅属全球已描述的有效物种约150种, 本研究仅纳入其中7种, 物种覆盖率有限。未来研究应纳入更多物种、不同地理种群及隐存种, 构建更大规模、更具代表性的数据集, 以系统评估机器学习方法在高原鳅属鱼类分子鉴定中的泛化能力。此外, 机器学习方法的性能还受限于数据质量、样本量平衡性以及模型自身的闭集特性(Chen et al., 2024)。为充分发挥其在高原鳅属鱼类鉴定中的潜力, 并推动其在青藏高原水生态系统保护中的实际应用, 未来研究应聚焦于以下方向: (1)针对样本不平衡问题, 应通过扩大野外采样范围、博物馆标本测序及公共数据库挖掘, 建立标准分子数据库, 增强模型泛化能力(邝家荣等, 2024)。(2)针对机器学习闭集分类模型无法主动识别未知物种的固有局限,应重点探索开集识别(open-set recognition)方法的应用, 突破闭集分类模型的限制, 实现对已知目标物种的精准分类与未知物种的自动识别(Badirli et al., 2021; Córdova et al., 2025)。(3)融合多源数据, 例如开发融合多条形码序列与形态特征相关图像或影像等数据的混合分类器, 并引入更多解释性强的深度学习模型(Gao et al., 2025), 以提升鉴别系统的鲁棒性和泛化能力(朱国平等, 2025)。综上所述, 机器学习方法为高原鳅属鱼类的精准鉴定开辟了新途径, 但其泛化能力尚需在更广泛的物种与地理种群中接受检验。未来应结合开集识别、多源数据融合及标准化数据库建设, 推动该方法走向实际应用场景, 为青藏高原鱼类多样性保护与资源可持续利用提供科学支撑。

4 结论

本研究以高原鳅属鱼类为研究对象, 首次将机器学习方法与线粒体*Cyt b*基因分子标记相结合, 系统比较了系统发育法与BLOG及WEKA平台SMO、J48、JRip和Naïve Bayes等机器学习方法在物种鉴定中的应用效能。结果显示, *Cyt b*基因序列蕴含丰富的遗传变异信息, 可作为高原鳅属鱼类分子鉴定的适宜标记; 相较于系统发育法, 机器学习方法在本研究涉及的高原鳅属7个鱼类物种鉴定中展现出更高的准确率与效率, 尤其对形态特征高度相似、传统分类学手段难以区分的近缘类群具有显著优势。本研究证实, 在本研究涵盖的7个高原鳅属物种范围内, 机器学习方法可作为该类群鱼类准确识别的有效辅助工具。然而, 其泛化能力仍需在更广泛的物种、地理种群及隐存种数据集中进一步验证。本研究同时为其他形态鉴别困难的鱼类类群的分子鉴定体系构建, 提供了方法学参考与实践借鉴。

ORCID

伊日贵 https://orcid.org/0000-0003-1882-4975
张存芳 https://orcid.org/0000-0001-9170-0157

参考文献

Badirli S, Picard CJ, Mohler G, Akata Z, Dundar M (2021) Classifying the unknown: Identification of insects by deep open-set Bayesian learning. BioRxiv, doi: 10.1101/2021.09.15.460492.

Blackman RC, Walser JC, Rüber L, Brantschen J, Villalba S, Brodersen J, Seehausen O, Altermatt F (2022) General principles for assignments of communities from eDNA: Open versus closed taxonomic databases. Environmental DNA, 5, 326–342.

Bouckaert R, Vaughan TG, Barido-Sottani J, Duchêne S, Fourment M, Gavryushkina A, Heled J, Jones G, Kühnert D, De Maio N, Matschiner M, Mendes FK, Müller NF, Ogilvie HA, du Plessis L, Popinga A, Rambaut A, Rasmussen D, Siveroni I, Suchard MA, Wu CH, Xie D, Zhang C, Stadler T, Drummond AJ (2019) BEAST 2.5: An advanced software platform for Bayesian evolutionary analysis. PLoS Computational Biology, 15, e1006650.

Cao WX (2024) Fauna Sinica·Osteichthyes·Cypriniformes (Vol. 1). Science Press, Beijing. (in Chinese) [曹文宣 (2024) 中国动物志·硬骨鱼纲·鲤形目(上卷). 科学出版社, 北京.]

Chen WX, Yang KX, Yu ZW, Shi YF, Chen CLP (2024) A survey on imbalanced learning: Latest research, applications and future directions. Artificial Intelligence Review, 57, 137.

Córdova M, da Silva Torres R, van Helmond A, Kootstra G (2025) Novelty recognition: Fish species classification via open-set recognition. Sensors, 25, 1570.

Feng CG (2018) Biogeography and Population Genetics of *Triplophysa* Fish in the Northeastern Part of the Qinghai-Tibet Plateau. PhD dissertation, Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining. (in Chinese with English abstract) [冯晨光 (2018) 青藏高原东北部高原鳅属鱼类的生物地理与群体遗传学研究. 博士学位论文, 中国科学院西北高原生物研究所, 西宁.]

Feng CG, Zhou WW, Tang YT, Gao Y, Chen JM, Tong C, Liu SJ, Wanghe K, Zhao K (2019) Molecular systematics of the *Triplophysa robusta* (Cobitoidea) complex: Extensive gene flow in a depauperate lineage. Molecular Phylogenetics and Evolution, 132, 275–283.

Flück B, Mathon L, Manel S, Valentini A, Dejean T, Albouy C, Mouillot D, Thuiller W, Murienne J, Brosse S, Pellissier L (2022) Applying convolutional neural networks to speed up environmental DNA annotation in a highly diverse ecosystem. Scientific Reports, 12, 10247.

Gao H, Fu SX, Xing M, Zhou YH, Wu TH, Chen X, He CJ, Liu QK, Liu HX, Lei L, Xiao SJ, Liu F, Zhou Y, Su J, Zhou CW, Huang BY, Liu HP (2025) A high-throughput phenome-based analysis of morphological variation and environmental adaptation in extremely high-altitude schizothoracine fishes. Water Biology and Security, 4, 100381.

Guo XG, He SP, Zhang YG (2005) Phylogeny and biogeography of Chinese sisorid catfishes re-examined using mitochondrial cytochrome *b* and 16S rRNA gene sequences. Molecular Phylogenetics and Evolution, 35, 344–362.

Hall M, Frank E, Holmes G, Pfahringer B, Reutemann P, Witten IH (2009) The WEKA data mining software: An update. ACM SIGKDD Explorations Newsletter, 11(1), 10–18.

He CL, Song ZB, Zhang E (2011) *Triplophysa* fishes in China and the status of its taxonomic studies. Sichuan Journal of Zoology, 30, 150–155. (in Chinese with English abstract) [何春林, 宋昭彬, 张鹗 (2011) 中国高原鳅属鱼类及其分类研究现状. 四川动物, 30, 150–155.]

He DK, Chen YX, Chen YF (2006) Molecular phylogeny and biogeography of *Triplophysa*. Progress in Natural Science, 16, 1395–1404. (in Chinese) [何德奎, 陈咏霞, 陈毅峰 (2006) 高原鳅属(*Triplophysa*)鱼类的分子系统发育和生物地理学研究. 自然科学进展, 16, 1395–1404.]

He T (2019) Study on Wood Identification Methods for *Dalbergia* and *Pterocarpus* Species in Combination with Machine Learning. PhD dissertation, Chinese Academy of Forestry, Beijing. (in Chinese with English abstract) [何拓 (2019) 基于机器学习的黄檀属与紫檀属木材识别方法研究. 博士学位论文, 中国林业科学研究院, 北京.]

He T, Jiao LC, Wiedenhoeft AC, Yin YF (2019) Machine learning approaches outperform distance- and tree-based methods for DNA barcoding of *Pterocarpus* wood. Planta, 249, 1617–1625.

Kuang JR, Liu QZ, Dai JP, Tan ZJ, Lin YX, Gao XX, Zhu S (2024) Molecular identification of *Dalbergia* species based on ITS barcode with machine learning approaches. Chinese Traditional and Herbal Drugs, 55, 3825–3834. (in Chinese with English abstract) [邝家荣, 刘巧珍, 代江鹏, 谭智杰, 林月霞, 高晓霞, 朱爽 (2024) 基于ITS条形码及机器学习的黄檀属物种分子鉴别研究. 中草药, 55, 3825–3834.]

Lu SX, Fang CC, Zeng HH, Hu RT, Wei CJ, Miao RL, Gan XN, Guo BC, Yao M, He SP (2026) Advancing biological taxonomy in the AI era: Deep learning applications, challenges, and future directions. Science China Life Sciences, 69, 37–50.

Luo AR, Ling C, Ho SYW, Zhu CD (2018) Comparison of methods for molecular species delimitation across a range of speciation scenarios. Systematic Biology, 67, 830–846.

Nguyen LT, Schmidt HA, von Haeseler A, Minh BQ (2015) IQ-TREE: A fast and effective stochastic algorithm for estimating maximum-likelihood phylogenies. Molecular Biology and Evolution, 32, 268–274.

Prokofiev AM (2001) Four new species of the *Triplophysa*

stoliczkai-complex from China (Pisces: Cypriniformes: Balitoridae). Zoosystematica Rossica, 10, 193–207.

Qi DL, Guo SC, Chao Y, Kong QH, Li CZ, Xia MZ, Xie BS, Zhao K (2015) The biogeography and phylogeny of schizothoracine fishes (*Schizopygopsis*) in the Qinghai-Tibetan Plateau. Zoologica Scripta, 44, 523–533.

Qi DL, Guo SC, Zhao XQ, Yang J, Tang WJ (2007) Genetic diversity and historical population structure of *Schizopygopsis pylzovi* (Teleostei: Cyprinidae) in the Qinghai-Tibetan Plateau. Freshwater Biology, 52, 1090–1104.

Qian YT, Meng MH, Zhou CW, Liu HP, Jiang HF, Xu YW, Chen WJ, Ding ZF, Liu Y, Gong X, Wang C, Lei Y, Wang T, Wang Y, Gan XN, Meyer A, He SP, Yang LD (2023) The role of introgression during the radiation of endemic fishes adapted to living at extreme altitudes in the Xizang Plateau. Molecular Biology and Evolution, 40, msad129.

Rezvani S, Pourpanah F, Lim CP, Wu QMJ (2024) Methods for class-imbalanced learning with support vector machines: A review and an empirical evaluation. Soft Computing, 28, 11873–11894.

Ross HA, Murugan S, Sibon Li WL (2008) Testing the reliability of genetic methods of species identification via simulation. Systematic Biology, 57, 216–230.

Rozas J, Sánchez-DelBarrio JC, Messeguer X, Rozas R (2003) DnaSP, DNA polymorphism analyses by the coalescent and other methods. Bioinformatics, 19, 2496–2497.

Srivathsan A, Meier R (2012) On the inappropriate use of Kimura-2-parameter (K2P) divergences in the DNA-barcoding literature. Cladistics, 28, 190–194.

Talavera G, Dincă V, Vila R (2013) Factors affecting species delimitations with the GMYC model: Insights from a butterfly survey. Methods in Ecology and Evolution, 4, 1101–1110.

Tamura K, Stecher G, Kumar S (2021) MEGA11: Molecular evolutionary genetics analysis version 11. Molecular Biology and Evolution, 38, 3022–3027.

Wang T, Zhang YP, Yang ZY, Liu Z, Du YY (2020) DNA barcoding reveals cryptic diversity in the underestimated genus *Triplophysa* (Cypriniformes: Cobitidae, Nemacheilinae) from the northeastern Qinghai-Tibet Plateau. BMC Evolutionary Biology, 20, 151.

Wang YJ, Rosli MM, Musa N, Li F (2024) Multi-class imbalanced data classification: A systematic mapping study. Engineering, Technology & Applied Science Research, 14, 14183–14190.

Weitschek E, Van Velzen R, Felici G, Bertolazzi P (2013) BLOG 2.0: A software system for character-based species classification with DNA Barcode sequences. What it does, how to use it. Molecular Ecology Resources, 13, 1043–1046.

Wu YF, Wu CZ (1992) Fishes of the Qinghai-Tibet Plateau. Sichuan Science and Technology Press, Chengdu. (in Chinese) [武云飞, 吴翠珍 (1992) 青藏高原鱼类. 四川科学技术出版社, 成都.]

Xiao WH, Zhang YP, Liu HZ (2001) Molecular systematics of *Xenocyprinae* (Teleostei: Cyprinidae): Taxonomy, biogeography, and coevolution of a special group restricted in East Asia. Molecular Phylogenetics and Evolution, 18, 163–173.

Yang B, Zhang ZX, Yang CQ, Wang Y, Orr MC, Wang HB, Zhang AB (2022) Identification of species by combining molecular and morphological data using convolutional neural networks. Systematic Biology, 71, 690–705.

Ye B, Xia JF, Wan X, Wu M, Chiba S (2026) Multi-barcoding-based species identification using a hierarchical attention network with staged curriculum learning. Methods in Ecology and Evolution, 17, 1143–1160.

Yi RG, Gao Q, Liu D, Nie MM, Chao Y, Zhang CF, Qi DL, Zhu SH (2023) *Cyt b* gene-based species identification of the *Triplophysa* complex in the upper reaches of Yellow River. Sichuan Journal of Zoology, 42, 271–279. (in Chinese with English abstract) [伊日贵, 高强, 刘丹, 聂苗苗, 晁燕, 张存芳, 祁得林, 朱世海 (2023) 基于*Cyt b*基因的黄河上游高原鳅复合体的物种鉴定. 四川动物, 42, 271–279.]

Zhang D, Gao FL, Jakovlić I, Zou H, Zhang J, Li WX, Wang GT (2020) PhyloSuite: An integrated and scalable desktop platform for streamlined molecular sequence data management and evolutionary phylogenetics studies. Molecular Ecology Resources, 20, 348–355.

Zhang F (2017) Phylogeny and Biogeography of *Triplophysa* (Nemacheilinae: Cypriniformes) of the Qilian Mountains Area. PhD dissertation, Lanzhou University, Lanzhou. (in Chinese with English abstract) [张芬 (2017) 祁连山地区高原鳅属系统发育关系及生物地理学研究. 博士学位论文, 兰州大学, 兰州.]

Zhu GP, Cao D, Chen YW (2025) Application of machine learning in fish species identification and stock discrimination. Journal of Fisheries of China, 49(11), 12–25. (in Chinese with English abstract) [朱国平, 曹丹, 陈毓雯 (2025) 机器学习在鱼类物种识别和种群判别中的应用. 水产学报, 49(11), 12–25.]

Zhu SQ (1989) Notes on China Loach. Jiangsu Science and Technology Press, Nanjing. (in Chinese) [朱松泉 (1989) 中国条鳅志. 江苏科学技术出版社, 南京.]

(责任编委: 陈小勇　实习责任编辑: 葛兴芳)

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26024, pages 1–12
doi: 10.17520/biods.2026024
cstr: 32101.14.biods.2026024

•研究报告•

青弋江支流大型底栖动物时空beta多样性及影响因素

徐光来[1,2*], 叶文郡[1,2], 田柳燕[1,2], 张婷[1,2], 吴顺[1,2], 马健维[1,2], 武宗帝[2], 张寒旭[2], 池建宇[3]

1. 安徽师范大学皖江流域退化生态系统的恢复与重建省部共建协同创新中心, 安徽芜湖 241002; 2. 安徽师范大学地理与旅游学院, 安徽芜湖 241002; 3. 中国科学院烟台海岸带研究所, 山东烟台 264003

摘要: Beta多样性度量物种组成在时空尺度上的变化, 对物种多样性保护具有重要意义。本研究以青弋江为研究区, 于2023年8月(夏)、2024年5月(春)、2024年9月(秋)和2025年4月(春), 在清溪、竹溪、麻川河、孤峰河和周寒河5条支流16个采样点开展了4次大型底栖动物及环境因子调查。采用基于多度的空间beta多样性指数(B_{total})和时间beta多样性指数(temporal beta diversity index, TBI), 运用Mantel检验、方差分解等方法, 探究了大型底栖动物群落时空beta多样性及其与环境因子的关系。结果表明: (1)不同点位群落物种组成具有较大的空间差异, 空间beta多样性指数平均值为0.694, 以周转过程为主导。同一群落的物种组成有一定季节波动, 在全时段(2023年夏至2025年春)内, TBI总体未达到显著水平, 仅个别点位(S8)物种多度增加显著。分时段分析显示, 2024年春至2024年秋物种增加, TBI总体达到显著水平; 而2023年夏至2024年春、2024年秋至2025年春两个分时段内, TBI总体变化未达到显著水平。(2)空间beta多样性指数与水深、总磷以及所有底质组成呈显著正相关, 环境因子共同解释了其变化的19.0%, 其中底质、空间和水体环境的解释率相对较高。环境因子共同解释了TBI变化的21.8%, 主要为底质、水体环境以及两者的共同解释部分。(3)豆螺科、长角泥甲科、长臂虾科、田螺科和椎实螺科等多度较大的物种是影响时空beta多样性的关键物种; S8和S16等支流下段点位是影响区域时空beta多样性的关键点位。本研究首次在青弋江流域开展时空beta多样性的系统研究, 其结果可为区域河流底栖动物物种多样性保护提供关键物种和关键点位等数据支持。

关键词: 大型底栖动物; beta多样性; 时间beta多样性指数; 空间格局; 环境因子; 青弋江

徐光来, 叶文郡, 田柳燕, 张婷, 吴顺, 马健维, 武宗帝, 张寒旭, 池建宇 (2026) 青弋江支流大型底栖动物时空beta多样性及影响因素. 生物多样性, 34, 26024. doi: 10.17520/biods.2026024; cstr: 32101.14.biods.2026024.
Xu GL, Ye WJ, Tian LY, Zhang T, Wu S, Ma JW, Wu ZD, Zhang HX, Chi JY (2026) Spatiotemporal beta diversity and influencing factors of macroinvertebrates in the tributaries of the Qingyi River. Biodiversity Science, 34, 26024. doi: 10.17520/biods.2026024; cstr: 32101.14.biods.2026024.

Spatiotemporal beta diversity and influencing factors of macroinvertebrates in the tributaries of the Qingyi River

Guanglai Xu[1,2*], Wenjun Ye[1,2], Liuyan Tian[1,2], Ting Zhang[1,2], Shun Wu[1,2], Jianwei Ma[1,2], Zongdi Wu[2], Hanxu Zhang[2], Jianyu Chi[3]

1 *Collaborative Innovation Center of Recovery and Reconstruction of Degraded Ecosystem in Wanjiang Basin Co-founded by Anhui Province and Ministry of Education, Anhui Normal University, Wuhu, Anhui 241002, China*
2 *School of Geography and Tourism, Anhui Normal University, Wuhu, Anhui 241002, China*
3 *Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai, Shandong 264003, China*

ABSTRACT

Aims: Taking the tributaries of the Qingyi River as the study site and using macroinvertebrates as indicator species, this study aims to investigate: (1) the extent of spatiotemporal beta diversity in this area and which components are dominant in beta diversity; (2) the primary environmental factors influencing spatiotemporal beta diversity; and (3)

收稿日期 Received: 2026-01-20; 接受日期 Accepted: 2026-04-02
基金项目: 安徽省自然科学基金(2308085MD113)和安徽师范大学皖江流域退化生态系统的恢复与重建省部共建协同创新中心开放课题(CIWB22-002)
Supported by the Anhui Provincial Natural Science Foundation (2308085MD113) and the Open Research Fund of the Collaborative Innovation Center of Recovery and Reconstruction of Degraded Ecosystem in Wanjiang Basin Co-founded by Anhui Province and Ministry of Education, Anhui Normal University (CIWB22-002)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: guanglaixu@163.com

which species and sites are key species and key sites.
Methods: Four surveys of biological and environmental factors were conducted in August (summer) 2023, May (spring) 2024, September (autumn) 2024, and April (spring) 2025 at 16 sampling sites across five tributaries—Qingxi, Zhuxi, Machuan, Gufeng and Zhouhan rivers. Using abundance-based spatial beta diversity index (B_{total}) and temporal beta diversity index (TBI), methods such as Mantel test and variance partitioning were applied to explore the spatiotemporal beta diversity of macroinvertebrate communities and their environmental drivers.
Results: (1) The average B_{total} was 0.694, with turnover being the dominant factor (accounting for 55.8%). Across the entire study period (summer 2023–spring 2025), TBI did not reach statistical significance overall, although a significant increase in species abundance was observed at a single site (S8). In the sub-period from spring 2024 to autumn 2024, species abundance increased, and TBI reached a significant level overall. In the other two sub-periods (summer 2023–spring 2024 and autumn 2024–spring 2025), the overall change in TBI did not reach a significant level. (2) B_{total} was primarily positively correlated with differences in substrate, water depth and total phosphorus. Environmental factors collectively explained 19.0% of the variation in B_{total}, with substrate, spatial, and water environment exhibiting relatively high explanatory power. Environmental factors collectively explained 5.9% of the variation in the turnover component (R_{epl}) and 5.1% of the variation in the nested component (Ab_{diff}), with substrate and water environment again exhibiting relatively high explanatory power. (3) Environmental factors collectively explained 21.8% of the variation in TBI, primarily due to substrate, water environment, and their combined explanatory power. Environmental factors collectively explained 33.4% of the variation in beta diversity loss or species abundance loss (TBI_B), with the water environment exhibiting a high explanatory power. Environmental factors collectively explained 20.4% of the variation in beta diversity gain or species abundance gain (TBI_C), with substrate and water environment exhibiting high explanatory power. (4) Species with high species abundance, such as those in the families Bithyniidae, Elmidae, Palaemonidae, Viviparidae, and Lymnaeidae, were key species influencing the spatiotemporal variation of regional macroinvertebrate communities. Sites in the lower reaches of tributaries such as S8 and S16, where human activity was frequent, the substrate was relatively homogeneous and species abundance was relatively low, were key locations influencing the spatiotemporal variation of the regional community.
Conclusion: The composition of macroinvertebrate communities in the tributaries of the Qingyi River basin exhibits significant spatial variation, with turnover being the dominant factor. Over the three-year period, there was a slight increase in temporal beta diversity index at all sampling sites, with the increase at S8 reaching statistical significance. However, the overall regional trend did not reach statistical significance. Substrate and water environment are the primary factors influencing the spatiotemporal variation in regional community composition. Species with high abundance are the key species influencing the spatiotemporal variation in regional communities. Sampling sites in the lower reaches of tributaries are the key locations influencing community spatiotemporal variation. The findings of this study can provide data support for the conservation of macroinvertebrate species diversity in regional rivers and also offer a theoretical reference for other similar regions.
Key words: macroinvertebrate; beta diversity; temporal beta diversity index; spatial pattern; environmental factor; Qingyi River

Beta多样性是指区域环境梯度下生物群落的物种组成差异或变化幅度, 适宜表征环境变化的生态效应(Whittaker, 1960; Mori et al., 2018)。作为生态系统功能和服务受到威胁的重要指标, beta多样性的研究结果有助于制定针对性的生物多样性保护策略, 即在“保护更多地点和生境”和“保护少数具有较高alpha多样性的关键区域”之间做出选择(Li et al., 2021)。

目前, beta多样性研究多集中在空间维度, 即不同点位之间群落组成的差异。空间beta多样性又可拆解为物种周转(物种替换)以及嵌套(或物种丰富度差异, 或多度差异)两个过程(Harrison et al., 1970; Soininen et al., 2018)。将beta多样性拆解为周转和嵌套两个组分, 并分析两者对环境变化的不同响应, 有助于更清晰地阐明造成群落差异形成的潜在模式, 也为揭示生物群落空间同质化过程提供了独特的视角(Wu et al., 2021; Qin et al., 2022)。例如, 物种周转可能主要受到区域环境筛选等确定性过程的影响, 而物种嵌套则更多受随机过程(如随机定殖-灭绝事件)的驱动(Heino & Tolonen, 2017; He et al., 2024)。

然而, 空间beta多样性可能忽略群落的自然变化过程。例如, 部分研究将不同年份或季节的样本合并分析, 从而忽略了群落的空间同步性或异步性

(Heino et al., 2024)。近十年来, 生态学家和管理者的兴趣转向研究群落组成的时间变化, 即时间beta多样性(Legendre, 2014; Shimadzu et al., 2015)。beta多样性在时间维度上的变化可能源于环境条件的逐渐演变或突然变动, 例如城市化、物种入侵和气候变化等。Shimadzu等(2015)、Legendre (2019)等分别提出了不同的时间beta多样性动态评估方法。目前, 时间beta多样性的理论和方法已被广泛应用于生物群落动态及其环境响应研究中(Lindholm et al., 2021; Pereira et al., 2024; Castro et al., 2025)。综上所述, 时间和空间维度均与各自研究的生态现象和物种密切相关。从时空两个维度研究beta多样性, 有助于更全面理解区域群落组成变化的成因及其构建机制。

大型底栖无脊椎动物(以下简称大型底栖动物)处于河流生态系统食物链的中间环节, 在物质循环和能量流动中具有承上启下的作用。该类群的移动和迁徙能力较弱, 且具有广泛的功能特征, 是河流生态学关注的重要类群之一(周佳诚等, 2023; 陈展彦等, 2025)。以往研究表明, 底栖动物beta多样性随距离增加而增加, 且以周转为主导(董建宇等, 2022; 上官明珠等, 2024)。在影响因素方面, 底栖动物群落的构建既受局域水流和底质条件的影响, 也受较大空间尺度上类群更替的影响(Doretto et al., 2022), 例如底栖动物beta多样性随城市化程度增加而降低(Liu et al., 2022a)。已有研究对不同区域的底栖动物群落beta多样性特征及其环境响应进行了系统的研究, 具有较好的理论和实践价值。然而, 综合考虑河流空间和时间beta多样性两个维度的研究还有待深入, 相关研究有助于进一步阐明区域群落构建机制, 从而更好地服务于区域生物多样性保护。

青弋江发源于黄山山脉北麓, 干流总长309 km, 流域面积7,100 km^2, 是长江下游右岸最长的一级支流。以往该区域的beta多样性研究多集中于空间维度, 对群落组成随时间变化特征的关注较少(Sun et al., 2024)。本文以青弋江流域为研究区, 通过3年4次监测数据获取生物和环境信息, 首次在该流域探讨底栖动物在时空两个维度的beta多样性格局及其环境响应, 以期为流域生物多样性保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样点设置

于2023年8月(夏季)、2024年5月(春季)、2024年9月(秋季)和2025年4月(春季)对青弋江流域的溪流底栖动物及水环境开展了调查采样。采样点布设于支流清溪、竹溪(佘溪)、麻川河、孤峰河和周寒河。其中, 清溪、竹溪和麻川河为上游支流(位于泾县水文站以上), 河流类型主要为溪流, 人类活动干扰较小; 孤峰河和周寒河为中游支流(位于泾县水文站和西河水文站之间), 河流类型为浅河, 人类活动干扰相对较强。在每条支流的上、中、下段布设3–4个采样点, 共布设了16个采样点(图1)。

1.2 大型底栖动物样品采集

使用直角抄网(0.3 m × 0.3 m, 40目)进行采样, 每个采样点在具有代表性的急流、浅滩和深潭生境

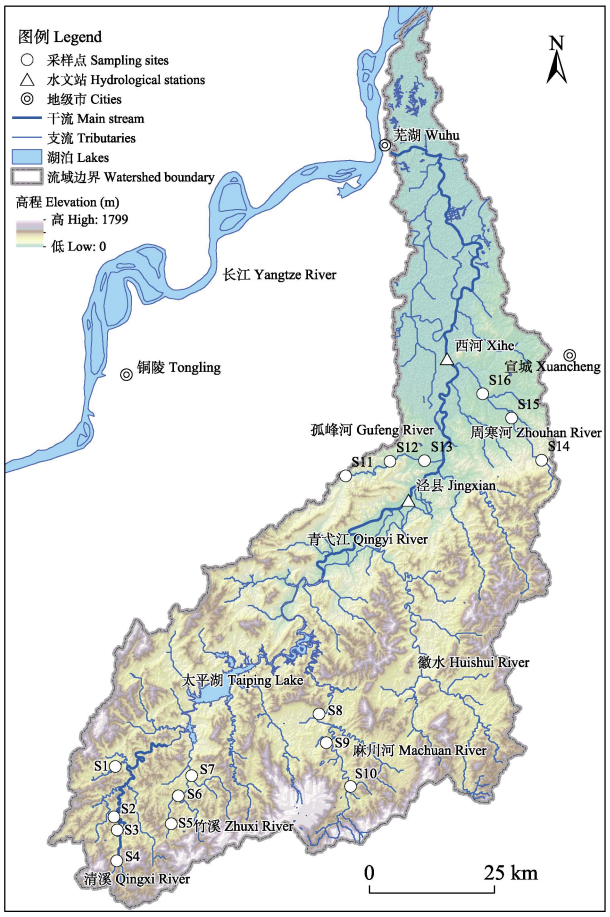


图1 青弋江支流大型底栖动物采样点分布

Fig. 1 Distribution of macroinvertebrate sampling sites in the tributaries of the Qingyi River

重复采集3次。所有样品于当晚挑选并放入75%的酒精中进行固定。在实验室利用显微镜(Pentaflex 2000, 江西凤凰光学集团有限公司)并参考相关资料进行分类鉴定(刘月英, 1979; 赵文, 2005; 段学花等, 2010; 辽宁省环境监测实验中心, 2014)。

1.3 环境变量测定和评估

使用便携式流速测算仪(LS300-A, 淮安通达仪表科技有限公司)测量流速(flow velocity, FV), 采用便携式多参数分析仪(DZB-718, 上海仪电科学仪器有限公司)测量pH值、溶解氧(dissolved oxygen, DO)、水温(water temperature, WT)、电导率(electrical conductivity, EC); 河宽(river width, RW)使用测距仪测量, 水深(water depth, DP)采用钢卷尺测量; 采样点经纬度及高程(altitude, Alt)等信息通过GPS记录。水质指标方面, 使用便携式多参数水质仪(5B-2H V8, 北京连华永兴科技发展有限公司)测定化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)、总磷(total phosphorus, TP)和氨氮(ammonia nitrogen, NH_3-N)等指标。

参考相关研究方法(Barbour et al., 2011; Liu et al., 2022b), 将研究区溪流或浅河的底质划分为巨石(boulder, 直径 > 256 mm)、卵石(pebble, 32 mm < 直径 ≤ 256 mm)、砾石(gravel, 2 mm ≤ 直径 ≤ 32 mm)、沙和淤泥(sand-silt, 直径 < 2 mm) 4类。在每个采样点, 针对急流、浅滩和深潭3种代表生境, 分别采用1 m^2网格进行目测, 估算各类底质所占百分比, 并以三者的平均值作为该采样点的底质组成。

河岸带与河道环境参数通过现场观察打分获取(郑丙辉等, 2007; Barbour et al., 2011; Liu et al., 2022b)。河岸带参数包括河岸稳定性(侵蚀–稳定)、植被状况(低覆盖–高覆盖)和人类活动(强干扰–弱干扰) 3项, 每项按从差到好的程度赋0–10分, 左右河岸分别评分累加, 河岸带总分为60分。河道环境参数包括水量状况(淹没少–淹没多)、生境复杂性(单一生境–多生境)和人类活动(渠道化–天然) 3项, 每项按从差到好的程度赋0–20分, 累加后河道环境总分为60分。

1.4 数据分析

本文采用基于多度的Sørensen相异性指数量化采样点之间的空间beta多样性(B_{total})。空间beta多样性、物种周转组分(R_{epl})和嵌套组分(Ab_{diff})的计算公式分别为(Legendre, 2014):

$$B_{total} = (b + c) / (2a + b + c) \quad (1)$$

$$R_{epl} = 2\min(b + c) / (2a + b + c) \quad (2)$$

$$Ab_{diff} = |b - c| / (2a + b + c) \quad (3)$$

式中, a表示在采样点对中, 两个采样点各物种多度最小值之和(即共有部分); b表示采样点1的总多度与a的差值; c表示采样点2的总多度与a的差值。物种周转组分和嵌套组分占比分别表示为R_{epl}/B_{total}和Ab_{diff}/B_{total} (Legendre, 2014)。以上分析通过R软件adespatial包中的beta.div.comp函数实现。

时间beta多样性采用时间beta多样性指数(temporal beta diversity index, TBI) (Legendre, 2019)衡量。该指数基于同一观测点在时间1 (T_1)和时间2 (T_2)的物种多度矩阵, 对每个观测点计算T_1与T_2时段之间的差异, 用于衡量时间维度上的beta分化程度。同时, TBI可进一步拆分为物种多度丧失(TBI_B)和物种多度增加(TBI_C)两个组分。计算方法如下:

$$TBI = (\sum B_i + \sum C_i) / (2\sum A_i + \sum B_i + \sum C_i) = TBI_B + TBI_C \quad (4)$$

$$TBI_B = \sum B_i / (2\sum A_i + \sum B_i + \sum C_i) \quad (5)$$

$$TBI_C = \sum C_i / (2\sum A_i + \sum B_i + \sum C_i) \quad (6)$$

式中, A_i表示在两个时期(T_1和T_2)都采集到的物种i多度的交集(或最小值); B_i表示T_1比T_2多采集的物种i的多度, C_i表示T_2比T_1多采集的物种i的多度。以上分析通过R软件adespatial包中的TBI函数, 基于Sørensen相异性指数获得, 并采用999次随机置换进行显著性检验。

采用Mantel检验和方差分解方法分析时空beta多样性与环境因子之间的关系。在空间beta多样性影响因子分析中, 除空间距离采用基于经纬度计算的地理距离外, 其他采样点之间的环境差异均转化为欧式距离。方差分解方法是将环境变量划分为空间、水体环境、底质和河道河岸带环境4类因子。其中, 空间因子包括空间距离(distance, Dis)和高程2个参数; 水体环境因子包括水温、pH、溶解氧、电导率、流速、水深、河宽、总磷、氨氮和化学需氧量10个参数; 底质因子包括巨石百分比(%Bou)、卵石百分比(%Peb)、砾石百分比(%Gra)以及沙和淤泥百分比(%San) 4个参数; 河道河岸带环境因子包括河道(river channel, RC)和河岸带(riparian zone, RZ)打分2个参数。在时间beta多样性

影响因子分析中, 环境变量未包含空间因子, 环境变化率为两次的环境数据变化百分率。上述时空beta多样性指数和环境变量均采用R软件vegan包中的standardize法进行标准化处理, 使其均值为0, 标准差为1。方差分解通过anova.cca函数进行显著性检验, 随机置换次数设置为999次。

物种和采样点对空间beta多样性的贡献通过beta多样性物种贡献率(species contributions to beta diversity, SCBD)和beta多样性采样点贡献率(local contributions to beta diversity, LCBD)指数进行评估(Legendre et al., 2005)。该指数的原理是计算单一物种或单一采样点离差平方和对总离差平方和的贡献, 从而对物种或采样点进行重要性评估。对经Hellinger转换的物种多度空间分布矩阵(m个采样点, n个物种)计算总离差平方和(sums of squares, SS), 再依次计算各物种离差平方和(SS_{ij})占总离差平方和的比重, 即可获得物种i对beta多样性的贡献指数($SCBD_i$)。单一采样点j对总beta多样性的贡献度($LCBD_j$)则可表示为该采样点所有物种的离差平方和之和占总离差平方和的比重。将前后两个时期SCBD或LCBD的变化值(ΔSCBD或ΔLCBD)作为其对时间beta多样性的贡献指数(戴秉国等, 2021)。计算公式如下:

$$SCBD_i = \sum_{j=1}^{m} SS_{ij} / SS \tag{7}$$

$$LCBD_j = \sum_{i=1}^{n} SS_{ij} / SS \tag{8}$$

以上SCBD和LCBD指数通过R软件adespatial包的beta.div函数计算。

2 结果

2.1 空间beta多样性

物种组成具有较大的空间差异, 空间beta多样性指数平均为0.694, 其中周转组分为0.387, 嵌套组分为0.307, 以周转过程为主导(占比55.8%)。4次调查的beta多样性相差不大, 介于0.66–0.71之间。周转组分介于0.35–0.43之间, 嵌套组分介于0.28–0.32之间, 均以周转为主(占比52.6%–60.0%)(图2)。从空间分布来看, 4次调查的中游支流均值均大于上游支流, 差值在0.01–0.04之间(附录1)。

2.2 时间beta多样性

研究全时段(2023年夏至2025年春) beta多样性总体增加, 但未达到显著水平(图3)。TBI平均为0.53, 其中beta多样性丧失为0.23, beta多样性增加为0.30。S1、S5、S6、S7和S15的TBI表现为下降, 其余点位TBI增加, 其中S8增加达到显著水平($P < 0.01$)。与空间beta多样性指数不同的是, TBI表现为上游支流(0.54)略大于中游支流(0.50) (附录1)。

从各分时段来看(附录2), 2023年夏至2024年春总体表现为beta多样性丧失, 但未达到显著水平。其中, 3个采样点(S1、S9、S13)无变化, 8个采样点以物种丧失为主, 5个采样点以物种增加为主。2024年春至2024年秋总体TBI显著增加, 除S10、S16外, 其余采样点均为物种增加。2024年秋至2025年春总体beta多样性增加, 但未达到显著水平。在各分时段中, 中游支流和上游支流的TBI值未呈现一致性规律, 差值在–0.03至0.05之间。

2.3 空间beta多样性的影响因子

Mantel检验结果表明(附录3), 空间beta多样性指数与水深、总磷以及所有底质组成呈显著正相关, 表明不同点位间这些指标空间差异越大, 群落物种组成差异越大。周转组分与pH、DO和砾石百分比呈显著正相关; 嵌套组分未发现与环境因子呈显著相关性。

方差分解结果显示(图4A, B, C), 环境因子共同解释了空间beta多样性变化的19.0%, 其中底质、空间和水体环境具有相对较高的解释率, 底质独立解释了6.1%, 贡献较为突出。环境因子共同解释了周转组分变化的5.9%, 水体环境和底质有相对较高的解释率。环境因子共同解释了嵌套组分变化的5.1%, 其中水体环境的解释率相对较高。

2.4 时间beta多样性的影响因子

Mantel检验结果表明(附录3), TBI与环境因子未呈现显著正相关, 即同一监测点位物种组成的时间变化与该点位环境因子的时间波动之间无显著的对应关系。时间beta多样性丧失与电导率、流速和总磷呈显著正相关, 表明这些指标的增加与物种丧失存在正相关关系。时间beta多样性增加与pH、沙和淤泥百分比呈显著正相关。

方差分解结果显示(图4D, E, F), 环境因子共同解释了TBI变化的21.8%, 其中底质和水体环境共

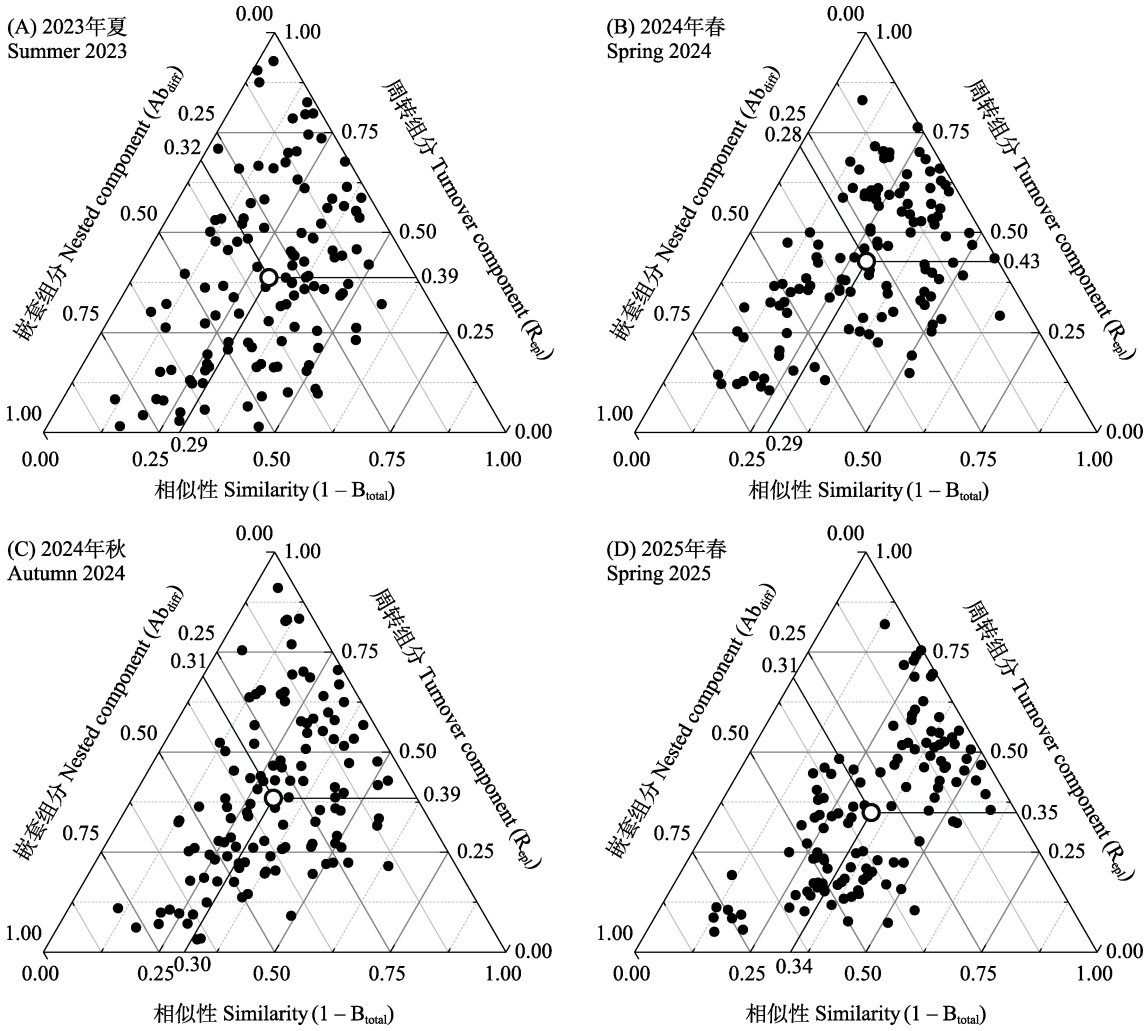


图2　青弋江支流大型底栖动物空间beta多样性及其组分。B_{total}: 空间beta多样性。
Fig. 2　Spatial beta diversity and its components of macroinvertebrates in the Qingyi River tributaries. B_{total}, Spatial beta diversity.

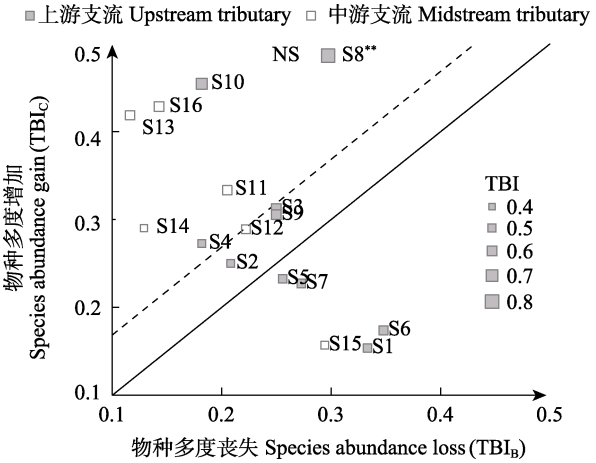


图3　青弋江支流大型底栖动物2023年夏至2025年春全时段时间beta多样性(TBI)。实线为1∶1线, 虚线为平行于实线的平均变化率线; 虚线位于实线以下表示总体以物种多度丧失占主导, 虚线位于实线以上表示总体以物种多度增加占主导; NS表示总体没有显著差异; ** $P < 0.01$。
Fig. 3　Temporal beta diversity index (TBI) of macroinvertebrate in the Qingyi River tributaries across the entire study period from summer 2023 to spring 2025. The solid line represents the 1∶1 line, and the dashed line is parallel to it, indicating the mean rate of change. When the dashed line falls below the solid line, species abundance loss predominates; when it lies above, abundance gain predominates. NS, No statistical difference overall; ** $P < 0.01$.

同解释率为7.1%, 底质独立解释率为5.7%, 贡献相对较高。环境因子共同解释了时间beta多样性丧失的33.4%, 其中水体环境贡献最大。环境因子共同解释了时间beta多样性增加变化的20.4%, 其中水体

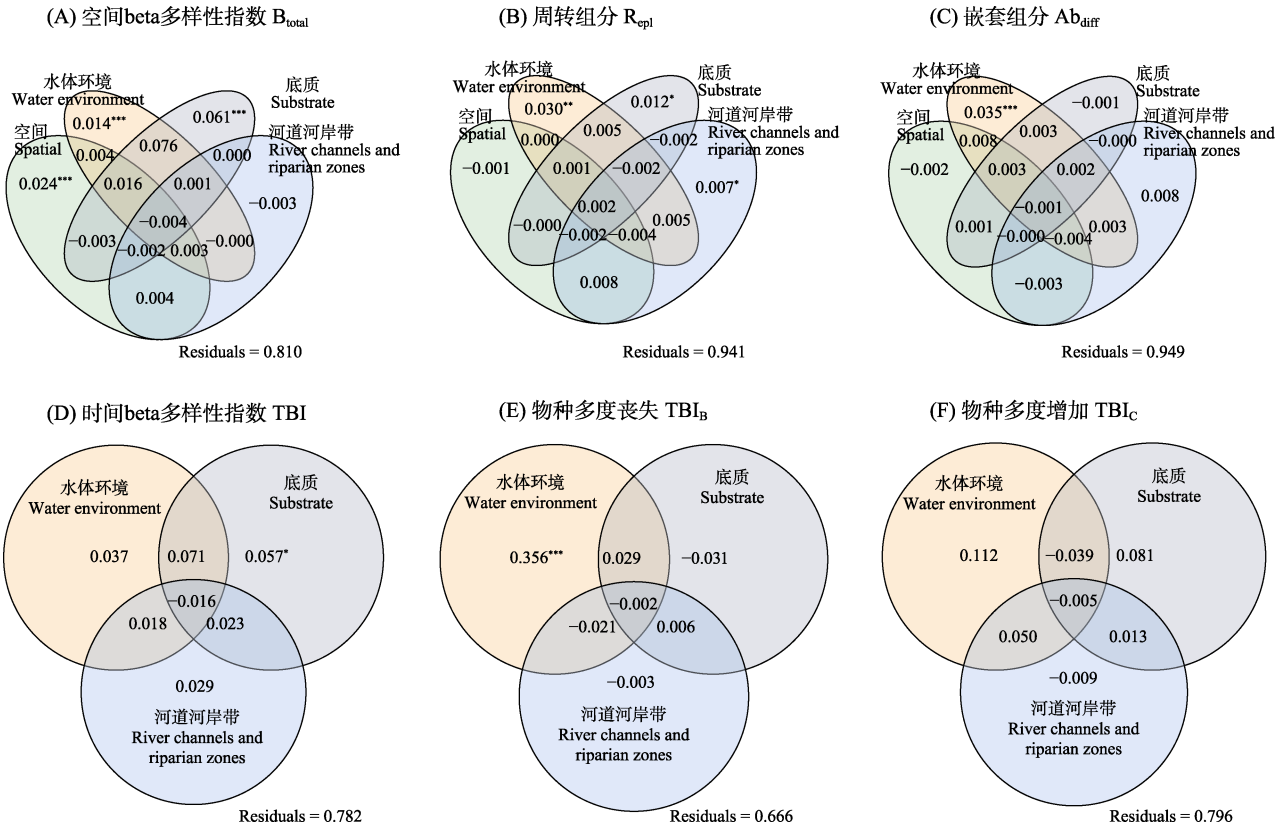


图4　环境因子对青弋江支流大型底栖动物时空beta多样性影响的方差分解结果。(A), (B), (C): 空间beta多样性; (D), (E), (F): 时间beta多样性。空间: 空间距离, 高程; 水体环境: 水温, pH, 溶解氧, 电导率, 流速, 水深, 河宽, 总磷, 氨氮, 化学需氧量; 底质: 巨石百分比, 卵石百分比, 砾石百分比, 沙和淤泥百分比; 河道河岸带: 河道打分和河岸带打分。* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$。

Fig. 4　Results of variance partitioning on the effects of environmental factors on spatiotemporal beta diversity of macroinvertebrates in the Qingyi River tributaries. (A), (B), (C): Spatial beta diversity; (D), (E), (F): Temporal beta diversity. Spatial: Spatial distance, altitude; Water environment: Water temperature, pH, dissolved oxygen, electrical conductivity, flow velocity, water depth, river width, total phosphorus, ammonia nitrogen, chemical oxygen demand; Substrate: Percent boulders, percent pebbles, percent gravel, percent sand-silt; River channel and riparian zone: River channel score, riparian zone score. B_{total}, Spatial beta diversity index; R_{epl}, Turnover component; Ab_{diff}, Nested component; TBI, Temporal beta diversity index; TBI_B, Species abundance loss; TBI_C, Species abundance gain. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

环境独立解释率为11.2%, 贡献相对较高。

2.5　影响时空beta多样性的关键物种和关键点位

SCBD指数显示, 对空间beta多样性贡献较大的物种主要为豆螺科、长角泥甲科和长臂虾科等(图5A)。ΔSCBD指数显示, 对时间beta多样性贡献较大的物种主要为豆螺科、田螺科和椎实螺科等(图5D)。大多数物种对时空beta多样性贡献指数低于0.01。同时也发现, SCBD和ΔSCBD指数较大的物种之间存在较多重叠(两者贡献指数大于0.01的物种数均为24种, 其中重叠物种达21种)。两个指数均与物种多度呈显著正相关, 即物种多度越大, 其贡献指数越高(图5C)。

LCBD指数显示, 对空间beta多样性贡献较大的点位主要为S16、S8和S14等, 各采样点相差较小, 指数范围为0.05–0.09 (图5B)。ΔLCBD指数显示, S10、S8和S16等点位对时间beta多样性贡献相对较大(图5E)。与关键物种不同的是, LCBD和ΔLCBD指数均与物种多度呈负相关, 但未达到显著水平(图5F)。

3　讨论

3.1　底栖动物群落beta多样性时空模式

本研究中底栖动物空间beta多样性处于较高水平(0.66–0.71), 中游支流略高于上游支流, 表明该

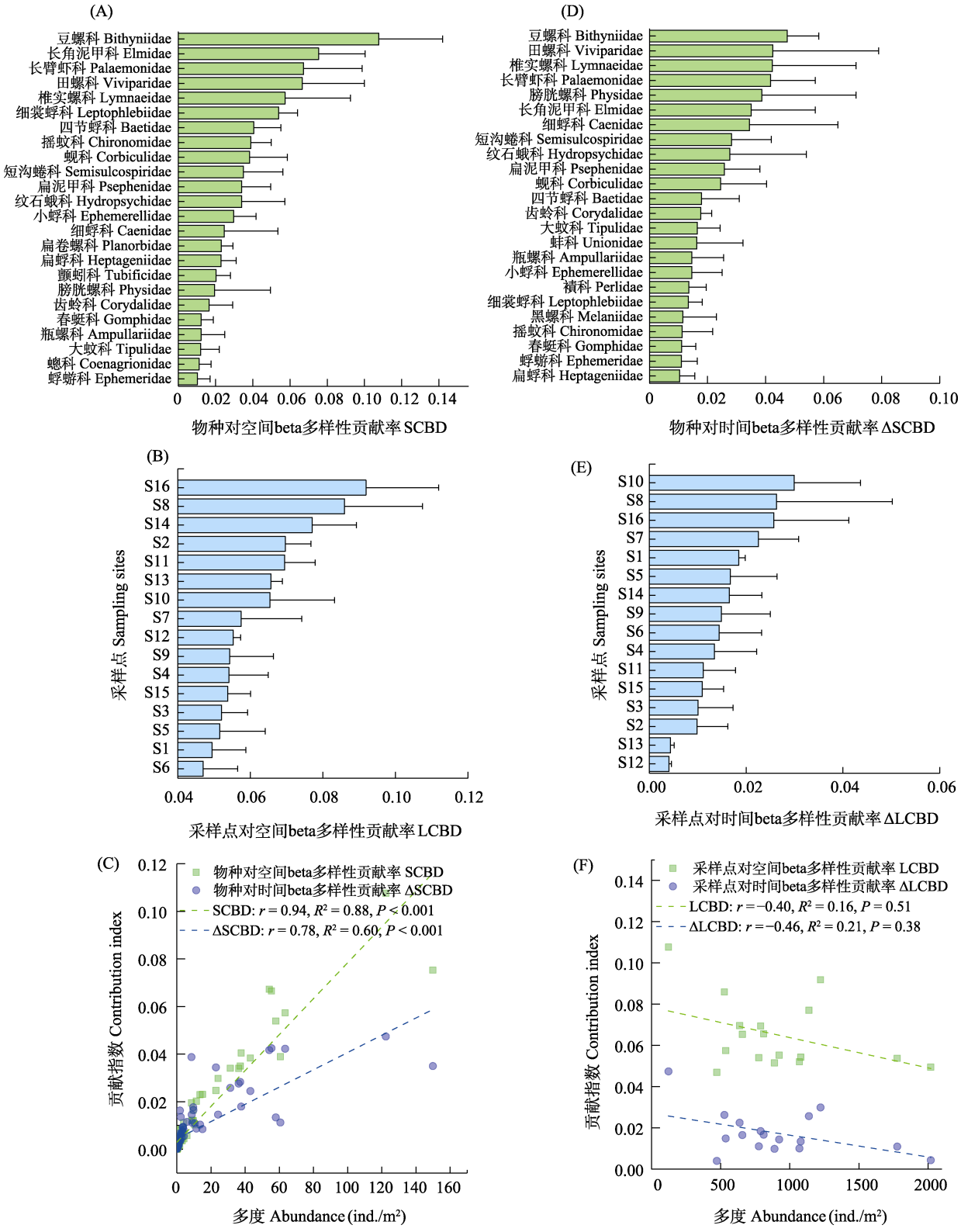


图5　青弋江支流大型底栖动物beta多样性物种贡献率(SCBD)和beta多样性采样点贡献率(LCBD)。ΔSCBD为前后两个时期SCBD的时间变化, ΔLCBD为前后两个时期LCBD的时间变化。(A)、(D)中未显示贡献指数低于0.01的物种。

Fig. 5　Species contributions to beta diversity (SCBD) and local contributions to beta diversity (LCBD) in the Qingyi River tributaries. ΔSCBD is the temporal change in SCBD between the two periods, and ΔLCBD is the temporal change in LCBD between the two periods. Species with contribution indices below 0.01 are not shown in (A) and (D).

区域底栖动物群落物种组成存在较大差异, 即群落间的相似性较低。空间beta多样性分解结果表明, 这种差异主要由周转组分所主导(占比52.6%–60.0%), 说明该区域底栖动物群落的beta多样性主要来源于物种在空间上或群落间的更替过程。这一结果与以往关于河流或近海底栖动物群落beta多样性的研究结论相似(Zheng & Yin, 2023; 杜彩丽等, 2024; 上官明珠等, 2024; Sun et al., 2024)。

TBI能够反映区域底栖动物群落的季节动态特征(Castro et al., 2025)。本研究发现, 在全时段(2023年夏至2025年春), beta多样性总体略有增加, 其中S8点位的增加达到显著水平(图3)。这可能与长江大保护背景下区域整体生态环境有所改善有关。S8位于支流下段, 地势平坦, 人类活动较为频繁, 区域水环境质量改善的效果在该点位体现得更为明显。此外, 本研究发现2024年春至2024年秋时段TBI总体显著增加, 表明该季节的波动处于较高水平。

3.2 影响时空beta多样性的环境因子

基于中性理论的扩散限制(距离效应)和基于生态位理论的环境筛选(环境异质性)是群落构建的重要调控机制(Heino & Tolonen, 2017; 刘丹丹等, 2021)。研究表明, beta多样性由物种周转主导时, 群落构建可能主要受到区域环境筛选等确定性过程的影响(Heino et al., 2024)。本研究中, 底质和水体环境对空间beta多样性及其组分均具有显著的解释率, 证实了这一观点: 考虑环境距离和空间距离作为解释变量时, beta多样性和物种周转组分的大部分变异主要是由环境距离所贡献, 表明环境筛选是beta多样性格局形成的主要驱动力(施国杉等, 2024)。在时间维度上, 水体环境和底质对于TBI及其组分同样有显著的解释率, 说明这两个因素的季节波动是影响底栖动物群落季节波动的关键因素。

本研究中, 空间beta多样性随着空间距离的增加而显著增加, 但其周转和嵌套组分与空间距离的关系大多未达到显著性水平(附录4), 这可能与研究区空间尺度不够大有关(董建宇等, 2022)。Beta多样性及其影响因素都具有尺度依赖性。一般而言, 在跨区域或全球尺度上, 山脉隔离、大陆之间的海洋隔离、气候等是主要环境影响因子; 在区域尺度上, 水动力、海拔等是主要环境影响因子; 在局域尺度上, 生境组成与结构、土壤和干扰是主要环境影响因子(Whittaker et al., 2001; 陈圣宾等, 2010; Barton et al., 2013; 斯幸峰等, 2017)。本研究区面积7,100 km^2, 采样点间距为2.7–119.0 km, 主要驱动因子为底质和水体环境, 这一结果符合区域和局域尺度主要驱动环境因子的一般认识。

本研究表明, 水体环境与底质组合的季节波动对TBI具有一定的解释率(两者共同解释7.1%), 说明不同点位群落物种组成的总体时间波动是水体环境、底质及其耦合共同作用的结果(刘尧等, 2023)。相比之下, 水体环境对TBI组分中物种丧失的解释率较高, 且电导率、流速和总磷的季节动态与物种丧失呈显著正相关关系。分析其原因, 可能与水体环境的季节波动较大, 且与物种丧失的季节波动具有一致性, 而底质和河道河岸带环境的季节波动相对较小有关。

3.3 影响底栖动物beta多样性的关键物种和关键点位

通过对各物种SCBD指数和采样点LCBD指数的测算, 可以筛选出对群落beta多样性格局变化起重要作用的关键物种和关键点位(Tan et al., 2019)。本研究中, 底栖动物的SCBD和ΔSCBD与物种多度呈显著正相关, 表明物种多度对群落的时空差异具有正向影响。从物种来看, 豆螺科、长角泥甲科、长臂虾科等是影响区域底栖动物群落空间差异的关键物种, 而豆螺科、田螺科、椎实螺科等是影响群落季节变动的关键物种。

在点位上, S8、S16的LCBD和ΔLCBD均较大, 表明这两个点位是影响群落时空差异的关键点位。这两个点位分别位于麻川河和周寒河下段, 人类活动相对较频繁。其中, S8为巨石底质, S16为沙和淤泥底质, 其生境相对单一, 可能正是上述原因, 导致这两个点位物种多度相对较低, 从而与其他点位的群落差异较大。beta多样性所反映的局域间物种组成差异信息, 可为区域物种多样性保护提供参考(Barton et al., 2013)。一般来说, beta多样性或周转组分较强的区域, 需要设置数量更多的保护区域, 才能有效覆盖物种变化的梯度(张金屯等, 2022)。本研究中, 麻川河和周寒河是流域河流生态修复或保护需要重点关注的支流。

3.4 研究不足

本研究尚存在一定局限性, 主要包括分类单元

仅鉴定到科级, 未进一步区分属种; 采样点仅布设于中上游支流, 未覆盖下游支流和干流; 监测时间未包含冬季等。未来研究应从更广阔的时空尺度展开(如增加干流和下游支流采样点, 采样时间尽量覆盖底栖动物的全部生活史), 并结合功能多样性和系统发育多样性, 采用不同beta多样性评估方法进行比较, 以进一步深化相关研究。

4 结论

(1)青弋江流域底栖动物物种组成具有较大的空间差异, 空间beta多样性指数平均为0.694, 以周转过程为主导(占比55.8%)。在全时段(2023年夏至2025年春)时间beta多样性指数总体未达显著性水平, 大部分点位TBI略有增加, 仅个别点位(S8)显著增加。分时段来看, 2024年春至2024年秋TBI总体增加达显著水平; 而在2023年夏至2024年春和2024年秋至2025年春两个分时段, TBI总体变化未达显著水平。

(2)空间beta多样性主要与底质、水深和总磷差异呈正相关。环境因子共同解释了B_{total}变化的19.0%, 其中底质和水体环境解释率相对较高。环境因子共同解释了周转组分变化的5.9%, 嵌套组分变化的5.1%, 同样为水体环境和底质的解释率相对较高。

(3)环境因子共同解释了时间beta多样性指数变化的21.8%, 主要来自底质、水体环境以及两者的共同部分。环境因子共同解释了beta多样性丧失的33.4%, 水体环境解释率较高; 环境因子共同解释了beta多样性增加变化的20.4%, 底质、水体环境均具有较高的解释率。

(4)豆螺科、长角泥甲科、长臂虾科、田螺科和椎实螺科等多度较大的物种是影响区域底栖动物群落时空差异的关键物种。S8和S16等支流下段点位人类活动较频繁, 底质相对单一, 物种多度较低, 成为影响区域群落时空差异的关键点位。

ORCID

徐光来 https://orcid.org/0000-0002-4203-5346

参考文献

Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (translated by Zheng BH, Liu LS, Li L) (2011) Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, 2nd edn. China Environmental Science Press, Beijing. (in Chinese) [郑斌辉, 刘录三, 李黎 (译) (2011) 溪流及浅河快速生物评价方案——着生藻类、大型底栖动物及鱼类(第2版). 中国环境科学出版社, 北京.]

Barton PS, Cunningham SA, Manning AD, Gibb H, Lindenmayer DB, Didham RK (2013) The spatial scaling of beta diversity. Global Ecology and Biogeography, 22, 639–647.

Castro DMP, Amaral PHM, Berg E, Hughes RM, Callisto M (2025) Spatial and temporal taxonomic and functional beta diversity of macroinvertebrate assemblages along a tropical dammed river. Aquatic Sciences, 87, 35.

Chen SB, Ouyang ZY, Xu WH, Xiao Y (2010) A review of beta diversity studies. Biodiversity Science, 18, 323–335. (in Chinese with English abstract) [陈圣宾, 欧阳志云, 徐卫华, 肖燚 (2010) Beta多样性研究进展. 生物多样性, 18, 323–335.]

Chen ZY, Mo YX, Zhao XF, Xie ZC, Jiang YN, Zhang JQ, Bai X, Chen B, Wang L, Li ZF (2025) Effects of river network position on benthic macroinvertebrate diversity and community assembly in the Chishui River. Journal of Lake Sciences, 37, 578–589. (in Chinese with English abstract) [陈展彦, 莫扬新, 赵先富, 谢志才, 江忆南, 张君倩, 白雪, 陈笔, 王莉, 李正飞 (2025) 河流网络位置对赤水河底栖动物多样性和群落构建过程的影响. 湖泊科学, 37, 578–589.]

Dai BG, Wang C, Jiang ZG (2021) Beta diversity dynamics of fish communities inhabiting typical floodplain habitats driven by water level variation. Journal of Hydroecology, 42, 85–91. (in Chinese with English abstract) [戴秉国, 王朝, 蒋忠冠 (2021) 水位变化驱导的泛滥平原典型生境鱼类beta多样性动态. 水生态学杂志, 42, 85–91.]

Dong JY, Sun X, Zhan QP, Zhang YY, Zhang XM (2022) Patterns and drivers of beta diversity of subtidal macrobenthos community on the eastern coast of Laizhou Bay. Biodiversity Science, 30, 21388. (in Chinese with English abstract) [董建宇, 孙昕, 詹启鹏, 张宇洋, 张秀梅 (2022) 莱州湾东岸潮下带大型底栖动物群落beta多样性格局及其驱动因素. 生物多样性, 30, 21388.]

Doretto A, Receveur JP, Baker EA, Benbow ME, Scribner KT (2022) Nested analysis of macroinvertebrate diversity along a river continuum: Identifying relevant spatial scales for stream communities. River Research and Applications, 38, 334–344.

Du CL, Cui JL, Li GW, Zhao C, Zhang LY (2024) Variation in benthic community composition, beta diversity, and driving factors in Lake Ulansuhai. China Environmental Science, 44, 6313–6321. (in Chinese with English abstract) [杜彩丽, 崔江龙, 李国文, 赵琛, 张列宇 (2024) 乌梁素海底栖动物群落组成、β多样性及驱动因素. 中国环境科学, 44, 6313–6321.]

Duan XH, Wang ZY, Xu MZ (2010) Benthic Macroinvertebrate

and Application in the Assessment of Stream Ecology. Tsinghua University Press, Beijing. (in Chinese) [段学花, 王兆印, 徐梦珍 (2010) 底栖动物与河流生态评价. 清华大学出版社, 北京.]

Harrison S, Ross SJ, Lawton JH (1970) Beta diversity on geographic gradients in Britain. Journal of Animal Ecology, 61, 151–158.

He SW, Qin CY, Soininen J (2024) A flexible framework to assess patterns and drivers of beta diversity across spatial scales. Ecography, 2024, e06901.

Heino J, Bini LM, Garcia-Giron J, Lansac-Toha FM, Lindholm M, Rolls RJ (2024) Navigating the spatial and temporal aspects of beta diversity to clarify understanding biodiversity change. Global Ecology and Conservation, 56, e03343.

Heino J, Tolonen KT (2017) Ecological drivers of multiple facets of beta diversity in a lentic macroinvertebrate metacommunity. Limnology and Oceanography, 62, 2431–2444.

Legendre P (2014) Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. Global Ecology and Biogeography, 23, 1324–1334.

Legendre P (2019) A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys. Ecology and Evolution, 9, 3500–3514.

Legendre P, Borcard D, Peres-Neto PR (2005) Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. Ecological Monographs, 75, 435–450.

Li ZF, Heino J, Liu ZY, Meng XL, Chen X, Ge YH, Xie ZC (2021) The drivers of multiple dimensions of stream macroinvertebrate beta diversity across a large montane landscape. Limnology and Oceanography, 66, 226–236.

Liaoning Provincial Environmental Monitoring Experimental Center (2014) Benthic Macroinvertebrates Monitoring Atlas of Liaohe River Basin. China Environmental Science Press, Beijing. (in Chinese) [辽宁省环境监测实验中心 (2014) 辽河流域底栖动物监测图鉴. 中国环境出版社, 北京.]

Lindholm M, Alahuhta J, Heino J, Toivonen H (2021) Temporal beta diversity of lake plants is determined by concomitant changes in environmental factors across decades. Journal of Ecology, 109, 819–832.

Liu DD, Wu HT, Lu KL, Yang MY, Guan Q, Zhao WY, Shao LF (2021) Effects of spatial and environmental factors on benthic invertebrate communities in natural and freshwater restored wetlands of the Yellow River Delta. Acta Ecologica Sinica, 41, 6893–6903. (in Chinese with English abstract) [刘丹丹, 武海涛, 芦康乐, 杨萌尧, 管强, 赵文元, 邵乐夫 (2021) 空间和环境因子对黄河口自然和淡水恢复湿地底栖动物群落的差异影响. 生态学报, 41, 6893–6903.]

Liu Y, Yu X, Yu Y, Hu WH, Lai JS (2023) Application of "rdacca.hp" R package in ecological data analysis: Case and progress. Chinese Journal of Plant Ecology, 47, 134–144. (in Chinese with English abstract) [刘尧, 于馨, 于洋, 胡文浩, 赖江山 (2023) R程序包"rdacca.hp"在生态学数据分析中的应用: 案例与进展. 植物生态学报, 47, 134–144.]

Liu YY (1979) Economic Fauna of China: Freshwater Mollusk. Science Press, Beijing. (in Chinese) [刘月英 (1979) 中国经济动物志: 淡水软体动物. 科学出版社, 北京.]

Liu ZY, Heino J, Soininen J, Zhou TT, Wang WM, Cui YD, Chen YS, Li ZF, Zhang JQ, Xie ZC (2022a) Different responses of incidence-weighted and abundance-weighted multiple facets of macroinvertebrate beta diversity to urbanization in a subtropical river system. Ecological Indicators, 143, 109357.

Liu ZY, Zhou TT, Heino J, Castro DMP, Cui YD, Li ZF, Wang WM, Chen YS, Xie ZC (2022b) Land conversion induced by urbanization leads to taxonomic and functional homogenization of a river macroinvertebrate metacommunity. Science of the Total Environment, 825, 153940.

Mori AS, Isbell F, Seidl R (2018) Beta-diversity, community assembly, and ecosystem functioning. Trends in Ecology & Evolution, 33, 549–564.

Pereira ALA, Carvalho P, Granzotti RV, Vieira LCG, Bini LM (2024) Temporal beta diversity increases with environmental variability in zooplankton floodplain communities. Limnology, 25, 1–10.

Qin CY, Ge YF, Gao J, Zhou SL, Yu J, Wang BX, Datry T (2022) Ecological drivers of macroinvertebrate metacommunity assembly in a subtropical river basin in the Yangtze River Delta, China. Science of the Total Environment, 837, 155687.

Shangguan MZ, Hu CY, Wang J, Fang XH, Zhou ZY, Liu YT, Li Y, Zhou X, Shui BN (2024) Beta diversity patterns and its driving factors of the northern margin mangrove macrobenthos community in China. Journal of Fisheries of China, 49, 089309. (in Chinese with English abstract) [上官明珠, 胡成业, 王晶, 方学河, 周泽宇, 刘永钿, 李艺, 周鑫, 水柏年 (2024) 我国北缘红树林大型底栖动物群落beta多样性格局及其驱动因素. 水产学报, 49, 089309.]

Shi GS, Liu F, Cao GH, Chen D, Xia SW, Deng Y, Wang B, Yang XD, Lin LX (2024) Beta diversity of woody plants in a tropical seasonal rainforest at Xishuangbanna: Roles of space, environment, and forest stand structure. Biodiversity Science, 32, 24285. (in Chinese with English abstract) [施国杉, 刘峰, 曹光宏, 陈典, 夏尚文, 邓云, 王彬, 杨效东, 林露湘 (2024) 西双版纳热带季节雨林木本植物的beta多样性: 空间、环境与林分结构的作用. 生物多样性, 32, 24285.]

Shimadzu H, Dornelas M, Magurran AE (2015) Measuring temporal turnover in ecological communities. Methods in Ecology and Evolution, 6, 1384–1394.

Si XF, Zhao YH, Chen CW, Ren P, Zeng D, Wu LB, Ding P (2017) Beta-diversity partitioning: Methods, applications and perspectives. Biodiversity Science, 25, 464–480. (in Chinese with English abstract) [斯幸峰, 赵郁豪, 陈传武, 任鹏, 曾頔, 吴玲兵, 丁平 (2017) Beta多样性分解: 方

法、应用与展望. 生物多样性, 25, 464–480.]

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

Sun JX, Xu GL, Chi JY, Zheng QH, Zhang T (2024) Macroinvertebrates beta diversity and responses of functional traits to water environmental factors in the Qingyijiang River, China. River Research and Applications, 40, 264–276.

Tan LZ, Fan CY, Zhang CY, Zhao XH (2019) Understanding and protecting forest biodiversity in relation to species and local contributions to beta diversity. European Journal of Forest Research, 138, 1005–1013.

Whittaker RH (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecological Monographs, 30, 279–338.

Whittaker RJ, Willis KJ, Field R (2001) Scale and species richness: Towards a general, hierarchical theory of species diversity. Journal of Biogeography, 28, 453–470.

Wu NC, Zhou SC, Zhang M, Peng WQ, Guo K, Qu XD, He FZ (2021) Spatial and local environmental factors outweigh geo-climatic gradients in structuring taxonomically and trait-based β-diversity of benthic algae. Journal of Biogeography, 48, 1842–1857.

Zhang JT, Mi XC, Cao K (2022) Research progress of beta-diversity measurement methods. Journal of Shanxi University (Nature Science Edition), 45, 826–843. (in Chinese with English abstract) [张金屯, 米湘成, 曹科 (2022) Beta多样性度量方法研究进展. 山西大学学报(自然科学版), 45, 826–843.]

Zhao W (2005) Aquatic Biology, 2nd edn. China Agricultural Press, Beijing. (in Chinese) [赵文 (2005) 水生生物学(第二版). 中国农业出版社, 北京.]

Zheng B, Yin XW (2023) Assembly mechanism of macroinvertebrate metacommunities and ecological factors of multiple aspects of beta diversity in a boreal river basin, China. Frontiers in Ecology and Evolution, 11, 1131403.

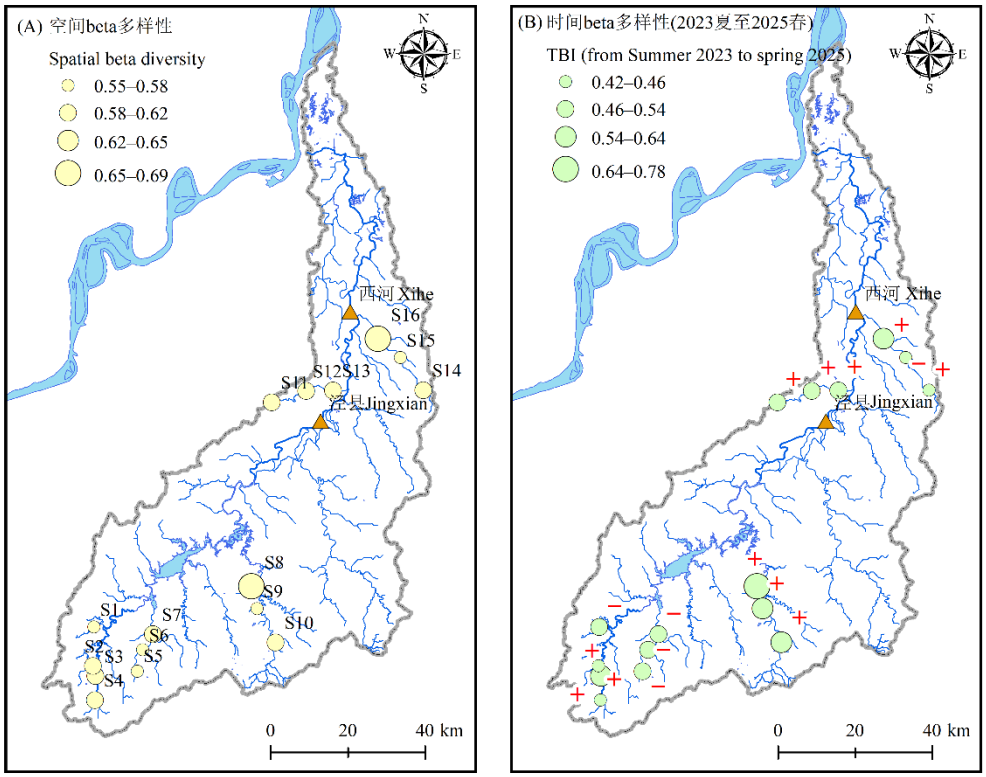
Zheng BH, Zhang Y, Li YB (2007) Study of indicators and methods for river habitat assessment of Liao River Basin. Acta Scientiae Circumstentiae, 27, 928–936. (in Chinese with English abstract) [郑丙辉, 张远, 李英博 (2007) 辽河流域河流栖息地评价指标与评价方法研究. 环境科学学报, 27, 928–936.]

Zhou JC, Song ZB, Miao P, Tan L, Tang T (2023) Differences in benthic macroinvertebrate communities and their driving forces between the edge and center positions of the Liujiang River network. Ecology and Environmental Sciences, 32, 1794–1801. (in Chinese with English abstract) [周佳诚, 宋志斌, 苗芃, 谭路, 唐涛 (2023) 柳江不同河网位置大型底栖动物群落特征及其影响因子差异比较研究. 生态环境学报, 32, 1794–1801.]

(责任编委: 邹怡　责任编辑: 闫文杰)

附录 Supplementary Material

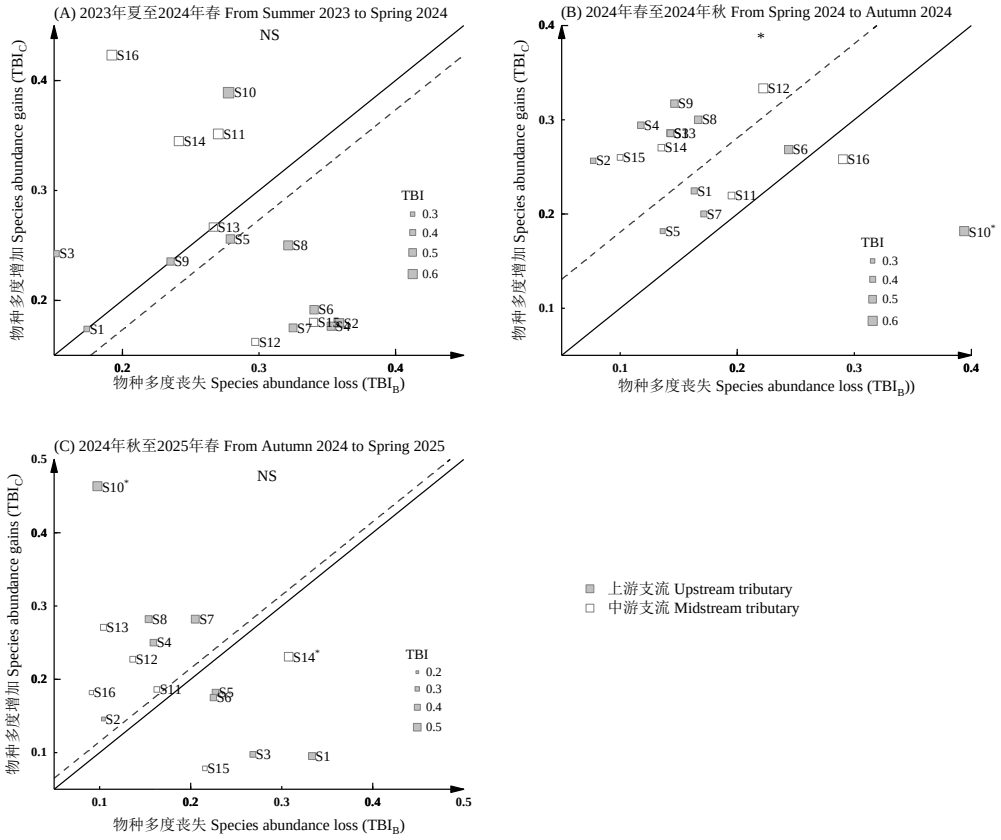
https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026024



附录1 青弋江支流底栖动物时空**beta**多样性分布。**(A)**平均空间**beta**多样性; **(B)**研究全时段时间**beta**多样性。+表示物种多度增加, –表示物种多度丧失。

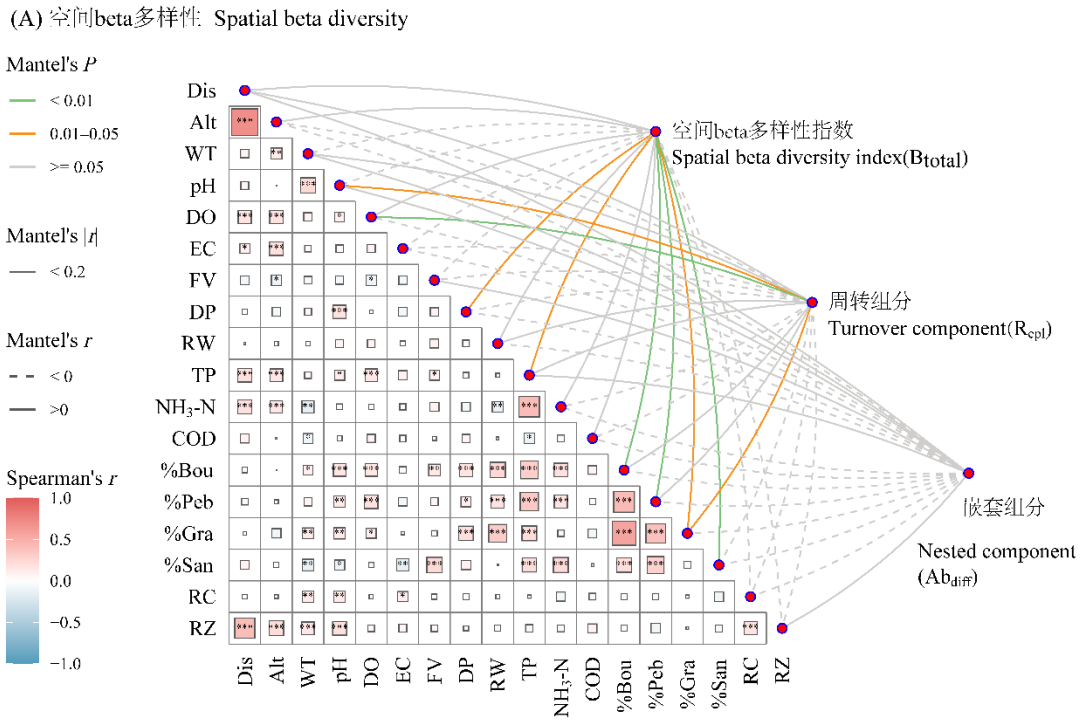
Appendix 1 Spatiotemporal beta diversity distribution of macroinvertebrate in the Qingyi River tributaries. (A) Average spatial beta diversity; (B) Total temporal beta diversity index across the whole study period. + denotes species abundance gain, – denotes species abundance loss.

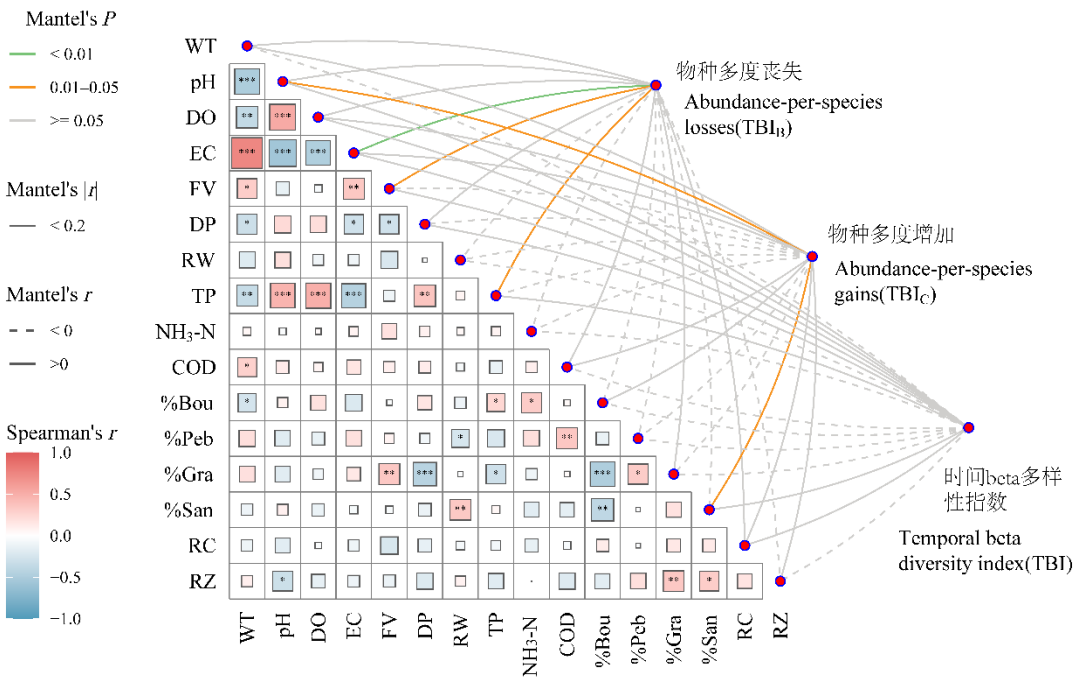
徐光来, 叶文郡, 田柳燕, 张婷, 吴顺, 马健维, 武宗帝, 张寒旭, 池建宇 (2026) 青弋江支流大型底栖动物时空 beta 多样性及影响因素. 生物多样性, 34, 26024. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026024



附录2 青弋江支流底栖动物分时段时间**beta**多样性。实线为**1**:**1**线, 虚线为平行于实线的平均变化率线; 虚线位于实线以下表示总体以物种多度丧失占主导, 虚线位于实线以上表示总体以物种多度增加占主导; **NS**表示总体没有显著差异; * ***P*** **< 0.05**。

Appendix 2 Temporal beta diversity of macroinvertebrate in the Qingyi River tributaries across different time periods. The solid line represents the 1:1 line, and the dashed line is parallel to it, indicating the mean rate of change. When the dashed line falls below the solid line, species abundance loss predominates; when it lies above, abundance gain predominates; NS, No statistical difference overall; * $P < 0.05$.

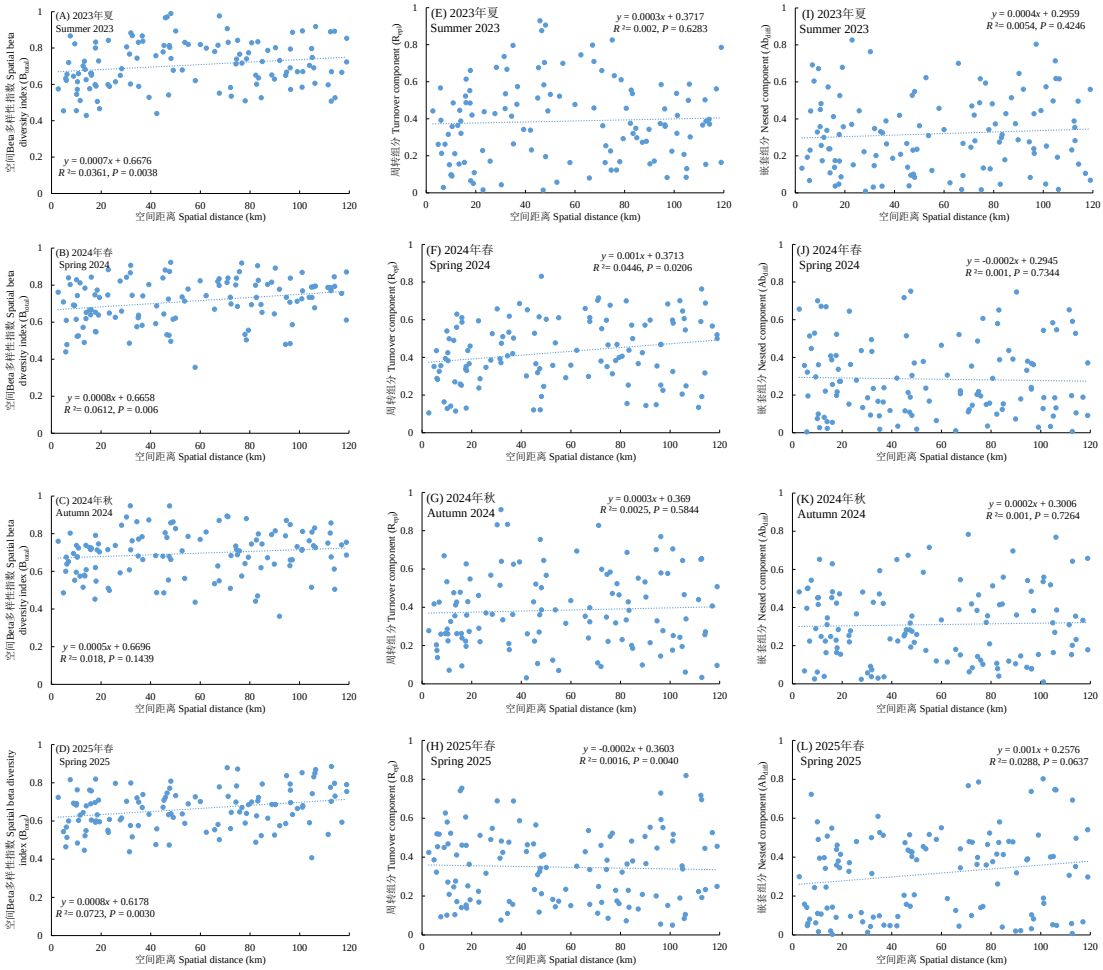




附录3 环境因子与青弋江支流底栖动物时空**beta**多样性指数的**Mantel**检验。* ***P* < 0.05**; ** ***P*< 0.01**; *** ***P* < 0.001**。Dis: 空间距离; Alt: 高程; WT: 水温; DO: 溶解氧; EC: 电导率; FV: 流速; DP: 水深; RW: 河宽; TP: 总磷; NH_3-N: 氨氮; COD: 化学需氧量; %Bou: 巨石百分比; %Peb: 卵石百分比; %Gra: 砾石百分比; %San: 沙和淤泥百分比; RC: 河道; RZ: 河岸带。

Appendix 3 Mantel test between environmental factors and spatiotemporal beta diversity index of macroinvertebrates in the Qingyi River tributaries. * P < 0.05; ** P < 0.01; *** P < 0.001. Dis, Spatial distance; Alt, Altitude; WT, Water temperature; DO, Dissolved oxygen; EC, Electrical conductivity; FV, Flow velocity; DP, Water depth; RW, River width; TP, Total phosphorus; NH_3-N, Ammonia nitrogen; COD, Chemical oxygen demand; %Bou, Percent boulders; %Peb, Percent pebbles; %Gra, Percent gravel; %San, Percent sand and silt; RC, River channel; RZ, Riparian zone.

徐光来, 叶文郡, 田柳燕, 张婷, 吴顺, 马健维, 武宗帝, 张寒旭, 池建宇 (2026) 青弋江支流大型底栖动物时空 beta 多样性及影响因素. 生物多样性, 34, 26024. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026024



附录4　空间beta多样性及其组分与空间距离的相关性

Appendix 4　Correlation between spatial beta diversity and its components and spatial distance

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26110, pages 1–15
doi: 10.17520/biods.2026110
cstr: 32101.14.biods.2026110

•研究报告•

皖西大别山源头溪流水生昆虫多样性及其对环境因子的响应

李新豪[1], 蒲发光[2], 程扬[2], 周美生[2], 易厚启[3], 万霞[1*]

1. 安徽大学资源与环境工程学院, 合肥 230601; 2. 安徽金寨天马国家级自然保护区管理局, 安徽六安 237321; 3. 安徽天马国家级自然保护区天堂寨管理站, 安徽六安 237343

摘要: 源头溪流是维持区域淡水生物多样性的重要生境, 但针对山区源头溪流水生昆虫多样性及其对环境因子的响应研究仍相对不足。本文于2024–2025年在金寨天马国家级自然保护区沿海拔梯度设置10个样点, 采用索伯网法对该区域水生昆虫展开调查, 研究其群落组成并进行α和β多样性分析, 探讨其多样性格局及其对海拔、生境及水环境指标等环境因子的响应。本次调查共采集到水生昆虫10,592头, 隶属于8目45科119个分类单元, 优势类群为蜉蝣目、毛翅目、双翅目和蜻蜓目。不同海拔段的水生昆虫群落结构差异显著, 低海拔段(400–600 m)和中海拔段(600–800 m)物种丰富度、Shannon-Wiener多样性指数及Margalef丰富度指数均高于高海拔段(800–1,000 m)。冗余分析结果显示, 海拔、水温、高锰酸盐指数等是影响群落结构的关键环境因子。广义线性模型进一步揭示海拔和水温是影响群落多样性的关键因子, 溶解氧、总氮、水深等也是重要因子。研究表明, 海拔梯度通过调节温度及水化学条件显著影响源头溪流水生昆虫群落组成与多样性格局。研究结果丰富了大别山区源头溪流水生昆虫多样性的基础资料, 可为区域源头溪流生态保护、生物多样性监测及自然保护区管理提供科学依据。

关键词: 源头溪流; 水生昆虫; 群落组成; 物种多样性; 环境因子

李新豪, 蒲发光, 程扬, 周美生, 易厚启, 万霞 (2026) 皖西大别山源头溪流水生昆虫多样性及其对环境因子的响应. 生物多样性, 34, 26110. doi: 10.17520/biods.2026110; cstr: 32101.14.biods.2026110.
Li XH, Pu FG, Cheng Y, Zhou MS, Yi HQ, Wan X (2026) Diversity of aquatic insects in headwater streams of Dabie Mountains in western Anhui and their responses to environmental factors. Biodiversity Science, 34, 26110. doi: 10.17520/biods.2026110; cstr: 32101.14.biods.2026110.

Diversity of aquatic insects in headwater streams of Dabie Mountains in western Anhui and their responses to environmental factors

Xinhao Li[1], Faguang Pu[2], Yang Cheng[2], Meisheng Zhou[2], Houqi Yi[3], Xia Wan[1*]

1 *School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, China*
2 *Jinzhai Tianma National Nature Reserve Administration, Lu'an, Anhui 237321, China*
3 *Tiantangzhai Management Station in Anhui Tianma National Nature Reserve, Lu'an, Anhui 237343, China*

ABSTRACT

Aims: Headwater streams are important habitats for maintaining regional freshwater biodiversity, yet aquatic insect diversity in mountainous headwater streams and its responses to environmental factors remain insufficiently understood. This study aimed to characterize the community composition and diversity of aquatic insects along an altitudinal gradient in Jinzhai Tianma National Nature Reserve and to identify the major environmental factors associated with these patterns.

Methods: From 2024 to 2025, aquatic insect communities were systematically surveyed at 10 sampling sites along an altitudinal gradient in Jinzhai Tianma National Nature Reserve. Community diversity was evaluated using species richness, Berger-Parker dominance index, Shannon-Wiener diversity index, Margalef richness index, Simpson diversity index, and Pielou evenness index. Differences in community structure among altitudinal zones were assessed using analysis of variance and non-metric multidimensional scaling. Redundancy analysis was used to identify key

收稿日期 Received: 2026-03-31; 接受日期 Accepted: 2026-06-07
基金项目: 金寨天马国家级自然保护区昆虫资源调查项目(K160139202) Supported by the Insect Resource Survey Project of Jinzhai Tianma National Nature Reserve (K160139202)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: wanxia@ahu.edu.cn

environmental factors affecting community composition, and generalized linear models were applied to evaluate the responses of diversity indices to environmental factors.
Results: A total of 10,592 aquatic insect individuals were collected, representing 119 taxonomic units, 45 families, and 8 orders. Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera, and Odonata were the dominant groups. Aquatic insect community structure differed significantly among altitudinal zones. Species richness, Shannon-Wiener diversity index, and Margalef richness index were higher in low-altitude (400–600 m) and mid-altitude (600–800 m) streams than in high-altitude streams (800–1,000 m). Redundancy analysis showed that altitude, water temperature, and the permanganate index were the key environmental factors associated with community structure. Generalized linear models further indicated that altitude and water temperature were the main factors influencing community diversity, while dissolved oxygen, total nitrogen, and water depth also played important roles.
Conclusion: Altitudinal gradients significantly affected the composition and diversity patterns of aquatic insect communities in headwater streams by regulating thermal and hydrochemical conditions. These findings enrich baseline knowledge of aquatic insect diversity in headwater streams of the Dabie Mountains and provide scientific support for regional stream conservation, biodiversity monitoring, and management of nature reserves.
Key words: headwater stream; aquatic insects; community composition; species diversity; environmental factors

源头溪流通常指河流网络上游、汇水面积较小、河道等级较低(多为1–3级)的初级溪流单元, 是河湖水系的重要组成部分(Richardson, 2019)。源头溪流复杂多样的微生境对维持区域水生生物多样性及河流生态系统功能具有重要作用(Bae et al., 2016), 但其对气候变化和外界干扰较为敏感, 是河流生态系统中最脆弱的部分之一, 确保其生态状况良好对维持整个河流生态系统健康具有关键作用。

水生昆虫是溪流底栖动物的重要组成部分, 在物质循环和能量流动中占据重要地位(Arimoro & Ikomi, 2009)。由于其种类丰富、易于采集、生活史较长并对水质变化反应敏感, 加之受干扰后群落结构变化具有一定可预测性, 已被广泛视为评价水生态系统健康状况的有效指示生物(Rafia & Ashok, 2014), 其物种多样性及维持机制也是国内外相关学者的关注重点(Krajenbrink et al., 2019; 董建宇等, 2022)。目前, 国内有关河流生态系统中底栖动物群落多样性及其环境驱动机制的研究较多, 而关于溪流尤其是源头溪流水生昆虫多样性及其关键环境驱动因子的研究则相对有限(Tonkin et al., 2015)。水生昆虫群落结构与多样性深受海拔、气候因素、植被和微生境等环境因子的综合调控(任海庆等, 2015)。有研究表明, 海拔梯度综合了水温、溶解氧和溪流状态等多种环境因子的变化, 显著影响了水生昆虫的群落组成(Zhang et al., 2018), 但其沿海拔梯度的变化规律很难达成一致。例如, 安宁河中游(马宝珊等, 2019)和太子河流域(沈洪艳等, 2015)底栖动物丰富度随海拔升高而增加; 而更多研究则发现水生昆虫丰富度随海拔升高而下降(Xu et al., 2018; 魏慧玉等, 2020)。水化学参数如营养盐与氨氮, 则分别通过引发富营养化降低水体透光度和溶解氧, 或直接产生毒性作用, 显著影响水生昆虫尤其是幼虫阶段的组成与多样性(赵茜等, 2024)。水文与微生境条件同样关键, 如石蝇偏好高流速与砾石底质生境(Birrell & Woods, 2023), 而摇蚊更适应淤泥与缓流环境(Shahidi-Hakak et al., 2022)。此外, 河岸带植被作为能量输入来源, 其凋落物也为撕食者、收集者等功能群提供重要的食物基础(Kautza & Sullivan, 2016)。源头溪流通常具有水温较低、溶氧较高、底质组成多样以及受河岸带输入影响显著等环境特征, 可为EPT (蜉蝣目、襀翅目和毛翅目)等喜冷、敏感类群提供适宜栖息地, 因此其水生昆虫群落通常以EPT类群占优势, 功能群结构也紧密依赖于河岸带输入的粗颗粒有机碎屑(Richardson, 2019)。目前, 国内关于海拔变化引起的环境过滤效应如何影响源头溪流水生昆虫多样性的研究相对缺乏, 因此, 深入探究源头溪流水生昆虫多样性分布格局与维持机制, 对于流域水资源保护及生物多样性维持具有重要意义。

大别山区是国家重点生态功能区, 也是长江中下游和淮河流域重要的生态安全屏障, 属于我国35个生物多样性保护优先区之一(https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201009/t20100921_194841.htm)。金寨天马国家级自然保护区位于皖西大别山腹地, 生物资源丰富。区内源头溪流密集, 金寨县的史河与西淠河两大水系均发源于此。这些溪流不仅为水生

昆虫提供了多样的栖息环境, 同时也是下游城镇的重要水源。然而, 目前该区域的研究多集中于脊椎动物和植物类群(周文良等, 2014; 易厚启等, 2025), 对于水生昆虫群落多样性的系统调查仍较为缺乏, 尤其关于其沿海拔梯度的分布规律及环境驱动机制尚不明确。本研究基于皖西大别山金寨天马国家级自然保护区源头溪流实际调查数据, 系统分析了该区域水生昆虫多样性现状及其沿海拔梯度的变化规律, 探讨了环境因子对群落结构与多样性的驱动作用, 以期为区域源头溪流水生昆虫多样性保护与生态管理提供基础数据和理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

金寨天马国家级自然保护区地处鄂豫皖交界处的大别山腹地, 地理坐标31°10′–31°20′ N, 115°20′–115°50′ E, 由天堂寨、马鬃岭、九寨峰3个国有林场和天堂寨镇集体林区组建而成, 总面积28,913.7 ha。保护区属北亚热带湿润季风气候, 四季分明。年平均气温12.6℃, 年降水量1,400–1,600 mm, 降水多集中在夏季。年平均径流深676 mm, 年平均径流量15.85亿m^3 (Zhang et al., 2020)。保护区水系众多, 流速变化大, 溶解氧浓度高, 底质类型多样, 为水生昆虫的生存提供了适宜的生境, 也为探究水生昆虫多样性格局及其驱动因子提供了理想的研究条件。溪流及沿岸区域石菖蒲(*Acorus tatarinowii*)为优势水生维管植物, 其余种类极为少见。河岸植被茂密, 常见的优势种有枫杨(*Pterocarya stenoptera*)、紫柳(*Salix wilsonii*)、茅栗(*Castanea seguinii*)、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)、箬竹(*Indocalamus tessellatus*)等。

1.2 水生昆虫调查方法

本研究于2024年9月至2025年8月, 分秋季(9月、11月)、冬季(12月、2月)、春季(3月、5月)和夏季(7月、8月)共完成8次季节性调查, 旨在揭示金寨天马国家级自然保护区海拔400–1,000 m源头溪流水生昆虫群落的时空分布格局。样点布设于保护区主要源头溪流内, 优先选择具有稳定径流的山地小型支流, 并综合考虑生境代表性和可达性, 在每个海拔段内选取涵盖不同流速、底质和水深等微生境类型的河段。按海拔每200 m为一个梯度段, 共布设10个样点: 低海拔段(400–600 m)布设4个, 中海拔段(600–800 m)和高海拔段(800–1,000 m)各布设3个(图1), 以反映各海拔段的多样性特征。水生昆虫的采集采用定量与定性相结合的方式。定量采集使用索伯网(30 cm × 30 cm, 60目), 在每个样点100 m长的河段内选取不同微生境类型(流速、水深和底质类型等)重复采样3次, 混合为1个定量样本, 用于反映群落数量特征和多样性指数计算。定性采集于同次调查中同步进行, 在定量采样后以抄网法和翻石法补充采集, 用于完善物种组成记录, 不纳入个体数量统计。所有样品现场经60目网筛冲洗干净, 装入样品袋并低温保存带回实验室, 置于白色瓷盘中, 利用镊子和吸管拣取所有水生昆虫个体, 并转移至50 mL标本瓶中, 加入95%酒精固定。根据相关参考文献(刘月英等, 1979; Morse et al., 1994; 陆宝麟, 1997; 许荣满和孙毅, 2013; 周长发等, 2015; 王业耀, 2020; 闫云君和邱爽, 2020)进行鉴定, 所有样品都鉴定至尽可能低的分类单元。

1.3 环境因子的测定

在进行水生昆虫样品采集的同时, 对多种环境因子开展同步测定。具体测定方式如下: 水温(water temperature, WT)、溶解氧(dissolved oxygen, DO)、电导率(electrical conductivity, EC)和酸碱度(pH)通过YSI 6600多参数水质分析仪(DR2800, Hach, Loveland, USA)现场测定, 每项指标均以3次平行观测值的算术平均值为最终结果; 溪流水宽(water

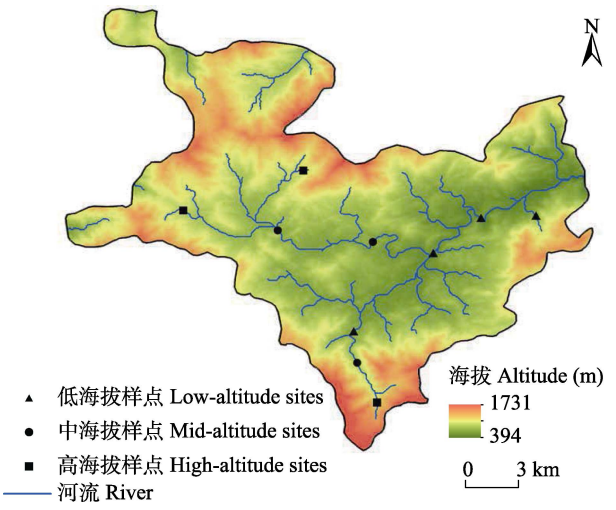


图1 金寨天马国家级自然保护区水生昆虫调查样点分布图
Fig. 1 Location of sampling sites for aquatic insects in Jinzhai Tianma National Nature Reserve

width, WW)采用测距仪测量, 可涉水河段的水宽则通过卷尺人工量取; 水深(water depth, WD)由水深探测棒测得; 河流流速(velocity, V)利用LJD-10流速仪(江苏通达仪表有限公司, 淮安, 中国)在断面等距测点测定后取均值。采用Cummins的标准划分底质组成, 即漂砾(粒径256 mm以上)、圆石(64, 256 mm]、卵石(16, 64 mm]、砂砾(4, 16 mm]、沙(2, 4 mm]、淤泥(小于2 mm)。除完成现场指标的测定外, 于各采样点另取1 L水样低温保存并运回实验室, 后续进行包括总氮(total nitrogen, TN)、总磷(total phosphorus, TP)、氨氮(NH_3-N)、高锰酸盐指数(permanganate index, COD_{Mn})等指标的测定, 测定方法参照《水和废水监测分析方法》(第四版) (国家环境保护总局, 2002)。参照《生物多样性观测技术导则 淡水底栖大型无脊椎动物》(https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/stzl/201411/t20141106_291248.htm), 记录离岸18 m内岸生的优势种植被类型。

1.4 群落α多样性和β多样性分析

采用Berger-Parker优势度指数(W) (Berger & Parker, 1970)、Shannon-Wiener多样性指数(H') (Shannon, 1948)、Margalef丰富度指数(R) (Margalef, 1958)、Simpson多样性指数(D) (Simpson, 1949)、Pielou均匀度指数(J) (Pielou, 1966)计算水生昆虫群落多样性。计算公式如下:

$$W = N_i / N \tag{1}$$

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i \tag{2}$$

$$R = (S-1) / \ln N \tag{3}$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{S} P_i^2 \tag{4}$$

$$J = H' / \ln S \tag{5}$$

式中, N_i为第i种的个体数, N为总个体数, S为物种数, P_i为第i种的相对丰度。其中, 定义$W \geq 25\%$的为极优势物种; $5\% \leq W < 25\%$的为优势物种; $0.5\% \leq W < 5\%$的为常见物种; $0.1\% \leq W < 0.5\%$的为稀有物种; $W < 0.1\%$的为极稀有物种(Caruso et al., 2007)。

针对不同海拔段, 使用各样点各采样时期的原始观测值进行群落结构及多样性差异分析。使用R 4.3.1软件中的vegan包(Dixon, 2003)计算昆虫的α多样性指数。使用rstatix包(Kassambara, 2019)对不同海拔段多样性指数和环境因子进行单因素方差分析(one-way ANOVA), 在满足方差齐性的情况下采用Tukey HSD法(honestly significant difference)进行多重比较, 以检验不同海拔段环境因子及α多样性指标的差异显著性($P < 0.05$), 使用iNEXT包(Chao et al., 2014)对不同海拔段的物种丰富度进行稀疏外推分析。通过vegan包(Dixon, 2003)进行非度量多维尺度(non-metric multidimensional scaling, NMDS)分析(Kenkel & Orlóci, 1986), 并采用置换多元方差分析(permutational multivariate analysis of variance, PERMANOVA)检验不同海拔段群落结构差异, 以揭示β多样性沿海拔梯度的变化格局。所有结果均通过ggplot2包(Wickham & Chang, 2016)进行可视化。

1.5 群落多样性与环境因子相关性分析

为揭示不同海拔梯度下水生昆虫群落多样性的关键影响因子及其与环境因子的响应关系, 本研究分别将海拔作为离散型变量和连续型变量开展统计分析。

首先, 将群落组成数据按照不同海拔段分组, 形成离散型变量, 以筛选影响不同海拔段群落组成的关键环境因子。基于各季节重复采样获得的数据对水生昆虫群落数据进行去趋势对应分析(detrended correspondence analysis, DCA), 结果显示排序轴最大梯度长度小于3 (gradient length < 3 standard units), 线性模型更适合, 因此, 使用R 4.3.1中vegan包(Dixon, 2003)的rda()函数进行冗余分析(redundancy analysis, RDA), 筛选关键环境因子。对群落数据和除pH外的环境因子分别进行$\lg(x+1)$转换以降低数据偏态。通过999次Monte Carlo置换检验评估排序模型及环境因子的显著性。利用ggplot2包(Wickham & Chang, 2016)将上述分析结果可视化。

其次, 对各样点不同采样时期获得的多样性指标及环境因子数据分别取平均值, 以消除季节波动的影响, 形成连续型变量用于后续分析。基于R 4.3.1中stats包的glm()函数构建广义线性模型(generalized linear models, GLM), 以物种丰富度、Shannon-Wiener多样性指数、Simpson多样性指数、Margalef丰富度指数和Pielou均匀度指数等多样性指标作为响应变量, 以海拔、水温、溶解氧、电导率、pH值、水深及流速等环境因子为解释变量。根据响应变量的数据分布特征, 对物种丰富度采用

Poisson分布, 对连续型多样性指数采用Gaussian分布。为检验环境因子与多样性指数之间的响应关系, 分别构建线性和二次项模型, 并基于赤池信息准则(Akaike information criterion, AIC)选择最优模型(Bozdogan, 1987)。重点分析达到显著水平($P < 0.05$)的拟合结果。利用ggplot2包(Wickham & Chang, 2016)将上述分析结果可视化。

2 结果

2.1 水生昆虫群落组成及优势类群

本研究共采集10,592头水生昆虫, 隶属于8目45科119个分类单元。极优势类群为蜉蝣目, 在个体数量水平上占总数的32.83%; 优势类群为毛翅目、双翅目和蜻蜓目, 分别占22.50%、20.67%和12.53%; 常见类群为襀翅目、鞘翅目和广翅目, 分别占4.34%、3.67%和3.08%; 稀有类群为半翅目, 仅占0.39%。蜉蝣目、双翅目、毛翅目、蜻蜓目和鞘翅目水生昆虫类群的分类单元数最多, 分别为9科43个分类单元、11科29个分类单元、8科17个分类单元、6科10个分类单元和6科9个分类单元, 其他水生昆虫分类单元数均不超过5个(表1)。

整体来看, 保护区优势种主要由蜉蝣目、毛翅目和蜻蜓目等类群构成, 不同海拔段优势种有所不同(表2)。全海拔优势种有17种, 其中优势度较大的为黄蜻(*Pantala flavescens*)、安徽宽基蜉(*Choroterpes anhuiensis*)、摇蚊属一种(*Chironomus* sp.)和格氏纹石蛾(*Hydropsyche grahami*)。低海拔段优势种有13种, 其中优势度较大的为安徽宽基蜉(0.1020)、黄蜻(0.0935)、格氏纹石蛾(0.0904)和摇蚊属一种(0.0693)。中海拔段优势种有11种, 其中优势度较大的为黄蜻(0.1920)、安徽宽基蜉(0.0882)、棒脉摇蚊属一种(*Corynoneura* sp., 0.0682)和裂片乌石蛾(*Uenoa lobata*, 0.0497)。高海拔段优势种有13种, 其中优势度较大的为绢蜉(*Ephemera serica*, 0.0713)、黄襀属一种(*Xanthoperla* sp., 0.0522)、横带长角纹石蛾(*Macrostemum fastosum*, 0.0511)和黄蜻(0.0496)。

2.2 不同海拔段水生昆虫多样性

单因素方差分析结果显示, 不同海拔段水生昆虫物种丰富度、Shannon-Wiener多样性指数和Margalef丰富度指数存在显著差异($P < 0.05$); 而个体数、Simpson多样性指数和Pielou均匀度指数间均无显著差异($P > 0.05$)。物种丰富度、个体数、Shannon-Wiener多样性指数和Margalef丰富度指数随海拔升高呈整体下降趋势, 但高海拔段的Shannon-Wiener多样性指数和Margalef丰富度指数高于中海拔段; 而Simpson多样性指数和Pielou均匀度指数随海拔升高呈上升趋势, 排序为高海拔段 > 中海拔段 > 低海拔段(图2)。

基于实际观测到的水生昆虫数量进行稀疏外推分析, 结果显示(图3), 低海拔段物种丰富度最高, 高海拔段最小, 中海拔段居中。同时, 基于稀疏曲线外推部分趋于平缓, 表明本研究调查结果充分。

NMDS分析结果显示(图4), 低海拔段水生昆虫群落较为聚集, 中、高海拔段较为分散。不同海拔段之间的水生昆虫群落组成存在显著差异($P < 0.05$), 其中高海拔段的水生昆虫群落与其他海拔段的差异显著, 而低海拔段和中海拔段存在部分重叠

表1 金寨天马国家级自然保护区水生昆虫物种组成
Table 1 Species composition of aquatic insects in Jinzhai Tianma National Nature Reserve

目 Order	科 Family		分类单元 Taxon		个体 Individual	
	数量 Number	百分比 Percentage (%)	数量 Number	百分比 Percentage (%)	数量 Number	百分比 Percentage (%)
蜉蝣目 Ephemeroptera	9	20.00	43	36.13	3,477	32.83
毛翅目 Trichoptera	8	17.78	17	14.29	2,383	22.50
双翅目 Diptera	11	24.44	29	24.37	2,189	20.67
蜻蜓目 Odonata	6	13.33	10	8.40	1,327	12.53
鞘翅目 Coleoptera	6	13.33	9	7.56	389	3.67
襀翅目 Plecoptera	3	6.67	4	3.36	460	4.34
广翅目 Megaloptera	1	2.22	3	2.52	326	3.07
半翅目 Hemiptera	1	2.22	4	3.36	41	0.39
总计 Total	45	100.00	119	100.00	10,592	100.00

表2　金寨天马国家级自然保护区水生昆虫优势种及优势度

Table 2　Dominant species and dominance of aquatic insects in Jinzhai Tianma National Nature Reserve

物种 Species	低海拔 Low-altitude	中海拔 Mid-altitude	高海拔 High-altitude	全海拔 Total
安徽宽基蜉 *Choroterpes anhuiensis*	0.1020	0.0882	–	0.0769
二翅花翅蜉 *Baetiella bispinosa*	0.0325	0.0379	0.0456	0.0374
中华越南蜉 *Vietnamella sinensis*	–	–	0.0463	–
尼泊尔大腮蜉 *Torleya nepalica*	0.0203	–	0.0371	0.0221
逸仙丽翅蜉 *Alainites yixiani*	–	–	0.0426	–
鹿角亚非蜉 *Afronurus alces*	–	–	0.0265	0.0202
具纹亚非蜉 *Afronurus costatus*	0.0277	0.0458	0.0320	0.0340
绢蜉 *Ephemera serica*	–	–	0.0713	0.0297
格氏纹石蛾 *Hydropsyche grahami*	0.0904	–	–	0.0472
纹石蛾属一种2 *Hydropsyche* sp. 2	0.0395	–	–	0.0268
纹石蛾属一种3 *Hydropsyche* sp. 3	0.0341	–	–	–
横带长角纹石蛾 *Macrostemum fastosum*	0.0234	–	0.0511	0.0260
斑纹角石蛾 *Stenopsyche marmorata*	–	0.0240	–	–
裂片乌石蛾 *Uenoa lobata*	–	0.0497	0.0470	0.0277
摇蚊属一种 *Chironomus* sp.	0.0693	0.0352	0.0261	0.0484
多足摇蚊属一种 *Polypedilum* sp.	0.0565	0.0227	–	0.0380
棒脉摇蚊属一种 *Corynoneura* sp.	0.0244	0.0682	–	0.0249
黄蜻 *Pantala flavescens*	0.0935	0.1920	0.0496	0.1100
大别山钩禩 *Kamimuria dabieshana*	–	–	0.0331	0.0211
黄禩属一种 *Xanthoperla* sp.	–	0.0336	0.0522	0.0281
花边星齿蛉 *Protohermes costalis*	0.0223	0.0224	–	0.0220

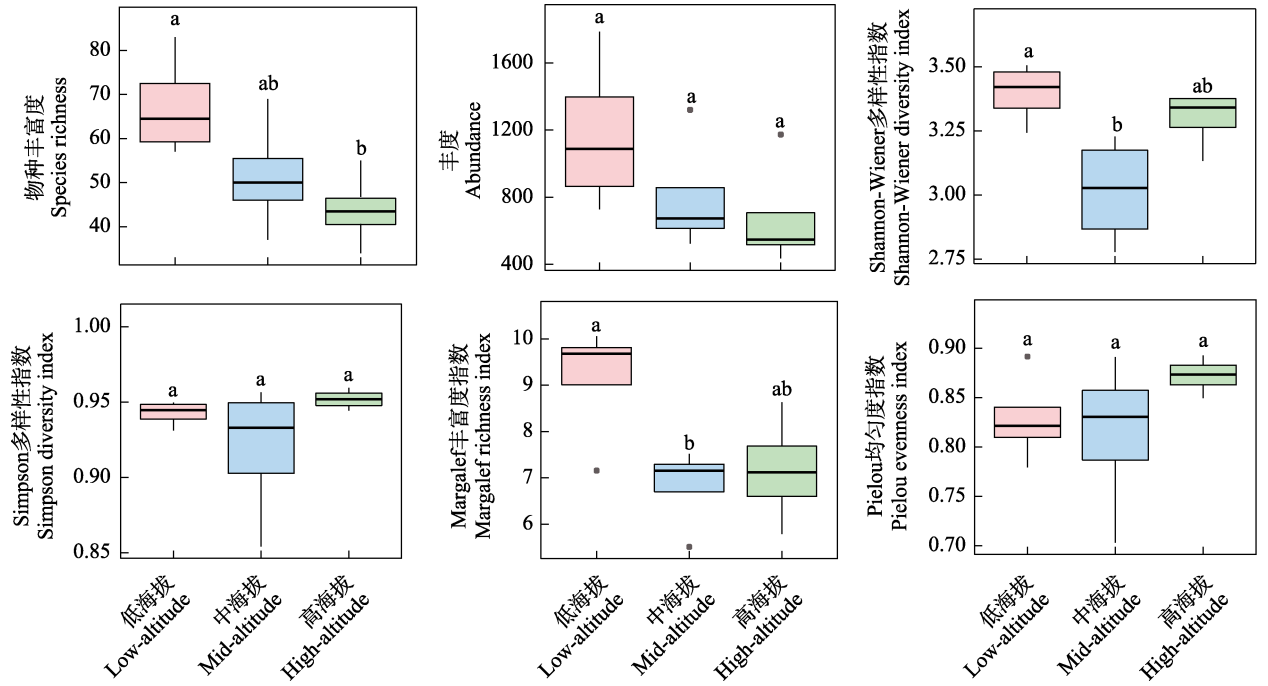


图2　金寨天马国家级自然保护区不同海拔段水生昆虫群落多样性。不同字母表示不同海拔段间差异显著($P < 0.05$)。

Fig. 2　Community diversity of aquatic insect at different altitudes in Jinzhai Tianma National Nature Reserve. Different letters indicate significant differences at different altitudes ($P < 0.05$).

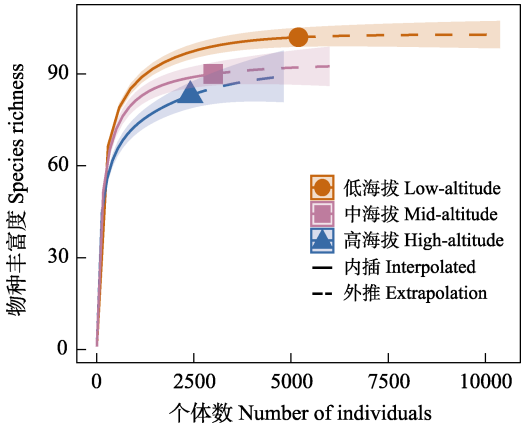


图3　金寨天马国家级自然保护区不同海拔段物种丰富度稀疏外推分析结果

Fig. 3　Sparse extrapolation analysis results of species richness at different altitudes in Jinzhai Tianma National Nature Reserve

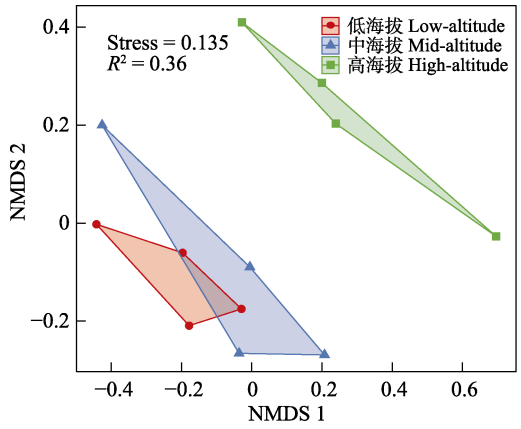


图4　金寨天马国家级自然保护区不同海拔段水生昆虫群落非度量多维尺度排序分析

Fig. 4　Non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis of aquatic insect communities at different altitudes in Jinzhai Tianma National Nature Reserve

区域, 表明这两个海拔段水生昆虫群落间存在一定的相似性。

2.3　环境因子的海拔变化

单因素方差分析结果显示, 水温、电导率、总氮、高锰酸盐指数和水深在不同海拔段之间存在显著差异($P < 0.05$) (表3)。低海拔段水温、电导率、总氮、高锰酸盐指数和水深显著高于高海拔段; 中海拔段水温、电导率、总氮和水深显著高于高海拔段。溪流底质类型以圆石和卵石为主, 高海拔段和低海拔段样点又分别包含漂砾和沙。

2.4　水生昆虫群落与环境因子的相关性

冗余分析结果显示, 影响保护区各海拔段水生昆虫的关键环境因子存在差异。其中, 全海拔的关键环境因子为海拔、水温、pH、溶解氧、电导率、高锰酸盐指数、总磷、总氮和氨氮(图5d)。低海拔段的关键环境因子为海拔、pH和溶解氧(图5a); 中海拔段的关键环境因子为海拔、水宽和pH (图5b); 高海拔段的关键环境因子为海拔、水温和pH (图5c)。

利用广义线性模型, 以海拔、pH、溶解氧、水温、总磷、总氮、水深等环境因子为自变量, 以多样性指数(物种丰富度、Shannon-Wiener多样性指数、Simpson多样性指数、Margalef丰富度指数和Pielou均匀度指数)为响应变量, 拟合二者之间的关系。其中, 海拔、水温、溶解氧、水深和流速对水生昆虫物种丰富度的影响具有统计学意义($P < 0.05$)。随海拔升高, 物种丰富度单调递减; 随溶解

表3　金寨天马国家级自然保护区的环境因子(平均值 ± 标准差)

Table 3　Environmental factors of Jinzhai Tianma National Nature Reserve (mean ± SD)

	低海拔 Low-altitude	中海拔 Mid-altitude	高海拔 High-altitude	*P*
酸碱度 pH	7.40 ± 0.48	7.48 ± 0.55	6.98 ± 0.16	0.371
溶解氧 Dissolved oxygen (mg/L)	9.05 ± 0.32	8.82 ± 0.13	8.58 ± 0.41	0.207
水温 Water temperature (℃)	18.69 ± 2.61^{a}	14.94 ± 1.72^{a}	7.24 ± 1.82^{b}	< 0.001
电导率 Electrical conductivity (μS/cm)	58.48 ± 10.50^{a}	58.57 ± 3.62^{a}	33.40 ± 6.35^{b}	< 0.01
总磷 Total phosphorus (mg/L)	0.03 ± 0.00	0.03 ± 0.01	0.03 ± 0.00	0.727
总氮 Total nitrogen (mg/L)	0.70 ± 0.24^{ab}	1.02 ± 0.29^{a}	0.41 ± 0.15^{b}	< 0.05
氨氮 Ammonium nitrogen (mg/L)	0.07 ± 0.03	0.07 ± 0.05	0.05 ± 0.02	0.766
高锰酸盐指数 Permanganate index (mg/L)	1.75 ± 0.35^{a}	1.25 ± 0.14^{ab}	1.15 ± 0.27^{b}	< 0.05
流速 Velocity (m/s)	0.16 ± 0.06	0.08 ± 0.02	0.12 ± 0.06	0.273
水深 Water depth (m)	0.17 ± 0.01^{a}	0.12 ± 0.01^{b}	0.07 ± 0.00^{c}	< 0.001
水宽 Water width (m)	13.56 ± 12.02	14.95 ± 7.44	6.21 ± 5.28	0.490

同一环境因子不同字母表示差异显著($P < 0.05$)

Different letters indicate significant differences for the same environmental factor ($P < 0.05$)

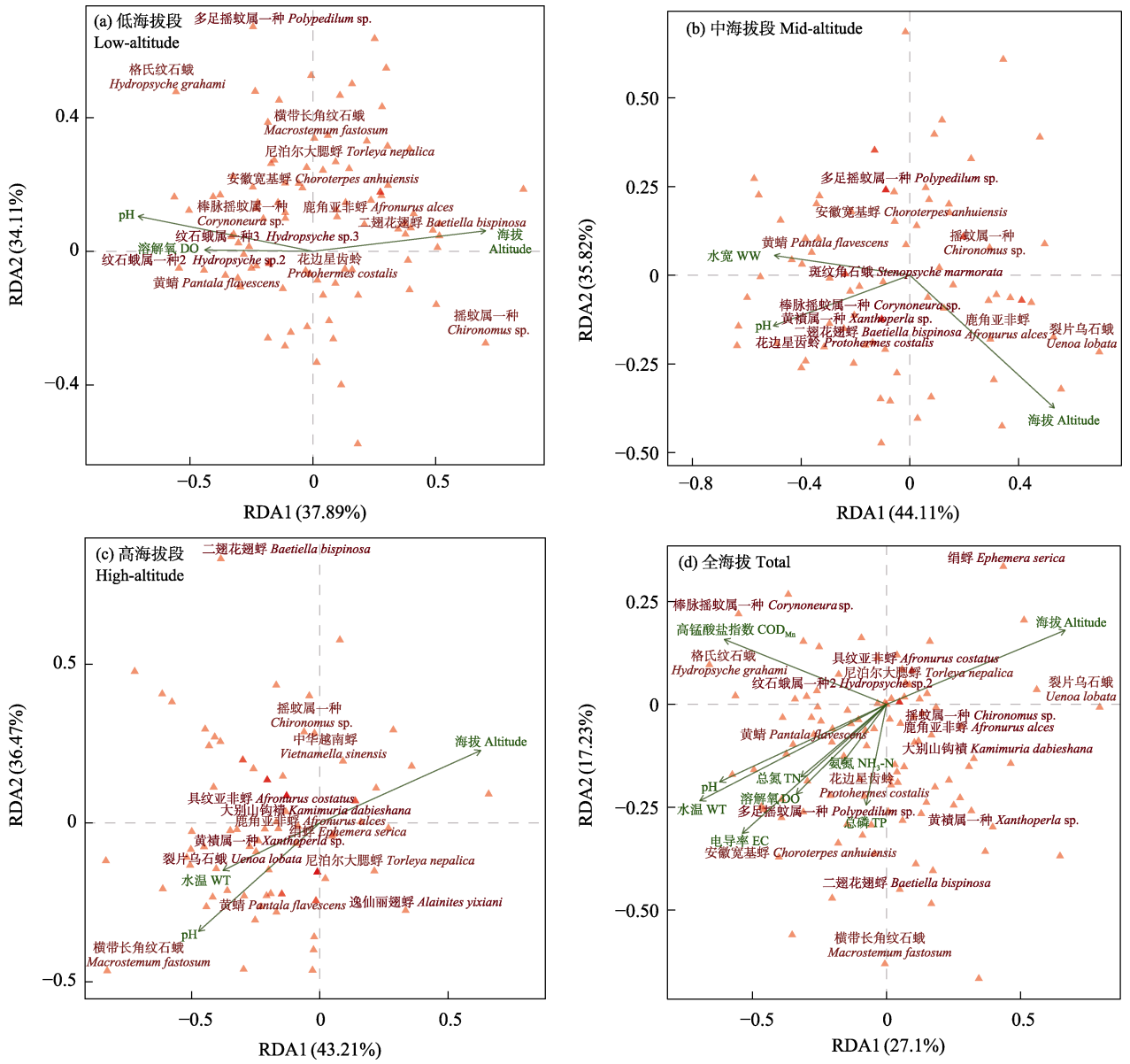


图5　金寨天马国家级自然保护区水生昆虫群落结构与环境因子的冗余分析(RDA)排序图

Fig. 5　Redundancy analysis (RDA) ordination diagram of aquatic insect community structure and environmental factors in Jinzhai Tianma National Nature Reserve. DO, Dissolved oxygen; WW, Water width; WT, Water temperature; EC, Electrical conductivity; TP, Total phosphorus; TN, Total nitrogen; NH_3-N, Ammonium nitrogen.; COD_{Mn}, Permanganate index.

氧、水温和水深增加, 物种丰富度单调递增; 随着流速增大, 物种丰富度先增加, 在流速为0.146 m/s时达到最大值, 而后递减(图6a–e)。电导率和水宽对水生昆虫群落Shannon-Wiener多样性指数的影响具有统计学意义($P < 0.05$), 随水宽增加, Shannon-Wiener多样性指数单调递减; 随着电导率升高, Shannon-Wiener多样性指数先增加, 在电导率为39.8 μS/cm时达到最大值, 而后递减(图6f, g)。水宽对水生昆虫群落Simpson多样性指数的影响具有统计学意义($P < 0.05$), 随水宽增加, Simpson多样性指数单调递减(图6h)。水温和水深对水生昆虫群落Margalef丰富度指数的影响具有统计学意义($P < 0.05$)。随着水温升高, Margalef丰富度指数先增加, 在水温为16.7℃时达到最大值, 而后递减; 随水深增加, Margalef丰富度指数单调递增(图6i, j)。总氮和水宽对水生昆虫群落Pielou均匀度指数的影响具有统计学意义($P < 0.05$)。Pielou均匀度指数随总氮和水宽增加而单调递减(图6k, l)。

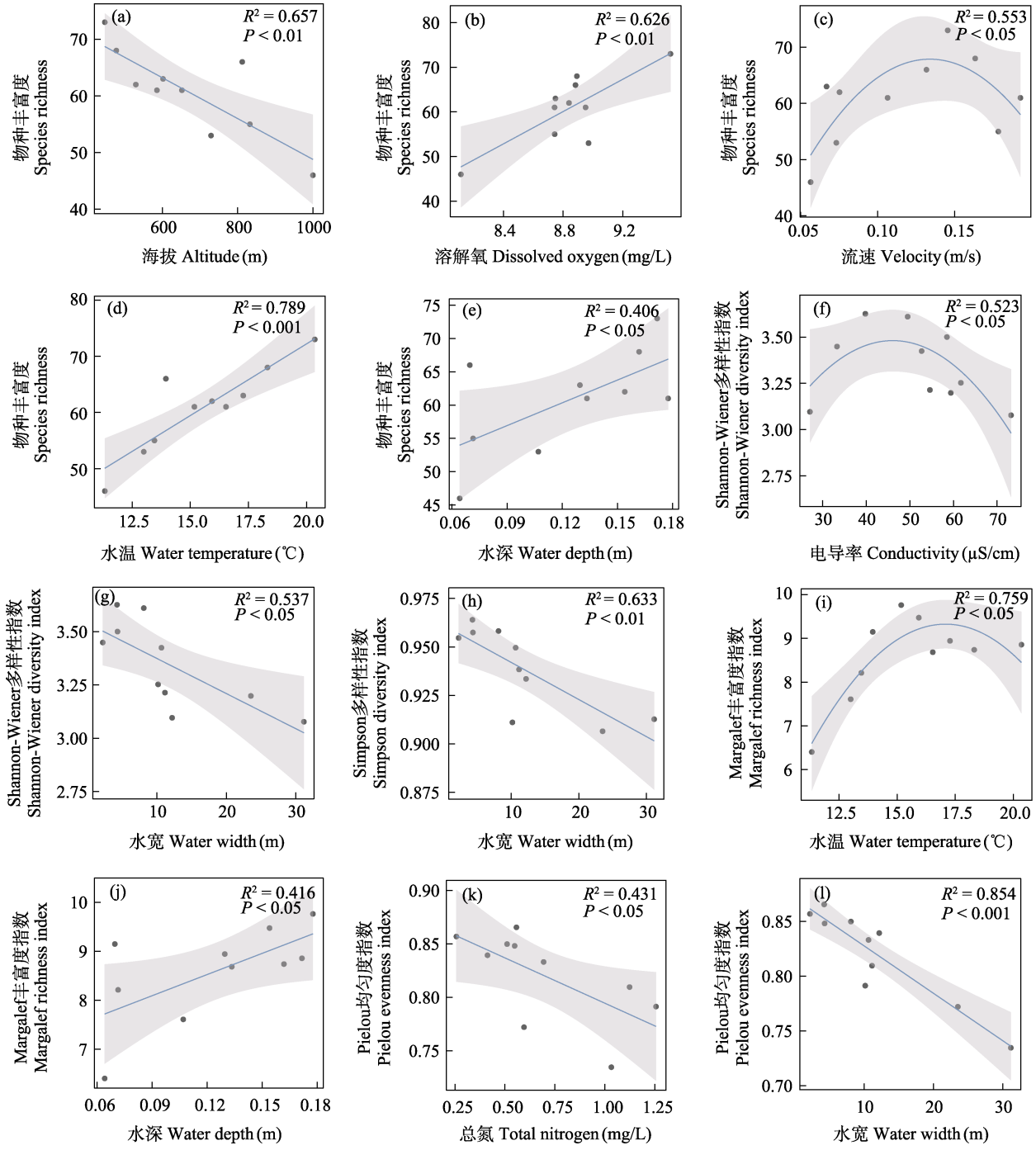


图6　水生昆虫多样性与环境因子的广义线性模型拟合曲线。实线表示相关性显著($P < 0.05$)，阴影区域表示95%置信区间。
Fig. 6　Generalized linear model fitting curve of aquatic insect diversity and environmental factors. The solid line shows a significant correlation ($P < 0.05$), and the shaded area represents the 95% confidence interval.

2.5　季节变化对水生昆虫群落多样性的影响

单因素方差分析结果表明，不同季节间水生昆虫群落α多样性存在显著差异($P < 0.05$)，其中物种丰富度、个体数及Margalef丰富度指数均表现为夏季最高、冬季最低; Shannon-Wiener多样性指数则以秋季最高(附录1)。稀疏外推分析进一步表明，各季节采样充分性较高，所得结果能够较好反映不同季节群落组成特点(附录2)。NMDS结果显示，不同季节间群落组成存在显著分异($P < 0.05$)，其中春季和夏季群落结构相对集中，而冬季离散程度较高，表

明低温条件下群落空间异质性增强(附录3)。RDA结果表明, 不同季节影响群落分布的主导环境因子存在差异: 秋冬季主要受高锰酸盐指数驱动, 春季受高锰酸盐指数、水温及海拔共同作用, 夏季则主要受水深影响(附录4)。

结果表明, 不同季节间群落组成及多样性存在显著差异, 说明季节变化能够通过调节局地环境条件影响群落动态; 但不同季节主导环境因子表现出明显更替, 而海拔因子在季节分析中仍具有解释作用。这表明季节效应主要体现为短期动态调节, 而海拔梯度作为稳定空间环境过滤机制, 仍是塑造研究区水生昆虫群落空间分异的关键因素。

3 讨论

3.1 源头溪流水生昆虫群落组成及多样性

有关金寨天马国家级自然保护区水生昆虫的系统调查长期较为缺乏。已有研究多集中于区域昆虫资源本底调查(郭东旭等, 2025), 对水生昆虫涉及较少, 尚缺乏针对源头溪流水生昆虫群落结构的专门研究。基于此, 本研究首次对金寨天马国家级自然保护区源头溪流水生昆虫开展系统调查, 初步明确了该区域水生昆虫群落组成特征及海拔分布格局, 为大别山区源头溪流水生生物多样性研究提供了基础资料。

研究结果显示, 天马国家级自然保护区共采集水生昆虫10,592头, 隶属于8目45科119个分类单元, 群落组成以蜉蝣目(32.83%)、毛翅目(22.50%)、双翅目(20.67%)和蜻蜓目(12.53%)为主, 合计占总个体数的88.53%。其中EPT类群占据优势地位, 这可能是因为保护区源头溪流生境异质性高, 溶解氧充足, 底质多为圆石、漂砾。近年来国内外关于山地源头溪流水生昆虫群落组成的研究普遍指出, EPT类群在生态干扰较小、水体交换充分的源头溪流中具有显著优势(Sargac et al., 2021); 国内对长白山源头溪流的研究也得出了类似结论(王璐等, 2018)。这一结果说明天马国家级自然保护区水生昆虫群落具有典型山地源头溪流特征, 整体仍处于较低人为干扰状态。然而, 天马国家级自然保护区水生昆虫群落组成仍表现出一定区域特殊性。本研究中双翅目和蜻蜓目个体占比较高, 其中摇蚊属一种及黄蜻在部分溪段表现出较高优势度, 同时记录到安徽宽基蜉、大别山钩裳(*Kamimuria dabieshana*)等区域特征性类群。从群落组成特征来看, 天马国家级自然保护区呈现出EPT主导、多类群共存的复合型群落格局。这一特征不同于高寒山区以少数冷适应EPT类群高度集中占优的单一化结构(Yanygina et al., 2023), 也区别于受人为干扰较强的太湖流域丘陵区耐污类群占绝对优势的群落(张又等, 2021)。

天马国家级自然保护区源头溪流水生昆虫群落沿海拔梯度呈现明显的空间分异格局。α多样性指数分析结果表明, 水生昆虫物种丰富度、个体数、Margalef丰富度指数及Shannon-Wiener多样性指数整体表现为低海拔段最高; 稀疏外推曲线结果同样显示低海拔段物种丰富度最高, 中海拔段次之, 高海拔段最低, 表明低海拔溪段具有较强的物种汇聚能力, 是区域水生昆虫多样性的重要承载区。正如Castro等(2019)研究发现, 水生昆虫分类多样性海拔格局在局部和区域尺度主要符合单调递减分布。值得注意的是, 本研究中高海拔段Shannon-Wiener多样性指数和Margalef丰富度指数均高于中海拔段, 表明天马国家级自然保护区源头溪流水生昆虫群落对海拔梯度的响应并非简单线性递减, 而是呈现一定的非单调变化特征。这一结果与魏慧玉等(2020)研究中的水生昆虫多样性沿海拔梯度具有尺度依赖性和非线性响应规律相符。造成这一现象的一个重要表现是, 中海拔段虽然维持一定的物种数, 但群落优势种集中程度较高, 例如黄蜻在中海拔段的优势度显著高于低、高海拔段, 导致群落均匀度下降, 从而使Shannon-Wiener多样性指数低于高海拔段。群落相似性分析进一步显示, 高海拔段水生昆虫群落组成与中、低海拔段存在显著差异, 而低海拔段与中海拔段存在部分重叠, 说明高海拔段形成了相对独立的群落结构, 而中、低海拔段群落结构分异程度较弱, 表现出一定的连续过渡特征。结合本研究中高海拔段优势类群以EPT敏感类群为主, 并出现绢蜉、中华越南蜉(*Vietnamella sinensis*)及大别山钩裳等典型冷水适生类群, 显示出较强的群落独特性。与此同时, Pielou均匀度指数整体随海拔升高而增加, 说明高海拔段虽物种数量相对较少, 但群落内部物种个体分配更为均衡。上述结果共同表明, 高海拔源头溪流可能存在更明显的环境过滤作用, 使部分冷适应和敏感类群得以保留, 并形成相

对稳定的群落结构(Kubo et al., 2013)。

3.2 群落多样性的环境驱动机制

冗余分析结果显示, 天马国家级自然保护区水生昆虫群落结构主要受海拔、水温、水深和有机污染物(如高锰酸盐指数)等环境因子的驱动。其中, 海拔梯度综合了水温、溶解氧和溪流状态等多种环境因子的变化, 显著影响了水生昆虫的群落组成(Zhang et al., 2018)。水温直接调控水生昆虫的生长、繁殖与羽化等关键生命过程, 进而决定其分布格局及多样性水平(Bonacina et al., 2023)。水深则通过调节水体溶解氧含量和微生物对凋落物的分解速率, 间接塑造水生昆虫的群落结构(Martínez et al., 2016; Meng et al., 2016)。高锰酸盐指数反映了水体有机污染物的含量, 其通过反映有机污染负荷增加, 间接改变溶氧条件和底栖微生境质量, 从而对水生昆虫群落组成产生重要影响(Negishi & Richardson, 2003)。

本研究通过广义线性模型将多样性指数与环境因子拟合后发现, 海拔和水温是影响天马国家级自然保护区水生昆虫多样性的关键因子。随着海拔上升和水温下降, 该区域水生昆虫多样性呈现降低趋势。这一结果与魏慧玉等(2020)和Xu等(2018)的研究一致, 即大型底栖动物多样性随海拔升高和水温下降而显著降低。在被视为恶劣环境的高山冰川溪流中, 生物多样性随着海拔升高而减少(Lencioni, 2018)。海拔梯度本质上是多种环境因子协同变化的综合体现, 其通过调控温度、水文节律、能量输入及栖息地异质性, 对群落组成产生区域尺度的环境过滤作用(Chiu et al., 2020)。然而, 不同区域水生昆虫沿海拔梯度的响应并不完全一致。马宝珊等(2019)发现安宁河中游底栖动物丰富度随海拔升高呈现出增加的趋势, 并认为这可能与高海拔区域人为干扰较弱、植被覆盖度较高有关。因此, 海拔效应往往受到区域气候背景、土地利用方式及局地生境条件调节, 表现出显著的空间异质性(Liu et al., 2021; Loewen et al., 2023)。

除区域尺度环境梯度外, 溪流微生境特征同样对群落多样性具有重要调节作用(Leps et al., 2015)。本研究发现, 物种丰富度随流速升高呈单峰式变化。适度流速可提高水体溶解氧水平, 并增加有机颗粒输入, 从而为附着型及滤食性类群提供有利条件(White et al., 2019); 但当流速进一步增大时, 过高的流速会降低底质稳定性、增加物种扩散和减少食物获取, 最终导致丰富度下降(陈含墨等, 2019)。这一结果表明, 流速对群落结构具有典型的阈值效应。河道宽度变化同样可能通过影响水动力条件塑造群落组成。本研究中, 随着河道变宽, Pielou均匀度指数呈下降趋势, 可能与黄蜻在中游宽河道溪段形成较高优势度有关。较宽缓的河段通常具有更稳定的浅滩或缓流微生境, 易促进部分优势类群集中分布, 从而降低群落均匀性。此外, 水深作为反映溪流微生境复杂性的关键指标, 其生态效应在不同水体类型中存在差异。Zhao等(2019)指出湖泊中水深增加会降低底栖动物丰富度, 而Martínez等(2016)在溪流中的研究发现水深对分解速率和无脊椎动物生物量具有积极影响, 进而表现为物种丰富度增加。本研究结果支持后者, 表明源头溪流中适宜水深可能有利于维持更高的群落多样性。

水体理化性质则进一步反映了群落对环境胁迫的响应。电导率是反映水体离子浓度的重要指标, 对水生昆虫具有显著影响(赵茜等, 2024)。本研究中, 随着电导率的升高, 水生昆虫群落的Shannon-Wiener多样性指数呈现出先上升后下降的单峰型变化, 原因可能是电导率过低时水体贫营养, 而盐度持续增加会影响水生昆虫水盐平衡(Olson & Hawkins, 2017)。同时, Pielou均匀度指数随总氮升高而下降, 说明水体营养盐累积会引起水体缺氧, 导致EPT等敏感类群减少, 使群落结构趋于单一(王丑明等, 2023)。

需要指出的是, 冗余分析和广义线性模型仍不能解释水生昆虫群落多样性的全部变异。河岸植被组成、凋落物输入、底质结构以及水文连通性等生态因子可能同样发挥作用。未来应结合长期连续监测, 进一步纳入河岸带特征、凋落物输入和水文过程等变量, 并采用多种统计方法综合揭示金寨天马国家级自然保护区源头溪流水生昆虫群落多样性的驱动机制。

3.3 源头溪流的潜在胁迫

尽管本研究表明天马国家级自然保护区源头溪流水生态系统整体保持较高完整性, 但山地源头溪流生态系统尺度较小、环境缓冲能力有限, 对外界扰动较为敏感。已有研究表明, 即使低强度人类

活动也可能改变溪流水环境条件, 进而影响底栖无脊椎动物群落结构(Li et al., 2024)。结合保护区实际情况, 当前潜在生态胁迫主要来自旅游活动、农业面源污染、河岸带生境变化及气候变化等因素。首先, 上游天堂寨景区作为区域重要生态旅游资源, 旅游开发可能通过改变溪流基质组成和局地水动力条件, 显著影响EPT敏感类群(Curtean-Bănăduc, 2015)。中下游缓冲区周边农业活动可能带来持续性面源污染。农药、化肥及有机肥随降水径流进入溪流后, 可引起营养盐累积、电导率升高及有机污染物增加, 从而促使群落结构向耐污型类群偏移(张又等, 2021)。河岸植被对维持溪流水温稳定和有机质输入具有关键作用, 其连续性下降可能改变溪流水热条件, 削弱高海拔敏感类群的适生环境(Richardson, 2019)。

值得关注的是, 本研究已观察到一些早期生态响应信号: 中低海拔段电导率、总氮及高锰酸盐指数相对较高, 同时摇蚊属一种和棒脉摇蚊属一种等耐污类群优势度有所增加, 这说明部分溪段群落结构可能已开始发生变化。若相关环境压力进一步增强, 可能导致群落组成向耐污类群偏移, 并增加群落同质化风险。

3.4 源头溪流保护对策与管理

针对天马国家级自然保护区源头溪流面临的旅游活动扰动、农业面源污染及河岸带生境变化等潜在生态胁迫, 我们建议结合不同海拔段生态功能特点实施分段管理的保护策略。对于上游高海拔溪段, 严格控制天堂寨景区周边设施建设及人为活动强度, 维持高海拔溪流低温、清洁及稳定的微生境条件, 为EPT等敏感特化类群提供适宜栖境。对于中、低海拔段, 加强农田施肥及农药使用管理, 在农田与溪流之间构建生态缓冲带, 降低营养盐及有机污染物随径流进入溪流系统的风险; 同时强化对重点溪段水质的动态监测, 及时识别耐污类群扩张等早期生态预警信号。对于全流域, 通过减少不必要的河岸清理、恢复局部退化植被及维持河岸带连续性, 稳定溪流水温和有机质输入过程, 提升溪流生态系统的环境缓冲能力。此外, 建议将水生昆虫群落监测纳入保护区常态化生态监测体系, 重点关注EPT敏感类群比例及摇蚊等耐污类群动态变化, 结合电导率、总氮及高锰酸盐指数等关键指标, 构建源头溪流生态质量预警机制。总体而言, 天马国家级自然保护区源头溪流应坚持综合监测与分段管理并重, 通过针对性生态治理维持沿海拔梯度形成的生态异质性, 促进区域溪流生态系统的持续健康发展。

需要指出的是, 本研究仍存在一定局限性。首先, 在空间覆盖范围方面, 受高海拔区域源头溪流季节性断流及连续重复采样可达性限制, 本研究样点主要设置于保护区400–1,000 m范围内的常流溪段, 因此研究结果主要反映该海拔梯度内稳定溪流生境中水生昆虫群落的分布特征及环境响应规律, 尚不能完全代表保护区1,000 m以上源头溪流的整体多样性格局, 未来可进一步拓展调查范围, 以全面揭示全海拔梯度下水生昆虫群落的空间分异特征。其次, 在时间尺度方面, 本研究基于连续1个完整年度的调查, 表明不同季节间群落组成及多样性存在显著差异, 但对多年尺度下的年际波动规律仍缺乏研究。未来应结合长期连续监测, 进一步探讨季节变化与年际波动对海拔梯度群落格局的交互影响机制, 从而更系统地揭示该区域水生昆虫群落的动态变化特征。

致谢: 感谢上海海洋大学水产与生命学院林晓龙副教授及其硕士研究生肖秀洳在摇蚊鉴定方面提供的帮助。感谢南京师范大学生命科学学院周长发教授在蜉蝣目鉴定方面的指导与帮助。感谢安徽大学资源与环境工程学院武超教授在水质检测方面提供的帮助。

参考文献

Arimoro FO, Ikomi RB (2009) Ecological integrity of upper Warri River, Niger Delta using aquatic insects as bioindicators. Ecological Indicators, 9, 455–461.

Bae MJ, Chun JH, Chon TS, Park YS (2016) Spatio-temporal variability in benthic macroinvertebrate communities in headwater streams in South Korea. Water, 8, 99.

Berger WH, Parker FL (1970) Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. Science, 168, 1345–1347.

Birrell JH, Woods HA (2023) Going with the flow—How a stream insect, *Pteronarcys californica*, exploits local flows to increase oxygen availability. The Journal of Experimental Biology, 226, jeb244609.

Bonacina L, Fasano F, Mezzanotte V, Fornaroli R (2023) Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates:

A systematic review. Biological Reviews, 98, 191–221.
Bozdogan H (1987) Model selection and Akaike's information criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. Psychometrika, 52, 345–370.
Caruso T, Pigino G, Bernini F, Bargagli R, Migliorini M (2007) The Berger-Parker index as an effective tool for monitoring the biodiversity of disturbed soils: A case study on Mediterranean oribatid (Acari: Oribatida) assemblages. Biodiversity and Conservation, 16, 3277–3285.
Castro DMP, Callisto M, Solar RRC, Macedo DR, Fernandes GW (2019) Beta diversity of aquatic invertebrates increases along an altitudinal gradient in a Neotropical mountain. Biotropica, 51, 399–411.
Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. Ecological Monographs, 84, 45–67.
Chen HM, Qu XD, Wang F (2019) Research progress of river dynamic influences on the distribution of macroinvertebrates. Research of Environmental Sciences, 32, 758–765. (in Chinese with English abstract) [陈含墨, 渠晓东, 王芳 (2019) 河流水动力条件对大型底栖动物分布影响研究进展. 环境科学研究, 32, 758–765.]
Chiu MC, Ao SC, He FZ, Resh VH, Cai QH (2020) Elevation shapes biodiversity patterns through metacommunity-structuring processes. Science of the Total Environment, 743, 140548.
Curtean-Bănăduc A (2015) Biotope determinants of EPT assemblages structure—Târnava watershed (Transylvania, Romania) case study. Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research, 17, 95–104.
Dixon P (2003) Vegan, a package of R functions for community ecology. Journal of Vegetation Science, 14, 927–930.
Dong JY, Sun X, Zhan QP, Zhang YY, Zhang XM (2022) Patterns and drivers of beta diversity of subtidal macrobenthos community on the eastern coast of Laizhou Bay. Biodiversity Science, 30, 21388. (in Chinese with English abstract) [董建宇, 孙昕, 詹启鹏, 张宇洋, 张秀梅 (2022) 莱州湾东岸潮下带大型底栖动物群落beta多样性格局及其驱动因素. 生物多样性, 30, 21388.]
Guo DX, Shen YG, Pu FG, Cheng Y, Yi HQ, Song ZH, Lan X, Wan X (2025) Insect diversity and its correlation with environmental factors in Tianma National Nature Reserve, the Dabie Mountains of western Anhui, China. Chinese Journal of Ecology, 44, 1818–1827. (in Chinese with English abstract) [郭东旭, 申亚钢, 蒲发光, 程扬, 易厚启, 宋祖华, 兰霞, 万霞 (2025) 皖西大别山天马国家级自然保护区昆虫多样性及其与环境因子的相关性. 生态学杂志, 44, 1818–1827.]
Kassambara A (2019) Practical Statistics in R for Comparing Groups: Numerical Variables. Independently published.
Kautza A, Sullivan SMP (2016) The energetic contributions of aquatic primary producers to terrestrial food webs in a mid-size river system. Ecology, 97, 694–705.
Kenkel NC, Orlóci L (1986) Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: Some new results. Ecology, 67, 919–928.
Krajenbrink HJ, Acreman M, Dunbar MJ, Hannah DM, Laizé CLR, Wood PJ (2019) Macroinvertebrate community responses to river impoundment at multiple spatial scales. Science of the Total Environment, 650, 2648–2656.
Kubo JS, Torgersen CE, Bolton SM, Weekes AA, Gara RI (2013) Aquatic insect assemblages associated with subalpine stream segment types in relict glaciated headwaters. Insect Conservation and Diversity, 6, 422–434.
Lencioni V (2018) Glacial influence and stream macroinvertebrate biodiversity under climate change: Lessons from the Southern Alps. Science of the Total Environment, 622, 563–575.
Leps M, Tonkin JD, Dahm V, Haase P, Sundermann A (2015) Disentangling environmental drivers of benthic invertebrate assemblages: The role of spatial scale and riverscape heterogeneity in a multiple stressor environment. Science of the Total Environment, 536, 546–556.
Li R, Li XF, Yang RL, Farooq M, Tian Z, Xu YN, Shao N, Liu SR, Xiao W (2024) Bioassessment of macroinvertebrate communities influenced by gradients of human activities. Insects, 15, 131.
Liu SR, Li XF, Tan L, Fornacca D, Fang YH, Zhu L, Rao CH, Cao YD, Huang JM, Ren GP, Cai QH, Xiao W (2021) The ecological niche and terrestrial environment jointly influence the altitudinal pattern of aquatic biodiversity. Science of the Total Environment, 800, 149404.
Liu YY, Zhang WZ, Wang YX, Wang SY (1979) Fauna of Economic Animals in China: Freshwater Molluscs. Science Press, Beijing. (in Chinese) [刘月英, 张文珍, 王耀先, 王思义 (1979) 中国经济动物志: 淡水软体动物. 科学出版社, 北京.]
Loewen CJG, Jackson DA, Gilbert B (2023) Biodiversity patterns diverge along geographic temperature gradients. Global Change Biology, 29, 603–617.
Lu BL (1997) Fauna Sinica·Insecta (Vol. 8): Diptera·Culicidae (I). Science Press, Beijing. (in Chinese) [陆宝麟 (1997) 中国动物志·昆虫纲(第八卷): 双翅目·蚊科(上). 科学出版社, 北京.]
Ma BS, Xu B, Wei KJ, Liang M, Xu J, Zhu XY (2019) Macroinvertebrate community structure and its relation to the environmental conditions in the middle Anning River. Acta Hydrobiologica Sinica, 43, 643–653. (in Chinese with English abstract) [马宝珊, 徐滨, 魏开金, 梁孟, 徐进, 朱祥云 (2019) 安宁河中游底栖动物群落结构及其与环境因子的关系. 水生生物学报, 43, 643–653.]
Margalef R (1958) Information theory in Ecology. International Journal of General Systems, 3, 36–71.
Martínez A, Basaguren A, Larrañaga A, Molinero J, Pérez J, Sagarduy M, Pozo J (2016) Differences in water depth

determine leaf-litter decomposition in streams: Implications on impact assessment reliability. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 2016, 23.

Meng XL, Jiang XM, Xiong X, Wu CX, Xie ZC (2016) Mediated spatio-temporal patterns of macroinvertebrate assemblage associated with key environmental factors in the Qinghai Lake area, China. Limnologica, 56, 14–22.

Morse JC, Yang LF, Tian LX (1994) Aquatic Insects of China Useful for Monitoring Water Quality. Hohai University Press, Nanjing.

Negishi JN, Richardson JS (2003) Responses of organic matter and macroinvertebrates to placements of boulder clusters in a small stream of southwestern British Columbia, Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60, 247–258.

Olson JR, Hawkins CP (2017) Effects of total dissolved solids on growth and mortality predict distributions of stream macroinvertebrates. Freshwater Biology, 62, 779–791.

Pielou EC (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology, 13, 131–144.

Rafia R, Ashok KP (2014) Macroinvertebrates (Oligochaetes) as indicators of pollution: A review. Journal of Ecology and the Natural Environment, 6, 140–144.

Ren HQ, Yuan XZ, Liu H, Zhang YW, Zhou SB (2015) The effects of environment factors on community structure of benthic invertebrate in rivers. Acta Ecologica Sinica, 35, 3148–3156. (in Chinese with English abstract) [任海庆, 袁兴中, 刘红, 张跃伟, 周上博 (2015) 环境因子对河流底栖无脊椎动物群落结构的影响. 生态学报, 35, 3148–3156.]

Richardson JS (2019) Biological diversity in headwater streams. Water, 11, 366.

Sargac J, Johnson RK, Burdon FJ, Truchy A, Rîşnoveanu G, Goethals P, McKie BG (2021) Forested riparian buffers change the taxonomic and functional composition of stream invertebrate communities in agricultural catchments. Water, 13, 1028.

Shahidi-Hakak F, Amid-Motlagh MH, Khosravani M (2022) A quick review of the family Chironomidae (order Diptera) with effect on the environment. Trends in Medical Sciences, 2, e129263.

Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. Bell Systems Technical Journal, 27, 379–423.

Shen HY, Cao ZH, Liu JW, Wang WH, Zhang Y (2015) Relationship between functional feeding groups of macroinvertebrates and environmental factors in Taizi River basin. China Environmental Science, 35, 579–590. (in Chinese with English abstract) [沈洪艳, 曹志会, 刘军伟, 王文欢, 张远 (2015) 太子河流域大型底栖动物功能摄食类群与环境要素的关系. 中国环境科学, 35, 579–590.]

Simpson EH (1949) Measurement of diversity. Nature, 163, 688–688.

State Environmental Protection Administration (2002) Analytical Methods for Water and Waste Water Monitoring, 4th edn. China Environmental Science Press, Beijing. (in Chinese) [国家环境保护总局 (2002) 水和废水监测分析方法(第四版). 中国环境科学出版社, 北京.]

Tonkin JD, Shah DN, Kuemmerlen M, Li FQ, Cai QH, Haase P, Jähnig SC (2015) Climatic and catchment-scale predictors of Chinese stream insect richness differ between taxonomic groups. PLoS ONE, 10, e0123250.

Wang CM, Huang DZ, Zhang Y, Tian Q, Yin K, Xiong L, Chen Y (2023) Assessment of integrity of macrobenthos in Lake Dongting (1988–2021) and impacts from environmental stress. Journal of Lake Sciences, 35, 1765–1773. (in Chinese with English abstract) [王丑明, 黄代中, 张屹, 田琪, 阴琨, 熊莉, 陈勇 (2023) 1988–2021年洞庭湖大型底栖动物完整性评价及环境压力影响分析. 湖泊科学, 35, 1765–1773.]

Wang L, Yang HJ, Li K, Li L, Nan XF, Zhang ZX (2018) Seasonal dynamics of macroinvertebrate community structure in a headwater stream in the Changbai Mountains. Acta Ecologica Sinica, 38, 4834–4842. (in Chinese with English abstract) [王璐, 杨海军, 李昆, 李玲, 南晓飞, 张振兴 (2018) 长白山源头溪流底栖动物群落结构季节动态. 生态学报, 38, 4834–4842.]

Wang YY (2020) Atlas of Common Hydrobion in River Basin, China (I). Science Press, Beijing. (in Chinese) [王业耀 (2020) 中国流域常见水生生物图集(上). 科学出版社, 北京.]

Wei HY, Chen K, Wang BX (2020) The spatial scale dependency of elevational patterns of taxonomic and functional diversity in aquatic insects in the Lancang River, Yunnan, China. Biodiversity Science, 28, 504–514. (in Chinese with English abstract) [魏慧玉, 陈凯, 王备新 (2020) 澜沧江流域水生昆虫群落分类多样性和功能多样性海拔格局的空间尺度依赖性. 生物多样性, 28, 504–514.]

White JC, Krajenbrink HJ, Hill MJ, Hannah DM, House A, Wood PJ (2019) Habitat-specific invertebrate responses to hydrological variability, anthropogenic flow alterations, and hydraulic conditions. Freshwater Biology, 64, 555–576.

Wickham H, Chang W (2016) Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer, Cham.

Xu MZ, Zhao N, Zhou XD, Pan BZ, Liu W, Tian SM, Wang ZY (2018) Macroinvertebrate biodiversity trends and habitat relationships within headwater rivers of the Qinghai-Tibet Plateau. Water, 10, 1214.

Xu RM, Sun Y (2013) Fauna Sinica·Insecta (Vol. 59): Diptera·Tabanidae. Science Press, Beijing. (in Chinese) [许荣满, 孙毅 (2013) 中国动物志·昆虫纲(第五十九卷): 双翅目·虻科. 科学出版社, 北京.]

Yan YJ, Qiu S (2020) Researches on Trichoptera Taxonomy and Faunal of Dabie Mountains, Yangtze River Basin. Huazhong University of Science and Technology Press,

Wuhan. (in Chinese) [闫云君, 邱爽 (2020) 长江流域大别山脉地区毛翅目昆虫分类学与区系研究. 华中科技大学出版社, 武汉.]

Yanygina LV, Burmistrova OC, Volgina DD, Kotovschikov AV, Paradossky VL, Shipunov PA (2023) Macroinvertebrates of Altai Mountain rivers: Factors of their formation and features of distribution within altitudinal gradient. Proceedings of the Zoological Institute RAS, 327, 419–429.

Yi HQ, Song ZH, Lan X, Wang LJ, Cai XL (2025) Study on the number and distribution characteristics of ancient trees in Anhui Tianma National Nature Reserve. Anhui Forestry Science and Technology, 51(3), 37–42. (in Chinese with English abstract) [易厚启, 宋祖华, 兰霞, 王陆军, 蔡新玲 (2025) 安徽天马国家级自然保护区古树数量及其分布特征研究. 安徽林业科技, 51(3), 37–42.]

Zhang M, Muñoz-Mas R, Martínez-Capel F, Qu XD, Zhang HP, Peng WQ, Liu XB (2018) Determining the macroinvertebrate community indicators and relevant environmental predictors of the Hun-Tai River Basin (Northeast China): A study based on community patterning. Science of the Total Environment, 634, 749–759.

Zhang XJ, Song K, Pan YJ, Gao ZW, Pu FG, Lu JH, Shang KK, Da LJ, Cieraad E (2020) Responses of leaf traits to low temperature in an evergreen oak at its upper limit. Ecological Research, 35, 900–911.

Zhang Y, Cai YJ, Zhang Y, Gao JF, Li KY (2021) The response of benthic macroinvertebrate communities to environmental pressures in streams and rivers: A case study of Taihu and Chaohu basins. Journal of Lake Sciences, 33, 204–217. (in Chinese with English abstract) [张又, 蔡永久, 张颖, 高俊峰, 李宽意 (2021) 河流大型底栖动物对环境压力的响应: 以太湖、巢湖流域为例. 湖泊科学, 33, 204–217.]

Zhao Q, Pan FX, Li B, Zang XM, Ding S (2024) Distribution patterns of macroinvertebrate community diversity and their impact factors analysis in mountainous rivers at lower Yellow River Basin based on environmental DNA technology. Journal of Lake Sciences, 36, 523–535. (in Chinese with English abstract) [赵茜, 潘福霞, 李斌, 臧小苗, 丁森 (2024) 基于环境DNA技术的黄河流域下游山区河流大型底栖动物群落多样性特征及其影响要素分析. 湖泊科学, 36, 523–535.]

Zhao WQ, Hu A, Ni ZY, Wang Q, Zhang EL, Yang XD, Dong HL, Shen J, Zhu LF, Wang JJ (2019) Biodiversity patterns across taxonomic groups along a lake water-depth gradient: Effects of abiotic and biotic drivers. Science of the Total Environment, 686, 1262–1271.

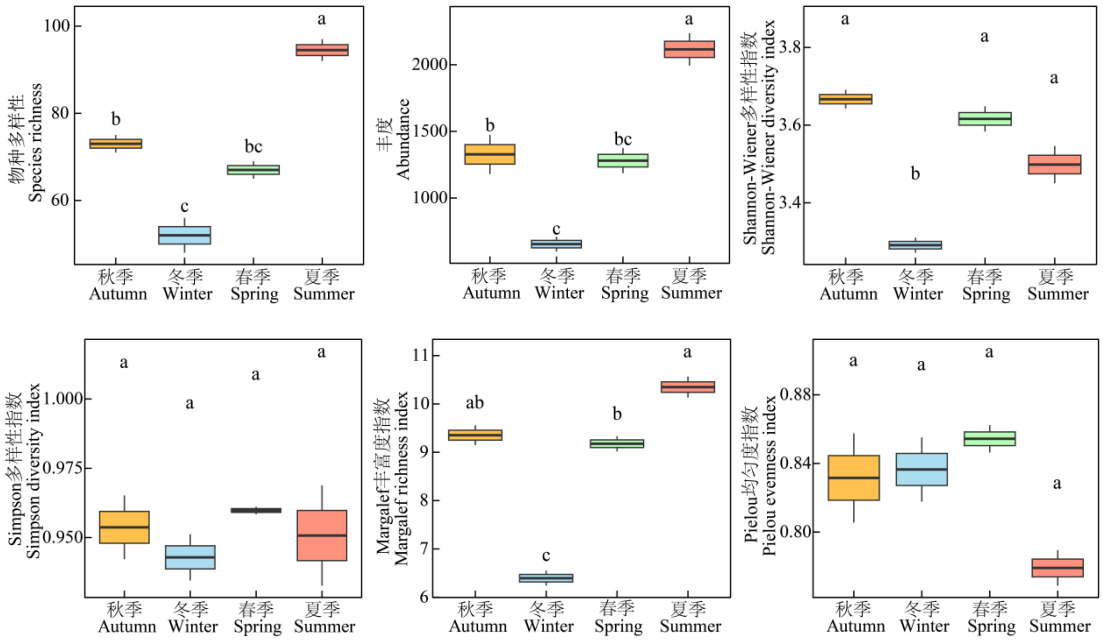
Zhou CF, Su CR, Gui H (2015) Outline of Chinese Mayflies. Science Press, Beijing. (in Chinese) [周长发, 苏翠荣, 归鸿 (2015) 中国蜉蝣概述. 科学出版社, 北京.]

Zhou WL, Pan T, Li B, Chen JY, Song T, Peng ZJ, Zhang GC, Pu FG, Zhang BW (2014) Camera trapping survey of mammals and birds in Tianma National Nature Reserve, China. Biodiversity Science, 22, 776–778. (in Chinese) [周文良, 潘涛, 李斌, 陈锦云, 宋涛, 彭昭杰, 张国晨, 蒲发光, 张保卫 (2014) 利用红外相机对安徽天马国家级自然保护区鸟兽的初步调查. 生物多样性, 22, 776–778.]

(责任编委: 邹怡　责任编辑: 闫文杰)

附录　Supplementary Material

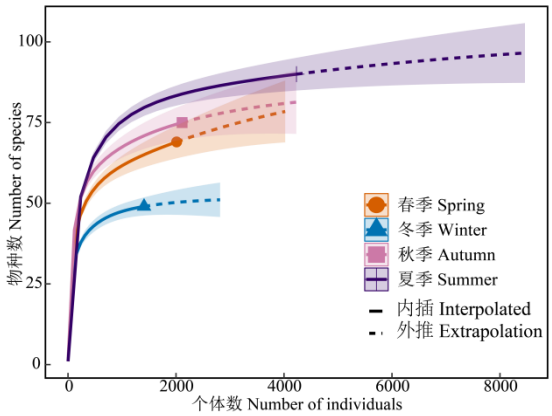
https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026110



附录1　不同季节水生昆虫群落多样性。不同字母表示不同季节间差异显著(***P*** **< 0.05)**。

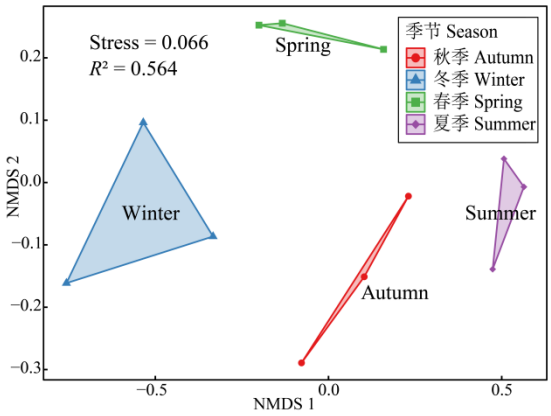
Appendix 1　Community diversity of aquatic insect at different seasons. Different letters indicate significant differences at different seasons ($P < 0.05$).

李新豪, 蒲发光, 程扬, 周美生, 易厚启, 万霞 (2026) 皖西大别山源头溪流水生昆虫多样性及其对环境因子的响应. 生物多样性, 34, 26110. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026110



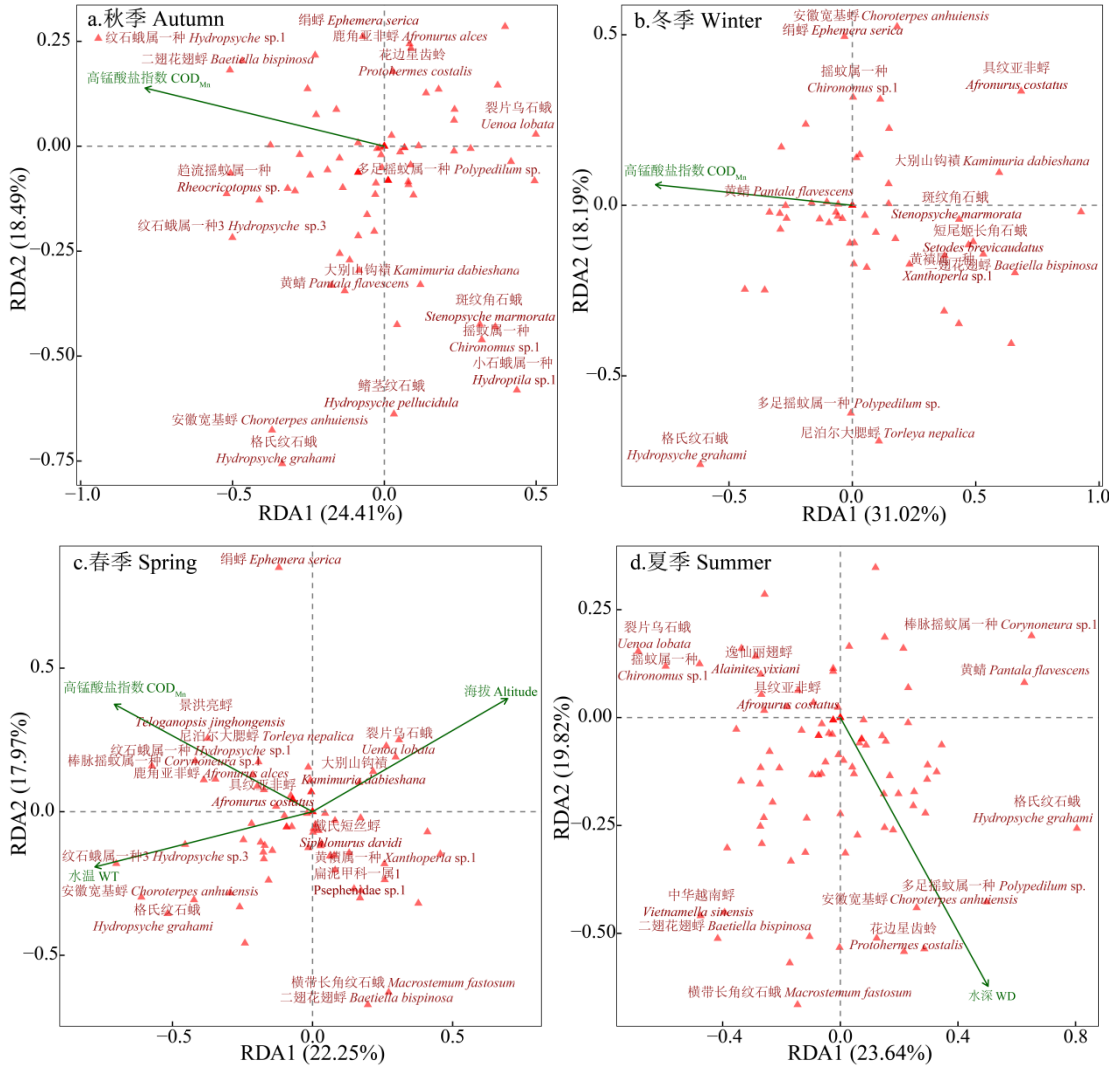
附录2　不同季节物种丰富度稀疏外推分析结果

Appendix 2　Sparse extrapolation analysis results of species richness at different seasons



附录3　不同季节水生昆虫群落非度量多维尺度排序分析

Appendix 3　Non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis of aquatic insect communities at different seasons



附录4　天马国家级自然保护区不同季节水生昆虫群落结构与环境因子的冗余分析(RDA)排序图

Appendix 4　Redundancy analysis (RDA) ordination diagram of aquatic insect community structure and environmental factors at different seasons in Tianma National Nature Reserve. CODMn, Permanganate index; WT, Water temperature; WD, Water depth.

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26134, pages 1–15
doi: 10.17520/biods.2026134
cstr: 32101.14.biods.2026134

•研究报告•

城乡二元结构下重庆市古树空间格局、留存机制与保护策略

孙秀锋[1], 李旭[2*], 丁成龙[1], 燕俊儒[1], 尹杰[1], 潘良倩[1]

1. 西南大学园艺园林学院, 重庆 400715; 2. 北京林业大学园林学院, 北京 100083

摘要: 古树是记录自然环境演变与人类活动历史的重要载体, 对维护生物与文化多样性具有重要意义。然而, 在快速城镇化背景下, 城乡二元结构如何差异化影响古树留存机制尚缺乏系统认知。本文以处于我国种子植物特有属分布核心区的重庆市为研究范围, 基于29,104株古树数据及18个环境因子, 综合运用树种多样性指数、空间自相关分析、XGBoost-SHAP可解释性机器学习与最大熵(MaxEnt)模型等方法, 对比解析了城乡古树的空间分布格局及其驱动机制。结果表明: (1)重庆市古树隶属73科158属304种, 呈现“优势种集中与稀有种并存”特征, 38.8%的树种个体数少于3株, 区系具显著的热带-温带过渡性; 城乡树种组成分异明显, 城区观赏树种占比突出, 乡村以地带性遗存树种为主。(2)古树空间分布呈显著聚集特征, 渝东南和渝东北为古树高多样性与高珍稀度复合集聚区。(3)城乡古树留存机制存在显著差异, 乡村古树多样性受自然生境筛选主导, 并表现出复杂的非线性阈值效应, 如地表温度 < 21.79℃利于其留存; 城区古树分布则主要受社会文化因子塑造, 历史公园与文化遗产是其核心空间载体, 如距公园距离的贡献率可达43.2%, 同时不同树种对人文因子的响应存在特异性。本研究揭示了“乡村自然筛选-城区人文塑造”的古树留存二元机制, 基于此, 构建了融合“城乡梯度-珍稀度等级-树种类型”的三维保护策略体系框架, 以期为区域古树资源及生物文化多样性的协同保护提供科学参考。

关键词: 古树资源; 城乡二元结构; 空间分布格局; 留存机制; 保护策略; 重庆市

孙秀锋, 李旭, 丁成龙, 燕俊儒, 尹杰, 潘良倩 (2026) 城乡二元结构下重庆市古树空间格局、留存机制与保护策略. 生物多样性, 34, 26134. doi: 10.17520/biods.2026134; cstr: 32101.14.biods.2026134.
Sun XF, Li X, Ding CL, Yan JR, Yin J, Pan LQ (2026) Spatial pattern, retention mechanism, and conservation strategies of ancient trees in Chongqing under the urban-rural dual structure. Biodiversity Science, 34, 26134. doi: 10.17520/biods.2026134; cstr: 32101.14.biods.2026134.

Spatial pattern, retention mechanism, and conservation strategies of ancient trees in Chongqing under the urban-rural dual structure

Xiufeng Sun[1], Xu Li[2*], Chenglong Ding[1], Junru Yan[1], Jie Yin[1], Liangqian Pan[1]

1 *College of Horticulture and Landscape Architecture, Southwest University, Chongqing 400715, China*
2 *School of Landscape Architecture, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China*

ABSTRACT

Aims: Ancient trees serve as vital carriers of natural environmental evolution and human history, playing a crucial role in maintaining biocultural diversity. However, how the urban-rural dual structure differentially shapes the retention mechanisms of ancient trees under rapid urbanization remains poorly understood.

Methods: Focusing on Chongqing, a core distribution area of endemic seed plant genera in China, this study utilized occurrence data of 29,104 ancient trees and 18 environmental variables to comparatively analyze the spatial distribution patterns and driving mechanisms of ancient trees across urban and rural scales, by integrating spatial autocorrelation analysis, an interpretable XGBoost-SHAP machine learning approach, and the maximum entropy (MaxEnt) model.

Results: (1) The ancient trees in Chongqing comprised 304 species, exhibiting a coexistence of a few dominant species and a high proportion of rare species (38.8% of species with < 3 individuals), with significant tropical-temperate

收稿日期 Received: 2026-04-15; 接受日期 Accepted: 2026-07-17
基金项目: 国家自然科学基金(32501726) Supported by the National Natural Science Foundation of China (32501726)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: lixu1252965@bjfu.edu.cn

transitional floristic characteristics. Urban and rural compositions differed significantly, with urban areas dominated by ornamental species and rural areas by zonal relict species. (2) The spatial distribution showed significant clustering, with Southeast and Northeast Chongqing forming composite hotspots of high diversity and rarity. (3) The retention mechanisms differed markedly between urban and rural areas: rural diversity is primarily driven by natural habitat filtering, exhibiting complex nonlinear threshold effects (e.g., land surface temperature < 21.79°C favored retention), with micro-environmental factors significantly explaining the residual variance; conversely, urban distribution was predominantly shaped by socio-cultural factors. Historical parks and cultural heritage sites served as core spatial carriers (distance to urban parks contributed 43.2%), and different tree species showed specific responses to anthropogenic factors.

Conclusion: This study reveals the dual retention mechanism of "natural filtering in rural areas and humanistic shaping in urban areas", and constructs a three-dimensional precision conservation strategy framework integrating "urban-rural gradient, rarity level, and tree species type". This provides a scientific reference for the synergistic conservation of regional ancient tree resources and biocultural diversity.

Key words: ancient tree resources; urban-rural dual structure; spatial distribution pattern; retention mechanism; conservation strategies; Chongqing

古树被誉为"有生命的文物", 不仅能记录地区自然环境的演变过程, 也反映了人类活动和社会发展的历史轨迹。作为地域文化的重要载体和生态系统中不可或缺的组成部分(Jim et al., 2004; Blicharska & Mikusiński, 2014; Chen et al., 2026), 古树兼具深厚的历史文化价值与重要的生态功能(Fay, 2002; Jim, 2005; Jim & Zhang, 2013; 刘益曦等, 2019)。近年来古树保护日益受到重视, 国务院颁布的《古树名木保护条例》(https://www.forestry.gov.cn/c/www/szxx/607579.jhtml)已于2025年正式实施, 为古树资源的科学保护与管理提供了法律依据。大量研究表明, 古树资源表现出强烈的地域性特征(Zhang et al., 2017; 田丽娟等, 2018), 且古树的遗存和价值会随着社会的发展和文化的变迁而变化(黄力等, 2021; 郑梦菲等, 2024)。系统分析古树分布及地方性特征并深入解析其留存机制是进行古树资源保护的重要基础。

随着古树资源普查信息的完善, 基于该数据的研究逐步增多(Lindenmayer & Laurance, 2017; 陈赛赛等, 2021; 邱族周等, 2022; 任婉倩等, 2024)。目前对古树空间分布及留存因素的相关研究主要在3个不同地理尺度展开, 且不同尺度上影响古树分布的主导因素差异显著(黄力等, 2021)。在国土和气候带宏观尺度上主要聚焦于古树物种组成的地理差异性, 探索古树物种多样性的分布规律及其驱动因素, 其分布格局主要受气候、土壤条件和人类干扰强度及它们之间的综合作用影响(Liu et al., 2019; Wan et al., 2020); 在省域尺度上, 则注重通过数据统计分析来比较不同地区古树分布模式及特征(Xie et al., 2022); 在局域尺度上, 通常聚焦于古树物种多样性特征及其影响因素, 并探讨其保护路径等(王沛然等, 2024), 古树分布则与海拔、坡度、地形、地表干扰、土地利用等因素密切相关(Pederson, 2010; Hartel et al., 2018; Huang et al., 2020)。比较而言, 基于局域的研究, 由于尺度局限性, 其内部自然环境一致性高, 难以细致探究古树分布与环境因素的作用关系; 而宏观尺度的研究虽涵盖广泛气候类型且古树种类丰富, 却往往因宏观视角而削弱了研究成果在古树保护措施实施上的地域针对性。由此, 解析省域尺度上古树的空间分布及其留存机制具有重要意义。该尺度既能保持宏观自然环境的相对一致, 也能反映区域内部的差异, 有助于深入理解古树资源多样性的空间差异及留存机制, 对古树保护实践具有更好的指导意义。本研究假设, 区域古树资源的留存及其多样性特征是在地带性植被的原始框架下, 经由人类社会经济活动的长期影响与塑造而形成的。这一过程可能会呈现出显著的城乡差异, 如城区内的古树留存更多彰显了人工管护的积极作用和维护过程, 而乡村区域的古树则更多地保留了地带性植被的原始种类与基础性生态特征, 但这一差异在多大程度上塑造及影响了地方古树资源特征及留存机制仍有待验证。

重庆市是我国种子植物特有属三大分布中心之一"川东–鄂西中心"的核心区(应俊生和张玉龙, 1994), 19个中国特有植物区系多样性分布中心有2个与重庆有关(黄继红等, 2014), 该区域植物种

类丰富、起源古老、特有性高、区系成分复杂，植物种类高达5,900余种，包含大量珍稀、濒危和特有植物(张欢等, 2024)。本研究以重庆市全域的古树资源为研究对象，聚焦揭示研究区古树资源组成与空间分布格局的独特性及其驱动机制，应用空间自相关、机器学习及最大熵(MaxEnt)模型等方法，深入解析城乡二元结构下古树留存驱动因素的差异性，并探索构建差异化、精准化的古树资源保护策略框架，以期为重庆及西部地区的古树保护提供参考。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

重庆位于长江中上游、三峡库区腹心地带，面积8.24万km^2，是山环水绕、江峡相拥的山水城市(图1)。该区域自西向东涵盖了川中丘陵、川东平行岭谷及盆周山地三大地貌单元，山地面积占市域面积的76%，属亚热带湿润型季风气候，地带性土壤为黄壤和红壤。全市有林地4.68万km^2，属于亚热带常绿阔叶林带，主要分布在渝东北三峡库区。由于山地面积广，地势高低悬殊，植被随高度变化而发生垂直分异的规律十分显著。

1.2 数据来源

1.2.1 古树资源数据库

本研究中城区古树资源数据来自2022年重庆市城市管理局公布的第五次城市古树名木普查结果，共计3,559株，每木包括其分类学地位、生长位置、形态特征等；乡村区域古树数据由重庆市林业局提供，共计25,545株，包括树种、树龄及所在乡镇等信息。应用ArcGIS 10.8以点要素形式建立城区古树空间矢量数据，将每木信息以csv形式与矢量数据属性表进行关联，建立城区古树点位数据库；最后以全域街道(镇、乡)为单元建立全市古树数据库。

1.2.2 环境因子数据库

构建包含自然环境、历史文化、社会经济3个维度的18个环境变量的空间数据库(附录1)，涵盖地形、气候、生态、人口、土壤、经济、文化等7个类别。其中地形、归一化植被指数(NDVI)、平均地表温度、年均降水量、土地利用、国内生产总值(GDP)、植被类型等数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心(https://www.resdc.cn/)；土壤质地数据来源于地球资源数据云(https://www.gis5g.com/)，土壤类型数据来源于世界土壤数据库(Harmonized World Soil Database, HWSD, https://www.fao.org/soils-portal)；自然保护地和城市公园数据分别来自重庆市林业局及城市管理局；非物质文化遗产(intangible cultural heritage, ICH)数据来源于国家文化和旅游部，全国重点文物保护单位(national key cultural relics protection units, CPU)数据来源于国务院公布的第1–8批名单；各乡镇人口数据来自第七次全国人口普查数据。将所有因子分析

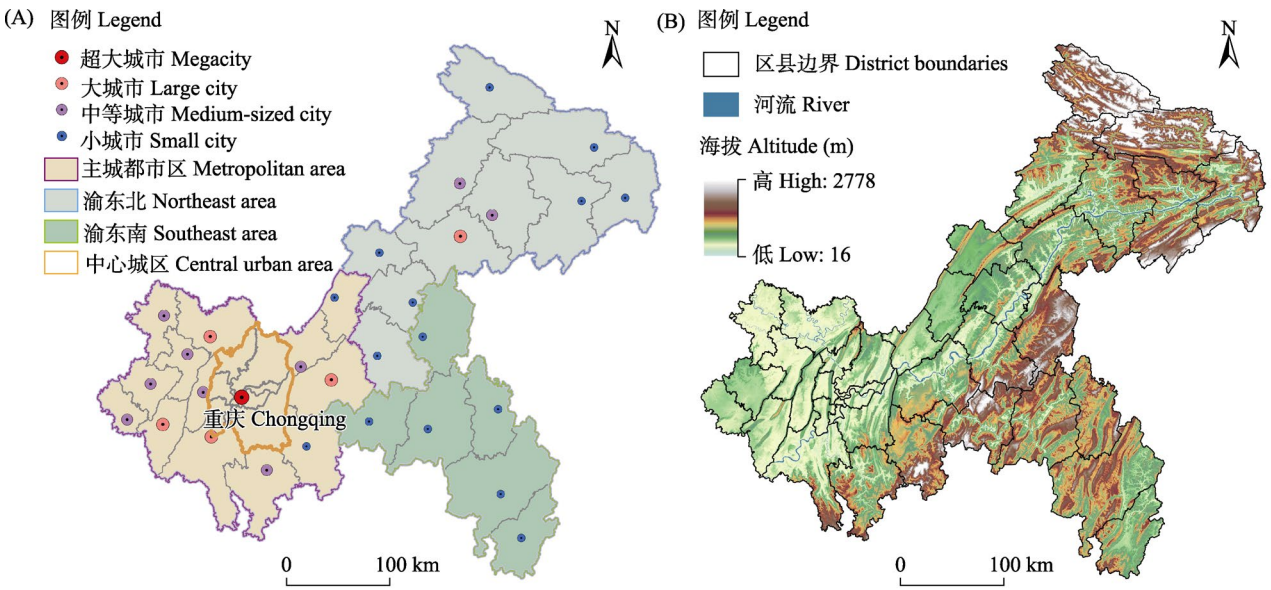


图1 重庆市发展分区图(A)和地形图(B)

Fig. 1 Development zoning map (A) and topographic map (B) of Chongqing

网格设定为1 km × 1 km, 利用ArcGIS 10.8重采样至同一分辨率。

2 研究方法

2.1 古树资源构成及珍稀度等级分析方法

所有树种的中文名称、拉丁名、科、属及生活型按《中国植物志》在线版(http://www.iplant.cn/)确定, 古树地理成分分类按照吴征镒对世界种子植物科、属分布区类型的划分标准确定(吴征镒, 1991; 吴征镒等, 2003)。濒危物种等级划分根据世界自然保护联盟(IUCN)红色名录确定(http://www.iucnredlist.org); 国家重点保护等级划分参照《国家重点保护野生植物名录》(2021) (https://www.gov.cn/zhengce/2021-09/07/content_5727413.htm); 中国特有种子植物名录参照《中国特有种子植物的多样性及其地理分布》(黄继红等, 2014)确定。综合树种濒危等级、国家重点保护等级和中国特有种3个方面, 应用熵权法确定单株古树的珍稀度分值及权重, 并构建基于乡镇单元的古树珍稀度等级评价体系。计算公式如下:

$$R=\sum_{i=1}^{N}M_i\left(0.48E_i+0.33B_i+0.19T_i\right) \tag{1}$$

式中, R为各乡镇古树珍稀度分值, E_i、B_i、T_i分别为第i种古树的濒危等级、国家重点保护等级及特有种分值, M_i为第i种古树在对应乡镇的个体数, N为该乡镇内古树总种数。

2.2 树种多样性分析

为避免乡镇大小不一的影响, 采用Gleason多样性指数(D) (马克平, 1994)对古树多样性进行分析, 并用Pielou均匀度指数(J) (马克平和刘玉明, 1994; 柳书俊等, 2025)分析各乡镇古树树种均匀性差异。计算公式如下:

$$D=S/\ln A \tag{2}$$

$$J=-\sum_{i=1}^{S}P_i\ln P_i/\ln S \tag{3}$$

式中, S为乡镇古树种数, A为乡镇面积, P_i为某乡镇第i种古树个体数占该乡镇古树个体总数的比例。

2.3 空间分布特征分析

空间自相关能够反映空间数据之间的潜在相互依赖性(Getis & Ord , 1992; Yang et al., 2022)。以乡镇为统计单元, 采用GeoDa软件计算全局Moran指数(I_G)和局部Moran指数(I_L) (李旭等, 2025), 分析古树密度和古树树种多样性等空间集聚特征。计算公式如下:

$$I_G=\frac{n\times\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}w_{ij}\left(x_i-\bar{x}\right)\left(x_j-\bar{x}\right)}{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}w_{ij}\times\sum_{i=1}^{n}\left(x_i-\bar{x}\right)^2} \tag{4}$$

$$I_L=\frac{n\times\left(x_i-\bar{x}\right)\sum_{j=1}^{n}w_{ij}\left(x_j-\bar{x}\right)}{\sum_{i=1}^{n}\left(x_i-\bar{x}\right)^2} \tag{5}$$

式中, n是空间单元数量; x_i和x_j分别为单元i和单元j的属性值; $\bar{x}$为所有空间单元属性值的平均值; w_{ij}是空间权重矩阵。

2.4 空间分布影响因素分析

2.4.1 乡村古树多样性

应用可解释性机器学习模型XGBoost-SHAP分析乡村古树多样性的影响因素。极限梯度提升模型(extreme gradient boosting, XGBoost)是一种先进集成算法(Chen & Guestrin, 2016), 擅长捕捉变量间的复杂非线性关系, 并通过正则化机制有效避免过拟合而提高预测精度(李晓鹏等, 2026)。其目标函数为:

$$L(\varphi)=\sum_{i=1}^{n}l\left(y_i,\hat{y}_i^{(t)}\right)+\sum_{k=1}^{t}\Omega\left(f_k\right) \tag{6}$$

式中, $L(\varphi)$为目标函数, $l\left(y_i,\hat{y}_i^{(t)}\right)$为损失函数, 其中$\hat{y}_i^{(t)}$表示第$i$个样本在$t$轮迭代后的预测值, $\Omega(f_k)$表示用于控制模型复杂度和防止过拟合的正则化项。本研究以各乡镇古树种类数(物种丰富度)作为预测目标, 除附录1中的相关因子外, 考虑乡镇面积差异及树种多样性可能具有空间依赖性, 将乡镇面积的自然对数($\ln A$)及其地理坐标(X/Y)均作为输入特征, 构建乡镇树种多样性驱动因素识别模型。

由于XGBoost难以直接解释各因子对预测结果的具体贡献, 而基于博弈论的Shapley加性解释(Shapley additive explanations, SHAP)方法能够更准确地评估特征贡献, 可有效解决XGBoost的可解释困境, 被广泛用于生态模型的解释(石亚飞等, 2026)。本研究在XGBoost框架下建模, 以7∶3的比

例对训练集与测试集进行划分, 并通过计算平均SHAP绝对值解释各因子的重要性。

2.4.2 城区古树多样性

MaxEnt模型是根据最大熵理论和机器学习算法建立的一种概率模型, 通过输入位点及环境变量数据, 即可分析其影响因素及预测物种的分布区域(朱耿平等, 2013)。本研究随机抽取75%的城区古树分布点作为训练集, 剩下25%的分布点作为测试集, 重复运行类型选用交叉验证法(cross-validation), 输出格式为Logistic, 运行10次后的平均值作为模型的最终预测结果(王晓帆等, 2023)。模型的熵$H(p)$定义如下:

$$H(p)=-\sum_{x}p(c)\ln p(c) \tag{7}$$

式中, $p(c)$为网格单元内古树出现的概率, c为环境特征变量。在训练数据所确定的特征期望约束下, 通过最大化条件熵, 可求得模型最优解。

本研究中将城区所有古树及黄葛树(*Ficus virens*)、银杏(*Ginkgo biloba*)、香樟(*Cinnamomum camphora*)、山茶(*Camellia japonica*) 4个优势种分别输入模型, 并采用变量贡献性确定环境变量对古树分布影响的重要性, 绘制变量响应曲线, 以分析古树分布对各环境变量的空间响应。

以上所有统计分析和作图在SPSS 23.0、GeoDa 1.20、MaxEnt 3.4.4、ArcGIS 10.8软件中完成, XGBoost-SHAP机器学习及可解释性分析在Python 3.9环境下编程实现。

3 结果

3.1 古树资源特征

3.1.1 城乡古树构成特征及差异

研究区古树共29,104株, 隶属73科158属304种, 城市与乡村株数分别占12.23%和87.77%。具体而言, 城区为39科71属92种, 株数前10位的科共24属33种3,293株, 分别占城区属、种及株数的33.80%、35.87%、92.53%; 乡村含72科153属285种, 株数前10位的科共52属112种21,640株, 分别占乡村属、种及株数的33.99%、39.30%、84.71% (表1)。

城乡古树株数均在前10位的科为桑科、樟科、银杏科、漆树科、木犀科及豆科, 城区还包括山茶科、罗汉松科、苏铁科及大麻科, 乡村则还有柏科、蕈树科、壳斗科及松科。总体上, 桑科在研究区具有绝对优势, 山茶科及罗汉松科古树仅分布于城区, 而柏科、蕈树科等在地带性植被中遗存而来的科则仅分布于乡村区域。从个体上来看, 种间数量差异极为悬殊, 研究区黄葛树共计11,601株, 占总株数的39.86%, 而个体少于3株的树种占总树种数的38.8%; 其余优势树种包括银杏、木犀(*Osmanthus fragrans*)、黄连木(*Pistacia chinensis*)、皂荚(*Gleditsia sinensis*)、香樟等。城区特有优势种为山茶、罗汉松(*Podocarpus macrophyllus*)、楠木(*Phoebe zhennan*)等, 乡村特有优势种为柏木(*Cupressus funebris*)、枫香(*Liquidambar formosana*)、栲(*Castanopsis fargesii*)、桢楠(*Phoebe zhennan*)等。

综上, 城乡古树在种类组成、数量结构及优势类群上呈显著分异, 城市优势科中有相当比例园林价值高的观赏树种, 受人为栽植管护影响深刻, 乡村区域则具有明显的地带性植被遗存类群特征。这印证了后续分别从城市和乡村视角解析古树多样性及留存机制的必要性。

3.1.2 古树区系地理特征

在科级分类层次上, 热带类型占据主导地位, 共计39科(53.42%) (附录2)。其中, 泛热带分布及其变型最为丰富, 包含23科, 如樟科、漆树科等; 温带分布型次之, 共有18科(24.66%), 且以北温带分布及其变型为主, 涵盖柏科、壳斗科等16科。此外, 世界广布型科有10科(13.70%), 中国特有分布型科有银杏科和杜仲科两个科。

在属级分类层次上, 热带与温带分布数量相当, 均为61属, 各占38.61% (附录2)。其中北温带分布及其变型共有32属(20.25%), 居分布类型之首; 其次, 泛热带分布和东亚及北美间断分布各有20属, 前者包括榕属(*Ficus*)、罗汉松属(*Podocarpus*)等, 后者包括枫香属(*Liquidambar*)、锥属(*Castanopsis*)等; 此外, 东亚(东喜马拉雅-日本)分布8属, 中国-喜马拉雅分布4属, 中国-日本分布10属, 中国特有分布14属(8.86%)。

综上, 重庆古树区系特征显著, 在科层面热带性突出, 而在属层面热带与温带特性并重, 显示出植物区系兼具热带与温带过渡的特点。

3.1.3 古树珍稀度空间聚集特征

统计显示, 研究区共有28种2,504株古树被列为国家级重点保护野生植物, 其中一级保护野生植

表1　重庆市城区与乡村古树株数排名前10位的科

Table 1　The top 10 families by number of individuals of ancient trees in urban and rural areas of Chongqing

城市区域 Urban areas						乡村区域 Rural areas					
排名 Rank	科 Family	属数 No. of genera	种数 No. of species	株数 No. of individuals	株数占比 Percentage of individuals (%)	排名 Rank	科 Family	属数 No. of genera	种数 No. of species	株数 No. of individuals	株数占比 Percentage of individuals (%)
1	桑科 Moraceae	3	8	2,331	65.50	1	桑科 Moraceae	6	12	9,455	37.01
2	樟科 Lauraceae	3	4	223	6.27	2	柏科 Cupressaceae	6	8	2,633	10.30
3	山茶科 Theaceae	1	1	166	4.66	3	蕈树科 Altingiaceae	1	1	1,984	7.78
4	银杏科 Ginkgoaceae	1	1	154	4.33	4	壳斗科 Fagaceae	5	27	1,835	7.18
5	木樨科 Oleaceae	4	5	125	3.51	5	樟科 Lauraceae	7	20	1,368	5.36
6	罗汉松科 Podocarpaceae	1	1	108	3.03	6	银杏科 Ginkgoaceae	1	1	1,289	5.05
7	豆科 Fabaceae	6	7	76	2.14	7	漆树科 Anacardiaceae	4	5	1,107	4.33
8	漆树科 Anacardiaceae	2	2	40	1.12	8	木樨科 Oleaceae	4	6	699	2.74
9	苏铁科 Cycadaceae	1	1	37	1.04	9	豆科 Fabaceae	11	15	675	2.64
10	大麻科 Cannabaceae	2	3	33	0.93	10	松科 Pinaceae	7	17	595	2.33
合计 Total	–	24	33	3,293	92.53	合计 Total	–	52	112	21,640	84.71

物8种，二级保护野生植物20种。这些物种中不乏极危物种，如属二级保护野生植物的南川木波罗(*Artocarpus nanchuanensis*)和大果青杆(*Picea neoveitchii*)，分别仅存5株和3株；濒危物种共6种且其数量均极少，如崖柏(*Thuja sutchuenensis*)、伯乐树(*Bretschneidera sinensis*)、西藏红豆杉(*Taxus wallichiana*)各仅存1株；此外易危树种有银杉(*Cathaya argyrophylla*)等6种。本文将列入IUCN濒危物种红色名录、国家重点保护野生植物或中国特有的古树统一纳入珍稀度等级分析(表2)。

各乡镇古树的珍稀度等级在空间上呈现出显著的非均衡特征(图2)。大致以长江南岸的方斗山脉为界限，方斗山脉东南区域集中了大量高珍稀度等级的乡镇，形成明显的空间聚集态势。相比之下，位于中部的平行岭谷区域，珍稀度等级则普遍较低。此外，渝东北大巴山中山区也呈现较高的珍稀度等级，形成另一个高值集中区。而在渝西地区，受帚状山脉的影响，部分高珍稀度等级的乡镇呈现分散格局。

3.2　古树空间分布特征

3.2.1　株数及种数分布格局

总体而言，古树的数量与种数在空间上呈显著不均衡性(图3)。具体表现为东南部高于西北部，山区更为丰富而平坝区则相对匮乏，渝东北与渝东南区域古树资源较为集中。此外，古树数量丰富的地区往往也伴随着较多的树种数，但树种的空间分布差异性更为显著。

具体而言，酉阳土家族苗族自治县(简称酉阳县)的古树资源最为丰富，共125种5,452株，分别占重庆市所有古树的41.12%和18.73%；而大渡口区的古树资源最为匮乏，仅有7种31株。在古树密度方面，全市平均密度为0.35株/km^2，值得注意的是，处于重庆核心城区的渝中区密度最高，达8.42株/km^2，表明在高密度城区人为干预对古树留存的影响极大，其他仅有北碚区、南岸区密度超过了1株/km^2。在乡镇尺度，酉阳县龙潭镇最多，有59种836株。株数及种数前10位的乡镇中，酉阳县分别有6个和7个，而有200个乡镇仅有1种古树。此外，约10.4%的乡镇其

表2　重庆市古树珍稀度分级表

Table 2　Rarity grading of ancient trees in Chongqing

树种 Tree species	IUCN濒危等级 IUCN red list category	国家重点保护等级 National key protection level	中国特有 Chinese endemic	株数 No. of individuals	珍稀度值 Rarity value
银杏 *Ginkgo biloba*	EN	I	+	1,442	8.56
崖柏 *Thuja sutchuenensis*	EN	I	+	1	8.56
西藏红豆杉 *Taxus wallichiana*	EN	I	+	1	8.56
水杉 *Metasequoia glyptostroboides*	EN	I	+	11	8.56
南川木波罗 *Artocarpus nanchuanensis*	CR	II	+	5	8.35
大果青杆 *Picea neoveitchii*	CR	II	+	3	8.35
银杉 *Cathaya argyrophylla*	VU	I	+	8	7.60
南方红豆杉 *Taxus wallichiana* var. *mairei*	VU	I	+	37	7.60
润楠 *Machilus nanmu*	EN	II	+	34	6.91
伯乐树 *Bretschneidera sinensis*	EN	II	+	1	6.91
梓叶槭 *Acer amplum* subsp. *catalpifolium*	VU	II	+	4	5.95
台湾杉 *Taiwania cryptomerioides*	VU	II	+	2	5.95
楠木 *Phoebe zhennan*	VU	II	+	5	5.95
大叶榉树 *Zelkova schneideriana*	VU	II	+	2	5.95
珙桐 *Davidia involucrata*	–	I	+	27	5.20
鹅掌楸 *Liriodendron chinense*	NT	II	+	17	4.99
苏铁 *Cycas revoluta*	LC	I	–	65	4.73
云杉 *Picea asperata*	VU	–	+	3	4.63
冷杉 *Abies fabri*	VU	–	+	26	4.63
黄杉 *Pseudotsuga sinensis*	VU	–	+	18	4.63
杜仲 *Eucommia ulmoides*	VU	–	+	1	4.63
大果榉 *Zelkova sinica*	VU	–	+	3	4.63
白桂木 *Artocarpus hypargyreus*	VU	–	+	1	4.63
罗汉松 *Podocarpus macrophyllus*	LC	II	+	228	4.03
连香树 *Cercidiphyllum japonicum*	LC	II	+	5	4.03
阔叶樟 *Camphora platyphylla*	VU	–	–	16	3.68
榉树 *Zelkova serrata*	NT	–	+	219	3.67
红豆树 *Ormosia hosiei*	NT	–	+	105	3.67
侧柏 *Platycladus orientalis*	NT	–	+	3	3.67
巴山松 *Pinus henryi*	NT	–	+	9	3.67
中华猕猴桃 *Actinidia chinensis*	–	II	+	1	3.55
油樟 *Cinnamomum longepaniculatum*	–	II	+	29	3.55
香果树 *Emmenopterys henryi*	–	II	+	21	3.55
桫椤 *Alsophila spinulosa*	–	II	+	10	3.55
苏铁蕨 *Brainea insignis*	–	II	+	1	3.55
峨眉含笑 *Michelia wilsonii*	–	II	+	1	3.55
红椿 *Toona ciliata*	LC	II	–	18	3.08
水青树 *Tetracentron sinense*	–	II	–	17	2.60
龙眼 *Dimocarpus longan*	–	II	–	104	2.60

CR、EN、VU、NT、LC分别指极危、濒危、易危、近危及无危。采用基于等级权重的序数赋分法, 依据IUCN红色名录、国家重点保护等级及特有性属性, 构建1至10的珍稀量化标尺, 以表征不同树种的珍稀程度。其中CR、EN、VU、NT、LC对应珍稀度分值分别为10、7、5、3和1; I级、II级及其他保护等级的珍稀度分值分别为10、5和1; 中国特有种及非特有种珍稀度分值分别为10和5。

CR, EN, VU, NT, and LC denote Critically Endangered, Endangered, Vulnerable, Near Threatened, and Least Concern, respectively. An ordinal scoring method based on hierarchical weights was employed to construct a quantitative rarity scale ranging from 1 to 10, characterizing the rarity levels of different tree species. The rarity scores for CR, EN, VU, NT, and LC are 10, 7, 5, 3, and 1, respectively. The rarity scores for Grade I, Grade II, and others are 10, 5, and 1, respectively. The rarity scores for Chinese endemic and non-endemic species are 10 and 5, respectively.

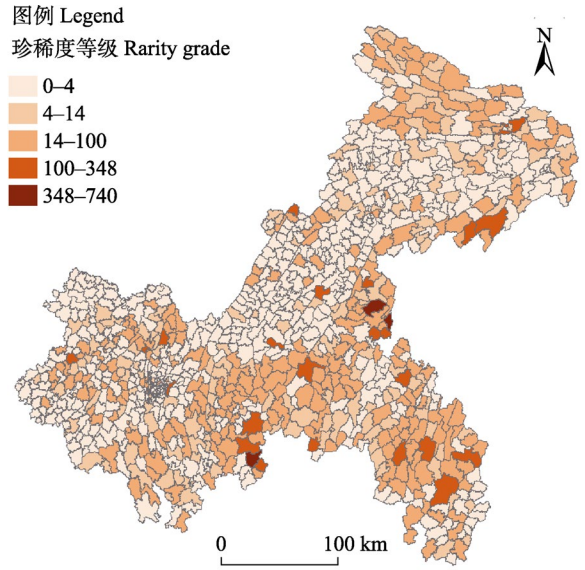


图2　重庆古树珍稀度等级空间分布图(珍稀度分值采用左闭右开原则进行等级划分，如$0 \le R < 4$; $4 \le R < 14$)

Fig. 2　Spatial distribution map of ancient tree rarity grades in Chongqing (The rarity scores are classified into grades based on the left-closed and right-open principle; e.g., $0 \le R < 4$; $4 \le R < 14$)

古树密度高于1株/km^2，如万州区高笋塘街道最高，达116.95株/km^2，总体上高密度镇街多位于城区内。

3.2.2　树龄及树种多样性分布格局

以乡镇为单位，对研究区古树分布进行全局自相关分析，除密度外，平均树龄、树种多样性和Pielou均匀度指数均显著相关($P < 0.05$)，全局Moran指数分别为0.504、0.293、0.347，显示空间正相关，适宜进一步进行局部空间相关性分析。

总体来看，渝东南及渝东北大巴山地区的平均树龄较高，拥有平均树龄165–300年古树的乡镇多集中于此，而拥有平均树龄330年以上古树的乡镇则散布于整个研究区域(图4A)。局部自相关分析揭示，渝东南的彭水苗族土家族自治县、黔江区及渝东北的巫溪县为高树龄集聚区，而主城都市区的江津区、大渡口区等为低树龄集聚区(图4B)。树种多样性指数分析表明，相较于树龄分布特征，其空间差异更为显著(图4C)，酉阳县龙潭镇、丁市镇、苍岭镇、天馆乡的树种多样性指数均高于2，在渝东南

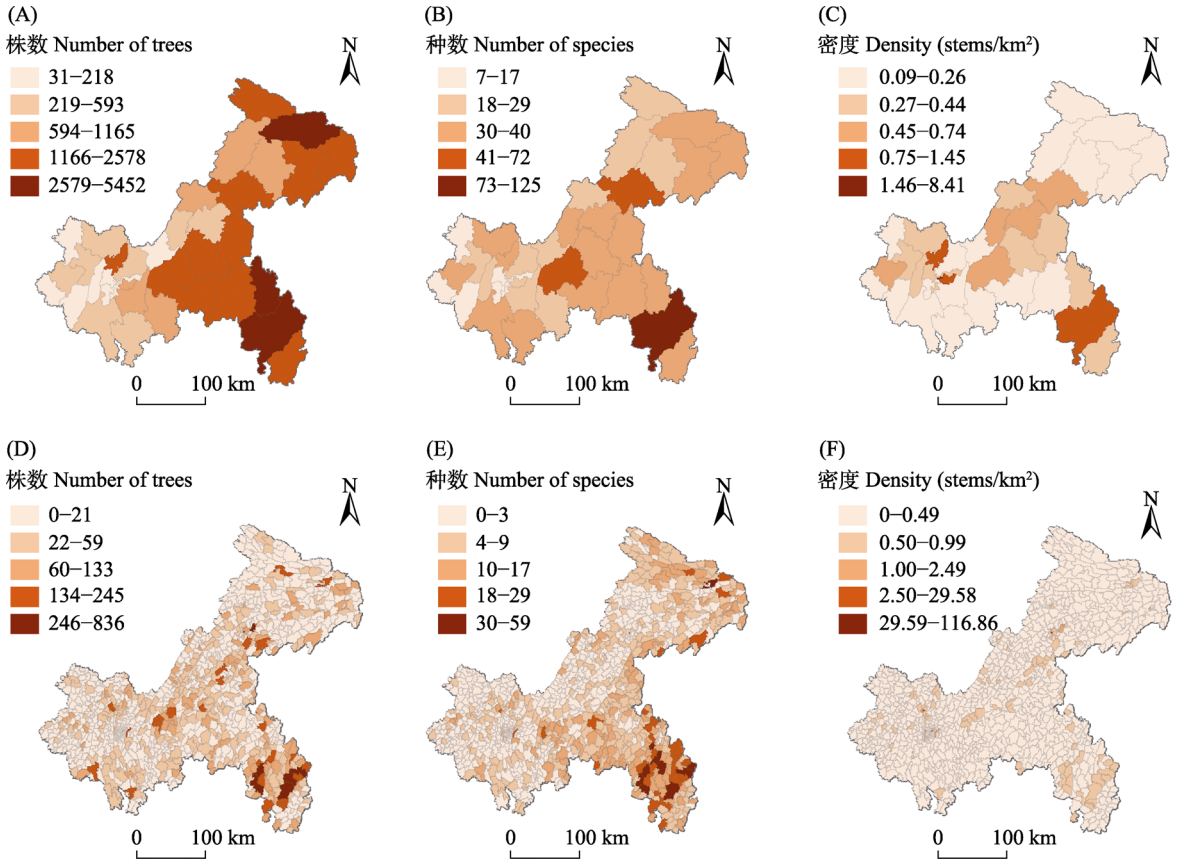


图3　重庆市区县尺度(A、B、C)和乡镇尺度(D、E、F)古树株数、种数及密度空间分布图

Fig. 3　Spatial distribution map of plant count, species count, and density at the district/county scale (A, B, C) and township scale (D, E, F) in Chongqing

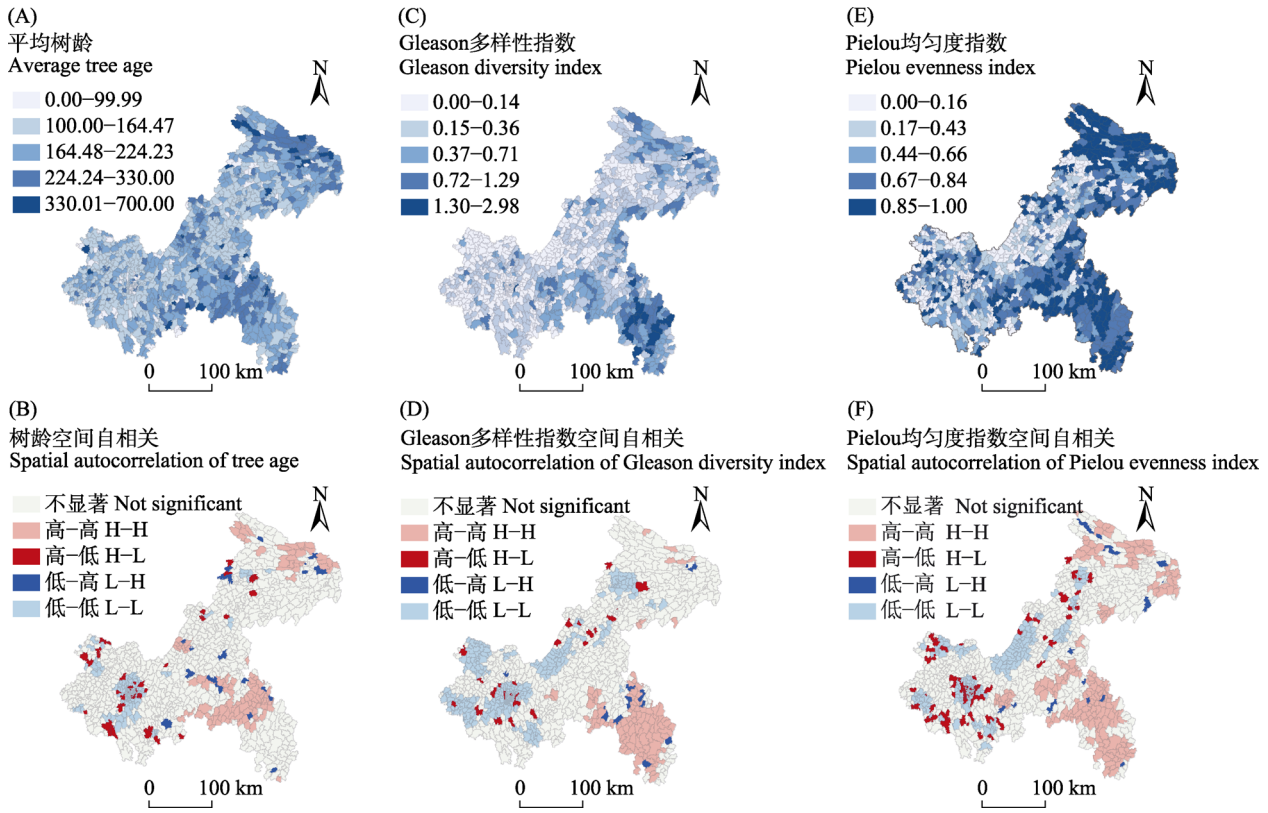


图4　重庆市乡镇尺度古树平均树龄(A、B)、Gleason多样性指数(C、D)及Pielou均匀度指数(E、F)空间分布特征及其空间自相关

Fig. 4　Spatial distribution characteristics and spatial autocorrelation of the average age of ancient trees (A, B), Gleason diversity index (C, D), and Pielou evenness index (E, F) at the township scale in Chongqing. H, High; L, Low.

“高–高聚集区”呈集中连片分布(图4D)。树种均匀度指数显示，渝东南与渝东北为树种均匀性高值集中区(树种数 ≥ 2的乡镇) (图4E)，其“高–高聚集区”分布在渝东南七曜山及其以南的毛坝盖、平阳盖山区，渝东北大巴山、观面山区域也较集中；“低–低集聚区”则散布于合川、长寿、垫江等区县(图4F)。

3.3　影响乡村古树树种多样性的因素

本文采用决定系数(R^2)表征模型对古树种数空间变异的解释程度。结果显示，训练集及测试集的R^2分别为0.85和0.63。尽管测试集R^2下降提示模型存在一定的过拟合风险与泛化局限，但其在独立测试集中仍能解释63%的方差。在社会-生态高度复杂系统中，物种分布模式的预测精度受多种非线性及随机因素制约，该解释率通常被认为是可接受的(Pickett et al., 2001; Guisan & Thuiller, 2005)。此外，模型未能解释的剩余方差(37%)也从侧面印证了微观尺度上的偶发性因素可能对树种多样性具重要作用，包括历史遗留效应、随机干扰(如自然灾害、局部人为破坏)及主体行为异质性(如居民保护意识空间差异)等难以被宏观变量完全捕捉的生态与社会过程。

基于SHAP值的归因分析表明，乡村古树树种多样性受多因子综合驱动，且各因子贡献度差异显著(图5)。其中空间位置、气候因子与面积规模是主导因子(累积贡献率 > 60%)，并呈现显著的空间异质性与非线性阈值效应。具体而言(附录3)，经度(108.44° E)与纬度(30.64° N)界定了东多西少、南高北低的宏观格局；古树对平均地表温度(LST < 21.79℃)表现出显著的冷区适应性，超过该阈值后SHAP值急剧下降，表明在研究区低温更利于古树种类留存；而乡镇面积($\ln A$ > 4.60，约100 km^2)与归一化植被指数(NDVI > 0.79)则通过扩大生境容量与高生境质量发挥正向促进作用。相比之下，人均GDP及人口密度等社会经济因子则呈现复杂的非线性调节机制，如人口密度超过115.77人/km^{2}后转为负向抑制，人均GDP则表现出低水平促进、中

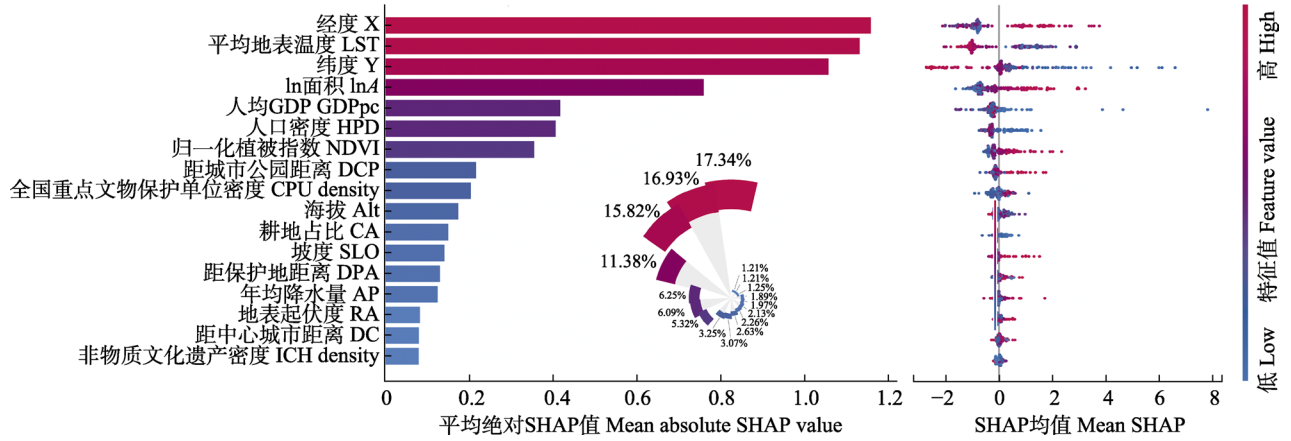


图5　乡村古树树种多样性驱动因子重要性及SHAP蜂群图

Fig. 5　Driver importance and SHAP bee swarm plot for rural ancient tree species diversity. X, Longitude; Y, Latitude; LST, Mean land surface temperature; *A*, Area; GDPpc, Gross domestic product (GDP) per capita; HPD, Population density; NDVI, Normalized difference vegetation index; DCP, Distance to urban parks; CPU, National key cultural relics protection units; ALT, Altitude; CA, Cropland proportion; SLO, Slope; DPA, Distance to protected areas; AP, Mean annual precipitation; RA, Topographic relief; DC, Distance to central city; ICH, Intangible cultural heritage.

表3　城区主导环境因子及其对古树和优势树种分布的贡献率

Table 3　Dominant environmental factors and their contributions to the distribution of ancient and dominant tree species in urban areas

古树树种 Ancient tree	主导因子及贡献率 Dominant factors and contribution rates (%)						累积贡献率 Cumulative contribution rates (%)
全部树种 All Species	距城市公园距离 Distance to urban parks (43.2)	归一化植被指数 NDVI (32.7)	海拔 Altitude (6.5)	国内生产总值 GDP (2.7)			85.1
黄葛树 *Ficus virens*	距城市公园距离 Distance to urban parks (34.6)	归一化植被指数 NDVI (26.6)	海拔 Altitude (18.9)	年均降水量 Mean annual precipitation (3.6)	国内生产总值 GDP (3.4)		87.1
山茶 *Camellia japonica*	距城市公园距离 Distance to urban parks (45.5)	非物质文化遗产密度 ICH density (15.0)	土壤质地 Soil texture (11.4)	全国重点文物保护单位密度 CPU density (6.7)	人口密度 Population density (6.4)		85.0
银杏 *Ginkgo biloba*	距城市公园距离 Distance to urban parks (50.5)	国内生产总值 GDP (15.0)	归一化植被指数 NDVI (12.3)	距中心城市距离 Distance to central city (6.6)	非物质文化遗产密度 ICH density (2.8)		87.2
香樟 *Cinnamomum camphora*	人口密度 Population density (33.5)	植被类型 Vegetation type (17.9)	归一化植被指数 NDVI (15.9)	距城市公园距离 Distance to urban parks (9.6)	全国重点文物保护单位密度 CPU density (7.9)	年均降水量 Mean annual precipitation (2.6)	87.4

模型中各环境因子的相对贡献值为10次模拟后的平均值。In the model, the relative contribution of each environmental variable is the average value after 10 simulations. NDVI, Normalized difference vegetation index; ICH, Intangible cultural heritage; CPU, National key cultural relics protection units; GDP, Gross domestic product.

水平抑制、高水平提升的波动特征。综上，乡村古树树种多样性是自然生境筛选与人类活动干扰在特定阈值下非线性耦合的结果。

3.4　影响城区古树空间分布的因素

MaxEnt模型模拟结果可靠性较高(全部树种测试集AUC为0.892，各优势树种AUC均 > 0.8)。筛选累积贡献率 > 85%的环境因子作为主导因子(表3)，结果显示，距城市公园距离、NDVI和海拔是核心影响因子，三者贡献率之和达82.4%，这表明城区古树与城市公园分布空间关联性较强，城市公园作为古树的空间载体对其留存至关重要。例如，始建于1909年的鹅岭公园面积虽仅6.6 ha，却拥有42株古树，平均树龄140年，除1株220年外其余均小于170年，其中21株(50%)树龄为120年，其树龄与公园建园历史高度吻合。重庆作为历史文化名城，众多历史公园与古树相得益彰，成为古树重要的承载空间。此外，影响不同优势树种的主导因子既有共性又有差异(表3)，观赏价值越高的古树(如山茶)

受历史文化要素(如全国重点文物保护单位密度)影响越大, 其分布与该类因子空间关系密切。这些主导因素的差异性为制定针对性的树种保护策略提供了科学依据。

基于11个主导环境因子建立的单因子模型(图6)揭示了古树分布概率随环境因子的变化趋势。根据响应曲线总体分布特征, 本研究设定概率大于0.5为树种分布高概率区间。结果显示, 自然环境方面, 高概率区集中在海拔400 m以下, 峰值约200 m; NDVI低于0.5时概率高且稳定, 高于0.5则先缓降后陡降; 年均降水量900–1,150 mm为高概率区间, 但黄葛树(峰值约1,100 mm)和银杏(峰值约1,000 mm)随降水增多分布概率急降, 香樟则较缓和; 土壤质地方面, 山茶显示出对砂质壤土的偏好; 香樟及银杏向城市中心集聚的趋势更为明显, 而山茶与黄葛树则相对分散。此外, 古树分布概率与非物质文化

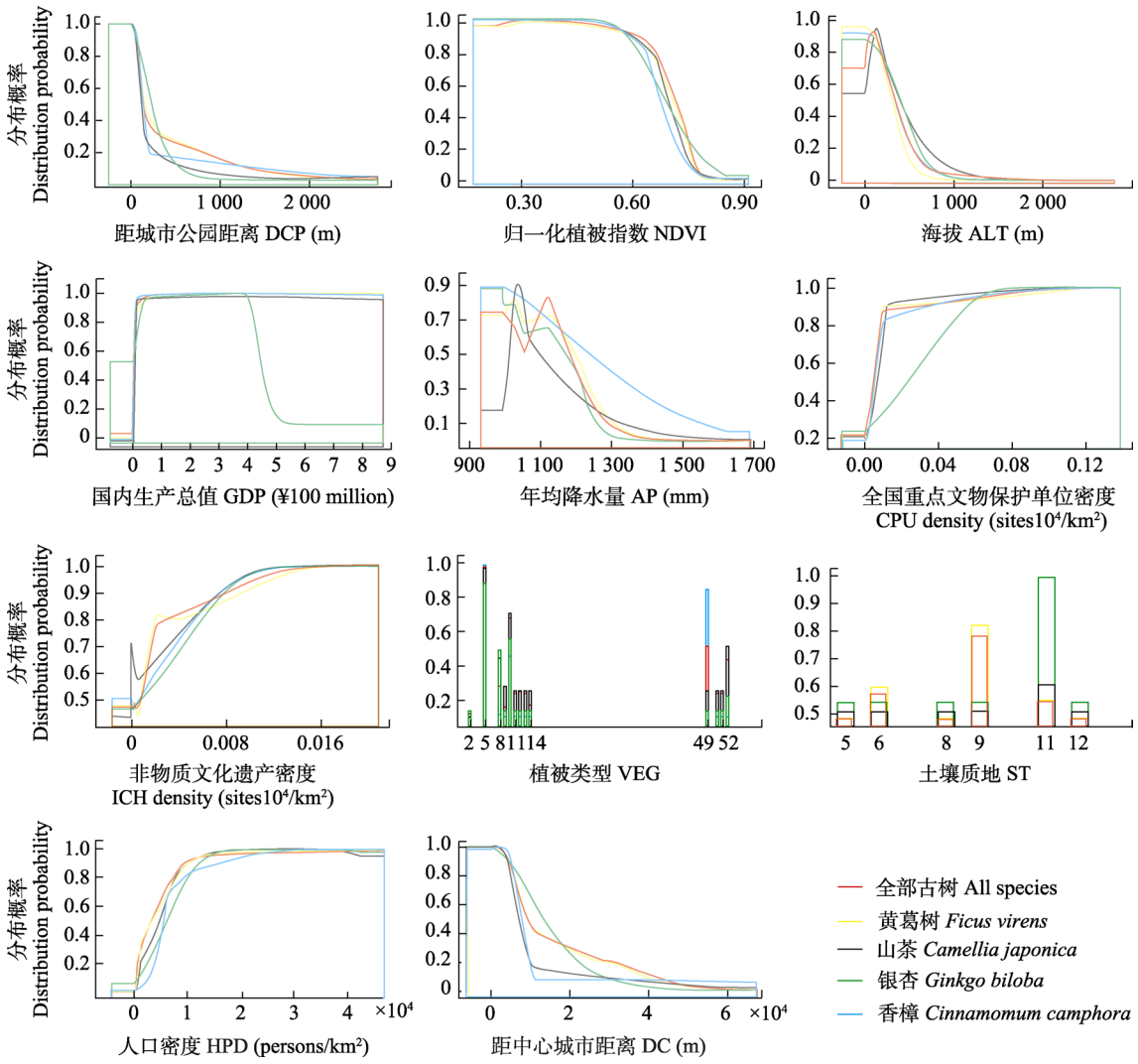


图6　重庆城区古树分布概率对各主导环境因子的响应。植被类型: 2. 温带针叶林; 5. 亚热带和热带山地针叶林; 8. 温带落叶阔叶林; 11. 亚热带常绿及落叶阔叶混交林; 14. 亚热带硬叶常绿阔叶林和矮林; 49. 耐旱作物; 52. 旱作和落叶果树园。土壤质地: 5. 粘壤土; 6. 粉土; 8. 砂质黏土; 9. 壤土; 11. 砂质壤土; 12. 壤质砂土。

Fig. 6　Response of ancient tree distribution probability to dominant environmental factors in the urban area of Chongqing. Vegetation types (VEG): 2. Temperate coniferous forest; 5. Subtropical/tropical montane coniferous forest; 8. Temperate deciduous broadleaf forest; 11. Subtropical evergreen and deciduous broadleaf mixed forest; 14. Subtropical sclerophyllous evergreen broadleaf forest and dwarf forest; 49. Drought-tolerant crops; 52. Dryland farming and deciduous fruit orchards. Soil texture (ST): 5. Clay loam; 6. Silt loam; 8. Sandy clay; 9. Loam; 11. Sandy loam; 12. Loamy sand. DCP, Distance to urban parks; ALT, Altitude; AP, Mean annual precipitation; CPU, National key cultural relics protection units; ICH, Intangible cultural heritage, HPD, Human population density; DC, Distance to central city.

遗产及全国重点文物保护单位密度正相关, 显示古建筑等文化遗产区域是古树的重要栖息地(田丽娟等, 2018; 龙春林, 2025; Chen et al., 2026)。综上, 在高度城市化背景下, 社会经济文化因素已超越自然因素, 成为城市古树保护策略中的核心考量。

4 基于古树资源地方性特征的保护策略框架

尽管现有研究已从古树群体(陈向向等, 2021)与微保护地(李小双和马建忠, 2025)等角度探索了古树的保护路径(符庆成等, 2023; 赵忠, 2025), 但针对山地城乡古树资源的差异性保护策略仍有待完善。本研究区古树资源兼具地域过渡性、古老孑遗性与特有性, 且树种分布极不均衡, 种群延续面临严峻风险。以南川木波罗为例, 该种全球仅存5株且全部分布于重庆, 此类极小种群珍稀树种不仅蕴藏极高的遗传多样性价值, 保护形势也尤为紧迫。科学评估与分类管理是古树资源保护的基础, 本研究基于前文结果, 提出了涵盖"城乡梯度、珍稀度等级、树种类型" 3个维度的保护策略框架(表4), 以针对各类型的核心问题, 明确保护重点并制定相应策略。

在此框架下, 应同时注重三维视角的交叉逻

表4 重庆古树资源保护策略框架

Table 4 Strategic framework for the conservation of ancient tree resources in Chongqing

维度 Dimension	分类层级 Classification	核心问题/特征 Core issues/features	保护策略 Protection strategy	实施重点 Implementation focus
城乡梯度 Urban-rural gradient	建成区 Built-up area	高人为干预; 生境碎片化; 依赖历史公园/文化遗产 High human intervention; habitat fragmentation; dependence on historic parks/cultural heritage sites	古树公园模式: 整合古树群与城市绿地系统; 遗产价值优先: 强化文化关联性保护; 生境修复: 构建微型生态网络 Ancient tree park model: integrating tree groups into urban green space; heritage value priority: strengthening cultural association protection; habitat restoration: constructing micro-ecological networks	历史名园示范; 社区参与管护; 古树生境保护立法 Demonstration in historic gardens; community participation in management; legislation for habitat protection
	城乡交错带 Urban-rural fringe	生态挤压; 城市化侵蚀原始生境 Ecological squeeze; urbanization erodes the original habitat	生境保护: 原始生境保留; 森林系统连片保护: 衔接城市与自然林地 Habitat protection: preserving original habitat; forest connectivity protection: linking urban and natural woodlands	保护红线划定与设置缓冲带; 土地开发避让 Delineation of protection redlines and buffer zones; avoidance in land development
	乡村地区 Rural area	自然遗存为主; 高珍稀度集中 Natural remnant; concentration of high rarity	自然保护地协同: 联动自然保护地; 区域性保护规划: 乡镇尺度精准管理 Synergy with protected areas: linking with nature reserves; regional protection planning: precision management at township scale	大巴山国家级自然保护区、石柱七曜山地质公园等保护区整合; 保护专项规划 Integration of protected areas such as Daba Mountain National Nature Reserve and Shizhu Qiyao Mountain National Geopark; formulation of specialized protection plans
珍稀度等级 Rarity grade	高珍稀度 High rarity	濒危/极危种; 单株或极小种群 Critically endangered/Endangered species; single individuals or very small populations	一树一策: 个性化监测与生境修复; 繁殖技术攻关; 近/迁地保护: 建立保护圃 Individual tree strategy: personalized monitoring and habitat restoration; propagation research; ex/in situ conservation: establishing conservation nurseries	个性化保护与人工扩繁; 设立专项保护基金 Personalized conservation and artificial propagation of species; special protection fund
	中珍稀度 Medium rarity	易危/近危种; 区域性分布 Vulnerable/Near Threatened species; regional distribution	生境质量提升: 控制干扰源; 社区共管: 知识融入保护 Habitat quality improvement: controlling disturbance sources; community co-management: integrating local knowledge	后备古树资源培育; 减少活动干扰; 生境林分改造 Cultivating future ancient tree resources; reducing human disturbance; habitat stand improvement
	低珍稀度 Low rarity	广布种; 种群稳定 Widespread species; stable population	常规监测: 病虫害防治; 可持续利用: 文化价值开发 Routine monitoring: pest and disease control; sustainable utilization: developing cultural value	定期普查; 古树文化旅游线路融合 Regular census; integration into cultural tourism routes
树种类型 Tree species	孑遗种 Relict species	古老起源; 生态脆弱 Ancient origin; ecologically vulnerable	气候韧性提升: 应对极端天气; 遗传多样性保护; 后备资源培育 Climate resilience enhancement: addressing extreme weather; genetic diversity conservation; cultivating future resources	建立气候适应试验区; 后备资源培育 Establishing climate adaptation pilot zones; cultivating future resources
	中国特有种 Chinese endemic species	狭域分布; 特有性高 Narrow distribution; high endemism	栖息地保护: 核心分布区禁伐; 科学考察: 明确种群动态 Habitat protection: prohibiting logging in core distribution areas; scientific survey: clarifying population dynamics	武陵山专项调查; 设立特有古树保护小区 Special survey in Wuling Mountains; protection plots for endemic trees
	广布种 Widespread species	适用性强; 文化关联高 High adaptability; deep cultural association	文化传承: 古树文化微保护地; 公众教育: 古树认养计划 Cultural heritage: ancient tree biocultural micro-conservation site; public education: tree adoption programs	编撰重庆古树文化志; 科普教育基地建设 Compiling Chongqing ancient tree cultural records; building science education bases

辑。对古树单株而言, 可定位到城乡梯度、珍稀度和树种类型的交叉网格, 如对应西藏红豆杉“城区-高珍稀度-孑遗种”属性特征, 则可实施古树公园内西藏红豆杉专项救护; 对于区域特征而言, 依据前文分析结果, 如渝东北大巴山高珍稀度区, 可触发“偏远山区-高珍稀度-孑遗种”策略, 可实施“区域性保护 + 自然保护地协同 + 关键种一树一策”模式, 而城区古树群(如鹅岭公园), 则触发“城区-中珍稀度-广布种”策略, 可采用“古树公园 + 文化价值开发”模式。

5 结论

本文以处于我国种子植物特有属分布核心区的重庆市为研究范围, 通过综合运用GIS空间分析、XGBoost与MaxEnt等机器学习算法, 结合SHAP可解释性框架等量化方法, 系统解析了重庆市古树资源的组成特征、空间分布格局及其留存机制, 主要结论如下:

(1)厘清了特有属分布核心区古树本底特征与极小种群风险。重庆市古树区系兼具热带与温带过度特征, 城乡古树组成受人为管护与自然遗存的双重影响呈现显著分异, 城区山茶科、罗汉松科等观赏性树种占比优势明显, 体现出人为管护的深刻影响, 而乡村则以柏科、蕈树科等地带性自然遗存树种为优势。树种整体呈现出桑科绝对优势与树种高度稀有性并存的典型特征, 高达38.8%的古树树种个体少于3株, 显示出极小种群古树面临严峻的丧失风险, 亟需开展针对性分类保护。

(2)城乡二元结构下古树留存机制具有显著差异与非线性特征。乡村古树多样性是自然生境筛选与人类干扰的非线性耦合结果, 存在显著的气候因子与生境质量阈值效应, 且历史偶然性等微观偶发因素发挥着不可忽视的作用; 而城区古树分布则高度依赖以历史公园和文化遗产为代表的社会–生态空间载体, 且不同树种对人文因子的空间响应存在特异性。这一发现深化了对社会–生态复杂系统中长寿植物留存规律的科学认知。

(3)构建了多维协同的古树保护策略框架。基于古树资源地方性特征与城乡留存机制差异, 提出了融合“城乡梯度-珍稀度等级-树种类型”的三维保护框架, 为古树保护向空间差异化、树种精准化及文化生态协同化的保护模式转变提供了实践路径与科学参考, 同时为《古树名木保护条例》的落地实施提供了可操作的空间决策工具。

致谢: 感谢重庆市城市管理局与重庆市林业局提供古树资源数据。

ORCID

孙秀锋 https://orcid.org/0009-0003-8599-9609

参考文献

Blicharska M, Mikusiński G (2014) Incorporating social and cultural significance of large old trees in conservation policy. Conservation Biology, 28, 1558–1567.

Chen JL, Bai YH, Huang X, Huang L, Tang ZY (2026) Improved forest protection at Chinese heritage relic sites. Nature Sustainability, 9, 1160–1170.

Chen SS, Zhou Y, Li ZX, Zhang MJ (2021) Distribution characteristics of famous ancient trees in different regions of Jiangsu Province. Chinese Landscape Architecture, 37(6), 117–121. (in Chinese with English abstract) [陈赛赛, 周钰, 李祉宣, 张明娟 (2021) 江苏省不同区域古树名木分布特点研究. 中国园林, 37(6), 117–121.]

Chen XX, Gai ZS, Zhai JT, Xu JD, Jiao PP, Wu ZH, Li ZJ (2021) Genetic diversity and construction of core conservation units of the natural populations of *Populus euphratica* in Northwest China. Biodiversity Science, 29, 1638–1649. (in Chinese with English abstract) [陈向向, 盖中帅, 翟军团, 徐劲东, 焦培培, 吴智华, 李志军 (2021) 中国西北地区天然胡杨群体遗传多样性及核心保护单元的构建. 生物多样性, 29, 1638–1649.]

Chen TQ, Guestrin C (2016) XGBoost: A scalable tree boosting system. In: Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining, pp. 785–794. San Francisco, USA.

Fay N (2002) Environmental arboriculture, tree ecology and veteran tree management. Arboricultural Journal, 26, 213–238.

Fu QC, Qiu EF, Zhang Y, Wang HC, Huang LH (2023) Characteristics and influencing factors of heart rot of ancient *Ginkgo biloba* trees in Beijing. Scientia Silvae Sinicae, 59(6), 130–140. (in Chinese with English abstract) [符庆成, 邱尔发, 张媛, 王慧超, 黄岚虹 (2023) 北京市银杏古树心腐特征及其影响因素. 林业科学, 59(6), 130–140.]

Getis A, Ord JK (1992) The analysis of spatial association by use of distance statistics. Geographical Analysis, 24, 189–206.

Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. Ecology Letters, 8, 993–1009.

Hartel T, Hanspach J, Moga CI, Holban L, Szapanyos Á, Tamás R, Hováth C, Réti KO (2018) Abundance of large old trees in wood-pastures of Transylvania (Romania). Science of the Total Environment, 613, 263–270.

Huang JH, Ma KP, Chen B (2014) Diversity and Geographic Distribution of Endemic Seed Plants in China. Higher Education Press, Beijing. (in Chinese) [黄继红, 马克平, 陈彬 (2014) 中国特有种子植物的多样性及其地理分布. 高等教育出版社, 北京.]

Huang L, Jin C, Zhou LH, Hu SW, Tian LJ, Li CQ, Yang YC (2021) Large old trees in human settlements: Distribution patterns, drivers and conservation practices. Guihaia, 41, 1665–1673. (in Chinese with English abstract) [黄力, 靳程, 周礼华, 胡四维, 田丽娟, 李崇清, 杨永川 (2021) 人类聚居地的古树: 分布格局、驱动因素与保护实践. 广西植物, 41, 1665–1673.]

Huang L, Tian LJ, Zhou LH, Jin C, Qian SH, Jim CY, Lin DM, Zhao L, Minor J, Coggins C, Yang YC (2020) Local cultural beliefs and practices promote conservation of large old trees in an ethnic minority region in southwestern China. Urban Forestry & Urban Greening, 49, 126584.

Jim CY (2004) Spatial differentiation and landscape-ecological assessment of heritage trees in urban Guangzhou (China). Landscape and Urban Planning, 69, 51–68.

Jim CY (2005) Monitoring the performance and decline of heritage trees in urban Hong Kong. Journal of Environmental Management, 74, 161–172.

Jim CY, Zhang H (2013) Species diversity and spatial differentiation of old-valuable trees in urban Hong Kong. Urban Forestry & Urban Greening, 12, 171–182.

Li X, Sun XF, Li Y, Yang DW (2025) Quantitative assessment on supply-demand space of cultural ecosystem services of mountainous high-density city: A case study in Chongqing. Journal of Wuhan University (Natural Science Edition), 71, 98–108. (in Chinese with English abstract) [李旭, 孙秀锋, 李悦, 杨德伟 (2025) 山地型高密度城市生态系统文化服务供需空间关系的定量评估: 以重庆市为例. 武汉大学学报(理学版), 71, 98–108.]

Li XP, Li K, Xu J, Jia FG, Lei S (2026) Eco-environment evolution and driving factors of the Loess Plateau based on the XGBoost-SHAP approach. Journal of Desert Research, 46, 175–186. (in Chinese with English abstract) [李晓鹏, 李康, 徐静, 贾富贵, 雷双 (2026) 基于XGBoost-SHAP方法的黄土高原生态质量演变及驱动因素分析. 中国沙漠, 46, 175–186.]

Li XS, Ma JZ (2025) Ancient tree biocultural micro-conservation site: An innovative conservation pathway synergizing biological and cultural elements. Biodiversity Science, 33, 25295. (in Chinese with English abstract) [李小双, 马建忠 (2025) 古树生物文化微保护地: 一种生物与文化要素协同的创新型保护路径. 生物多样性, 33, 25295.]

Lindenmayer DB, Laurance WF (2017) The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. Biological Reviews, 92, 1434–1458.

Liu JJ, Yang B, Lindenmayer DB (2019) The oldest trees in China and where to find them. Frontiers in Ecology and the Environment, 17, 319–322.

Liu SJ, Wang ZJ, Dai L, Zhou XX, Hu CY, Wu C (2025) The area effect of habitat patches on plant diversity in remnant mountains in karst mountainous cities. Acta Ecologica Sinica, 45, 8376–8388. (in Chinese with English abstract) [柳书俊, 王志杰, 代磊, 周学霞, 胡嫦月, 吴超 (2025) 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, 45, 8376–8388.]

Liu YX, Hu C, Zhu SC, Lan SR, Ma ZY (2019) Analysis of spatial distribution characteristics of ancient tree resources in Wenzhou City based on GIS. Chinese Landscape Architecture, 35(5), 107–111. (in Chinese with English abstract) [刘益曦, 胡春, 朱圣潮, 兰思仁, 马知遥 (2019) 基于GIS的温州古树资源空间分布特征分析. 中国园林, 35(5), 107–111.]

Long CL (2025) The significance of traditional culture for biodiversity conservation. Biodiversity Science, 33, 25230. (in Chinese with English abstract) [龙春林 (2025) 传统文化在生物多样性保护中的特殊意义. 生物多样性, 33, 25230.]

Ma KP (1994) Methods for measuring diversity of biological communities. I. Methods for measuring α diversity (Part I). Biodiversity Science, 2, 162–168. (in Chinese) [马克平 (1994) 生物群落多样性的测度方法. I. α多样性的测度方法(上). 生物多样性, 2, 162–168.]

Ma KP, Liu YM (1994) Methods for measuring diversity of biological communities. I. Methods for measuring α diversity (Part II). Biodiversity Science, 2, 231–239. (in Chinese) [马克平, 刘玉明 (1994) 生物群落多样性的测度方法. I. α多样性的测度方法(下). 生物多样性, 2, 231–239.]

Pederson N (2010) External characteristics of old trees in the eastern deciduous forest. Natural Areas Journal, 30, 396–407.

Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM, Nilon CH, Pouyat RV, Zipperer WC, Costanza R (2001) Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. Annual Review of Ecology and Systematics, 32, 127–157.

Qiu ZZ, Hu XJ, Qian H, Wei BJ, Liao KF (2022) Analysis of spatial distribution characteristics of ancient and famous trees in Xintian County. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 42(10), 46–56. (in Chinese with English abstract) [邱族周, 胡希军, 钱惠, 韦宝婧, 廖坤富 (2022) 新田县古树名木资源组成和空间分布特征分析. 中南林业科技大学学报, 42(10), 46–56.]

Ren WQ, Hou HP, Bi HT, Sun YM (2024) Analysis of characteristics of ancient tree resources in different regions of Henan Province and protection countermeasures. Journal of Henan Agricultural University, 58, 444–455. (in Chinese with English abstract) [任婉倩, 侯贺平, 毕会涛, 孙煜萌

(2024) 河南省不同区域古树资源特征分析及保护对策. 河南农业大学学报, 58, 444–455.]

Shi YF, Niu FR, Huang XM, Hong X, Gong XW, Wang YL, Lin D, Liu XN (2026) Interpretable machine learning and its applications in ecology. Biodiversity Science, 34, 25210. (in Chinese with English abstract) [石亚飞, 牛富荣, 黄晓敏, 洪星, 龚相文, 王艳莉, 林栋, 柳小妮 (2026) 可解释机器学习及其生态学应用. 生物多样性, 34, 25210.]

Tian LJ, Huang L, Zhou LH, Chen TY, Qian SH, Yang YC (2018) The composition and distribution of heritage trees in Guizhou ethnic minority areas: A case study of Wuchuan County. Chinese Journal of Ecology, 37, 2768–2775. (in Chinese with English abstract) [田丽娟, 黄力, 周礼华, 陈廷跃, 钱深华, 杨永川 (2018) 贵州少数民族聚居地古树资源组成及分布特征——以务川县为例. 生态学杂志, 37, 2768–2775.]

Wan JZ, Li QF, Wei GL, Yin GJ, Wei DX, Song ZM, Wang CJ (2020) The effects of the human footprint and soil properties on the habitat suitability of large old trees in alpine urban and periurban areas. Urban Forestry & Urban Greening, 47, 126520.

Wang PR, You GX, Zhuge MM, Da LJ, Hu YD (2024) Study on the composition and spatial distribution of ancient tree resources in Badong County, Hubei Province. Chinese Landscape Architecture, 40(5), 138–144. (in Chinese with English abstract) [王沛然, 游桂璇, 诸葛名名, 达良俊, 胡远东 (2024) 湖北省巴东县古树资源组成及其空间分布特征研究. 中国园林, 40(5), 138–144.]

Wang XF, Duan YX, Jin LL, Wang CY, Peng MC, Li Y, Wang XH, Ma YF (2023) Prediction of historical, present and future distribution of *Quercus* sect. *Heterobalanus* based on the optimized MaxEnt model in China. Acta Ecologica Sinica, 43, 6590–6604. (in Chinese with English abstract) [王晓帆, 段雨萱, 金露露, 王崇云, 彭明春, 李云, 王旭红, 马云飞 (2023) 基于优化的最大熵模型预测中国高山栎组植物的历史、现状与未来分布变化. 生态学报, 43, 6590–6604.]

Wu ZY (1991) The areal-types of Chinese genera of seed plants. Acta Botanica Yunnanica, 13(Suppl. IV), 1–139. (in Chinese with English abstract) [吴征镒 (1991) 中国种子植物属的分布区类型. 云南植物研究, 13(增刊IV), 1–139.]

Wu ZY, Zhou ZK, Li DZ, Peng H, Sun H (2003) The areal-types of the world families of seed plants. Acta Botanica Yunnanica, 25, 245–257. (in Chinese with English abstract) [吴征镒, 周浙昆, 李德铢, 彭华, 孙航 (2003) 世界种子植物科的分布区类型系统. 云南植物研究, 25, 245–257.]

Xie CP, Li M, Jim CY, Liu DW (2022) Environmental factors driving the spatial distribution pattern of venerable trees in Sichuan Province, China. Plants, 11, 3581.

Yang YB, Bao GD, Zhang D, Zhai C (2022) Spatial distribution and driving factors of old and notable trees in a fast-developing city, Northeast China. Sustainability, 14, 7937.

Ying JS, Zhang YL (1994) Endemic Genus of Seed Plants in China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [应俊生, 张玉龙 (1994) 中国种子植物特有属. 科学出版社, 北京.]

Zhang H, Lai PY, Jim CY (2017) Species diversity and spatial pattern of old and precious trees in Macau. Landscape and Urban Planning, 162, 56–67.

Zhang H, Wu J, Lü XY, Wang YY, Zuo YW, Xia CY, Li WQ, Deng HP (2024) Diversity characteristics of key protected wild plants distributed in Chongqing City. Journal of Plant Resources and Environment, 33(4), 81–91. (in Chinese with English abstract) [张欢, 吴婧, 吕信运, 王仪云, 左有为, 夏常英, 李文巧, 邓洪平 (2024) 重庆市分布的重点保护野生植物多样性特征. 植物资源与环境学报, 33(4), 81–91.]

Zhao Z (2025) Problems and challenges faced by the health management of old trees. Scientia Silvae Sinicae, 61(7), 94–99. (in Chinese with English abstract) [赵忠 (2025) 古树健康管理面临的问题和挑战. 林业科学, 61(7), 94–99.]

Zheng MF, Deng ZJ, Liu ZZ, Gu X (2024) Characteristics of ancient trees in different urbanization rates areas of Yi nationality in Yunnan Province. Guihaia, 44, 600–610. (in Chinese with English abstract) [郑梦菲, 邓忠坚, 刘倬志, 古旭 (2024) 云南彝族地区不同城镇化水平区域的古树遗留特征. 广西植物, 44, 600–610.]

Zhu GP, Liu GQ, Bu WJ, Gao YB (2013) Ecological niche modeling and its applications in biodiversity conservation. Biodiversity Science, 21, 90–98. (in Chinese with English abstract) [朱耿平, 刘国卿, 卜文俊, 高玉葆 (2013) 生态位模型的基本原理及其在生物多样性保护中的应用. 生物多样性, 21, 90–98.]

(责任编辑: 黄祥忠)

附录 Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026134

附录1 古树环境因子及描述

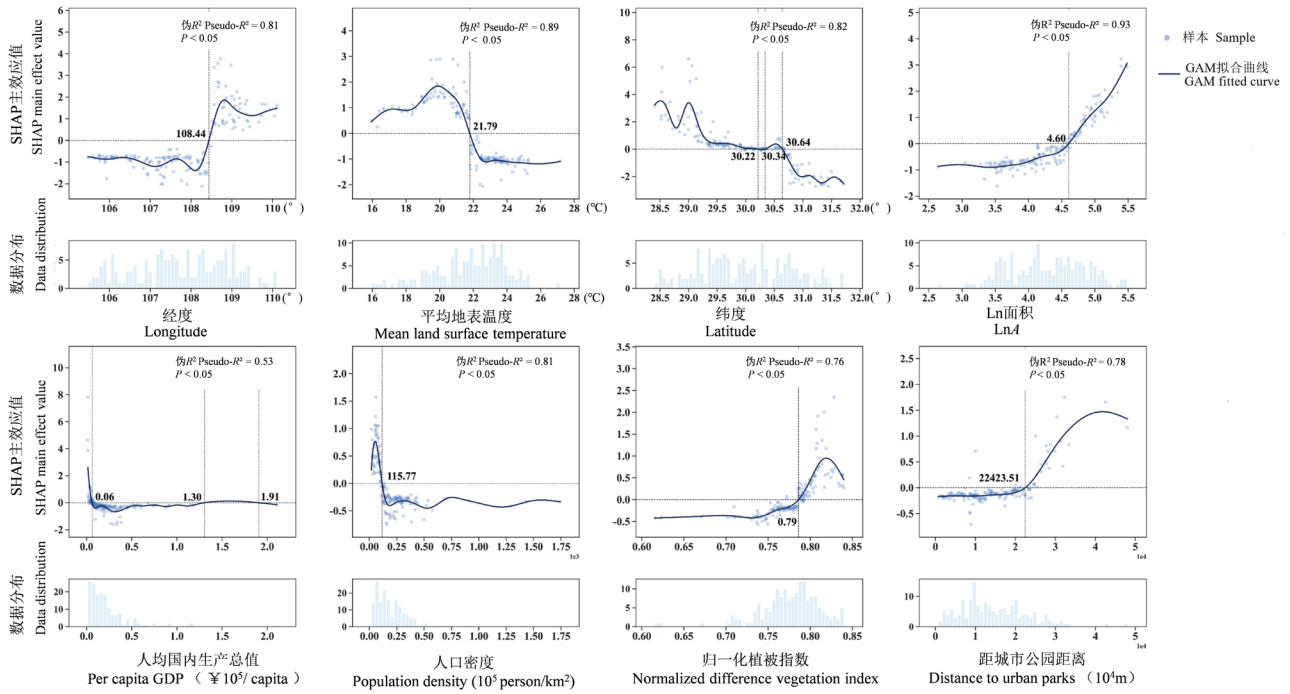
Appendix 1 Environmental factors and descriptions of ancient trees

维度 Dimension	类别 Category	环境因子 Environment factors	数据描述及处理 Data description and processing
自然环境特征 Natural environmental characteristics	地形因子 Topographic factors	海拔 Altitude (ALT) (m)	基于90 m分辨率DEM生成高程、坡向、坡度 Derived from 90 m resolution DEM
		坡度 Slope (SLO) (°)	
		坡向 Aspect (ASP)	
		地形起伏度 Terrain relief (RA) (m)	采用18 × 18像元移动窗口对DEM分析获得 Calculated from DEM using 18 × 18 cell moving window
	气候因子 Climatic factors	平均地表温度 Mean land surface temperature (LST) (℃)	基于站点日观测数据插值, 2000–2020年均值 Interpolated from station data, average for 2000–2020
		年均降水量 Mean annual precipitation (AP) (mm)	
	生态因子 Ecological factors	归一化植被指数 Normalized difference vegetation index (NDVI)	SPOT/VEGETATION NDVI卫星遥感数据, 合成2000–2020年均值 SPOT/VEGETATION NDVI data, synthesized average for 2000–2020
		植被类型 Vegetation type (VEG)	来源于《1:1 00万中国植被图集》 From 1 : 1,000,000 Vegetation Atlas of China
		距自然保护地的距离 Distance to protected areas (DPA) (m)	自然保护区、森林公园等, 生成欧氏距离图 Euclidean distance to nature reserves, forest parks, etc.
	土壤因子 Soil factors	土壤类型Soil type (SOIL)	世界土壤数据库 Harmonized World Soil Database (HWSD)
		土壤质地Soil texture (ST)	1 : 100万土壤类型图和第二次土壤普查 From 1 : 1,000,000 soil map and the Second National Soil Survey
社会经济特征 Socio-economic characteristics	人口因子 Population factors	人口密度 Population density (HPD) (10^5persons/km²)	第七次全国人口普查 From the Seventh National Population Census
	经济因素 Economic factors	国内生产总值 Gross domestic product (GDP) (¥ 100 million)	每个栅格代表该网格(1 km)内的GDP总产值 Total GDP within each 1km grid cell
		距中心城市的距离 Distance to central city (DC) (m)	利用欧式距离分析生成 Generated using Euclidean distance analysis
		耕地占比 Cropland proportion (CA) (%)	采用9 × 9像元移动窗口计算耕地面积占比获得 Derived from a 9 × 9 cell moving window calculation of cultivated land proportion
		距城市公园的距离 Distance to urban parks (DCP) (m)	利用欧式距离分析 Generated using Euclidean distance analysis
历史文化特征 Historical and cultural characteristics	文化因素 Cultural factors	非物质文化遗产密度 Intangible cultural heritage density (ICH density) (sites10^4/km^2)	非物质文化遗产核密度 Kernel density of intangible cultural heritage
		全国重点文物保护单位密度 Density of cultural heritage protection units (CPU density) (sites10^4/km^2)	全国重点文物保护单位核密度 Kernel density of National key cultural relics protection units

附录2　重庆古树科、属分布区类型

Appendix 2　Distribution types of families and genera of ancient trees in Chongqing

	代码 Code	分布区类型及变型 Distribution area types and subtypes	科数 No. of families	占比 Percentage (%)	属数 No. of genera	占比 Percentage (%)
世界分布 World distribution	1	世界广布 Cosmopolitan distribution	10	13.70	–	–
热带分 Tropical distribution	2	泛热带分布 Pantropic distribution	23	31.51	20	12.66
	2-1	热带亚洲-大洋洲和热带美洲(南美洲或/和墨西哥)分布 Tropical Asia to Tropical Australasia and Tropical America (South America or/and Mexico) distribution	1	1.37	2	1.27
	2-2	热带亚洲-热带非洲-热带美洲(南美洲)分布 Tropical Asia to Tropical Africa and Tropical America (South America) distribution	1	1.37	–	–
	2S	以南半球为主的泛热带分布 Pantropical distribution mainly in the Southern Hemisphere	4	5.48	–	–
	3	热带亚洲和热带美洲间断分布 Tropical Asia and Tropical America disjunct distribution	5	6.85	8	5.06
	4	旧世界热带分布 Old World Tropical distribution	–	–	8	5.06
	5	热带亚洲至热带大洋洲 Tropical Asia to Tropical Australasia distribution	1	1.37	7	4.43
	5a	澳大利亚东部和/或东北部 Distribution in Eastern and/or Northeastern Australia	1	1.37	–	–
	6	热带亚洲至热带非洲分布 Tropical Asia to Tropical Africa distribution	–	–	1	0.63
	6d	南非(主要是好望角) Distribution in South Africa (mainly Cape of Good Hope)	1	1.37	–	–
	7	热带亚洲(印度-马来西亚)分布 Tropical Asia (Indo-Malesia) distribution	–	–	11	6.96
	7-1	爪哇(或苏门答腊)、喜马拉雅间断或星散分布到华南、西南 Disjunct or diffused distribution from Java (or Sumatra) and Himalaya to South and Southwestern China	–	–	3	1.90
	7-2	热带印度至华南(或西南)分布 Tropical India to South China (or Southwestern China) distribution	–	–	1	0.63
	7a	西马来(北可达中南半岛或印东北或热带喜马拉雅，南达苏门答腊) Western Malesia distribution (northward to Indochina or Northeastern India or Tropical Himalaya, southward to Sumatra)	1	1.37	–	–
	7d	全分布区东达新几内亚(新几内亚特有) Throughout the distribution area eastward to New Guinea (endemic to New Guinea)	1	1.37	–	–
温带分布 Temperate distribution	8	北温带分布 North Temperate distribution	4	5.48	30	18.99
	8-4	北温带和南温带间断分布 North Temperate and South Temperate disjunct distribution	11	15.07	1	0.63
	8-6	地中海、东亚、新西兰和墨西哥-智利间断分布 Mediterranean, East Asia, New Zealand and Mexico-Chile disjunct distribution	1	1.37	1	0.63
	9	东亚和北美洲间断分布 East Asia and North America disjunct distribution	3	4.11	20	12.66
	10	旧世界温带分布 Old World Temperate distribution	–	–	2	1.27
	10-1	地中海区、西亚和东亚间断 Mediterranean, West Asia and East Asia disjunct distribution	–	–	2	1.27
	10-2	地中海区和喜马拉雅间断 Mediterranean and Himalaya disjunct distribution	–	–	1	0.63
	12	地中海区、西亚至中亚分布 Mediterranean to West and Central Asia distribution	–	–	2	1.27
	12-3	地中海区至温带、热带亚洲、大洋洲和南美洲间断Mediterranean to Temperate and Tropical Asia, Australasia and South America disjunct distribution	–	–	2	1.27
东亚与中国特有分布 Distribution in East Asia and endemic to China	14	东亚分布(东喜马拉雅-日本) East Asia (East Himalaya-Japan) distribution	1	1.37	8	5.06
	14-1	中国-喜马拉雅分布 Sino-Himalayan distribution	–	–	4	2.53
	14-2	中国-日本分布 Sino-Japanese distribution	2	2.74	10	6.33
	15	中国特有分布 Endemic to China distribution	2	2.74	14	8.86
合计Total			73	100	158	100



附录3　影响乡村古树种类多样性的8个主要驱动因素SHAP依赖图

Appendix 3　SHAP dependence plot for the 8 main driving factors affecting the diversity of rural ancient tree species

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 25375, pages 1–8
doi: 10.17520/biods.2025375
cstr: 32101.14.biods.2025375

•生物编目•

横断山区鸟类名录

李菡, 何兴成, 张尚明玉, 曹一唯, 张家语, 彭可欣, 吴永杰*

四川大学生命科学学院; 生物资源与生态环境教育部重点实验室; 四川省濒危野生动物保护生物学重点实验室, 成都 610065

摘要: 横断山区作为全球生物多样性热点区域, 是中国鸟类多样性最高的地区之一。物种名录是生物多样性本底资料的核心组成部分和区域生物多样性研究与保护的基础性工作, 但横断山区鸟类名录30年来未有更新, 亟待完善。本研究通过系统整合多元物种分布数据(截至2025年7月30日), 基于AviList Checklist (v2025)分类系统, 更新了横断山区鸟类名录。结果表明, 横断山区范围内有鸟类26目97科1,012种, 占中国鸟类种数的67.3%, 较《横断山区鸟类》记录的585种新增427种, 包括402种新分布记录和25种由亚种提升的物种。区域鸟种以雀形目为主(609种), 繁殖鸟类占优(75.2%), 体现了本地区作为重要的鸟类繁殖地的功能。区内含国家重点保护鸟类258种, 占全国(394种)的65.5%, IUCN受胁物种62种, CITES附录物种102种, 其生物多样性保护地位突出而重要。研究识别出3种分布存疑鸟种, 建议未来通过实地证据进一步验证。另外, 本研究基于地理、区系、环境和物种相似性划定的“大横断”范围, 整理出26种在传统横断山区范围内未被记录的鸟类, 有助于进一步揭示本地区的鸟类多样性特点。本名录是横断山区鸟类多样性研究基础性工作的重要进展, 弥补了长期数据空白, 为区域生物多样性保护、生态系统研究及可持续发展决策提供了重要的科学依据。

关键词: 鸟类; 横断山; 物种名录; 生物多样性

李菡, 何兴成, 张尚明玉, 曹一唯, 张家语, 彭可欣, 吴永杰 (2026) 横断山区鸟类名录. 生物多样性, 34, 25375. doi: 10.17520/biods.2025375; cstr: 32101.14.biods.2025375.
Li H, He XC, Zhang SMY, Cao YW, Zhang JY, Peng KX, Wu YJ (2026) Avian checklist of the Hengduan Mountains. Biodiversity Science, 34, 25375. doi: 10.17520/biods.2025375; cstr: 32101.14.biods.2025375.

Avian checklist of the Hengduan Mountains

Han Li, Xingcheng He, Shangmingyu Zhang, Yiwei Cao, Jiayu Zhang, Kexin Peng, Yongjie Wu*

College of Life Sciences, Sichuan University; Key Laboratory of Bio-resource and Eco-environment of Ministry of Education; Sichuan Key Laboratory of Conservation Biology on Endangered Wildlife, Chengdu 610065, China

ABSTRACT

Aims: The Hengduan Mountains, a global biodiversity hotspot and one of China’s most diverse regions for bird species, have not seen an update to their bird checklist in 30 years. As a core component of baseline biodiversity data, a species checklist is fundamental to regional biodiversity research and conservation, making its updating an urgent priority. This study aimed to provide an updated checklist of the birds of the Hengduan Mountains.

Method: This study systematically updated the bird checklist of the Hengduan Mountains by integrating multiple sources of species distribution data (as of 30 July 2025) based on the AviList Checklist (v2025) taxonomic system.

Results: A total of 1,012 bird species belonging to 26 orders and 97 families were recorded in the Hengduan Mountains, accounting for 67.3% of China’s total bird species. This represented an increase of 427 species compared with the previous checklist (*Birds of the Hengduan Mountains*, 585 species), including 402 new distribution records and 25 species elevated to species rank from subspecies. The bird assemblage was dominated by Passeriformes (609 species), and breeding birds were predominant (75.2%), reflecting the region’s importance as a key breeding area for birds. The area contains 258 nationally protected bird species (65.5% of China’s total of 394), 62 IUCN threatened species, and 102 CITES-listed species, highlighting its significant and prominent role in biodiversity conservation. Three bird species with questionable distribution records were identified, suggesting the need for further validation through field

收稿日期 Received: 2025-09-23; 接受日期 Accepted: 2026-03-29
基金项目: 国家重点研发计划(2024YFF1307602) Supported by the National Key Research and Development Program of China (2024YFF1307602)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: wuyongjie@scu.edu.cn

evidence. Additionally, based on the “Greater Hengduan” region delineated by similarities in geography, fauna, environment, and species composition, this study identified 26 bird species not previously recorded within the traditional Hengduan Mountains area, which helps to further reveal the characteristics of avian diversity in this region.
Conclusion: This updated checklist represents significant progress in the foundational work on bird diversity in the Hengduan Mountains. It addresses a long-standing data gap and provides an important scientific basis for regional biodiversity conservation, ecosystem research, and sustainable development decision-making.
Key words: birds; Hengduan Mountains; species checklist; biodiversity

横断山区地处青藏高原东南缘, 被列为全球生物多样性热点地区之一(Myers, 2003; Marchese, 2015), 其复杂的地形与独特的气候条件孕育了极高的物种多样性。横断山区的鸟类考察可追溯至19世纪末20世纪初, 西方博物学家在此开展了早期的标本采集与分类工作; 20世纪50–80年代, 中国科学院对横断山区开展多次综合科学考察, 积累了大量鸟类分布数据。此后, 各省陆续编纂地方鸟类志, 如《云南鸟类志(上卷): 非雀形目》(杨岚, 1994)、《四川鸟类原色图鉴》(李桂垣, 1995), 初步建立了区域鸟类多样性数据库。1996年出版的《横断山区鸟类》系统整理了该地区鸟类记录, 该书共记录鸟类585种(唐蟾珠等, 1996)。21世纪以来, 随着分子系统学、遥感技术及公民科学平台的快速发展, 横断山区鸟类研究在分类修订、分布范围界定及种群动态监测等方面取得显著进展。2013年的研究显示, 横断山区繁殖鸟类已达738种(Wu et al., 2013)。然而, 作为中国鸟类物种多样性最丰富的地区, 横断山区仍缺乏一份详细的鸟类名录, 加上近年来各省陆续更新地方鸟类名录, 如: 四川省鸟类名录的修订和更新(阙品甲等, 2020); 中国观鸟记录中心(https://www.birdreport.cn)、eBird (https://ebird.org)等平台也积累了大量观测记录。基于最新鸟类分类系统, 全面系统地整理该地区最新的鸟类分类和分布名录成了当前本地区生物多样性研究的重要课题, 也是生物多样性保护的现实需要。

物种名录作为生物多样性研究的核心基础数据, 既是区域生物本底调查的关键成果, 也是生物多样性保护、管理与监测工作的重要科学依据(马克平, 2015)。完整的物种名录不仅为生态系统功能研究提供基础资料, 更是物种濒危等级评估与红色名录编制的必要前提(蒋志刚等, 2017)。横断山区作为我国乃至全球生物多样性的关键区域, 其鸟类名录的滞后影响保护优先区划定、国家公园规划及物种濒危等级评估的科学性。

本研究通过系统梳理野外调查数据、文献专著和公民科学数据(截至2025年7月), 整合最新分类学修订成果, 旨在建立全面、规范的横断山区鸟类物种名录, 以填补该区域生物多样性本底资料的空白, 为物种保护与可持续发展决策提供科学支撑。

1 方法

1.1 研究区域及地理概况

横断山脉作为全球最年轻的造山带之一(张洪瑞和侯增谦, 2018), 是中国境内规模最大、特征最典型的南北走向山系, 也是唯一同时具有太平洋和印度洋两大水系的特殊地理单元(唐蟾珠等, 1996)。区内呈现典型的高山峡谷地貌, 自东向西依次分布着邛崃山、大渡河、大雪山、雅砻江、沙鲁里山、金沙江、芒康山(宁静山)、澜沧江、怒山、怒江和高黎贡山等主要山川水系, 形成“山川并列、江河并流”的独特景观格局。

研究区域的准确界定是区域鸟类名录编纂及鸟类保护工作的前提。为便于与《横断山区鸟类》(唐蟾珠等, 1996)进行对比和衔接, 本文沿用相同的研究区域, 即传统横断山区范围(以下称为横断山区范围)。该区域界定为22°00′–32°05′ N, 97°00′–103°00′ E之间, 东起邛崃山, 西至伯舒拉岭, 北起昌都-甘孜-马尔康一线, 南抵中缅边境(图1)(第宝锋等, 2019)。由于DEM栅格分辨率的限制, 最高栅格单元高程(7,352 m)略低于贡嘎山实际峰顶高程(7,508.9 m), 本文讨论的海拔上限以DEM数据实际高程范围为基准。

横断山区作为典型的南北生态交汇、动物区系过渡的区域, 物种分布往往不受人为划定边界的限制。例如, 东部周边的岷山山系、秦岭西段南麓、大小凉山山系, 以及四川盆地西部的峨眉山、老君山等区域, 其环境和动物区系具有较高的相似性,

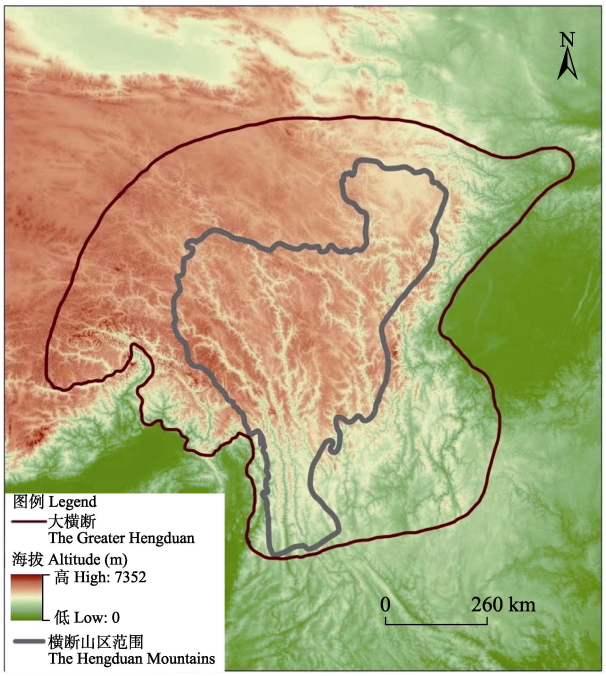


图1　横断山区范围与“大横断”范围示意图
Fig. 1　Location of the Hengduan Mountains and the “Greater Hengduan” region

但并未被完全划定在横断山区范围内; 横断山西部的舒伯拉岭和高黎贡山与东喜马拉雅山地理位置十分靠近, 两地鸟类物种相似度也较高。此外, 对于具有飞行能力的鸟类而言, 单纯的高山峡谷地理隔离难以对其扩散分布构成实质性阻碍; 而横断山区作为动物区系交汇与过渡地带, 物种组成复杂, 其南部分布有较多东洋界物种, 而西北部的川西高原分布有较多古北界和青藏高原特有鸟类, 加之自南向北连续分布的生境格局, 使得鸟类南北扩散所受空间阻隔作用较小, 但生态阻隔作用明显。因此, 在开展鸟类多样性研究时, 结合地理位置、动物区系、环境和物种相似性划定研究区域, 对于科学反映本地区的生物多样性分布特点十分必要。

为真实反映区域生态连续性特征, 本研究基于环境和物种分布的相似性, 将研究范围扩增为具有动物地理和生态学意义的“大横断山区”, 其地理范围扩展至24°30′–35°00′ N, 92°30′–107°00′ E。其北界延伸至东昆仑山脉的阿尼玛卿山–迭山一线, 南界抵达保山–昆明–镇雄一带, 东起秦岭西段南麓腹地, 并向南延展至都江堰–峨眉山–老君山一线, 西至雅鲁藏布江中游谷地的加查县。该范围涵盖四川、云南、西藏、青海的部分地区, 以及甘肃南部、贵州西北部、陕西西南部的小部分区域(图1) (下文简称为“大横断”范围)。进一步整理出“大横断”范围的鸟类分布记录, 并与横断山区范围鸟类名录进行对比, 旨在分析区域鸟类保护体系的完整性, 为面向未来的生态保护规划提供更完整的科学依据。

横断山区作为新生代强烈隆起的造山带, 在持续的构造抬升与河流深切作用下形成了显著的地形起伏, 并孕育了怒江、澜沧江、金沙江等河流, 其独特的“三江并流”地貌被列为世界自然遗产。该区域处于东亚季风、南亚季风和青藏高原高寒气候系统的交汇带, 与巨大的海拔高差相叠加, 形成了从南亚热带到高山寒冻带的完整气候谱带(第宝锋等, 2019), 进而塑造了全球罕见的垂直生态系统多样性, 包括干热河谷灌丛、常绿阔叶林、亚高山暗针叶林直至高山流石滩植被等多种类型(张荣祖, 1997)。作为全球生物多样性热点区域的核心地带, 横断山区不仅因位于古北界与东洋界的过渡带而具有极高的物种丰富度, 更因其高度的环境异质性成为物种分化的重要中心, 既是青藏高原物种扩散的通道, 也是低海拔物种适应高寒环境的关键区域(张荣祖, 1997)。这种独特的地质–气候–生态协同作用, 使该地区成为研究物种适应进化、生态系统响应气候变化以及生物多样性保护的理想场所, 具有重要的全球科学价值。

1.2　资料来源

本研究结合2010–2025年的野外调查结果, 系统整合了截至2025年7月30日公开发表的横断山区鸟类多样性数据, 采用多源数据相互验证的方法构建区域鸟类物种名录, 并对《横断山区鸟类》(唐蟾珠等, 1996)进行修订和更新。基础数据来源: 以《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》(郑光美, 2023)为核心框架, 重点参考《中国鸟类观察手册》(刘阳和陈水华, 2021), 并整合《四川鸟类原色图鉴》(李桂垣, 1995)、《四川资源动物志(第三卷): 鸟类》(四川资源动物志编辑委员会, 1985)、《云南鸟类志(上卷): 非雀形目》(杨岚, 1994)、《云南鸟类志(下卷): 雀形目》(杨岚和杨晓君, 2004)等志书的分布记录。同时, 通过中国观鸟记录中心(BirdReport)、eBird和Avibase等平台获取最新观测数据, 对文献记录进行补充和验证, 以整理横断山区范围内有分布记录的鸟类信息。所有记录均按研究范围筛选, 并对同

一鸟种的多源分布记录进行一致性比对, 存疑或无法验证的记录均不采纳, 以提高名录的准确性。物种分类体系依据AviList Checklist (v2025) (AviList Core Team, 2025), 物种的中文名称和居留型依据《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》(郑光美, 2023), 居留型还参考了《中国鸟类观察手册》(刘阳和陈水华, 2021), CITES附录等级依据联合国《濒危野生动植物种国际贸易公约》(CITES)附录I、II、III (2023版) (https://www.cites.org.cn), 濒危等级评估采用IUCN濒危物种红色名录(IUCN红色名录) (https://www.iucnredlist.org/about/citationinfo)标准, 中国野生动物保护等级依据《国家重点保护野生动物名录(2021年版)》(https://www.forestry.gov.cn/html/main/main_3954/20210225160347342521589/file/20210225160401102702964.pdf)。

1.3 数据质控与筛选

首先以《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》(郑光美, 2023)为基础筛选出分布范围(包括但不限于“四川” “云南” “西藏东南部”)与本研究区域存在重合的鸟种, 再通过查阅新分布记录的文献资料与观鸟平台的观测记录, 逐一核实并精确其分布范围, 同时整合研究范围内新近记录的鸟种信息。

观鸟平台数据主要来源于中国观鸟记录中心, 该平台相较其他观鸟平台具有以下优势: 观测记录空间精度可达县级以下, 新记录经过平台审核(存疑数据标红), 且支持同时上传拍摄照片, 从而提高数据的可靠性。本名录对中国观鸟记录中心数据的采用标准如下: (1)对于附有可辨识影像的记录, 进行人工辨识确认后采用; (2)对于标红且无影像资料的记录不予采用; (3)对于未标红但无影像资料的记录, 则通过其他数据来源(包括但不限于野外调查数据、区域鸟类文献专著、eBird等其他观鸟平台, 详见1.2节)进一步查找分布证据。确保每一鸟种的最终纳入均基于至少3种不同来源的数据支持, 以保证名录的准确性与科学性。

2 结果

2.1 名录更新

横断山区范围内共有鸟类26目97科1,012种, 占中国鸟类种数(1,503种; 郑光美, 2023)的67.3%, 占世界鸟类种数(11,250种) (Gill et al., 2025)的9.0%, 相较于《横断山区鸟类》(585种; 唐蟾珠等, 1996)新增427种(附录1), 并有15种由于分类变动未被本名录收录(表1)。其中, 各类期刊、专著上发表的鸟

表1 因分类学变动而未纳入横断山区鸟类名录的鸟种

Table 1 Bird species excluded from the avian checklist of the Hengduan Mountains due to taxonomic changes

原分类单元 Original taxon	变动后分类单元 Revised taxon	说明 Notes
白鹳 *Ciconia ciconia*	东方白鹳 *Ciconia boyciana*	其亚种现已确立为独立种 Split from *Ciconia ciconia*
剑鸻 *Charadrius hiaticula*	长嘴剑鸻 *Thinornis placidus*	其亚种现已确立为独立种 Split from *Charadrius hiaticula*
棕腹杜鹃 *Cuculus fugax*	棕腹鹰鹃 *Hierococcyx nisicolor*	其亚种现已确立为独立种 Split from *Cuculus fugax*
短趾沙百灵 *Calandrella cinerea*	中华短趾百灵 *Calandrella dukhunensis*	其亚种现已确立为独立种 Split from *Calandrella cinerea*
褐喉沙燕 *Riparia paludicola*	灰喉沙燕 *Riparia chinensis*	其亚种现已确立为独立种 Split from *Riparia paludicola*
斑腰燕 *Hirundo striolata*	金腰燕 *Cecropis daurica*	与原温带迁徙的*daurica*种群合并成多型种 Merged with migratory *daurica* populations
寒鸦 *Corvus monedula*	达乌里寒鸦 *Coloeus dauuricus*	其亚种现已确立为独立种 Split from *Corvus monedula*
蓝短翅鸫 *Brachypteryx montana*	喜山蓝短翅鸫 *Brachypteryx cruralis*	其亚种现已确立为独立种 Split from *Brachypteryx montana*
短翅鸲 *Hodgsonius phoenicuroides*	赭红尾鸲亚种 *Phoenicurus ochruros phoenicuroides*	已并为赭红尾鸲的亚种 Merged into *Phoenicurus ochruros*
沼泽山雀 *Parus palustris*	黑喉山雀亚种 *Poecile hypermelaenus dejeani*	其亚种现已归为黑喉山雀的亚种 Assigned to *Poecile hypermelaenus*
锈脸钩嘴鹛 *Pomatorhinus erythrogenys*	斑胸钩嘴鹛亚种 *Erythrogenys gravivox dedekensi, E. g. decarlei*, and *E. g. odica*	其亚种现已归为斑胸钩嘴鹛的亚种 Assigned to *Erythrogenys gravivox*
褐头鹪莺 *Prinia subflava*	纯色山鹪莺亚种 *Prinia inornata extensicauda*	其亚种现已归为纯色山鹪莺的亚种 Assigned to *Prinia inornata*
褐山鹪莺 *Prinia polychroa*	喜山山鹪莺亚种 *Prinia crinigera yunnanensis* and *P. c. bangsi*	其亚种现已归为喜山山鹪莺的亚种 Assigned to *Prinia crinigera*
黑胸歌鸲 *Luscinia pectoralis*	白须黑胸歌鸲 *Calliope tschebaiewi*	其亚种现已确立为独立种 Split from *Luscinia pectoralis*
平原鹨 *Anthus campestris*	布氏鹨 *Anthus godlewskii*	其亚种现已确立为独立种 Split from *Anthus campestris*

类分布记录和各类鸟类观测平台上的观测数据, 合计统计到新分布记录鸟种402种, 如白翅栖鸭(*Asarcornis scutulata*)、大红鹳(*Phoenicopterus roseus*)等; 参考AviList Checklist (v2025)的分类系统, 另有25种由亚种提升为种, 如西伯利亚银鸥(*Larus vegae*)、青藏喜鹊(*Pica bottanensis*)等(附录1)。

根据AviList Checklist (v2025)分类系统, 对《横断山区鸟类》(唐蟾珠等, 1996)进行分类阶元修订和学名修订。分类体系由19目61科更新为26目97科, 删除鸻形目以及松鸡科、文鸟科和须鴷科3个科, 新增蟆口鸱目等8目以及鹦嘴鹛科、鹟科等43个科(附录1)。134种鸟类学名得到修订, 如扇尾沙锥由*Gallinago gallinago*变更为*Capella gallinago*; 灰树鹊由*Dendrocitta formosae*变更为*Crypsirina formosae*。

2.2 鸟类多样性

从分类学组成来看, 横断山区范围内雀形目物种最为丰富, 达609种, 占总物种数的60.2%; 非雀形目鸟类共403种, 占总物种数的39.8%。在非雀形目中, 鸻形目物种数量最多(77种, 占7.6%), 鹰形目次之(45种, 占4.4%)。

居留型分析显示, 横断山区范围内鸟类以繁殖鸟类为主, 共761种, 占总物种数的75.2%。与2013年报道的738种(Wu et al., 2013)相比, 增加了23种, 其中留鸟615种, 夏候鸟149种(由于部分物种具有多种居留型, 各类别间存在重叠)。非繁殖鸟类中, 冬候鸟113种, 旅鸟141种, 迷鸟21种。这一居留型结构反映了横断山区作为重要繁殖地的生态功能, 同时也体现了其作为候鸟迁徙通道的区位特征。

2.3 鸟类受胁状况与保护等级

横断山区范围内分布有国家重点保护鸟类258种, 其中国家一级保护鸟类52种, 包括四川山鹧鸪(*Arborophila rufipectus*)、绿尾虹雉(*Lophophorus lhuysii*)、白尾梢虹雉(*L. sclateri*)等; 国家二级保护鸟类206种, 包括红腹锦鸡(*Chrysolophus pictus*)、橙翅噪鹛(*Trochalopteron elliotii*)、蓝鹀(*Emberiza siemsseni*)等。

根据IUCN红色名录, 极危(CR)物种7种, 包括黑冠薮鹛(*Liocichla bugunorum*)等; 濒危(EN)物种17种, 包括四川山鹧鸪、绿孔雀(*Pavo muticus*)等; 易危(VU)物种38种, 包括白尾梢虹雉、棕颈犀鸟(*Aceros nipalensis*)等; 近危(NT)物种39种; 无危(LC)物种906种; 另有5种因未被IUCN认可为独立物种(NR)而未予评估。

共有102种鸟类列入CITES附录。其中附录Ⅰ物种16种, 包括绿尾虹雉、白马鸡(*Crossoptilon crossoptilon*)等; 附录Ⅱ物种77种, 包括灰胸薮鹛(*Liocichla omeiensis*)、灰孔雀雉(*Polyplectron bicalcaratum*)等; 附录Ⅲ物种9种, 包括黄腹山雀(*Parus venustulus*)、黑鹇(*Lophura leucomelanos*)等。

2.4 存疑鸟种

本研究整理出3种存疑鸟种, 它们在横断山区范围内的分布尚有待证实, 分别是白冠长尾雉(*Syrmaticus reevesii*)、棕眉山岩鹨(*Prunella montanella*)和疣鼻天鹅(*Cygnus olor*)。

白冠长尾雉在早期的区域性动物志中曾有分布记载, 如《四川资源动物志(第三卷): 鸟类》(四川资源动物志编委会, 1985)、《四川鸟类原色图鉴》(李桂垣, 1995)及《云南鸟类志(上卷): 非雀形目》(杨岚, 1994)。然而, 在《横断山区鸟类》(唐蟾珠等, 1996)中, 并未收录该物种。在中国观鸟记录中心上传的观测数据中, 横断山区范围内仅在四川省雅安市有多次白冠长尾雉的无影像观测记录, 但迄今未有任何影像或标本等实物证据能够证实其在横断山区的实际分布。因此, 目前关于白冠长尾雉在横断山区的分布情况有待进一步核实。

根据《横断山区鸟类》(唐蟾珠等, 1996)记载, 棕眉山岩鹨与疣鼻天鹅在四川省内曾有分布记录, 且二者在四川的分布均被《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》(郑光美, 2023)所采纳。然而, 本研究的区域范围并未完全涵盖四川省全境, 故四川的分布不能直接作为该物种在横断山区范围分布的证据。在中国观鸟记录中心上传的观测数据中, 这两种鸟类在研究范围内仅有的4次观鸟记录(分别位于眉山市洪雅县、甘孜藏族自治州康定市、阿坝藏族羌族自治州九寨沟县、成都市)均被标红处理(存疑种)。截至目前, 横断山区范围内尚无可靠的观测记录、影像资料或标本实物能够证实这两种鸟类的实际存在。因此, 基于现有证据, 本文将棕眉山岩鹨与疣鼻天鹅在横断山区的分布状态列为存疑。

因此, 在得到更充分的实地观测、影像证据或

标本记录之前, 暂不将这3种鸟类列入横断山区鸟类名录。建议后续研究通过系统调查、分子生物学鉴定或公民科学数据共享等方式, 对这些存疑记录的可靠性进行进一步验证。

2.5 “大横断”范围鸟类名录

进一步整理出26种分布于“大横断”范围而在传统横断山区范围内未被记录的鸟类(附录2), 即“大横断”范围内共有鸟类26目97科1,038种。此外, 横断山区范围鸟类名录(1,012种)中相当一部分鸟种, 如四川山鹧鸪、黑颈长尾雉(*Syrmaticus humiae*)、东方白鹳(*Ciconia boyciana*)等, 其实际分布不局限于传统横断山区, 也广泛延伸至“大横断”区域。这一结果表明, 传统范围边界难以充分涵盖区域内复杂的生态过渡性与物种扩散动态, 从而证实了扩大研究范围的必要性。

3 讨论

横断山区范围内402种新分布记录鸟类的来源主要有以下两种情况: 一是原分布区与横断山区相邻的物种, 因早期调查覆盖不足, 或受气候变化、人为干扰等导致的分布区扩张而首次被记录, 如栗头雀鹛(*Schoeniparus castaneceps*); 二是原分布区远离本区域的物种, 凭借其长距离迁徙能力在横断山区范围内被发现, 如短尾贼鸥(*Stercorarius parasiticus*)。

横断山区范围内共记录到1,012种鸟类, 充分证实了其作为全球生物多样性热点区域的重要地位。该地区极高的物种丰富度的形成可能主要与以下因素有关: 首先, 超过7,000 m的海拔落差塑造了较完整的垂直带谱(Wu et al., 2013), 垂直生境异质性高, 为不同生态需求的鸟类提供了多样化栖息地; 其次, 该地区处于古北界与东洋界交汇带, 具有显著的地理过渡性(张荣祖, 1997), 促进了两界物种的渗透与融合; 此外, 该区域既保留了古老的生物区系成分, 又因较少受到第四纪冰川的直接影响而成为物种“避难所” (雷富民, 2002)。在物种组成上, 雀形目占据优势(60.2%), 这可能与该类群较强的生态适应能力和辐射演化潜力相关(杨楠等, 2020)。在居留型方面, 留鸟数量最多(615种), 推测与区域复杂地形形成的微气候多样性有关, 即稳定的全年食物供应降低了迁徙的必要性。

横断山区分布有258种国家重点保护鸟类(占保护鸟类总数的65.5%), 其中IUCN评估的受威胁物种(CR + EN + VU)达62种(6.1%)。横断山区鸟类垂直多样性的研究表明, 本地区的鸟类多样性在海拔1,800–2,800 m之间最丰富, 而这个海拔段恰恰也是本地区农业活动和人为干扰活动最密集的区域。横断山区受威胁鸟类面临栖息地破碎化(源于土地城镇化、伐木及农牧业扩张)、气候变化(迫使向高海拔迁移并扰乱物候)及人为干扰(旅游、道路施工)的多重胁迫(杨永炳等, 2021; Haase et al., 2023)。正因如此, 横断山区在濒危物种保护中的关键价值得以凸显, 本研究名录亦为后续保护行动提供了重要的基础资料。

传统横断山区范围以南北走向的山川水系为核心, 自东向西涵盖邛崃山、大雪山、沙鲁里山、芒康山、怒山、高黎贡山等主要山脉, 以及大渡河、雅砻江、金沙江、澜沧江、怒江等主要河流, 完整呈现了“山川并列、江河并流”的典型地貌格局, 确保了区域内地貌单元的连续性和地质构造的一致性。在传统横断山区范围内进行鸟类名录的整理, 保障了历史数据的可衔接性, 为区域生物多样性本底调查提供了清晰可比的地理范围; 然而, 动植物的分布, 特别是鸟类的分布并不会受这类人为划定的自然地理边界的限制, 同一地区受地理阻隔作用影响也较小。

因此, 本研究基于区域生态环境和动物区系的整体性和相似性, 以及鸟类的扩散迁徙能力, 进一步划定更广的“大横断”研究范围, 将毗邻横断山区的山地、河谷及高原山脉等连续生境纳入了考量。本研究在“大横断”范围内整理出26种在传统横断山区范围内未记录到的鸟种(附录2), 亦发现传统横断山区范围鸟类名录中的相当一部分鸟种其实际分布已延伸至“大横断”范围之内, 如四川山鹧鸪、黑颈长尾雉、东方白鹳等。这一结果证明了研究范围扩大对于真实反映横断山作为东洋界与古北界过渡带的完整区系特征的必要性, 也从生态连通性、环境和动物区系相似性角度为构建更具前瞻性的区域保护体系提供了科学依据。本研究首次划定具有生态和区系相似性的“大横断”范围, 建议在未来的横断山区鸟类生物地理学研究中考虑使用“大横断”范围, 以更全面、准确地反映横断

山区的生物多样性特点, 以及本区域的特殊地貌对东洋界-古北界过渡带鸟类组成与分布特点的影响。

本研究通过系统整合多源数据(文献资料、专著记录及公开数据库)并结合2010–2025年间累积的区域性实地考察数据, 建立了横断山区完整的鸟类物种名录, 为区域生物多样性本底调查提供了关键的基础数据集。需要指出的是, 本名录在反映物种垂直分布格局和局部区域特异性方面尚存在完善空间。未来若能整合多维度环境变量(如海拔、气候)和系统性野外监测数据, 将有助于进一步揭示横断山区鸟类多样性的三维分布模式及其物种多样性形成机制。另外, “华莱士短缺” (Wallacean shortfall) (Hortal et al., 2015)现象, 即物种分布知识的严重匮乏, 仍是进行生物多样性研究与保护实践的重要障碍。因此, 在今后的研究中有必要定期对横断山区鸟类的分布现状进行调查、归纳、更新和总结。要获得一个地区及时、全面的鸟类物种名录, 最基础的工作仍然是野外调查。今后的保护行动中, 应更加重视物种多样性的调查和监测工作。

随着鸟类分类学研究方法的不断进步, 尤其是分子系统学和鸣声分析等技术的广泛应用, 人们对鸟类物种多样性的认知正日益深化。与此同时, 受气候变化、栖息地变迁及人类活动影响, 鸟类的分布格局也在持续动态变化中, 这将不可避免地催生更多区域性新分布记录。本次名录整理工作中, 部分鸟种如灰尾漂鹬(*Tringa brevipes*)、漠鹏(*Oenanthe deserti*)即由观鸟爱好者首次发现并记录, 体现出公众科学参与鸟类监测的覆盖范围和时间连续性上的重要作用, 为理解鸟类的分类划分、分布动态、物种迁徙等提供基础资料。

致谢: 感谢唐蟾珠等对《横断山区鸟类》的开创性工作, 为本研究奠定了坚实基础。感谢《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》《中国鸟类观察手册》及各省鸟类志书的编著者, 为区域鸟类本底资料的整合提供了重要参考。感谢中国观鸟记录中心、eBird、Avibase等公共观测平台为本研究提供了大量宝贵数据, 也感谢广大观鸟爱好者在野外记录与数据共享方面的无私奉献。衷心感谢责任编委和各位审稿人对本文的宝贵建议和意见!

ORCID

李菡 https://orcid.org/0009-0003-5177-8218
何兴成 https://orcid.org/0000-0002-5864-578X
吴永杰 https://orcid.org/0000-0002-0297-2319

参考文献

AviList Core Team (2025) AviList: The Global Avian Checklist, v2025. https://doi.org/10.2173/avilist.v2025. (accessed on 2025-07-30)

Di BF, Cui P, Ai NS, Zhang GY (2019) Regional geography research in the compilation of *Encyclopedia of China*: A case study of geographic volume in Southwest China. Scientia Geographica Sinica, 39, 898–904. (in Chinese with English abstract) [第宝锋, 崔鹏, 艾南山, 张国友 (2019) 《中国大百科全书·中国地理卷》西南区编撰对区域地理学研究的启示. 地理科学, 39, 898–904.]

Editorial Committee of Fauna of Sichuan Resources Animals (1985) Fauna of Sichuan Resources Animals (Vol. 3): Birds. Sichuan Science and Technology Press, Chengdu. (in Chinese) [四川资源动物志编辑委员会 (1985) 四川资源动物志(第三卷): 鸟类. 四川科学技术出版社, 成都.]

Gill F, Donsker D, Rasmussen P (2025) IOC World Bird List (v15.1). doi: 10.14344/IOC.ML.15.1. (accessed on 2025-07-30)

Haase I, Liu ZW, Zhang S, Dong ZH, Cheng YW, Feng KZ, Peng KX, Ran JH, Wu YJ (2023) Altitudinal migration behavior patterns of birds on the eastern slope of Mt. Gongga, China. Avian Research, 14, 100114.

Hortal J, de Bello F, Diniz-Filho JAF, Lewinsohn TM, Lobo JM, Ladle RJ (2015) Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 46, 523–549.

Jiang ZG, Liu SY, Wu Y, Jiang XL, Zhou KY (2017) China’s mammal diversity (2nd edition). Biodiversity Science, 25, 886–895. (in Chinese with English abstract) [蒋志刚, 刘少英, 吴毅, 蒋学龙, 周开亚 (2017) 中国哺乳动物多样性(第2版). 生物多样性, 25, 886–895.]

Lei FM, Lu JL, Liu Y, Qu YH, Yin ZH (2002) Endemic bird species to China and their distribution. Acta Zoologica Sinica, 48, 599–610. (in Chinese with English abstract) [雷富民, 卢建利, 刘耀, 屈延华, 尹祚华 (2002) 中国鸟类特有种及其分布格局. 动物学报, 48, 599–610.]

Li GY (1995) Colored Illustrations of Sichuan Birds. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [李桂垣 (1995) 四川鸟类原色图鉴. 中国林业出版社, 北京.]

Liu Y, Chen SH (2021) The CNG Field Guide to the Birds of China. Hunan Science & Technology Press, Changsha. [刘阳, 陈水华 (2021) 中国鸟类观察手册. 湖南科学技术出版社, 长沙.]

Ma KP (2015) Species Catalogue of China: A remarkable achievement in the field of biodiversity science in China. Biodiversity Science, 23, 137–138. (in Chinese) [马克平 (2015) 中国生物多样性编目取得重要进展. 生物多样性,

23, 137–138.]

Marchese C (2015) Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. Global Ecology and Conservation, 3, 297–309.

Myers N (2003) Biodiversity hotspots revisited. BioScience, 53, 916–917.

Que PJ, Zhu L, Zhang J, Wang J, Li ZC, Shen Y, Ran JH (2020) Updates to the checklist of birds in Sichuan Province. Sichuan Journal of Zoology, 39, 332–360. (in Chinese with English abstract) [阙品甲, 朱磊, 张俊, 王进, 李昭成, 沈尤, 冉江洪 (2020) 四川省鸟类名录的修订与更新. 四川动物, 39, 332–360.]

Tang CZ, Xu YG, Yang L (1996) Birds of Hengduan Mountains Region. Science Press, Beijing. (in Chinese) [唐蟾珠, 徐延恭, 杨岚 (1996) 横断山区鸟类. 科学出版社, 北京.]

Wu YJ, Colwell RK, Rahbek C, Zhang CL, Quan Q, Wang CK, Lei FM (2013) Explaining the species richness of birds along a subtropical elevational gradient in the Hengduan Mountains. Journal of Biogeography, 40, 2310–2323.

Yang L (1994) The Avifauna of Yunnan, China (Vol. 1): Non-Passeriformes. Yunnan Science and Technology Press, Kunming. (in Chinese) [杨岚 (1994) 云南鸟类志(上卷): 非雀形目. 云南科技出版社, 昆明.]

Yang L, Yang XJ (2004) The Avifauna of Yunnan, China (Vol. 2): Passeriformes. Yunnan Science and Technology Press, Kunming. (in Chinese) [杨岚, 杨晓君 (2004) 云南鸟类志(下卷): 雀形目. 云南科技出版社, 昆明.]

Yang N, Li B, Huang W, Wang B, Zheng TC, Luo HL, Yang K, Liu W, Lu BG (2020) Bird diversity and fauna analysis in the Chaqingsongduo White-lipped Deer National Nature Reserve, Sichuan. Sichuan Journal of Zoology, 39, 465–480. (in Chinese with English abstract) [杨楠, 李波, 黄薇, 王彬, 郑天才, 罗华林, 杨孔, 刘伟, 鲁碧耕 (2020) 四川察青松多白唇鹿国家级自然保护区鸟类多样性和区系分析. 四川动物, 39, 465–480.]

Yang YB, Pubu, Yang L (2021) Bird diversity in Hengduan Mountain area of Southeast Xizang Autonomous Region. Journal of West China Forestry Science, 50(6), 149–158, 165. (in Chinese with English abstract) [杨永炳, 普布, 杨乐 (2021) 西藏东南横断山区鸟类多样性概述. 西部林业科学, 50(6), 149–158, 165.]

Zhang HR, Hou ZQ (2018) Metallogenesis within continental collision zones: Comparisons of modern collisional orogens. Scientia Sinica (Terrae), 48, 1629–1654. (in Chinese) [张洪瑞, 侯增谦 (2018) 大陆碰撞带成矿作用: 年轻碰撞造山带对比研究. 中国科学(地球科学), 48, 1629–1654.]

Zhang RZ (1997) Physical Geography of Hengduan Mountains Region. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张荣祖 (1997) 横断山区自然地理. 科学出版社, 北京.]

Zheng GM (2023) A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China, 4th edn. Science Press, Beijing. (in Chinese) [郑光美 (2023) 中国鸟类分类与分布名录(第四版). 科学出版社, 北京.]

(责任编委: 刘阳　责任编辑: 周玉荣)

附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025375

李菡, 何兴成, 张尚明玉, 曹一唯, 张家语, 彭可欣, 吴永杰 (2026) 横断山区鸟类名录. 生物多样性, 34, 25375. doi: 10.17520/biods.2025375; cstr: 32101.14.biods.2025375. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025375

附录1 横断山区鸟类名录

Appendix 1 Checklist of birds in the Hengduan Mountains

序号 No.		中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
一		雁形目	Anseriformes							
（一）		鸭科	Anatidae							
	1	鸳鸯	*Aix galericulata*	SWP	广布	-	LC	II	1,3,7	a
	2	针尾鸭	*Anas acuta*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
	3	绿翅鸭	*Anas crecca*	W	古北	-	LC	-	1,6,7	-
	4	绿头鸭	*Anas platyrhynchos*	W	古北	-	LC	-	1,6,7	-
	5	印度斑嘴鸭	*Anas poecilorhyncha*	V	东洋	-	LC	-	1,2	a
	6	斑嘴鸭	*Anas zonorhyncha*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
	7	灰雁	*Anser anser*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
	8	白额雁	*Anser albifrons*	W	古北	-	LC	II	1,2,9	a
	9	鸿雁	*Anser cygnoides*	P	古北	-	EN	II	1,3	a
	10	豆雁	*Anser fabalis*	W	古北	-	LC	-	1,3	a
	11	斑头雁	*Anser indicus*	WP	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
	12	青头潜鸭	*Aythya baeri*	W	古北	-	CR	I	1,3	a
	13	红头潜鸭	*Aythya ferina*	W	古北	-	VU	-	1,7	a
	14	凤头潜鸭	*Aythya fuligula*	WP	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
	15	斑背潜鸭	*Aythya marila*	W	古北	-	LC	-	1,7	a
	16	白眼潜鸭	*Aythya nyroca*	S	广布	-	NT	-	1,3,6,7	-
	17	鹊鸭	*Bucephala clangula*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
	18	长尾鸭	*Clangula hyemalis*	W	古北	I	VU	-	1,3	a
	19	小天鹅	*Cygnus columbianus*	W	古北	-	LC	II	1,3,6	-
	20	大天鹅	*Cygnus cygnus*	W	古北		LC	II	1,2,9	-
	21	罗纹鸭	*Mareca falcata*	W	古北	-	NT	-	1,7,9	a
	22	赤颈鸭	*Mareca penelope*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
	23	赤膀鸭	*Mareca strepera*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
	24	红胸秋沙鸭	*Mergus serrator*	WP	古北		LC	-	1,3,7	a
	25	斑脸海番鸭	*Melanitta stejnegeri*	W	古北	-	LC	-	1,3	a
	26	斑头秋沙鸭	*Mergellus albellus*	W	古北	-	LC	II	1,3	a
	27	普通秋沙鸭	*Mergus merganser*	W	古北	-	LC	-	1,7	a
	28	中华秋沙鸭	*Mergus squamatus*	W	古北	-	EN	I	1,7	a
	29	赤嘴潜鸭	*Netta rufina*	W	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
	30	棉凫	*Nettapus coromandelianus*	S	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
	31	瘤鸭	*Sarkidiornis melanotos*	V	东洋	II	LC	-	1,7,9	a
	32	花脸鸭	*Sibirionetta formosa*	W	古北	II	LC	II	1,7,9	a
	33	琵嘴鸭	*Spatula clypeata*	WP	古北	-	LC	-	1,3,6,7,9	d
	34	白眉鸭	*Spatula querquedula*	WP	古北	-	LC	-	1,3,6,7,9	-
	35	赤麻鸭	*Tadorna ferruginea*	SW	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
	36	翘鼻麻鸭	*Tadorna tadorna*	W	古北	-	LC	-	1,3,7	a
二		鸡形目	Galliformes							

序号 No.		中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
（二）		雉科	Phasianidae							
	37	白颊山鹧鸪	*Arborophila atrogularis*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
	38	褐胸山鹧鸪	*Arborophila brunneopectus*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7,9	a
	39	红胸山鹧鸪	*Arborophila mandellii*	R	东洋	-	NT	II	1,3	a
	40	四川山鹧鸪	*Arborophila rufipectus*	R	东洋	-	VU	I	1,3,5,6,7	
	41	红喉山鹧鸪	*Arborophila rufogularis*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
	42	环颈山鹧鸪	*Arborophila torqueola*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
	43	棕胸竹鸡	*Bambusicola fytchii*	R	东洋	-	LC	-	1,4,6,7	-
	44	灰胸竹鸡	*Bambusicola thoracicus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,4,5,6,7	-
	45	白腹锦鸡	*Chrysolophus amherstiae*	R	东洋	-	LC	-	1,3,4,6,7	-
	46	红腹锦鸡	*Chrysolophus pictus*	R	东洋	-	LC	II	1,3,4,6,7	-
	47	鹌鹑	*Coturnix japonica*	W	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
	48	蓝马鸡	*Crossoptilon auritum*	R	古北	-	LC	II	1,2,3,5,6	-
	49	白马鸡	*Crossoptilon crossoptilon*	R	东洋	I	NT	II	1,3	a
	50	藏马鸡	*Crossoptilon harmani*	R	东洋	-	LC	II	1,3,4,5,6,7	-
	51	中华鹧鸪	*Francolinus pintadeanus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
	52	红原鸡	*Gallus gallus*	R	东洋	-	LC	II	1,2,3,7	a
	53	血雉	*Ithaginis cruentus*	R	东洋	II	LC	II	1,3,4,5,6,7	-
	54	雪鹑	*Lerwa lerwa*	R	东洋	-	LC	-	1,3,4,6,7	-
	55	棕尾虹雉	*Lophophorus impejanus*	R	东洋	I	LC	I	1,3,7	a
	56	绿尾虹雉	*Lophophorus lhuysii*	R	东洋	I	VU	I	1,3,5,6,7	-
	57	白尾梢虹雉	*Lophophorus sclateri*	R	东洋	I	LC	I	1,3,6,7	-
	58	黑鹇	*Lophura leucomelanos*	R	东洋	III	LC	II	1,3,6,7	-
	59	白鹇	*Lophura nycthemera*	R	东洋	-	LC	II	1,3,4,5,6,7	-
	60	绿孔雀	*Pavo muticus*	R	东洋	II	EN	I	1,3,6,7	-
	61	高原山鹑	*Perdix hodgsoniae*	R	东洋	-	LC	-	1,3,4,6	-
	62	环颈雉	*Phasianus colchicus*	R	广布	-	LC	-	1,3,4,6,7	-
	63	灰孔雀雉	*Polyplectron bicalcaratum*	R	东洋	II	LC	I	1,2,3,7	a
	64	勺鸡	*Pucrasia macrolopha*	R	东洋	III	LC	II	1,3,6,7	
	65	黑颈长尾雉	*Syrmaticus humiae*	R	东洋	I	VU	I	1,2,3,6,7	
	66	藏雪鸡	*Tetraogallus tibetanus*	R	古北	I	LC	II	1,3,6,7	
	67	红喉雉鹑	*Tetraophasis obscurus*	R	东洋	-	LC	I	1,3,4,6,7	
	68	黄喉雉鹑	*Tetraophasis szechenyii*	R	东洋	-	LC	I	1,3,4	a
	69	斑尾榛鸡	*Tetrastes sewerzowi*	R	东洋	-	NT	I	1,3,4,5,6,7	c
	70	灰腹角雉	*Tragopan blythii*	R	东洋	I	VU	I	1,3,6,7	
	71	红腹角雉	*Tragopan temminckii*	R	东洋	-	LC	II	1,3,4,6,7	
三		红鹳目	Phoenicopteriformes							
（三）		红鹳科	Phoenicopteridae							
	72	大红鹳	*Phoenicopterus roseus*	P	广布	II	LC	-	1,3	a
四		鹳鹬目	Podicipediformes							
（四）		鹳鹬科	Podicipedidae							
	73	角鹳鹬	*Podiceps auritus*	W	古北	-	VU	II	1,3	a

序号 No.		中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
	74	凤头鹛鹛	*Podiceps cristatus*	W	古北	-	LC	-	1,6,7	-
	75	黑颈鹛鹛	*Podiceps nigricollis*	WP	古北	-	LC	II	1,3,6,7	-
	76	小鹛鹛	*Tachybaptus ruficollis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
五		鸨形目	Otidiformes							
（五）		鸨科	Otididae							
	77	大鸨	*Otis tarda*	P	广布	II	EN	I	1,3	a
六		鹃形目	Cuculiformes							
（六）		杜鹃科	Cuculidae							
	78	八声杜鹃	*Cacomantis merulinus*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
	79	栗斑杜鹃	*Cacomantis sonneratii*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
	80	小鸦鹃	*Centropus bengalensis*	R	东洋	-	LC	II	1,6,7	-
	81	褐翅鸦鹃	*Centropus sinensis*	R	东洋	-	LC	II	1,2,3,7	a
	82	翠金鹃	*Chrysococcyx maculatus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	-
	83	紫金鹃	*Chrysococcyx xanthorhynchus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
	84	红翅凤头鹃	*Clamator coromandus*	S	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
	85	斑翅凤头鹃	*Clamator jacobinus*	S	东洋	-	LC	-	1,2	a
	86	大杜鹃	*Cuculus canorus*	S	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
	87	四声杜鹃	*Cuculus micropterus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	-
	88	小杜鹃	*Cuculus poliocephalus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	-
	89	中杜鹃	*Cuculus saturatus*	S	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
	90	噪鹃	*Eudynamys scolopaceus*	S	东洋	-	LC	-	1,5,6,7	-
	91	棕腹鹰鹃	*Hierococcyx nisicolor*	S	东洋	-	LC	-	1,3	a
	92	大鹰鹃	*Hierococcyx sparverioides*	S	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	d
	93	普通鹰鹃	*Hierococcyx varius*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
	94	绿嘴地鹃	*Phaenicophaeus tristis*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
	95	乌鹃	*Surniculus dicruroides*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
七		沙鸡目	Pterocliformes							
（七）		沙鸡科	Pteroclidae							
	96	西藏毛腿沙鸡	*Syrrhaptes tibetanus*	S	古北	-	LC	-	1,6	-
八		鸽形目	Columbiformes							
（八）		鸠鸽科	Columbidae							
	97	绿翅金鸠	*Chalcophaps indica*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
	98	斑林鸽	*Columba hodgsonii*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
	99	雪鸽	*Columba leuconota*	R	东洋	-	LC	-	1,3,4,5,6,7	-
	100	原鸽	*Columba livia*	R	广布	-	LC	-	1,3	a
	101	灰林鸽	*Columba pulchricollis*	R	东洋	-	LC	-	1,7,9	a
	102	紫林鸽	*Columba punicea*	R	东洋	-	VU	II	1,3	a
	103	岩鸽	*Columba rupestris*	R	广布	-	LC	-	1,3,5,6,7	-
	104	山皇鸠	*Ducula badia*	R	东洋	-	LC	II	1,2,3,7	a
	105	斑尾鹃鸠	*Macropygia unchall*	S	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
	106	珠颈斑鸠	*Spilopelia chinensis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
	107	山斑鸠	*Streptopelia orientalis*	R	广布	-	LC	-	1,5,6,7	-

序号 No.		中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
	108	灰斑鸠	*Streptopelia decaocto*	V	东洋	-	LC	-	1,3	a
	109	火斑鸠	*Streptopelia tranquebarica*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
	110	针尾绿鸠	*Treron apicauda*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
	111	橙胸绿鸠	*Treron bicinctus*	V	东洋	-	LC	II	1,3	a
	112	黄脚绿鸠	*Treron phoenicopterus*	R	东洋	-	LC	II	1,7	a
	113	白腹针尾绿鸠	*Treron seimundi*	V	东洋	-	LC	-	1,3	b
	114	红翅绿鸠	*Treron sieboldii*	R	东洋	-	LC	II	1,3	a
	115	楔尾绿鸠	*Treron sphenurus*	R	东洋	-	LC	II	1,4,5,6,7	-
九		鹤形目	Gruiformes							
（九）		鹤科	Gruidae							
	116	赤颈鹤	*Antigone antigone*	P	东洋	II	VU	I	1,3,6,7	-
	117	灰鹤	*Grus grus*	W	古北	II	LC	II	1,3,6,7	-
	118	丹顶鹤	*Grus japonensis*	V	古北	I	VU	I	1,7	a
	119	白头鹤	*Grus monacha*	P	古北	II	VU	I	1,7	a
	120	黑颈鹤	*Grus nigricollis*	SWP	古北	II	NT	I	1,3,6,7	-
	121	蓑羽鹤	*Grus virgo*	W	古北	II	LC	II	1,7,9	a
	122	白鹤	*Leucogeranus leucogeranus*	W	古北	I	CR	I	1,3	a
（十）		秧鸡科	Rallidae							
	123	白胸苦恶鸟	*Amaurornis phoenicurus*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
	124	花田鸡	*Coturnicops exquisitus*	P	古北	-	LC	II	1,3	a
	125	长脚秧鸡	*Crex crex*	V	广布	-	LC	II	1,3	a
	126	白骨顶	*Fulica atra*	W	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
	127	董鸡	*Gallicrex cinerea*	S	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
	128	黑水鸡	*Gallinula chloropus*	R	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
	129	灰胸秧鸡	*Lewinia striata*	S	广布	-	LC	-	1,2,3	d
	130	白眉苦恶鸟	*Poliolimnas cinereus*	V	东洋	-	LC	-	1,3	a
	131	紫水鸡	*Porphyrio porphyrio*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
	132	白喉斑秧鸡	*Rallina eurizonoides*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
	133	西秧鸡	*Rallus aquaticus*	R	广布	-	LC	-	1,3	b
	134	普通秧鸡	*Rallus indicus*	P	广布	-	LC	-	1,3,6,7	d
	135	红脚田鸡	*Zapornia akool*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
	136	棕背田鸡	*Zapornia bicolor*	R	广布	-	LC	II	1,6,7	-
	137	红胸田鸡	*Zapornia fusca*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
	138	斑胁田鸡	*Zapornia paykullii*	P	广布	II	NT	II	1,3	a
	139	小田鸡	*Zapornia pusilla*	P	广布	-	LC	-	1,7	a
十		鸻形目	Charadriiformes							
（十一）		石鸻科	Burhinidae							
	140	石鸻	*Burhinus oedicnemus*	W	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
	141	大石鸻	*Esacus magnirostris*	W	东洋	-	NT	II	1,3	a
（十二）		反嘴鹬科	Recurvirostridae							
	142	黑翅长脚鹬	*Himantopus himantopus*	P	广布	-	LC	-	1,6,7	-

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
143	反嘴鹬	*Recurvirostra avosetta*	P	广布	-	LC	-	1,3,6	-
（十三）	鹮嘴鹬科	Ibidorhynchidae							
144	鹮嘴鹬	*Ibidorhyncha struthersii*	R	古北	-	LC	II	1,3,6,7	c
（十四）	鸻科	Charadriidae							
145	环颈鸻	*Anarhynchus alexandrinus*	WP	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
146	青藏沙鸻	*Anarhynchus atrifrons*	P	广布	-	LC	-	1,2,9	b
147	蒙古沙鸻	*Anarhynchus mongolus*	P	古北	-	EN	-	1,3	a
148	东方鸻	*Anarhynchus veredus*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
149	金鸻	*Pluvialis fulva*	P	古北	-	LC	-	1,3,6	-
150	灰鸻	*Pluvialis squatarola*	P	古北	-	VU	-	1,3,6,7	-
151	金眶鸻	*Thinornis dubius*	RSP	广布	-	LC	-	1,6,7	-
152	长嘴剑鸻	*Thinornis placidus*	W	东洋	-	LC	-	1,7	a
153	灰头麦鸡	*Vanellus cinereus*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
154	距翅麦鸡	*Vanellus duvaucelii*	R	东洋	-	NT	-	1,7	a
155	肉垂麦鸡	*Vanellus indicus*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	-
156	凤头麦鸡	*Vanellus vanellus*	W	古北	-	NT	-	1,3,6,7	-
（十五）	彩鹬科	Rostratulidae							
157	彩鹬	*Rostratula benghalensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
(十六）	水雉科	Jacanidae							
158	水雉	*Hydrophasianus chirurgus*	S	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
159	铜翅水雉	*Metopidius indicus*	R	东洋	-	LC	II	1,7	a
（十七）	鹬科	Scolopacidae							
160	矶鹬	*Actitis hypoleucos*	P	古北	-	LC	-	1,6,7	-
161	翻石鹬	*Arenaria interpres*	P	古北	-	NT	II	1,3	a
162	尖尾滨鹬	*Calidris acuminata*	P	古北	-	VU	-	1,7	a
163	三趾滨鹬	*Calidris alba*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
164	黑腹滨鹬	*Calidris alpina*	W	古北	-	NT	-	1,3	a
165	红腹滨鹬	*Calidris canutus*	P	广布	-	VU	-	1,3	a
166	弯嘴滨鹬	*Calidris ferruginea*	P	古北	-	VU	-	1,3	a
167	白腰滨鹬	*Calidris fuscicollis*	V	东洋	-	VU	-	1,3	a
168	斑胸滨鹬	*Calidris melanotos*	P	广布	-	LC	-	1,3	a
169	小滨鹬	*Calidris minuta*	P	广布	-	LC	-	1,3	a
170	流苏鹬	*Calidris pugnax*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
171	红颈滨鹬	*Calidris ruficollis*	P	古北	-	NT	-	1,7	a
172	长趾滨鹬	*Calidris subminuta*	P	古北	-	LC	-	1,3,7	a
173	青脚滨鹬	*Calidris temminckii*	P	古北	-	LC	-	1,6,7	-
174	大滨鹬	*Calidris tenuirostris*	P	古北	-	EN	II	1,3	a
175	扇尾沙锥	*Gallinago gallinago*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	d
176	大沙锥	*Gallinago megala*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
177	林沙锥	*Gallinago nemoricola*	W	东洋	-	VU	II	1,3	a
178	孤沙锥	*Gallinago solitaria*	WP	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
179	针尾沙锥	*Gallinago stenura*	P	广布	-	LC	-	1,6,7	d

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
180	长嘴半蹼鹬	*Limnodromus scolopaceus*	P	古北	-	NT	-	1,3	a
181	黑尾塍鹬	*Limosa limosa*	P	古北	-	NT	-	1,3,6,7	-
182	白腰杓鹬	*Numenius arquata*	W	古北	-	NT	II	1,3,6,7	-
183	小杓鹬	*Numenius minutus*	P	古北	-	LC	II	1,3	a
184	中杓鹬	*Numenius phaeopus*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
185	红颈瓣蹼鹬	*Phalaropus lobatus*	P	古北	-	LC	-	1,7	a
186	丘鹬	*Scolopax rusticola*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
187	灰尾漂鹬	*Tringa brevipes*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
188	鹤鹬	*Tringa erythropus*	P	古北	-	LC	-	1,7	a
189	林鹬	*Tringa glareola*	P	古北	-	LC	-	1,6,7	-
190	青脚鹬	*Tringa nebularia*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
191	白腰草鹬	*Tringa ochropus*	W	古北	-	LC	-	1,6,7	-
192	红脚鹬	*Tringa totanus*	SP	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
193	翘嘴鹬	*Xenus cinereus*	P	古北	-	LC	-	1,7	a
（十八）	三趾鹑科	Turnicidae							
194	棕三趾鹑	*Turnix suscitator*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
195	黄脚三趾鹑	*Turnix tanki*	SP	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
（十九）	燕鸻科	Glareolidae							
196	灰燕鸻	*Glareola lactea*	R	东洋	-	LC	II	1,2,3,7	a
197	普通燕鸻	*Glareola maldivarum*	P	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
（二十）	贼鸥科	Stercorariidae							
198	短尾贼鸥	*Stercorarius parasiticus*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
199	中贼鸥	*Stercorarius pomarinus*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
（二十一）	鸥科	Laridae							
200	灰翅浮鸥	*Chlidonias hybrida*	P	古北	-	LC	-	1,7	a
201	棕头鸥	*Chroicocephalus brunnicephalus*	W	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
202	细嘴鸥	*Chroicocephalus genei*	W	广布	-	LC	-	1,7	a
203	红嘴鸥	*Chroicocephalus ridibundus*	W	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
204	鸥嘴噪鸥	*Gelochelidon nilotica*	P	广布	-	LC	-	1,3	a
205	红嘴巨燕鸥	*Hydroprogne caspia*	P	广布	-	LC	-	1,3	a
206	渔鸥	*Ichthyaetus ichthyaetus*	P	广布	-	LC	-	1,2,3,6,7	-
207	普通海鸥	*Larus canus*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
208	黑尾鸥	*Larus crassirostris*	WP	古北	-	LC	-	1,3,7	a
209	小黑背银鸥	*Larus fuscus*	W	古北	-	LC	-	1,3	a
210	西伯利亚银鸥	*Larus vegae*	W	古北	-	LC	-	1,3	b
211	三趾鸥	*Rissa tridactyla*	P	古北	-	VU	-	1,3	a
212	黑嘴鸥	*Saundersilarus saundersi*	W	古北	-	VU	I	1,7	a
213	黑腹燕鸥	*Sterna acuticauda*	R	古北	-	EN	II	1,6,7	-
214	河燕鸥	*Sterna aurantia*	R	东洋	-	VU	I	1,3	a
215	普通燕鸥	*Sterna hirundo*	S	古北	-	LC	-	1,6	-
216	白额燕鸥	*Sternula albifrons*	S	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
十一	潜鸟目	Gaviiformes							

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
（二十二）	潜鸟科	Gaviidae							
217	红喉潜鸟	*Gavia stellata*	W	古北	-	LC	-	1,3	a
十二	鹳形目	Ciconiiformes							
（二十三）	鹳科	Ciconiidae							
218	钳嘴鹳	*Anastomus oscitans*	V	东洋	-	LC	-	1,3	a
219	东方白鹳	*Ciconia boyciana*	W	古北	I	EN	I	1,7	a
220	白颈鹳	*Ciconia episcopus*	V	东洋	I	NT	-	1,3	a
221	黑鹳	*Ciconia nigra*	W	古北	II	LC	I	1,6,7	-
222	秃鹳	*Leptoptilos javanicus*	P	东洋	-	NT	II	1,7	a
223	彩鹳	*Mycteria leucocephala*	S	东洋	III	LC	I	1,7	a
十三	鲣鸟目	Suliformes							
（二十四）	鸬鹚科	Phalacrocoracidae							
224	黑颈鸬鹚	*Microcarbo niger*	R	东洋	-	LC	II	1,6,7	-
225	普通鸬鹚	*Phalacrocorax carbo*	SWP	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
十四	鹈形目	Pelecaniformes							
（二十五）	鹮科	Threskiornithidae							
226	白琵鹭	*Platalea leucorodia*	P	广布	II	LC	II	1,3,6,7	-
227	黑脸琵鹭	*Platalea minor*	P	东洋	-	EN	I	1,3	a
228	彩鹮	*Plegadis falcinellus*	P	古北	-	LC	I	1,3	a
229	黑头白鹮	*Threskiornis melanocephalus*	P	广布	-	LC	I	1,3	a
（二十六）	鹭科	Ardeidae							
230	大白鹭	*Ardea alba*	P	广布	-	LC	-	1,2,3,6,7	-
231	苍鹭	*Ardea cinerea*	RP	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
232	东方牛背鹭	*Ardea coromanda*	RS	东洋	-	LC	-	1,3,6,7,9	b
233	白腹鹭	*Ardea insignis*	R	东洋	-	CR	-	1,3	a
234	中白鹭	*Ardea intermedia*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
235	草鹭	*Ardea purpurea*	RWP	古北	-	LC	-	1,3,7	a
236	池鹭	*Ardeola bacchus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
237	印度池鹭	*Ardeola grayii*	V	东洋	-	LC	-	1,3	a
238	栗苇鳽	*Botaurus cinnamomeus*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
239	紫背苇鳽	*Botaurus eurhythmus*	S	广布	-	LC	-	1,6	-
240	黑苇鳽	*Botaurus flavicollis*	S	东洋	-	LC	-	1,7	a
241	小苇鳽	*Botaurus minutus*	P	广布	-	LC	II	1,3	a
242	黄斑苇鳽	*Botaurus sinensis*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
243	大麻鳽	*Botaurus stellaris*	WP	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
244	绿鹭	*Butorides striata*	S	广布	-	LC	-	1,6,7	-
245	黄嘴白鹭	*Egretta eulophotes*	W	古北	-	VU	I	1,3	a
246	白鹭	*Egretta garzetta*	RS	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
247	黑冠鳽	*Gorsachius melanolophus*	R	东洋	-	LC	II	1,7	a
248	夜鹭	*Nycticorax nycticorax*	S	广布	-	LC	-	1,6,7	-
249	海南鳽	*Oroanassa magnifica*	R	东洋	-	EN	I	1,3	a
十五	夜鹰目	Caprimulgiformes							

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
（二十七）	夜鹰科	Caprimulgidae							
250	林夜鹰	*Caprimulgus affinis*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
251	普通夜鹰	*Caprimulgus indicus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
252	长尾夜鹰	*Caprimulgus macrurus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
253	毛腿夜鹰	*Lyncornis macrotis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	-
十六	蟆口鸱目	Podargiformes							
（二十八）	蛙口夜鹰科	Podargidae							
254	黑顶蛙口夜鹰	*Batrachostomus hodgsoni*	R	东洋	-	LC	II	1,7,9	a
十七	雨燕目	Apodiformes							
（二十九）	雨燕科	Apodidae							
255	短嘴金丝燕	*Aerodramus brevirostris*	S	东洋	-	LC	-	1,5,6,7	-
256	暗背雨燕	*Apus acuticauda*	V	东洋	-	NT	-	1,3	a
257	小白腰雨燕	*Apus nipalensis*	S	广布	-	LC	-	1,6,7	d
258	白腰雨燕	*Apus pacificus*	S	古北	-	LC	-	1,5,6,7	-
259	棕雨燕	*Cypsiurus balasiensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
260	白喉针尾雨燕	*Hirundapus caudacutus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
261	灰喉针尾雨燕	*Hirundapus cochinchinensis*	P	东洋	-	LC	II	1,2,7	a
262	褐背针尾雨燕	*Hirundapus giganteus*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
十八	鸮形目	Strigiformes							
（三十）	草鸮科	Tytonidae							
263	栗鸮	*Phodilus badius*	R	东洋	-	LC	II	1,7	a
264	仓鸮	*Tyto alba*	R	广布	-	LC	II	1,7	a
265	草鸮	*Tyto longimembris*	R	广布	-	LC	II	1,3,7	a
（三十一）	鸱鸮科	Strigidae							
266	鬼鸮	*Aegolius funereus*	R	古北	-	LC	II	1,3	a
267	短耳鸮	*Asio flammeus*	W	古北	II	LC	II	1,6,7	-
268	长耳鸮	*Asio otus*	W	古北	II	LC	II	1,7,6,9	-
269	横斑腹小鸮	*Athene brama*	R	东洋	-	LC	II	1,3	a
270	纵纹腹小鸮	*Athene noctua*	R	古北	-	LC	II	1,6,7	-
271	雕鸮	*Bubo bubo*	R	古北	-	LC	II	1,3,4,5,6,7	-
272	斑头鸺鹠	*Glaucidium cuculoides*	R	古北	-	LC	II	1,3,6,9	-
273	黄腿渔鸮	*Ketupa flavipes*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
274	林雕鸮	*Ketupa nipalensis*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7,9	-
275	褐渔鸮	*Ketupa zeylonensis*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
276	鹰鸮	*Ninox scutulata*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
277	领角鸮	*Otus lettia*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
278	黄嘴角鸮	*Otus spilocephalus*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	a
279	红角鸮	*Otus sunia*	R	广布	-	LC	II	1,3,6,7	b
280	灰林鸮	*Strix aluco*	R	广布	II	LC	II	1,3,6,7	-
281	乌林鸮	*Strix nebulosa*	R	广布	II	LC	I	1,3,6,7	b
282	褐林鸮	*Strix leptogrammica*	R	广布	-	LC	II	1,3,6,7	-

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
283	长尾林鸮	*Strix uralensis*	R	古北	-	LC	I	1,3,6,7,9	-
284	领鸺鹠	*Taenioptynx brodiei*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,8,9	d
十九	鹰形目	Accipitriformes							
（三十二）	鹗科	Pandionidae							
285	鹗	*Pandion haliaetus*	R	古北	II	LC	-	1,3,6,7	c
（三十三）	鹰科	Accipitridae							
286	雀鹰	*Accipiter nisus*	R	古北	II	LC	II	1,3,6,7	-
287	秃鹫	*Aegypius monachus*	R	广布	II	NT	I	1,3,4,6,7	-
288	金雕	*Aquila chrysaetos*	R	古北	II	LC	I	1,3,6,7	-
289	白腹隼雕	*Aquila fasciata*	P	东洋	II	LC	II	1,7	a
290	白肩雕	*Aquila heliaca*	W	广布	II	VU	I	1,7	a
291	草原雕	*Aquila nipalensis*	W	古北	II	EN	I	1,6,7	-
292	苍鹰	*Astur gentilis*	W	古北	II	LC	II	1,6,7	-
293	褐冠鹃隼	*Aviceda jerdoni*	R	东洋	II	LC	II	1,7,9	a
294	黑冠鹃隼	*Aviceda leuphotes*	R	东洋	II	LC	II	1,7	a
295	灰脸鵟鹰	*Butastur indicus*	P	古北	II	LC	II	1,2,7	a
296	欧亚鵟	*Buteo buteo*	W	古北	II	LC	II	1,3	a
297	大鵟	*Buteo hemilasius*	W	古北	II	LC	II	1,3,6,7	-
298	普通鵟	*Buteo japonicus*	P	广布	II	LC	II	1,6,7	-
299	毛脚鵟	*Buteo lagopus*	W	古北	II	LC	II	1,7	a
300	喜山鵟	*Buteo refectus*	R	东洋	II	LC	II	1,2	a
301	棕尾鵟	*Buteo rufinus*	P	古北	II	LC	II	1,7,9	a
302	短趾雕	*Circaetus gallicus*	P	古北	II	LC	II	1,3	a
303	白头鹞	*Circus aeruginosus*	W	广布	II	LC	II	1,3,7	a
304	白尾鹞	*Circus cyaneus*	W	古北	II	LC	II	1,6,7	-
305	草原鹞	*Circus macrourus*	P	古北	II	NT	II	1,3	a
306	鹊鹞	*Circus melanoleucos*	W	古北	II	LC	II	1,3,6,7	-
307	白腹鹞	*Circus spilonotus*	P	古北	II	LC	II	1,6,7	-
308	乌雕	*Clanga clanga*	W	古北	II	VU	I	1,7,9	a
309	黑翅鸢	*Elanus caeruleus*	R	东洋	II	LC	II	1,6,7	-
310	胡兀鹫	*Gypaetus barbatus*	R	广布	II	NT	I	1,3,4,6,7	-
311	高山兀鹫	*Gyps himalayensis*	R	广布	II	NT	II	1,6,7	-
312	长嘴兀鹫	*Gyps tenuirostris*	R	东洋	II	CR	II	1,3	a
313	白尾海雕	*Haliaeetus albicilla*	W	古北	I	LC	I	1,2,7	a
314	玉带海雕	*Haliaeetus leucoryphus*	P	古北	II	EN	I	1,3,6	-
315	栗鸢	*Haliastur indus*	R	东洋	II	LC	II	1,6,7	-
316	靴隼雕	*Hieraaetus pennatus*	P	广布	II	LC	II	1,3	a
317	林雕	*Ictinaetus malaiensis*	R	东洋	II	LC	II	1,7	a
318	凤头鹰	*Lophospiza trivirgata*	R	东洋	II	LC	II	1,6,7	-
319	棕腹隼雕	*Lophotriorchis kienerii*	R	东洋	II	NT	II	1,7,9	a
320	黑鸢	*Milvus migrans*	R	广布	II	LC	II	1,6,7	d
321	凤头鹰雕	*Nisaetus cirrhatus*	R	东洋	II	LC	II	1,7,9	a

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
322	鹰雕	*Nisaetus nipalensis*	R	广布	II	LC	II	1,3,4,6,7,9	-
323	凤头蜂鹰	*Pernis ptilorhynchus*	R	东洋	II	LC	II	1,3,6,7	-
324	黑兀鹫	*Sarcogyps calvus*	R	东洋	II	CR	I	1,3,6,7	-
325	蛇雕	*Spilornis cheela*	R	东洋	II	LC	II	1,3,7	a
326	褐耳鹰	*Tachyspiza badia*	R	东洋	II	LC	II	1,7	a
327	日本松雀鹰	*Tachyspiza gularis*	W	广布	II	LC	-	1,2,9	a
328	赤腹鹰	*Tachyspiza soloensis*	R	广布	II	LC	II	1,3,7	a
329	松雀鹰	*Tachyspiza virgata*	R	东洋	II	LC	II	1,6,7	-
二十	咬鹃目	Trogoniformes							
（三十四）	咬鹃科	Trogonidae							
330	红头咬鹃	*Harpactes erythrocephalus*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
331	橙胸咬鹃	*Harpactes oreskios*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
332	红腹咬鹃	*Harpactes wardi*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
二十一	犀鸟目	Bucerotiformes							
（三十五）	戴胜科	Upupidae							
333	戴胜	*Upupa epops*	R	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
（三十六）	犀鸟科	Bucerotidae							
334	棕颈犀鸟	*Aceros nipalensis*	R	东洋	I	VU	I	1,7	a
335	花冠皱盔犀鸟	*Rhyticeros undulatus*	R	东洋	II	LC	I	1,7,9	a
336	冠斑犀鸟	*Anthracoceros albirostris*	R	东洋	II	LC	I	1,7	a
337	双角犀鸟	*Buceros bicornis*	R	东洋	I	VU	I	1,7	a
二十二	佛法僧目	Coraciiformes							
（三十七）	佛法僧科	Coraciidae							
338	棕胸佛法僧	*Coracias benghalensis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	b
339	三宝鸟	*Eurystomus orientalis*	P	东洋	-	LC	-	1,5,7	a
（三十八）	蜂虎科	eropidae							
340	栗头蜂虎	*Merops leschenaulti*	S	东洋	-	LC	II	1,7	a
341	绿喉蜂虎	*Merops orientalis*	S	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
342	栗喉蜂虎	*Merops philippinus*	S	广布	-	LC	II	1,3,6,7	-
343	蓝喉蜂虎	*Merops viridis*	S	东洋	-	LC	II	1,3	a
344	赤须夜蜂虎	*Nyctyornis amictus*	R	东洋	-	LC	II	1,3	a
345	蓝须夜蜂虎	*Nyctyornis athertoni*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
（三十九）	翠鸟科	Alcedinidae							
346	普通翠鸟	*Alcedo atthis*	R	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-
347	斑头大翠鸟	*Alcedo hercules*	R	东洋	-	NT	II	1,7	a
348	斑鱼狗	*Ceryle rudis*	R	广布	-	LC	-	1,6,7	-
349	三趾翠鸟	*Ceyx erithaca*	R	东洋	-	NT	-	1,6,7	-
350	赤翡翠	*Halcyon coromanda*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
351	蓝翡翠	*Halcyon pileata*	S	东洋	-	VU	-	1,3,6,7	-
352	白胸翡翠	*Halcyon smyrnensis*	R	广布	-	LC	II	1,3,6,7	-
353	冠鱼狗	*Megaceryle lugubris*	R	广布	-	LC	-	1,3,6,7	-

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
354	鹳嘴翡翠	*Pelargopsis capensis*	R	东洋	-	LC	II	1,7,9	a
二十三	啄木鸟目	Piciformes							
（四十）	拟啄木鸟科	Megalaimidae							
355	赤胸拟啄木鸟	*Megalaima haemacephala*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
356	蓝喉拟啄木鸟	*Psilopogon asiaticus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	c
357	蓝耳拟啄木鸟	*Psilopogon cyanotis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7,9	b
358	金喉拟啄木鸟	*Psilopogon franklinii*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	c
359	绿拟啄木鸟	*Psilopogon lineatus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,9	a
360	大拟啄木鸟	*Psilopogon virens*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	c
（四十一）	响蜜䴕科	Indicatoridae							
361	黄腰响蜜䴕	*Indicator xanthonotus*	R	东洋	-	LC	-	1,7,9	a
（四十二）	啄木鸟科	Picidae							
362	黄嘴栗啄木鸟	*Blythipicus pyrrhotis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
363	大金背啄木鸟	*Chrysocolaptes lucidus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
364	大黄冠啄木鸟	*Chrysophlegma flavinucha*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7,9	d
365	纹胸啄木鸟	*Dendrocopos atratus*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
366	黄颈啄木鸟	*Dendrocopos darjellensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
367	棕腹啄木鸟	*Dendrocopos hyperythrus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	-
368	白背啄木鸟	*Dendrocopos leucotos*	R	古北	-	LC	-	1,3,4,6	-
369	大斑啄木鸟	*Dendrocopos major*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	-
370	小金背啄木鸟	*Dinopium benghalense*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
371	金背啄木鸟	*Dinopium javanense*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
372	喜山金背啄木鸟	*Dinopium shorii*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
373	赤胸啄木鸟	*Dryobates cathpharius*	R	东洋	-	LC	-	1,4,6,7,9	-
374	白腹黑啄木鸟	*Dryocopus javensis*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	-
375	黑啄木鸟	*Dryocopus martius*	R	古北	-	LC	II	1,3,6,7	-
376	竹啄木鸟	*Gecinulus grantia*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
377	蚁䴕	*Jynx torquilla*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
378	栗啄木鸟	*Micropternus brachyurus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
379	大灰啄木鸟	*Mulleripicus pulverulentus*	R	东洋	-	VU	II	1,3,7	a
380	三趾啄木鸟	*Picoides tridactylus*	R	古北	-	LC	II	1,3,4,6,7	-
381	斑姬啄木鸟	*Picumnus innominatus*	R	东洋	-	LC	-	1,5,6	-
382	灰头绿啄木鸟	*Picus canus*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	-
383	黄冠啄木鸟	*Picus chlorolophus*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
384	纹喉绿啄木鸟	*Picus xanthopygaeus*	R	东洋	-	LC	-	1,7,9	a
385	白眉棕啄木鸟	*Sasia ochracea*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
386	星头啄木鸟	*Yungipicus canicapillus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	-
二十四	隼形目	Falconiformes							

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
（四十三）	隼科	Falconidae							
387	红脚隼	*Falco amurensis*	S	广布	-	LC	II	1,6,7	-
388	猎隼	*Falco cherrug*	W	古北		EN	I	1,6	-
389	灰背隼	*Falco columbarius*	W	古北	II	LC	II	1,6,7	-
390	黄爪隼	*Falco naumanni*	W	古北	-	LC	II	1,7,9	a
391	游隼	*Falco peregrinus*	R	古北	I	LC	II	1,6,7	-
392	猛隼	*Falco severus*	P	古北	-	LC	II	1,2,7	a
393	燕隼	*Falco subbuteo*	W	古北	II	LC	II	1,6,7	-
394	红隼	*Falco tinnunculus*	R	广布	II	LC	II	1,6,7	-
395	红腿小隼	*Microhierax caerulescens*	R	东洋	-	LC	II	1,7,9	a
396	白腿小隼	*Microhierax melanoleucos*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
二十五	鹦形目	Psittaciformes							
（四十四）	鹦鹉科	Psittacidae							
397	短尾鹦鹉	*Loriculus vernalis*	R	东洋	-	LC	II	1,7	a
398	绯胸鹦鹉	*Psittacula alexandri*	R	东洋	II	NT	II	1,3,7	a
399	大紫胸鹦鹉	*Psittacula derbiana*	R	东洋	II	LC	II	1,3,6,7	-
400	亚历山大鹦鹉	*Psittacula eupatria*	R	东洋	-	NT	II	1,3	a
401	灰头鹦鹉	*Psittacula finschii*	R	东洋	-	NT	II	1,3,6,7	-
402	红领绿鹦鹉	*Psittacula krameri*	R	东洋	II	LC	II	1,3,7	a
403	花头鹦鹉	*Psittacula roseata*	R	东洋	-	NT	II	1,3	a
二十六	雀形目	Passeriformes							
（四十五）	鸸科	Sittidae							
404	栗腹鸸	*Sitta castanea*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
405	普通鸸	*Sitta europaea*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	-
406	丽鸸	*Sitta formosa*	R	东洋	-	VU	II	1,7	a
407	绒额鸸	*Sitta frontalis*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
408	白尾鸸	*Sitta himalayensis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
409	白脸鸸	*Sitta leucopsis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
410	巨鸸	*Sitta magna*	R	东洋	-	EN	II	1,6,7	-
411	栗臀鸸	*Sitta nagaensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
412	黑头鸸	*Sitta villosa*	R	古北	-	LC	-	1,3	a
413	滇鸸	*Sitta yunnanensis*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
（四十六）	阔嘴鸟科	Eurylaimidae							
414	长尾阔嘴鸟	*Psarisomus dalhousiae*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
415	银胸丝冠鸟	*Serilophus lunatus*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
（四十七）	八色鸫科	Pittidae							
416	蓝八色鸫	*Hydrornis cyaneus*	R	东洋	-	LC	II	1,7,9	a
417	蓝枕八色鸫	*Hydrornis nipalensis*	R	东洋	-	LC	II	1,7	a
418	栗头八色鸫	*Hydrornis oatesi*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
419	双辫八色鸫	*Hydrornis phayrei*	R	东洋	-	LC	II	1,7,9	a
420	蓝翅八色鸫	*Pitta moluccensis*	V	东洋	-	LC	II	1,7	a

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
421	绿胸八色鸫	*Pitta sordida*	S	东洋	-	LC	II	1,7	a
（四十八）	山椒鸟科	Campephagidae							
422	大鹃鹛	*Coracina macei*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
423	暗灰鹃鹛	*Lalage melaschistos*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	d
424	短嘴山椒鸟	*Pericrocotus brevirostris*	S	东洋	-	LC	-	1,2,6,7	-
425	小灰山椒鸟	*Pericrocotus cantonensis*	S	古北	-	LC	-	1,3,7	a
426	灰山椒鸟	*Pericrocotus divaricatus*	P	东洋	-	LC	-	1,7	a
427	长尾山椒鸟	*Pericrocotus ethologus*	W	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
428	赤红山椒鸟	*Pericrocotus flammeus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
429	粉红山椒鸟	*Pericrocotus roseus*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
430	灰喉山椒鸟	*Pericrocotus solaris*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	-
（四十九）	燕鹛科	Artamidae							
431	灰燕鹛	*Artamus fuscus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
（五十）	雀鹎科	Aegithinidae							
432	黑翅雀鹎	*Aegithina tiphia*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
（五十一）	钩嘴鹛科	Vangidae							
433	褐背鹟鹛	*Hemipus picatus*	R	东洋	-	LC	-	1,2,6,7	d
434	钩嘴林鹛	*Tephrodornis virgatus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,9	a
（五十二）	莺雀科	Vireonidae							
435	白腹凤鹛	*Erpornis zantholeuca*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
436	红翅鹛鹛	*Pteruthius aeralatus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
437	栗额鹛鹛	*Pteruthius intermedius*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	d
438	栗喉鹛鹛	*Pteruthius melanotis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
439	棕腹鹛鹛	*Pteruthius rufiventer*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
440	淡绿鹛鹛	*Pteruthius xanthochlorus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
（五十三）	黄鹂科	Oriolidae							
441	黑枕黄鹂	*Oriolus chinensis*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
442	鹊鹂	*Oriolus mellianus*	S	东洋	-	EN	II	1,6	-
443	细嘴黄鹂	*Oriolus tenuirostris*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
444	朱鹂	*Oriolus traillii*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
445	黑头黄鹂	*Oriolus xanthornus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
（五十四）	扇尾鹟科	Rhipiduridae							
446	金头扇尾莺	*Cisticola exilis*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
447	棕扇尾莺	*Cisticola juncidis*	R	广布	-	LC	-	1,6,7	c
448	黑喉缝叶莺	*Orthotomus atrogularis*	R	东洋	-	LC	-	1,2,9	a
449	长尾缝叶莺	*Orthotomus sutorius*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	c
450	黑喉山鹪莺	*Prinia atrogularis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
451	喜山山鹪莺	*Prinia crinigera*	R	东洋	-	LC	-	1,2	a
452	黄腹山鹪莺	*Prinia flaviventris*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
453	灰胸山鹪莺	*Prinia hodgsonii*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
454	纯色山鹪莺	*Prinia inornata*	R	东洋	-	LC	-	1,8	a
455	暗冕山鹪莺	*Prinia rufescens*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
456	山鹪莺	*Prinia striata*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	b
457	白喉山鹪莺	*Prinia superciliaris*	R	东洋	-	LC	-	1,2	a
458	白喉扇尾鹟	*Rhipidura albicollis*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	c
459	白眉扇尾鹟	*Rhipidura aureola*	R	东洋	-	LC	-	1,8	a
（五十五）	卷尾科	Dicruridae							
460	古铜色卷尾	*Dicrurus aeneus*	R	东洋	-	LC	-	1,2,6,7	-
461	鸦嘴卷尾	*Dicrurus annectens*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	-
462	发冠卷尾	*Dicrurus hottentottus*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
463	灰卷尾	*Dicrurus leucophaeus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
464	黑卷尾	*Dicrurus macrocercus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
465	大盘尾	*Dicrurus paradiseus*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
466	小盘尾	*Dicrurus remifer*	S	东洋	-	LC	II	1,2,3,6,7	-
（五十六）	王鹟科	Monarchidae							
467	黑枕王鹟	*Hypothymis azurea*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
468	寿带	*Terpsiphone incei*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
469	印度寿带	*Terpsiphone paradisi*	S	东洋	-	LC	-	1,3	b
（五十七）	伯劳科	Laniidae							
470	牛头伯劳	*Lanius bucephalus*	P	古北	-	LC	-	1,3,6	-
471	栗背伯劳	*Lanius collurioides*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
472	红尾伯劳	*Lanius cristatus*	P	古北	-	LC	-	1,6,7	-
473	青藏楔尾伯劳	*Lanius giganteus*	R	古北	-	LC	-	1,3	a
474	棕背伯劳	*Lanius schach*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
475	楔尾伯劳	*Lanius sphenocercus*	S	古北	-	LC	-	1,3,6	-
476	灰背伯劳	*Lanius tephronotus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
477	虎纹伯劳	*Lanius tigrinus*	S	古北	-	LC	-	1,3,5,6,7	-
478	褐背伯劳	*Lanius vittatus*	RV	东洋	-	LC	-	1,2,3	a
（五十八）	鸦科	Corvidae							
479	蓝绿鹊	*Cissa chinensis*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
480	黄胸绿鹊	*Cissa hypoleuca*	R	东洋	-	LC	II	1,3	a
481	达乌里寒鸦	*Coloeus dauuricus*	S	古北	-	LC	-	1,3,7	a
482	渡鸦	*Corvus corax*	R	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
483	小嘴乌鸦	*Corvus corone*	P	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
484	秃鼻乌鸦	*Corvus frugilegus*	W	古北	-	LC	-	1,3,6	-
485	大嘴乌鸦	*Corvus macrorhynchos*	R	广布	-	LC	-	1,5,6,7	-
486	白颈鸦	*Corvus torquatus*	R	东洋	-	VU	-	1,4,6,7	-
487	灰喜鹊	*Cyanopica cyanus*	R	古北	-	LC	-	1,3,6	-
488	灰树鹊	*Dendrocitta formosae*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
489	黑额树鹊	*Dendrocitta frontalis*	R	东洋	-	LC	-	1,8	a
490	棕腹树鹊	*Dendrocitta vagabunda*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
491	松鸦	*Garrulus glandarius*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	-
492	星鸦	*Nucifraga caryocatactes*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	-

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
493	黑头噪鸦	*Perisoreus internigrans*	R	古北	-	NT	I	1,3,6	-
494	喜鹊	*Pica pica*	R	广布	-	NR	-	1,6,7	-
495	青藏喜鹊	*Pica serica*	R	广布	-	NR	-	1,3	b
496	黄嘴山鸦	*Pyrrhocorax graculus*	R	广布	-	LC	-	1,6,7	-
497	红嘴山鸦	*Pyrrhocorax pyrrhocorax*	R	广布	-	LC	-	1,3,4,5,6,7	-
498	红嘴蓝鹊	*Urocissa erythroryncha*	R	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	d
499	黄嘴蓝鹊	*Urocissa flavirostris*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	d
500	白翅蓝鹊	*Urocissa whiteheadi*	R	东洋	-	EN	-	1,6,8	-
（五十九）	玉鹟科	Stenostiridae							
501	黄腹扇尾鹟	*Chelidorhynx hypoxanthus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
502	方尾鹟	*Culicicapa ceylonensis*	S	东洋	-	LC	-	1,5,6,7	c
（六十）	攀雀科	Remizidae							
503	中华攀雀	*Remiz consobrinus*	W	古北	-	LC	-	1,3	a
（六十一）	山雀科	Paridae							
504	火冠雀	*Cephalopyrus flammiceps*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
505	褐冠山雀	*Lophophanes dichrous*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	-
506	黄颊山雀	*Machlolophus spilonotus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
507	冕雀	*Melanochlora sultanea*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
508	煤山雀	*Parus ater*	R	古北	III	LC	-	1,6,7	-
509	大山雀	*Parus major*	R	广布	-	NR	-	1,6,7	-
510	绿背山雀	*Parus monticolus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
511	黑冠山雀	*Parus rubidiventris*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
512	黄腹山雀	*Parus venustulus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
513	红腹山雀	*Poecile davidi*	R	广布	-	LC	II	1,3	a
514	黑喉山雀	*Poecile hypermelaenus*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
515	褐头山雀	*Poecile montanus*	R	古北	-	LC	-	1,6,7,9	-
516	白眉山雀	*Poecile superciliosus*	R	古北	-	LC	II	1,6,9	d
517	四川褐头山雀	*Poecile weigoldicus*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
518	地山雀	*Pseudopodoces humilis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,4,5,6,7	d
519	黄眉林雀	*Sylviparus modestus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
（六十二）	百灵科	Alaudidae							
520	小云雀	*Alauda gulgula*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
521	细嘴短趾百灵	*Calandrella acutirostris*	S	古北	-	LC	-	1,6	-
522	中华短趾百灵	*Calandrella dukhunensis*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
523	角百灵	*Eremophila alpestris*	R	古北	-	LC	-	1,3,5,6	-
524	长嘴百灵	*Melanocorypha maxima*	R	古北	-	LC	-	1,6	-
525	歌百灵	*Mirafra javanica*	R	东洋	-	LC	II	1,3	a
（六十三）	苇莺科	Acrocephalidae							
526	噪苇莺	*Acrocephalus stentoreus*	R	古北	-	LC	-	1,7	a
527	布氏苇莺	*Acrocephalus dumetorum*	V	古北	-	LC	-	1,3	a
528	东方大苇莺	*Acrocephalus orientalis*	S	广布	-	LC	-	1,3,7	a

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
529	黑眉苇莺	*Acrocephalus bistrigiceps*	P	广布	-	LC	-	1,3,6	c
530	厚嘴苇莺	*Arundinax aedon*	P	广布	-	LC	-	1,3,7	a
531	赛氏篱莺	*Iduna rama*	R	古北	-	LC	-	1,3	a
（六十四）	蝗莺科	Locustellidae							
532	小蝗莺	*Helopsaltes certhiola*	P	广布	-	LC	-	1,7	a
533	四川短翅蝗莺	*Locustella chengi*	S	东洋	-	LC	-	1,3	a
534	北短翅蝗莺	*Locustella davidi*	P	广布	-	LC	-	1,3	a
535	矛斑蝗莺	*Locustella lanceolata*	P	古北	-	LC	-	1,7	a
536	鴝蝗莺	*Locustella luscinioides*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
537	棕褐短翅蝗莺	*Locustella luteoventris*	R	广布	-	LC	-	1,3,6,7	c
538	高山短翅蝗莺	*Locustella mandelli*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
539	中华短翅蝗莺	*Locustella tacsanowskia*	S	广布	-	LC	-	1,3,6,7,9	c
540	斑胸短翅蝗莺	*Locustella thoracica*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7,9	c
541	沼泽大尾莺	*Megalurus palustris*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
（六十五）	鳞胸鹪鹛科	Pnoepygidae							
542	鳞胸鹪鹛	*Pnoepyga albiventer*	R	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	c
543	小鳞胸鹪鹛	*Pnoepyga pusilla*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
（六十六）	燕科	Hirundinidae							
544	金腰燕	*Cecropis daurica*	S	古北	-	LC	-	1,6,7	d
545	烟腹毛脚燕	*Delichon dasypus*	S	广布	-	LC	-	1,7,9	a
546	黑喉毛脚燕	*Delichon nipalense*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
547	毛脚燕	*Delichon urbicum*	V	古北	-	LC	-	1,6	d
548	家燕	*Hirundo rustica*	S	古北	-	LC	-	1,3,6,7	
549	纯色岩燕	*Ptyonoprogne concolor*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
550	岩燕	*Ptyonoprogne rupestris*	S	广布	-	LC	-	1,3,6,7	
551	灰喉沙燕	*Riparia chinensis*	R	东洋	-	LC	-	1,2	b
552	淡色崖沙燕	*Riparia diluta*	R	广布	-	LC	-	1,3	a
553	崖沙燕	*Riparia riparia*	S	广布	-	LC	-	1,6,7	
（六十七）	鹪鹩科	Troglodytidae							
554	鹪鹩	*Troglodytes troglodytes*	R	古北	III	LC	-	1,7	a
（六十八）	长尾山雀科	Aegithalidae							
555	银喉长尾山雀	*Aegithalos caudatus*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	c
556	红头长尾山雀	*Aegithalos concinnus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
557	银脸长尾山雀	*Aegithalos fuliginosus*	R	广布	-	LC	-	1,3	a
558	棕额长尾山雀	*Aegithalos iouschistos*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	c
559	凤头雀莺	*Leptopoecile elegans*	R	古北	-	LC	-	1,6	c
560	花彩雀莺	*Leptopoecile sophiae*	R	古北	-	LC	-	1,3,6	c
（六十九）	树莺科	Cettiidae							
561	棕脸鹟莺	*Abroscopus albogularis*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a

序号 No.		中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
	562	黑脸鹟莺	*Abroscopus schisticeps*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
	563	黄腹鹟莺	*Abroscopus superciliaris*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
	564	棕顶树莺	*Cettia brunnifrons*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
	565	栗头树莺	*Cettia castaneocoronata*	R	东洋	-	LC	-	1,3	d
	566	大树莺	*Cettia major*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
	567	黄腹树莺	*Horornis acanthizoides*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	c
	568	喜山黄腹树莺	*Horornis brunnescens*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
	569	远东树莺	*Horornis canturians*	W	东洋	-	LC	-	1,8	a
	570	异色树莺	*Horornis flavolivaceus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
	571	强脚树莺	*Horornis fortipes*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
	572	栗头织叶莺	*Phyllergates cucullatus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	c
	573	灰腹地莺	*Tesia cyaniventer*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	c
	574	金冠地莺	*Tesia olivea*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
	575	宽嘴鹟莺	*Tickellia hodgsoni*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
	576	鳞头树莺	*Urosphena squameiceps*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
（七十）		柳莺科	Phylloscopidae							
	577	黄腹柳莺	*Phylloscopus affinis*	S	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	c
	578	棕眉柳莺	*Phylloscopus armandii*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
	579	极北柳莺	*Phylloscopus borealis*	P	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
	580	金眶鹟莺	*Phylloscopus burkii*	S	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	c
	581	黄胸柳莺	*Phylloscopus cantator*	S	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	-
	582	栗头鹟莺	*Phylloscopus castaniceps*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
	583	淡黄腰柳莺	*Phylloscopus chloronotus*	W	东洋	-	LC	-	1,3	a
	584	冠纹柳莺	*Phylloscopus claudiae*	S	东洋	-	LC	-	1,3	d
	585	冕柳莺	*Phylloscopus coronatus*	P	古北	-	LC	-	1,3,4,7	a
	586	峨眉柳莺	*Phylloscopus emeiensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
	587	四川柳莺	*Phylloscopus forresti*	S	东洋	-	LC	-	1,3	a
	588	烟柳莺	*Phylloscopus fuligiventer*	S	东洋	-	LC	-	1,3	a
	589	褐柳莺	*Phylloscopus fuscatus*	S	古北	-	LC	-	1,6,7	c
	590	淡眉柳莺	*Phylloscopus humei*	S	东洋	-	LC	-	1,8	a
	591	黄眉柳莺	*Phylloscopus inornatus*	P	古北	-	LC	-	1,6,7	c
	592	云南白斑尾柳莺	*Phylloscopus intensior*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	c
	593	白眶鹟莺	*Phylloscopus intermedius*	S	东洋	-	LC	-	1,7	a
	594	甘肃柳莺	*Phylloscopus kansuensis*	S	东洋	-	LC	-	1,3	a
	595	灰喉柳莺	*Phylloscopus maculipennis*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
	596	乌嘴柳莺	*Phylloscopus magnirostris*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
	597	峨眉鹟莺	*Phylloscopus omeiensis*	S	东洋	-	LC	-	1,8	a
	598	双斑绿柳莺	*Phylloscopus plumbeitarsus*	P	广布	-	LC	-	1,7	a
	599	灰脸鹟莺	*Phylloscopus poliogenys*	S	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	c
	600	黄腰柳莺	*Phylloscopus proregulus*	S	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
	601	橙斑翅柳莺	*Phylloscopus pulcher*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
602	西南冠纹柳莺	*Phylloscopus reguloides*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	b
603	黑眉柳莺	*Phylloscopus ricketti*	S	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
604	巨嘴柳莺	*Phylloscopus schwarzi*	P	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
605	林柳莺	*Phylloscopus sibilatrix*	P	东洋	-	LC	-	1,3	a
606	淡尾鹟莺	*Phylloscopus soror*	S	东洋	-	LC	-	1,8	a
607	棕腹柳莺	*Phylloscopus subaffinis*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
608	淡脚柳莺	*Phylloscopus tenellipes*	P	古北	-	LC	-	1,7	a
609	灰冠鹟莺	*Phylloscopus tephrocephalus*	S	东洋	-	LC	-	1,8	a
610	暗绿柳莺	*Phylloscopus trochiloides*	S	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
611	比氏鹟莺	*Phylloscopus valentini*	S	东洋	-	LC	-	1,8	a
612	韦氏鹟莺	*Phylloscopus whistleri*	S	东洋	-	LC	-	1,3	a
613	云南柳莺	*Phylloscopus yunnanensis*	R	广布	-	LC	-	1,3	a
（七十一）	鹎科	Pycnonotidae							
614	纵纹绿鹎	*Alcurus striatus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
615	黄腹冠鹎	*Alophoixus flaveolus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
616	白喉冠鹎	*Alophoixus pallidus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
617	栗背短脚鹎	*Hemixos castanonotus*	R	东洋	-	LC	-	1,6	d
618	灰短脚鹎	*Hemixos flavala*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
619	黑短脚鹎	*Hypsipetes leucocephalus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
620	灰眼短脚鹎	*Iole propinqua*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
621	绿翅短脚鹎	*Ixos mcclellandii*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	d
622	白喉红臀鹎	*Pycnonotus aurigaster*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
623	黑喉红臀鹎	*Pycnonotus cafer*	R	东洋	-	LC	-	1,2,6,7	-
624	黄绿鹎	*Pycnonotus flavescens*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
625	红耳鹎	*Pycnonotus jocosus*	R	东洋	-	LC	-	1,2,6,7	-
626	白头鹎	*Pycnonotus sinensis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
627	黄臀鹎	*Pycnonotus xanthorrhous*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7,9	-
628	黑冠黄鹎	*Rubigula flaviventris*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7,9	a
629	凤头雀嘴鹎	*Spizixos canifrons*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
630	领雀嘴鹎	*Spizixos semitorques*	R	东洋	-	LC	-	1,5,6,7	-
（七十二）	鸦雀科	Paradoxornithidae							
631	金眼鹛雀	*Chrysomma sinense*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
632	灰头雀鹛	*Fulvetta cinereiceps*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
633	褐头雀鹛	*Fulvetta manipurensis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
634	棕头雀鹛	*Fulvetta ruficapilla*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
635	中华雀鹛	*Fulvetta striaticollis*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
636	白眉雀鹛	*Fulvetta vinipectus*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
637	金胸雀鹛	*Lioparus chrysotis*	R	东洋	-	LC	II	1,3,5	a
638	宝兴鹛雀	*Moupinia poecilotis*	R	东洋	-	LC	II	1,3,5,6,7	c
639	火尾绿鹛	*Myzornis pyrrhoura*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	c
640	红嘴鸦雀	*Paradoxornis aemodius*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	d

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
641	红头鸦雀	*Paradoxornis bakeri*	R	东洋	-	LC	-	1,2,6,7,9	d
642	斑胸鸦雀	*Paradoxornis flavirostris*	R	东洋	-	VU	-	1,3	a
643	灰头鸦雀	*Paradoxornis gularis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
644	点胸鸦雀	*Paradoxornis guttaticollis*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
645	三趾鸦雀	*Paradoxornis paradoxus*	R	东洋	-	LC	II	1,3	a
646	白胸鸦雀	*Paradoxornis ruficeps*	R	东洋	-	LC	-	1,3,9	b
647	褐鸦雀	*Paradoxornis unicolor*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
648	灰喉鸦雀	*Suthora alphonsiana*	R	东洋	-	LC	-	1,3,9	a
649	黑眉鸦雀	*Suthora atrosuperciliaris*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
650	褐翅鸦雀	*Suthora brunnea*	R	东洋	-	LC	-	1,7,9	a
651	白眶鸦雀	*Suthora conspicillata*	R	东洋	-	LC	II	1,2,3	a
652	短尾鸦雀	*Suthora davidiana*	R	东洋	-	LC	II	1,3,9	a
653	黄额鸦雀	*Suthora fulvifrons*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
654	黑喉鸦雀	*Suthora nipalensis*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	d
655	灰冠鸦雀	*Suthora przewalskii*	R	东洋	-	VU	I	1,3,9	a
656	金色鸦雀	*Suthora verreauxi*	R	东洋	-	LC	-	1,8,9	a
657	棕头鸦雀	*Suthora webbiana*	R	东洋	-	LC	-	1,2,6,7	d
658	暗色鸦雀	*Suthora zappeyi*	R	东洋	-	VU	II	1,3,4	a
（七十三）	绣眼鸟科	Zosteropidae							
659	白领凤鹛	*Parayuhina diademata*	R	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	d
660	栗耳凤鹛	*Staphida castaniceps*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
661	白颈凤鹛	*Yuhina bakeri*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
662	黄颈凤鹛	*Yuhina flavicollis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
663	纹喉凤鹛	*Yuhina gularis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	c
664	黑颏凤鹛	*Yuhina nigrimenta*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
665	棕臀凤鹛	*Yuhina occipitalis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
666	红胁绣眼鸟	*Zosterops erythropleurus*	P	古北	-	LC	II	1,3,7	a
667	暗绿绣眼鸟	*Zosterops japonicus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
668	灰腹绣眼鸟	*Zosterops palpebrosus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
（七十四）	林鹛科	Timaliidae							
669	金头穗鹛	*Cyanoderma chrysaeum*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7,9	d
670	黑颏穗鹛	*Cyanoderma pyrrhops*	R	古北	-	LC	-	1,3	a
671	红头穗鹛	*Cyanoderma ruficeps*	R	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	d
672	斑胸钩嘴鹛	*Erythrogenys gravivox*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
673	长嘴钩嘴鹛	*Erythrogenys hypoleucos*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
674	纹胸鹛	*Mixornis gularis*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
675	红嘴钩嘴鹛	*Pomatorhinus ferruginosus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
676	棕头钩嘴鹛	*Pomatorhinus ochraceiceps*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
677	棕颈钩嘴鹛	*Pomatorhinus ruficollis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
678	灰头钩嘴鹛	*Pomatorhinus schisticeps*	R		-	LC	-	1,8	a
679	细嘴钩嘴鹛	*Pomatorhinus superciliaris*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	c
680	长尾鹪鹛	*Spelaeornis chocolatinus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
681	斑翅鹩鹛	*Spelaeornis troglodytoides*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
682	黑胸楔嘴穗鹛	*Stachyris humei*	R	东洋	-	NT	-	1,3	a
683	黑头穗鹛	*Stachyris nigriceps*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
684	楔嘴穗鹛	*Stachyris roberti*	R	东洋	-	NT	-	1,7,9	a
685	斑颈穗鹛	*Stachyris strialata*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
686	红顶鹛	*Timalia pileata*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
（七十五）	幽鹛科	Pellorneidae							
687	白头鹎鹛	*Gampsorhynchus rufulus*	R	东洋	-	LC	-	1,2	a
688	领鹎鹛	*Gampsorhynchus torquatus*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
689	灰岩鹪鹛	*Gypsophila annamensis*	R	东洋	-	LC	-	1,7	b
690	短尾鹪鹛	*Gypsophila brevicaudata*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
691	纹胸鹪鹛	*Napothera epilepidota*	S	东洋	-	LC	-	1,7	a
692	长嘴鹩鹛	*Napothera malacoptila*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
693	瑙蒙短尾鹛	*Napothera naungmungensis*	R	东洋	-	NT	-	1,3	a
694	白腹幽鹛	*Pellorneum albiventre*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
695	棕头幽鹛	*Pellorneum ruficeps*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
696	棕胸雅鹛	*Pellorneum tickelli*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
697	褐顶雀鹛	*Schoeniparus brunneus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
698	栗头雀鹛	*Schoeniparus castaneceps*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
699	黄喉雀鹛	*Schoeniparus cinereus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
700	褐胁雀鹛	*Schoeniparus dubius*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
701	棕喉雀鹛	*Schoeniparus rufogularis*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
702	金额雀鹛	*Schoeniparus variegaticeps*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
（七十六）	噪鹛科	Leiothrichidae							
703	蓝翅希鹛	*Actinodura cyanouroptera*	R	东洋	-	LC	-	1,3,5,7	a
704	栗额斑翅鹛	*Actinodura egertoni*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
705	白眶斑翅鹛	*Actinodura ramsayi*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
706	灰头斑翅鹛	*Actinodura souliei*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
707	斑喉希鹛	*Actinodura strigula*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
708	纹胸斑翅鹛	*Actinodura waldeni*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
709	灰眶雀鹛	*Alcippe davidi*	R	东洋	-	NR	-	1,6,7,9	c
710	云南雀鹛	*Alcippe fratercula*	R	东洋	-	NR	-	1,3,9	b
711	白眶雀鹛	*Alcippe nipalensis*	R	东洋	-	LC	-	1,2,8,9	a
712	褐脸雀鹛	*Alcippe poioicephala*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7,9	a
713	斑胁姬鹛	*Cutia nipalensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
714	画眉	*Garrulax canorus*	R	东洋	II	LC	II	1,6,7	c
715	白冠噪鹛	*Garrulax leucolophus*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
716	褐胸噪鹛	*Garrulax maesi*	R	东洋	-	LC	II	1,2,7	a
717	斑胸噪鹛	*Garrulax merulinus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
718	小黑领噪鹛	*Garrulax monileger*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
719	白颈噪鹛	*Garrulax strepitans*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
720	条纹噪鹛	*Grammatoptila striata*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	d
721	黑顶奇鹛	*Heterophasia capistrata*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
722	灰奇鹛	*Heterophasia gracilis*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	c
723	黑头奇鹛	*Heterophasia melanoleuca*	R	东洋	-	LC	-	1,5,6,7	c
724	长尾奇鹛	*Heterophasia picaoides*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
725	丽色奇鹛	*Heterophasia pulchella*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	c
726	白点噪鹛	*Ianthocincla bieti*	R	东洋	-	VU	I	1,3,6,7,9	-
727	灰翅噪鹛	*Ianthocincla cineracea*	R	东洋	-	LC		1,3,6,7	d
728	斑背噪鹛	*Ianthocincla lunulata*	R	东洋	-	LC	II	1,5,6,9	d
729	大噪鹛	*Ianthocincla maxima*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	d
730	眼纹噪鹛	*Ianthocincla ocellata*	R	东洋	-	LC	II	1,3,5,6,7	d
731	棕颏噪鹛	*Ianthocincla rufogularis*	R	东洋	-	LC		1,3	a
732	栗背奇鹛	*Leioptila annectens*	R	东洋	-	LC		1,2,3,7	a
733	银耳相思鸟	*Leiothrix argentauris*	R	东洋	II	LC	II	1,2,3,6,7	c
734	红嘴相思鸟	*Leiothrix lutea*	R	东洋	II	LC	II	1,5,6,7	c
735	黑冠薮鹛	*Liocichla bugunorum*	R	东洋	-	CR	I	1,3	a
736	灰胸薮鹛	*Liocichla omeiensis*	R	东洋	II	VU	I	1,3,7	a
737	灰头薮鹛	*Liocichla phoenicea*	R	东洋	-	LC	-	1,2	b
738	红翅薮鹛	*Liocichla ripponi*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	d
739	火尾希鹛	*Minla ignotincta*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
740	白喉噪鹛	*Pterorhinus albogularis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
741	棕噪鹛	*Pterorhinus berthemyi*	R	东洋	-	LC	II	1,3,7	a
742	灰胁噪鹛	*Pterorhinus caerulatus*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	d
743	黑喉噪鹛	*Pterorhinus chinensis*	R	东洋	-	LC	II	1,2,7	a
744	山噪鹛	*Pterorhinus davidi*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
745	栗臀噪鹛	*Pterorhinus gularis*	R	东洋	-	LC	-	1,8	a
746	棕草鹛	*Pterorhinus koslowi*	R	东洋	-	LC	II	1,2,3,6	d
747	矛纹草鹛	*Pterorhinus lanceolatus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
748	黑领噪鹛	*Pterorhinus pectoralis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
749	黑脸噪鹛	*Pterorhinus perspicillatus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
750	栗颈噪鹛	*Pterorhinus ruficollis*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
751	白颊噪鹛	*Pterorhinus sannio*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
752	黑顶噪鹛	*Trochalopteron affine*	R	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	d
753	红顶噪鹛	*Trochalopteron chrysopterum*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	-
754	橙翅噪鹛	*Trochalopteron elliotii*	R	东洋	-	LC	II	1,5,6,7	d
755	红翅噪鹛	*Trochalopteron formosum*	R	东洋	-	LC	II	1,3,5,6,7	c
756	灰腹噪鹛	*Trochalopteron henrici*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
757	银耳噪鹛	*Trochalopteron melanostigma*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
758	红尾噪鹛	*Trochalopteron milnei*	R	东洋	-	LC	II	1,6,7	c
759	蓝翅噪鹛	*Trochalopteron squamatum*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
760	纯色噪鹛	*Trochalopteron subunicolor*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	d

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
（七十七）	太平鸟科	Bombycillidae							
761	太平鸟	*Bombycilla garrulus*	W	古北	-	LC	-	1,3	a
762	小太平鸟	*Bombycilla japonica*	W	古北	-	NT	-	1,2,6,7	-
（七十八）	戴菊科	Regulidae							
763	戴菊	*Regulus regulus*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	-
（七十九）	旋壁雀科	Tichodromidae							
764	红翅旋壁雀	*Tichodroma muraria*	R	广布	-	LC	-	1,3	a
（八十）	旋木雀科	Certhiidae							
765	高山旋木雀	*Certhia himalayana*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
766	霍氏旋木雀	*Certhia hodgsoni*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	b
767	休氏旋木雀	*Certhia manipurensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
768	锈红腹旋木雀	*Certhia nipalensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
769	四川旋木雀	*Certhia tianquanensis*	R	东洋	-	LC	II	1,8,9	a
（八十一）	丽星鹩鹛科	Elachuridae							
770	丽星鹩鹛	*Elachura formosa*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
（八十二）	椋鸟科	Sturnidae							
771	白领八哥	*Acridotheres albocinctus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
772	八哥	*Acridotheres cristatellus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
773	林八哥	*Acridotheres grandis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
774	家八哥	*Acridotheres tristis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
775	北椋鸟	*Agropsar sturninus*	P	古北	-	LC	-	1,6,7	d
776	金冠树八哥	*Ampeliceps coronatus*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
777	鹩哥	*Gracula religiosa*	R	东洋	II	LC	II	1,7	a
778	斑椋鸟	*Gracupica contra*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
779	黑领椋鸟	*Gracupica nigricollis*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	d
780	粉红椋鸟	*Pastor roseus*	P	广布	-	LC	-	1,3	a
781	斑翅椋鸟	*Saroglossa spilopterus*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
782	灰椋鸟	*Spodiopsar cineraceus*	W	古北	-	LC	-	1,6,7	d
783	丝光椋鸟	*Spodiopsar sericeus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
784	灰头椋鸟	*Sturnia malabarica*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
785	黑冠椋鸟	*Sturnia pagodarum*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
786	灰背椋鸟	*Sturnia sinensis*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
787	紫翅椋鸟	*Sturnus vulgaris*	W	广布	-	LC	-	1,3,7	a
（八十三）	河乌科	Cinclidae							
788	河乌	*Cinclus cinclus*	R	广布	-	LC	-	1,6,7	-
789	褐河乌	*Cinclus pallasii*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
（八十四）	鸫科	Turdidae							
790	紫宽嘴鸫	*Cochoa purpurea*	R	东洋	-	LC	II	1,3,6,7	c
791	绿宽嘴鸫	*Cochoa viridis*	R	东洋	-	LC	II	1,2,7	a
792	橙头地鸫	*Geokichla citrina*	P	东洋	-	LC	-	1,7	a
793	白眉地鸫	*Geokichla sibirica*	P	古北	-	LC	-	1,7	a

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
794	蓝大翅鸲	*Grandala coelicolor*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
795	白颈鸫	*Turdus albocinctus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
796	黑喉鸫	*Turdus atrogularis*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
797	灰翅鸫	*Turdus boulboul*	S	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
798	乌灰鸫	*Turdus cardis*	P	广布	-	LC	-	1,3,7	a
799	黑胸鸫	*Turdus dissimilis*	P	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
800	斑鸫	*Turdus eunomus*	P	古北	-	LC	-	1,6,7	c
801	褐头鸫	*Turdus feae*	P	东洋	-	VU	II	1,3	a
802	灰背鸫	*Turdus hortulorum*	P	古北	-	LC	-	1,7	a
803	棕背黑头鸫	*Turdus kessleri*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
804	藏乌鸫	*Turdus maximus*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
805	乌鸫	*Turdus merula*	R	广布	-	LC	-	1,6,7	c
806	宝兴歌鸫	*Turdus mupinensis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
807	红尾斑鸫	*Turdus naumanni*	P	广布	-	LC	-	1,3	b
808	白眉鸫	*Turdus obscurus*	P	广布	-	LC	-	1,7	a
809	白腹鸫	*Turdus pallidus*	P	古北	-	LC	-	1,6,7	c
810	灰头鸫	*Turdus rubrocanus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
811	赤颈鸫	*Turdus ruficollis*	P	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
812	虎斑地鸫	*Zoothera aurea*	P	广布	-	LC	-	1,6,7	c
813	小虎斑地鸫	*Zoothera dauma*	S	东洋	-	LC	-	1,3	b
814	长尾地鸫	*Zoothera dixoni*	P	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
815	四川淡背地鸫	*Zoothera griseiceps*	S	东洋	-	LC	-	1,3	a
816	长嘴地鸫	*Zoothera marginata*	P	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
817	淡背地鸫	*Zoothera mollissima*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
818	大长嘴地鸫	*Zoothera monticola*	R	东洋	-	LC	-	1,2	a
819	喜山淡背地鸫	*Zoothera salimalii*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
（八十五）	鹟科	Muscicapidae							
820	白喉姬鹟	*Anthipes monileger*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
821	喜山蓝短翅鸫	*Brachypteryx cruralis*	R	东洋	-	LC	-	1,3	b
822	锈腹短翅鸫	*Brachypteryx hyperythra*	R	东洋	-	NT	-	1,3,6,7	-
823	白喉短翅鸫	*Brachypteryx leucophris*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7,9	-
824	红喉歌鸲	*Calliope calliope*	P	古北	-	LC	II	1,6,7,9	d
825	黑喉歌鸲	*Calliope obscura*	S	东洋	-	VU	II	1,7,9	a
826	金胸歌鸲	*Calliope pectardens*	S	东洋	-	NT	II	1,3,6,7	d
827	白须黑胸歌鸲	*Calliope tschebaiewi*	S	东洋	-	LC	-	1,3	a
828	蓝额地鸲	*Cinclidium frontale*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
829	白腰鹊鸲	*Copsychus malabaricus*	R	东洋	II	LC	-	1,3,7	a
830	鹊鸲	*Copsychus saularis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
831	白腹暗蓝鹟	*Cyanoptila cumatilis*	P	广布	-	NT	-	1,3	a
832	白腹蓝鹟	*Cyanoptila cyanomelana*	P	广布	-	LC	-	1,7	a
833	山蓝仙鹟	*Cyornis banyumas*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	d

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
834	白喉林鹟	*Cyornis brunneatus*	S	东洋	-	VU	II	1,3	a
835	中华仙鹟	*Cyornis glaucicomans*	S	东洋	-	LC	-	1,3,9	a
836	海南蓝仙鹟	*Cyornis hainanus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
837	灰颊仙鹟	*Cyornis poliogenys*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
838	蓝喉仙鹟	*Cyornis rubeculoides*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
839	纯蓝仙鹟	*Cyornis unicolor*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
840	白尾蓝仙鹟	*Elminia albicauda*	W	东洋	-	LC	-	1,7,9	a
841	黑背燕尾	*Enicurus immaculatus*	R	东洋	-	LC	-	1,2,4,5,6,7	d
842	白额燕尾	*Enicurus leschenaulti*	R	东洋	-	LC	-	1,7	b
843	斑背燕尾	*Enicurus maculatus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7,9	-
844	灰背燕尾	*Enicurus schistaceus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
845	小燕尾	*Enicurus scouleri*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
846	铜蓝鹟	*Eumyias thalassinus*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
847	红喉姬鹟	*Ficedula albicilla*	P	古北	-	LC	-	1,6,7	d
848	锈胸蓝姬鹟	*Ficedula erithacus*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
849	侏蓝姬鹟	*Ficedula hodgsoni*	S	东洋	-	LC	-	1,3,9	a
850	棕胸蓝姬鹟	*Ficedula hyperythra*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
851	斑姬鹟	*Ficedula hypoleuca*	V	东洋	-	LC	-	1,3	a
852	鸲姬鹟	*Ficedula mugimaki*	P	古北	-	LC	-	1,7	a
853	玉头姬鹟	*Ficedula sapphira*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
854	橙胸姬鹟	*Ficedula strophiata*	S	东洋	-	LC	-	1,5,6,7	-
855	白眉蓝姬鹟	*Ficedula superciliaris*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
856	灰蓝姬鹟	*Ficedula tricolor*	S	东洋	-	LC	-	1,4,7	a
857	小斑姬鹟	*Ficedula westermanni*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
858	白眉姬鹟	*Ficedula zanthopygia*	S	古北	-	LC	-	1,7	a
859	栗背短翅鸫	*Heteroxenicus stellatus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7,9	a
860	栗腹歌鸲	*Larvivora brunnea*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7,9	d
861	蓝歌鸲	*Larvivora cyane*	P	古北	-	LC	-	1,6,7,9	d
862	棕头歌鸲	*Larvivora ruficeps*	R	东洋	-	EN	I	1,3	a
863	红尾歌鸲	*Larvivora sibilans*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
864	白腹短翅鸲	*Luscinia phaenicuroides*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
865	蓝喉歌鸲	*Luscinia svecica*	P	古北	III	LC	II	1,6,7	-
866	蓝头矶鸫	*Monticola cinclorhyncha*	R	东洋	-	LC	-	1,8,9	a
867	栗腹矶鸫	*Monticola rufiventris*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
868	蓝矶鸫	*Monticola solitarius*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	-
869	北灰鹟	*Muscicapa dauurica*	P	古北	-	LC	-	1,6,7	d
870	棕尾褐鹟	*Muscicapa ferruginea*	S	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
871	灰纹鹟	*Muscicapa griseisticta*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
872	褐胸鹟	*Muscicapa muttui*	S	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
873	乌鹟	*Muscicapa sibirica*	S	古北	-	LC	-	1,3,5,6,7	-
874	白尾蓝地鸲	*Myiomela leucura*	R	东洋	-	LC	-	1,3	d
875	紫啸鸫	*Myophonus caeruleus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
876	棕腹大仙鹟	*Niltava davidi*	V	东洋	-	LC	II	1,6,7	-
877	大仙鹟	*Niltava grandis*	S	东洋	-	LC	II	1,2,6,7	-
878	小仙鹟	*Niltava macgrigoriae*	S	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
879	棕腹仙鹟	*Niltava sundara*	S	东洋	-	LC	-	1,5,6,7	-
880	棕腹蓝仙鹟	*Niltava vivida*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
881	漠鸲	*Oenanthe deserti*	V	古北	-	LC	-	1,3	a
882	沙鸲	*Oenanthe isabellina*	S	古北	-	LC	-	1,3	a
883	白顶鸲	*Oenanthe pleschanka*	R	古北	-	LC	-	1,3,7	a
884	北红尾鸲	*Phoenicurus auroreus*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
885	红腹红尾鸲	*Phoenicurus erythrogastrus*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
886	蓝额红尾鸲	*Phoenicurus frontalis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
887	红尾水鸲	*Phoenicurus fuliginosus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	d
888	黑喉红尾鸲	*Phoenicurus hodgsoni*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
889	白顶溪鸲	*Phoenicurus leucocephalus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	d
890	赭红尾鸲	*Phoenicurus ochruros*	S	古北	-	LC	-	1,6,7	-
891	白喉红尾鸲	*Phoenicurus schisticeps*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
892	白斑黑石鹎	*Saxicola caprata*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
893	灰林鹎	*Saxicola ferreus*	R	东洋	-	LC	-	1,5,6,7	d
894	黑白林鹎	*Saxicola jerdoni*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
895	黑喉石鹎	*Saxicola maurus*	R	广布	-	LC	-	1,6,7,9	d
896	东亚石鹎	*Saxicola stejnegeri*	P	广布	-	LC	-	1,3,9	a
897	金色林鸲	*Tarsiger chrysaeus*	R	东洋	-	LC	-	1,4,6,7	-
898	红胁蓝尾鸲	*Tarsiger cyanurus*	W	古北	-	LC	-	1,2,6,7	-
899	棕腹林鸲	*Tarsiger hyperythrus*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	-
900	白眉林鸲	*Tarsiger indicus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
901	蓝眉林鸲	*Tarsiger rufilatus*	S	东洋	-	LC	-	1,3	a
（八十六）	啄花鸟科	Dicaeidae							
902	纯色啄花鸟	*Dicaeum concolor*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
903	朱背啄花鸟	*Dicaeum cruentatum*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
904	红胸啄花鸟	*Dicaeum ignipectus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
905	厚嘴啄花鸟	*Pachyglossa agilis*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
906	黄臀啄花鸟	*Pachyglossa chrysorrhea*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
907	黄腹啄花鸟	*Pachyglossa melanozantha*	S	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
（八十七）	花蜜鸟科	Nectariniidae							
908	叉尾太阳鸟	*Aethopyga christinae*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
909	蓝喉太阳鸟	*Aethopyga gouldiae*	R	东洋	-	LC	-	1,3,5,6,7	c
910	火尾太阳鸟	*Aethopyga ignicauda*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
911	绿喉太阳鸟	*Aethopyga nipalensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
912	黑胸太阳鸟	*Aethopyga saturata*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,6,7	c
913	黄腰太阳鸟	*Aethopyga siparaja*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
914	褐喉食蜜鸟	*Anthreptes malacensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
915	长嘴捕蛛鸟	*Arachnothera longirostra*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
916	纹背捕蛛鸟	*Arachnothera magna*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
917	紫颊太阳鸟	*Chalcoparia singalensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
918	紫花蜜鸟	*Cinnyris asiaticus*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
919	蓝枕花蜜鸟	*Kurochkinegramma hypogrammicum*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
（八十八）	叶鹎科	Chloropseidae							
920	金额叶鹎	*Chloropsis aurifrons*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
921	蓝翅叶鹎	*Chloropsis cochinchinensis*	R	东洋	-	LC	-	1,2,7	a
922	橙腹叶鹎	*Chloropsis hardwickii*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	b
（八十九）	和平鸟科	Irenidae							
923	和平鸟	*Irena puella*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	-
（九十）	朱鹀科	Urocynchramidae							
924	朱鹀	*Urocynchramus pylzowi*	R	古北	-	LC	II	1,6	c
（九十一）	织雀科	Ploceidae							
925	黄胸织雀	*Ploceus philippinus*	R	东洋	-	LC	-	1,7	a
926	纹胸织雀	*Ploceus manyar*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
（九十二）	梅花雀科	Estrildidae							
927	红梅花雀	*Amandava amandava*	R	东洋	-	LC	-	1,2,3,7	a
928	长尾鹦雀	*Erythrura prasina*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
929	栗腹文鸟	*Lonchura malacca*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
930	斑文鸟	*Lonchura punctulata*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
931	白腰文鸟	*Lonchura striata*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
（九十三）	岩鹨科	Prunellidae							
932	领岩鹨	*Prunella collaris*	R	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
933	褐岩鹨	*Prunella fulvescens*	R	古北	-	LC	-	1,6	-
934	栗背岩鹨	*Prunella immaculata*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
935	棕胸岩鹨	*Prunella strophiata*	R	广布	-	LC	-	1,6,7	d
936	鸲岩鹨	*Prunella rubeculoides*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	-
937	贺兰山岩鹨	*Prunella koslowi*	R	广布	-	LC	II	1,3	b
（九十四）	雀科	Passeridae							
938	褐翅雪雀	*Montifringilla adamsi*	R	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
939	白腰雪雀	*Onychostruthus taczanowskii*	R	古北	-	LC	-	1,4,6	c
940	山麻雀	*Passer cinnamomeus*	R	东洋	-	LC	-	1,5,6,7	c
941	家麻雀	*Passer domesticus*	R	广布	-	LC	-	1,3	a
942	麻雀	*Passer montanus*	R	古北	-	LC	-	1,6,7	c
943	石雀	*Petronia petronia*	R	广布	-	LC	-	1,6	c
944	棕颈雪雀	*Pyrgilauda ruficollis*	R	古北	-	LC	-	1,2,4,6	c
（九十五）	鹡鸰科	Motacillidae							
945	红喉鹨	*Anthus cervinus*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
946	布氏鹨	*Anthus godlewskii*	P	古北	-	LC	-	1,7	a
947	树鹨	*Anthus hodgsoni*	S	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
948	田鹨	*Anthus richardi*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	d
949	粉红胸鹨	*Anthus roseatus*	S	古北	-	LC	-	1,3,4,6,7	-

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
950	黄腹鹨	*Anthus rubescens*	W	古北	-	LC	-	1,3	a
951	东方田鹨	*Anthus rufulus*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
952	水鹨	*Anthus spinoletta*	W	古北	-	LC	-	1,3,5,6,7	-
953	山鹨	*Anthus sylvanus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	-
954	山鹡鸰	*Dendronanthus indicus*	S	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
955	白鹡鸰	*Motacilla alba*	S	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
956	灰鹡鸰	*Motacilla cinerea*	P	广布	-	LC	-	1,4,6,7	-
957	黄头鹡鸰	*Motacilla citreola*	S	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-
958	西黄鹡鸰	*Motacilla flava*	P	古北	-	LC	-	1,7	a
959	黄鹡鸰	*Motacilla tschutschensis*	P	古北	-	LC	-	1,3	d
（九十六）	燕雀科	Fringillidae							
960	赤朱雀	*Agraphospiza rubescens*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	d
961	白眉朱雀	*Carpodacus dubius*	R	东洋	-	LC	-	1,3	d
962	棕朱雀	*Carpodacus edwardsii*	R	东洋	-	LC	-	1,3,4,5,6,7	c
963	普通朱雀	*Carpodacus erythrinus*	S	古北	III	LC	-	1,6,7	c
964	长尾雀	*Carpodacus lepidus*	R	古北	-	LC	-	1,3,9	d
965	红眉朱雀	*Carpodacus pulcherrimus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,4,6,7	c
966	红胸朱雀	*Carpodacus puniceus*	R	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
967	粉眉朱雀	*Carpodacus rodochroa*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
968	北朱雀	*Carpodacus roseus*	W	古北	-	LC	II	1,3	a
969	大朱雀	*Carpodacus rubicilla*	R	古北	-	LC	-	1,3	a
970	拟大朱雀	*Carpodacus rubicilloides*	R	古北	-	LC	-	1,3,4,6,7	c
971	血雀	*Carpodacus sipahi*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
972	红眉松雀	*Carpodacus subhimachalus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7,9	d
973	喜山白眉朱雀	*Carpodacus thura*	R	东洋	-	LC	-	1,3,4,7	a
974	斑翅朱雀	*Carpodacus trifasciatus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
975	淡腹点翅朱雀	*Carpodacus verreauxii*	R	东洋	-	LC	-	1,3	a
976	酒红朱雀	*Carpodacus vinaceus*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
977	粉腹朱雀	*Carpodacus waltoni*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
978	黑头金翅雀	*Chloris ambigua*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
979	金翅雀	*Chloris sinica*	R	古北	-	LC	-	1,6,7,9	c
980	高山金翅雀	*Chloris spinoides*	R	东洋	-	LC	-	1,3,7	a
981	锡嘴雀	*Coccothraustes coccothraustes*	W	古北	-	LC	-	1,3	a
982	黑尾蜡嘴雀	*Eophona migratoria*	P	古北	-	LC	-	1,3,7	a
983	黑头蜡嘴雀	*Eophona personata*	P	古北	-	LC	-	1,3	a
984	苍头燕雀	*Fringilla coelebs*	R	广布	-	LC	-	1,3	a
985	燕雀	*Fringilla montifringilla*	W	古北	-	LC	-	1,3,4,5,6,7	c
986	林岭雀	*Leucosticte nemoricola*	R	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
987	黄嘴朱顶雀	*Linaria flavirostris*	R	古北	-	LC	-	1,3,6,9	d
988	红交嘴雀	*Loxia curvirostra*	R	古北	III	LC	II	1,6,7	c

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	居留型 Residency	从属区系 Faunal region	CITES 附录	IUCN 级别	PROT 等级	来源 Data source	名录更新 Checklist update
989	黄颈拟蜡嘴雀	*Mycerobas affinis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
990	白斑翅拟蜡嘴雀	*Mycerobas carnipes*	R	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
991	白点翅拟蜡嘴雀	*Mycerobas melanozanthos*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
992	暗胸朱雀	*Procarduelis nipalensis*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	d
993	金枕黑雀	*Pyrrhoplectes epauletta*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
994	灰头灰雀	*Pyrrhula erythaca*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6	c
995	褐灰雀	*Pyrrhula nipalensis*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	c
996	黄雀	*Spinus spinus*	P	古北	III	LC	-	1,3,9	a
997	藏黄雀	*Spinus thibetanus*	R	东洋	-	LC	-	1,3,6,7	d
（九十七）	鹀科	Emberizidae							
998	黄胸鹀	*Emberiza aureola*	P	古北	-	CR	I	1,3,7	a
999	黄眉鹀	*Emberiza chrysophrys*	W	古北	-	LC	-	1,3	a
1000	三道眉草鹀	*Emberiza cioides*	R	古北	-	LC	-	1,7	a
1001	黄喉鹀	*Emberiza elegans*	S	古北	-	LC	-	1,6,7	c
1002	栗耳鹀	*Emberiza fucata*	R	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
1003	灰眉岩鹀	*Emberiza godlewskii*	R		-	LC	-	1,3,6	d
1004	藏鹀	*Emberiza koslowi*	R	古北	-	NT	II	1,3	a
1005	凤头鹀	*Emberiza lathami*	R	东洋	-	LC	-	1,6,7	c
1006	黑头鹀	*Emberiza melanocephala*	V	广布	-	LC	-	1,3	a
1007	小鹀	*Emberiza pusilla*	W	古北	-	LC	-	1,3,6,7	c
1008	田鹀	*Emberiza rustica*	W	古北	-	VU	-	1,7	a
1009	栗鹀	*Emberiza rutila*	W	古北	-	LC	-	1,3,7	a
1010	蓝鹀	*Emberiza siemsseni*	S	东洋	-	LC	II	1,4,5,6	c
1011	灰头鹀	*Emberiza spodocephala*	W	古北	-	LC	-	1,3,7	a
1012	白眉鹀	*Emberiza tristrami*	P	古北	-	LC	-	1,3,6,7	-

注：

居留状况，R 为留鸟，S 为夏候鸟，W 为冬候鸟，M 为旅鸟；

区系从属，O 为东洋界，P 为古北界，OP 为东洋-古北界广布；

CITES（濒危野生动植物种国际贸易公约），数字表示附录等级；

IUCN（国际自然保护联合会名录），CR 为极危，EN 为濒危，VU 为易危， NT 为近危， LC 为无危， NR 为未认可；

PROT（列入国家重点保护名录），I为一级保护，II为二级保护；

数据来源：1 为《中国鸟类分类与分布名录》（第四版），2 为中国观鸟记录中心（http://birdreport.cn），3 为《中国鸟类观察手册》，4 为《四川鸟类原色图鉴》，5 为《四川资源动物志(第三卷): 鸟类》，6 为《横断山区鸟类》，7 为《云南鸟类志》（上卷/下卷），8 为 Avibase（https://avibase.bsc-eoc.org/），9 为 eBird（https://ebird.org/）；

名录更新：a 为新分布记录鸟种，b 为因亚种提升新增鸟种，c 为分类变动，d 为学名变动；

中文名后“*”：与《横断山区鸟类》相比新增的目或科，按照 *AviList Checklist* (v2025)分类系统）。

Notes:

Residency status: R = Resident; S = Summer visitor; W = Winter visitor; M = Passage migrant.

Faunal affinity: O = Oriental; P = Palaearctic; OP = Widespread (occurring in both Oriental and Palaearctic realms).

CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora): numerals denote appendix listings.

IUCN Red List categories: CR = Critically Endangered; EN = Endangered; VU = Vulnerable; NT = Near Threatened; LC = Least Concern; NR = Not

李菡，何兴成，张尚明玉，曹一唯，张家语，彭可欣，吴永杰 (2026) 横断山区鸟类名录. 生物多样性, 34, 25375. doi: 10.17520/biods.2025375; cstr: 32101.14.biods.2025375. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025375

Recognized (as a valid species in the source checklist).

PROT (China's List of Key Protected Wild Animals): I = Class I protected; II = Class II protected.

Data sources: 1 = *A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China*, 4th edition; 2 = China Bird Report (http://birdreport.cn); 3 = *A Field Guide to the Birds of China*; 4 = *The Colour Handbook of the Birds of Sichuan*; 5 = *Fauna of Sichuan Resources Animals* ; 6 = *Birds of the Hengduan Mountains Region*; 7 = *Avifauna of Yunnan* (Vol. 1, 2); 8 = Avibase (https://avibase.bsc-eoc.org/); 9 = eBird (https://ebird.org/).

Updates to the checklist: a = New distribution record; b = Newly added species due to subspecies elevation; c = Taxonomic revision; d = Nomenclatural change.

"*"after a Chinese name：an order or family newly added to the present checklist relative to Birds of the Hengduan Mountains Region, following AviList Checklist (v2025).

李菡, 何兴成, 张尚明玉, 曹一唯, 张家语, 彭可欣, 吴永杰 (2026) 横断山区鸟类名录. 生物多样性, 34, 25375. doi: 10.17520/biods.2025375; cstr: 32101.14.biods.2025375. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025375

附录2 “大横断”研究范围相较于传统横断山区范围的鸟类增补名录

Appendix 2 Avian species supplementary to the traditional Hengduan Mountains checklist, as recorded in the “Greater Hengduan” study area

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	从属区系 Faunal region	CITES	IUCN	PROT	来源 Data source	名录更新 Checklist update
一	雁形目	Anseriformes						
（一）	鸭科	Anatidae						
1	小白额雁	*Anser erythropus*	W	O	LC	II	1,2,9	四川德阳
2	栗树鸭	*Dendrocygna javanica*	SR	P	LC	II	1,2,7,9	云南德宏
二	鸻形目	Charadriiformes						
（二）	鹬科	Scolopacidae						
3	泽鹬	*Tringa stagnatilis*	P	O	LC	-	1,2,5,7	云南昆明、四川成都
（三）	鸥科	Laridae						
4	白翅浮鸥	*Chlidonias leucopterus*	WP	O	LC	-	1,2,9	四川德阳、四川成都
5	小鸥	*Hydrocoloeus minutus*	P	O	LC	II	1,2,9	四川德阳、四川雅安
三	潜鸟目	Gaviiformes						
（四）	潜鸟科	Gaviidae						
6	黑喉潜鸟	*Gavia arctica*	W	O	LC	-	1,2,4,9	四川德阳、四川成都
四	雨燕目	Apodiformes						
（五）	雨燕科	Apodidae						
7	普通雨燕	*Apus apus*	P	OP	LC	-	1,2,4,9	四川成都、四川雅安
五	雀形目	Passeriformes						
（六）	鸦科	Corvidae						
8	家鸦	*Corvus splendens*	R	P	LC	-	1,2,7,9	云南德宏
（七）	苇莺科	Acrocephalidae						
9	钝翅苇莺	*Acrocephalus concinens*	SP	OP	LC	-	1,2,4,9	四川成都
（八）	蝗莺科	Locustellidae						
10	黑斑蝗莺	*Locustella naevia*	P	O	LC	-	1,2,3,9	西藏昌都
（九）	柳莺科	Phylloscopidae						
11	黄胸柳莺	*Phylloscopus cantator*	S	O	LC	-	1,7,9	云南德宏、云南临沧
12	灰头柳莺	*Phylloscopus xanthoschistos*	S	P	LC	-	1,2,3,9	西藏林芝
（十）	鸦雀科	Paradoxornithidae						
13	路氏雀鹛	*Fulvetta ludlowi*	R	P	LC	-	1,2,3,9	西藏林芝
（十一）	绣眼鸟科	Zosteropidae						
14	栗颈凤鹛	*Staphida torqueola*	R	P	LC	-	1,2,4,7	云南昆明、四川成都
（十二）	噪鹛科	Leiothrichidae						
15	纹头斑翅鹛	*Actinodura nipalensis*	R	P	LC	-	1,2,3,9	西藏山南
16	大草鹛	*Pterorhinus waddelli*	R	P	LC	II	1,3	西藏林芝
17	红头噪鹛	*Trochalopteron erythrocephalum*	R	O	LC	-	1,3,6,7	西藏林芝
18	细纹噪鹛	*Trochalopteron lineatum*	R	O	LC	-	1,3	西藏林芝
（十三）	鹟科	Muscicapidae						
19	白喉矶鸫	*Monticola gularis*	R	O	LC	-	1,2,5,9	四川成都
（十四）	扇尾鹟科	*Rhipiduridae*						
20	黑喉山鳭莺	*Prinia atrogularis*	R	O	LC	-	1,3,6,7	西藏林芝
（十五）	旋木雀科	Certhiidae						

序号 No.	中名 Chinese name	拉丁名 Scientific name	从属区系 Faunal region	CITES	IUCN	PROT	来源 Data source	名录更新 Checklist update
21	褐喉旋木雀	*Certhia discolor*	R	O	LC	-	1,7	西藏林芝
（十六）	花蜜鸟科	Nectariniidae						
22	黄腹花蜜鸟	*Cinnyris jugularis*	R	P	LC	-	1,2,3,7	云南德宏、西藏林芝
（十七）	雀科	Passeridae						
23	藏雪雀	*Montifringilla henrici*	R	O	LC	-	1,2,3,9	西藏山南
（十八）	燕雀科	Fringillidae						
24	红头灰雀	*Pyrrhula erythrocephala*	R	P	LC	-	1,2,3,9	西藏山南、西藏林芝
25	高山岭雀	*Leucosticte brandti*	R	P	LC	-	1,3,6,7	西藏林芝
（十九）	鹀科	Emberizidae						
26	淡灰眉岩鹀	*Emberiza cia*	R	O	LC	-	1,2,3,7	云南昆明、西藏林芝

注：

居留状况，R 为留鸟，S 为夏候鸟，W 为冬候鸟，M 为旅鸟；

区系从属，O 为东洋界，P 为古北界，OP 为东洋-古北界广布；

CITES（濒危野生动植物种国际贸易公约），数字表示附录等级；

IUCN（国际自然保护联合会名录），CR 为极危，EN 为濒危，VU 为易危， NT 为近危， LC 为无危， NR 为未认可；

PROT（列入国家重点保护名录），I为一级保护，II为二级保护；

数据来源：1 为《中国鸟类分类与分布名录》（第四版），2 为中国观鸟记录中心（http://birdreport.cn），3 为《中国鸟类观察手册》，4 为《四川鸟类原色图鉴》，5 为《四川资源动物志(第三卷): 鸟类》，6 为《横断山区鸟类》，7 为《云南鸟类志》（上卷/下卷），8 为 Avibase（https://avibase.bsc-eoc.org/），9 为 eBird（https://ebird.org/）。

Notes:

Residency status: R = Resident; S = Summer visitor; W = Winter visitor; M = Passage migrant.

Faunal affinity: O = Oriental; P = Palaearctic; OP = Widespread (occurring in both Oriental and Palaearctic realms).

CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora): numerals denote appendix listings.

IUCN Red List categories: CR = Critically Endangered; EN = Endangered; VU = Vulnerable; NT = Near Threatened; LC = Least Concern; NR = Not Recognized (as a valid species in the source checklist).

PROT (National Key Protected Wild Animals of China): I = Class I protected; II = Class II protected.

Data sources: 1 = *A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China*, 4th edition; 2 = China Bird Report (http://birdreport.cn); 3 = *A Field Guide to the Birds of China* ; 4 = *The Colour Handbook of the Birds of Sichuan*; 5 = *Fauna of Sichuan Resources Animals*; 6 = *Birds of the Hengduan Mountains Region*; 7 = *Avifauna of Yunnan* (Vol. 1 & 2); 8 = Avibase (https://avibase.bsc-eoc.org/); 9 = eBird (https://ebird.org/).

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 25381, pages 1–13
doi: 10.17520/biods.2025381
cstr: 32101.14.biods.2025381

•生物编目•

贵州省鸟类物种多样性及名录更新

张海波[1,2,4#], 吴忠荣[3#], 胡灿实[4], 匡中帆[3], 李毅[5], 张明明[4], 杨雄威[1,2], 粟海军[4*], 李筑眉[3*]

1. 贵阳阿哈湖国家湿地公园管理处, 贵阳 550002; 2. 贵州贵阳城市生态系统定位观测研究站, 贵阳 550002; 3. 贵州省生物研究所, 贵阳 550009; 4. 贵州大学生物多样性与自然保护研究中心, 贵阳 550025; 5. 贵阳市野生动植物保护站, 贵阳 550002

摘要: 及时修订和更新省域鸟类物种编目, 对于鸟类保护与管理具有重要意义。本文以1986年出版的《贵州鸟类志》为基础, 结合多源物种分布数据, 依照《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》对贵州省鸟类分布、分类地位进行系统厘定、修订与更新。结果表明, 截至2025年12月, 贵州省分布鸟类共21目88科303属606种, 占全国鸟类种数的40.27%, 较《贵州鸟类志》新增有效记录175种。雀形目鸟类种数最多, 达51科340种。国家重点保护野生鸟类134种(一级24种, 二级110种); 受威胁鸟类44种(极危3种、濒危17种、易危24种); 列入CITES附录I、II的鸟类分别有9种和62种。居留型以留鸟为主(281种), 占46.37%。对373种繁殖鸟类的区系分析表明, 东洋界种占优势(252种), 占67.56%。水鸟和猛禽分别有145种和54种。此次对贵州省鸟类名录的系统整理与更新, 为贵州鸟类保护、濒危物种管理与后续监测研究提供了重要数据参考。

关键词: 贵州省; 鸟类名录; 物种多样性; 生物编目; 区系; 珍稀濒危鸟类

张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉 (2026) 贵州省鸟类物种多样性及名录更新. 生物多样性, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381.
Zhang HB, Wu ZR, Hu CS, Kuang ZF, Li Y, Zhang MM, Yang XW, Su HJ, Li ZM (2026) Bird species diversity and checklist update in Guizhou Province. Biodiversity Science, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381.

Bird species diversity and checklist update in Guizhou Province

Haibo Zhang[1,2,4#], Zhongrong Wu[3#], Canshi Hu[4], Zhongfan Kuang[3], Yi Li[5], Mingming Zhang[4], Xiongwei Yang[1,2], Haijun Su[4*], Zhumei Li[3*]

1 *Guiyang Aha Lake National Wetland Park Management Office, Guiyang 550002, China*
2 *Urban Ecosystem Positioning Observation and Research Station of Guiyang, Guizhou Province, Guiyang 550002, China*
3 *Guizhou Institute of Biology, Guiyang 550009, China*
4 *Research Center for Biodiversity and Nature Conservation, Guizhou University, Guiyang 550025, China*
5 *Guiyang Wildlife Protection Station, Guiyang 550002, China*

ABSTRACT

Aims: Timely revision and updating of provincial bird checklists are of great significance for bird conservation and management. This study aimed to revise, update, and compile an updated checklist of bird species in Guizhou Province.
Methods: Based on *The Avifauna of Guizhou* published in 1986, combined with multiple data sources, and following *A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China (Fourth Edition)*, we systematically revised and updated the distribution and taxonomic status of birds in Guizhou Province.
Results: As of December 2025, there are 606 species of birds belonging to 21 orders, 88 families, and 303 genera in

收稿日期 Received: 2025-09-29; 接受日期 Accepted: 2026-06-09
基金项目: 国家自然科学基金(32360333)、贵阳阿哈湖国家湿地公园鸟兽资源调查监测(2017)、贵州省林业局2025年度林业优秀青年人才专项资金项目(黔林科合J字〔2025〕09号)、2025年省湿地补助资金——阿哈湖雉类多样性监测项目、贵州省候鸟迁徙聚集点研究(黔科院R字[2024]02号)和贵州雷公山国家级自然保护区鸟类监测及分析评价(KFXS-2025-113) Supported by the National Natural Science Foundation of China (32360333), Survey and Monitoring of Bird and Animal Resources in Aha Lake National Wetland Park in Guiyang (2017), Special Fund Project for Outstanding Young Forestry Talents of Guizhou Forestry Bureau (J [2025] 09), Wetland Subsidy Fund of Guizhou Province in 2025—Pheasant Diversity Monitoring in Aha Lake National Wetland Park, Research on Bird Migration and Gathering Points in Guizhou Province (R [2024] 02), and Bird Monitoring and Evaluation in Guizhou Leigongshan National Nature Reserve (KFXS-2025-113)
共同第一作者 Co-first authors
* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: hjsu@gzu.edu.cn; 759820814@qq.com

Guizhou Province, accounting for 40.27% of the total bird species in China. Compared with *The Avifauna of Guizhou*, 175 species have been newly recorded. Passeriformes are the most abundant, with 340 species in 51 families. There are 134 species of national key protected birds (24 species at first-level and 110 species at second-level), and 44 species of threatened birds; 3 species are assessed as Critically Endangered (CR), 17 as Endangered (EN), and 24 as Vulnerable (VU) in the China Red List of Biodiversity—Vertebrate Animals. Nine species are listed in Appendix I of CITES and 62 in Appendix II. Resident birds are the most abundant, with 281 species (46.37%). A faunal analysis of 373 breeding birds shows that the Oriental realm is dominant (252 species, 67.56%). Waterbirds account for 145 species and raptors for 54 species.

Conclusion: This updated checklist provides an important reference for bird diversity conservation, threatened species management, and future monitoring research in Guizhou Province.

Key words: Guizhou Province; bird checklist; species diversity; bio-inventory; fauna; threatened birds

开展省域尺度的鸟类编目工作, 有助于掌握鸟类分布格局、多样性特征及生态系统整体状况, 为生物多样性保护和生态系统管理提供科学依据(江建平等, 2022)。近年来, 随着鸟类生物学和生态学研究的不断深入, 中国在鸟类的分类、分布以及生态习性等方面都取得了显著进展(雷富民和杨岚, 2009; 徐海根等, 2018; 邹发生和张正旺, 2024; 谢珊珊等, 2025)。这些成果不仅丰富了鸟类学研究内容, 也为区域生物多样性保护提供了重要参考。同时, 在传统形态学和解剖学基础上, 综合分子系统发育、鸣声特征、形态测量、地理分布等方面的整合分类学研究成果, 获得了更广泛的认同, 一些亚种被提升为独立种, 中国鸟类物种数量持续增加, 从1964年的1,140种增至2023年的1,505种(2,574种及亚种) (郑作新, 1964; 郑光美, 2023)。因此, 及时整合最新分类学进展与本地化观测数据, 编制严谨且具有时效性的鸟类名录, 对于夯实鸟类科学基础研究和提升保护管理决策都有重要意义(江建平等, 2022)。近年来, 国内众多省域都已陆续开展鸟类名录整理与更新工作, 如山西(李敏等, 2025)、甘肃(熊能等, 2024)、江西(俞长好, 2023)、广西(蒋爱伍等, 2021)、四川(阙品甲等, 2020)、浙江(章旭日等, 2019)等。与上述省份相比, 贵州省自2011年后长期缺乏省域尺度的鸟类名录更新, 且喀斯特生境的鸟类多样性研究相对薄弱, 亟需填补这一空白。

作为中国西南喀斯特地区的重要代表省份, 贵州以其丰富多样的生态环境和独特的地理条件, 孕育了丰富的鸟类资源, 其鸟类保护与研究工作历来备受关注。尽管对贵州的鸟类调查研究在1949年以前已有零星涉及, 但区域尺度的系统性编目工作始于新中国成立之后。1978年胡鸿兴等基于1964年贵州鸟类标本采集考察结果, 首次报道了217种及亚种(胡鸿兴等, 1978a, b, c); 1979年吴至康等进一步将贵州鸟类名录更新至426种及亚种(吴至康等, 1979); 1980年《贵州脊椎动物分布名录》(贵州动物志编委会, 1980)收录441种及亚种, 经修订后, 于1986年出版《贵州鸟类志》(吴至康, 1986), 全省共记录鸟类18目54科468种及亚种, 详细记载了每种鸟类的标本采集地、形态、生态、分布及居留型等信息, 并对分类问题进行扼要探讨, 为后续鸟类学研究奠定了坚实基础。2006–2007年间, 美国贝克大学和堪萨斯大学的研究人员在贵州宽阔水国家级自然保护区、大沙河保护区和荔波县水浦村进行野外调查, 共记录153种鸟类(Boyd et al., 2008)。2010年, 《贵州省生物多样性现状》记录贵州分布鸟类506种(贵州省环境科学研究设计院, 2010)。2011年, 贵州省生物研究所统计贵州分布鸟类450种和100亚种(王虹等, 2011); 同年, 《贵州野生动物名录》(李子忠, 2011)系统梳理了全省包括哺乳类、鸟类、两栖类和爬行类在内的多个门类物种信息, 其鸟类部分以《贵州鸟类志》为基础, 整合1986–2008年国内外公开发表的贵州鸟类分布文献资料, 经核实和补充后共记录鸟类18目57科508种及亚种, 进一步丰富了贵州鸟类记录。此后, 再无省域层面的鸟类编目整理工作报道。

近十余年来中国鸟类学研究得到极大发展, 同时, 随着贵州省鸟类调查工作不断深入, 尤其是在自然保护区等保护地开展的综合科考、专项调查和公民科学的推动下, 鸟类记录数据快速增长(邓伦秀等, 2013; 朱军等, 2017a, b; 罗扬和龙笛信, 2019; 杨卫成和冉景丞, 2019; 陈永祥等, 2021), 新记录物种不断增多(张海波等, 2019, 2020, 2021; 涂声蕾等,

2024; 杨雄威等, 2024; 张鹤等, 2024; 赵理源等, 2025)。这使得现有贵州省鸟类名录已难以准确反映当前全省鸟类的分布与多样性状况。因此, 亟需依据国内最新鸟类分类系统对全省鸟类名录进行更新。本研究以《贵州鸟类志》为基础, 结合野外调查系统收集、整合省内鸟类分布信息, 参照《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》(郑光美, 2023)的分类系统, 对全省鸟类物种名录进行修订与更新(因亚种变化情况复杂, 除《贵州鸟类志》记录的亚种外, 本文仅开展种级层面的更新), 系统分析原记录物种在省内分布的动态变化状况, 以期为贵州鸟类研究与保护提供参考。

1 材料与方法

1.1 数据来源

为构建贵州省鸟类分布数据库, 本研究以《贵州鸟类志》为基础, 整合了以下6类数据来源(简称数据库, 数据截至2025年12月): (1)《贵州野生动物名录》; (2)《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》; (3) Web of Science、中国知网等平台正式发表的文献和已出版的专著; (4)日常监测发现或观鸟爱好者提供的未发表的贵州鸟类新记录; (5)中国观鸟记录中心(https://www.birdreport.cn); (6) eBird (https://ebird.org)。

针对上述数据库, 收录原则如下: (1)根据《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》对《贵州鸟类志》记录的种和亚种分布情况进行修订, 分类地位调整后在省内依然有分布的予以收录。(2)对于《贵州野生动物名录》、已正式发表文献和已出版专著中的新记录种和唯一记录种, 结合调查时长、记录地信息、记录者专业背景、物种影像证据及专家意见等进行综合判断, 确认无误后予以收录。以省级新记录形式发表的鸟类, 结合物种影像证据、记录时间、记录地信息、记录者专业背景、刊物水平和专家意见, 确认无误后予以收录。(3)未发表的贵州鸟类新记录, 结合物种影像证据、记录时间、记录地信息、记录者专业能力, 经记录者本人同意后收录。(4)中国观鸟记录中心和eBird平台上的新记录种和唯一记录种, 需有清晰可鉴的物种图片和明确的分布信息方可收录。(5)当不同数据库对同一物种的分布记录存在冲突时, 以有清晰影像证据和专家核实的记录为准, 若证据不足则不予收录。

1.2 分类系统与濒危等级

参照《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》, 对不同数据库间物种的分类地位、学名、中文名进行统一。以仅在单一数据库中记录的物种为重点, 逐一审核每种鸟类的分布信息, 仅采纳证据充分、可查证的记录; 对于记录有误、证据不足或分布存疑者, 均不予收录。

居留型参考《贵州鸟类志》(吴至康, 1986)和《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》(郑光美, 2023), 结合实际观察予以确定, 暂不能确定居留类型的标记为存疑(附录1)。物种区系参考《中国动物地理》(张荣祖, 2011)和《贵州鸟类志》(吴至康, 1986)。水鸟类群划分参考刘金等(2019)。物种濒危保护级别参考《国家重点保护野生动物名录》(2021)①、《中国生物多样性红色名录——脊椎动物卷》②、《濒危野生动植物种国际贸易公约》③和《有重要生态、科学、社会价值的陆生野生动物名录》④。

1.3 与周边省区物种组成情况比较

为比较贵州省与周边省区的鸟类物种组成差异, 收集了广西(蒋爱伍等, 2021)、四川(阙品甲等, 2020)和云南⑤的鸟类名录, 并按《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》统一分类信息。基于UpSetR对贵州及周边省区的鸟类独有种和交集种进行分析, 并计算不同省区物种组成Jaccard相似性系数。

2 结果

2.1 物种组成

截至2025年12月, 贵州省共记录野生鸟类21目88科303属606种(附录1), 其目、科、属、种数分别占全国数量(26目115科505属1,505种; 郑光美, 2023)的80.77%、76.52%、60.00%和40.27%。雁形目、鹰形目、鹈形目等15个目在贵州有全部科的分布, 而鳄鸟目、犀鸟目等仅有个别科在贵州有记录。雀形目种数优势显著, 占全省鸟类种数的56.11%, 占全国雀形目种数的39.53% (表1)。非雀形目中, 鸻形目种数占比最大, 占全省鸟类种数的10.23%, 占全国同目鸟类种数的43.66%。仅有1种的目有鸨形目、红鹳

① https://www.gov.cn/zhengce/2021-02/05/content_5727412.htm
② https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201505/t20150525_302233.htm
③ http://cites.org.cn/
④ https://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/202307/content_6889361.htm
⑤ https://lcj.yn.gov.cn/html/2021/zcjd0331/61890.html; https://lcj.yn.gov.cn/html/2025/zdlyxxgkqt_0922/75325.html

目、鲣鸟目、犀鸟目和咬鹃目。在生态类群上，水鸟(8目19科145种，占全国同类群鸟类种数的43.66%)和猛禽(3目5科54种，占全国同类群鸟类种数的54.55%)分别占贵州鸟类总数的23.93%和8.91%。

2.2 新增物种

依据《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》，对《贵州鸟类志》记录的种和亚种进行修订后，保留有效分布鸟类431种。本次更新名录较《贵州鸟类志》净增175种：(1)原《贵州鸟类志》中记录的16个亚种被提升为种(附录2)。(2)已发表38种鸟类新记录中有36种为贵州新记录种，另2种与前述亚种提升重复；(3)未发表鸟类新记录有23种，全部收录(附录3)。此外，基于《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》记录贵州鸟类544种，在《贵州鸟类志》记录的有效鸟类种数基础上新增113种。

新增的175种鸟类中，雀形目鸟类最多，共计70种，其次是鸻形目(40种)、雁形目(15种)和鹰形目(14种)。在居留型方面，留鸟种数最多，共计49种，其次是旅鸟(47种)、冬候鸟(39种)、迷鸟(18种)和夏候鸟(12种)。在空间分布上，贵州西部记录的鸟类种数较多，共计45种，记录地以草海国家级自然保护区为主；其次是贵州中部，记录鸟类19种，记录地以贵阳市和贵安新区范围为主；贵州南部记录鸟类17种，记录地以茂兰国家级自然保护区和惠水县为主。在生态类群方面，以水鸟种类居多，共计72种；猛禽20种。

2.3 珍稀濒危鸟类

贵州省共分布有134种国家重点保护野生鸟类，包括国家一级保护鸟类24种，如白冠长尾雉(*Syrmaticus reevesii*)、白颈长尾雉(*S. ellioti*)、黑颈长尾雉(*S. humiae*)等；国家二级保护鸟类110种，如栗

表1 贵州省鸟类物种组成

Table 1 Species composition of birds in Guizhou Province

目 Order	科 Family			种 Species		
	数量 Number	占贵州科数比例 Proportion of families in Guizhou	占中国同目科数比例 Proportion of families of the same order in China	数量 Number	占贵州种数比例 Proportion of species in Guizhou	占中国同目种数比例 Proportion of species of the same order in China
1 雀形目 Passeriformes	51	57.95%	87.93%	340	56.11%	39.53%
2 鸻形目 Charadriiformes	9	10.22%	64.29%	62	10.23%	43.66%
3 雁形目 Anseriformes	1	1.14%	100.00%	35	5.77%	60.34%
4 鹰形目 Accipitriformes	2	2.27%	100.00%	32	5.28%	58.18%
5 鹈形目 Pelecaniformes	3	3.40%	100.00%	22	3.63%	62.86%
6 鹤形目 Gruiformes	2	2.27%	100.00%	17	2.81%	58.62%
7 鸡形目 Galliformes	1	1.14%	100.00%	16	2.64%	25.00%
8 鸮形目 Strigiformes	2	2.27%	100.00%	15	2.48%	46.88%
9 鹃形目 Cuculiformes	1	1.14%	100.00%	14	2.31%	70.00%
10 啄木鸟目 Piciformes	2	2.27%	66.67%	12	1.98%	27.91%
11 佛法僧目 Coraciiformes	3	3.40%	100.00%	8	1.32%	34.78%
12 鸽形目 Columbiformes	1	1.14%	100.00%	7	1.16%	20.59%
13 隼形目 Falconiformes	1	1.14%	100.00%	7	1.16%	58.33%
14 夜鹰目 Caprimulgiformes	2	2.27%	50.00%	7	1.16%	31.82%
15 鹳形目 Ciconiiformes	1	1.14%	100.00%	4	0.66%	57.14%
16 鸊鹈目 Podicipediformes	1	1.14%	100.00%	3	0.50%	60.00%
17 鸨形目 Otidiformes	1	1.14%	100.00%	1	0.16%	33.33%
18 红鹳目 Phoenicopteriformes	1	1.14%	100.00%	1	0.16%	100.00%
19 鲣鸟目 Suliformes	1	1.14%	25.00%	1	0.16%	7.69%
20 犀鸟目 Bucerotiformes	1	1.14%	50.00%	1	0.16%	16.67%
21 咬鹃目 Trogoniformes	1	1.14%	100.00%	1	0.16%	33.33%

中国鸟类目、科组成情况来源于《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》(郑光美, 2023)。The ordinal and familial composition of Chinese birds cited in this table follows *A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China* (*Fourth Edition*) (Zheng, 2023).

树鸭(*Dendrocygna javanica*)、白额雁(*Anser albifrons*)、花脸鸭(*Sibirionetta formosa*)等(附录1)。列入《中国生物多样性红色名录——脊椎动物卷》极危(CR)的鸟类3种, 濒危(EN) 17种, 易危(VU) 24种。列入《有重要生态、科学、社会价值的陆生野生动物名录》的鸟类470种。列入《濒危野生动植物种国际贸易公约》附录I和附录II的鸟类分别有9种和62种。

2.4 区系与居留型

贵州省现已记录的606种鸟类中, 留鸟种类较多, 达281种, 占全省鸟类种数的46.37%, 其次是冬候鸟(121种, 占比19.97%)、旅鸟(114种, 占比18.81%)、夏候鸟(96种, 占比15.84%)和迷鸟(19种, 占比3.14%) (因部分鸟类存在多种居留型, 所以分类统计存在重复计数情况)。全省现有繁殖鸟类373种, 占全省鸟类总数的61.55%。繁殖鸟类区系分析结果表明, 东洋界物种优势明显, 有252种, 其次是广布种, 有68种, 古北界物种最少, 有53种。总体上, 贵州鸟类区系具有显著的东洋界特征(图1)。

2.5 与周边省区鸟类组成相似性分析

结果表明, 云南支持了最高的独有物种数, 即仅在云南分布的鸟类有172种, 其次是四川和广西, 分别有59种和37种, 贵州独有记录的鸟类最少, 仅4种。四省区均有分布的鸟类共有469种。贵州、广西和云南独有记录的鸟类有58种, 贵州、四川和云南独有记录的鸟类有48种。Jaccard相似性系数表明, 与周边省份相比, 贵州和广西的鸟类组成相似度最高(Jaccard系数为0.667), 其次是与四川省(Jaccard系数为0.630), 与云南省的鸟类物种组成相似性较低(Jaccard系数为0.562) (图2)。

3 讨论

本文在全面收集和整理多源物种分布数据的基础上, 对贵州省鸟类分布、分类地位进行系统厘定和修订, 编制了新的鸟类名录, 同时在此过程中甄别出若干分类地位存疑或分布记录有误的物种。

3.1 原记录部分物种修订与分类地位调整

(1)分类提升导致的分布变化。对比《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》可知, 金眶鹟莺(原学名*Seicercus burkii*)有2个亚种, 其中*distinctus*亚种(*S. b. distinctus*)被提升为灰冠鹟莺(*Phylloscopus tephrocephalus*), *valentini*亚种(*S. b. valentini*)被提升为比氏鹟莺(*P. valentini*), 现行分类系统下的金眶鹟莺(*P. burkii*)仅分布于西藏(郑光美, 2023)。原记录黄腰柳莺*chloronotus*亚种(*P. proregulus chloronotus*, 现淡黄腰柳莺*P. chloronotus*)、白胸翡翠*perpulchra*亚种(*Halcyon smyrnensis perpulchra*)、黑枕绿啄木鸟*sordidior*亚种(*Picus canus sordidior*)、大鹃鴴*rexpineti*亚种(*Coracina novaehollandiae rexpineti*)、山麻雀*rutilans*亚种(*Passer rutilans rutilans*)和树麻雀*malaccensis*亚种(*Passer montanus malaccensis*)按

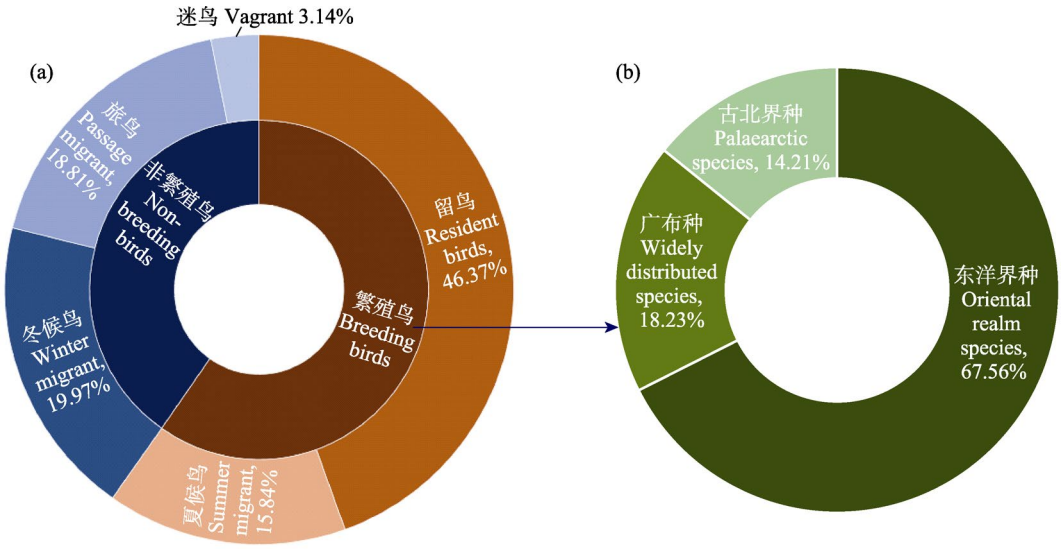


图1 贵州省鸟类居留型组成(a, 全部606种)及繁殖鸟类区系成分(b, 373种)

Fig. 1 Composition of residential types (a) (606 recorded species) and faunal components of breeding birds (b) (373 species) in Guizhou Province

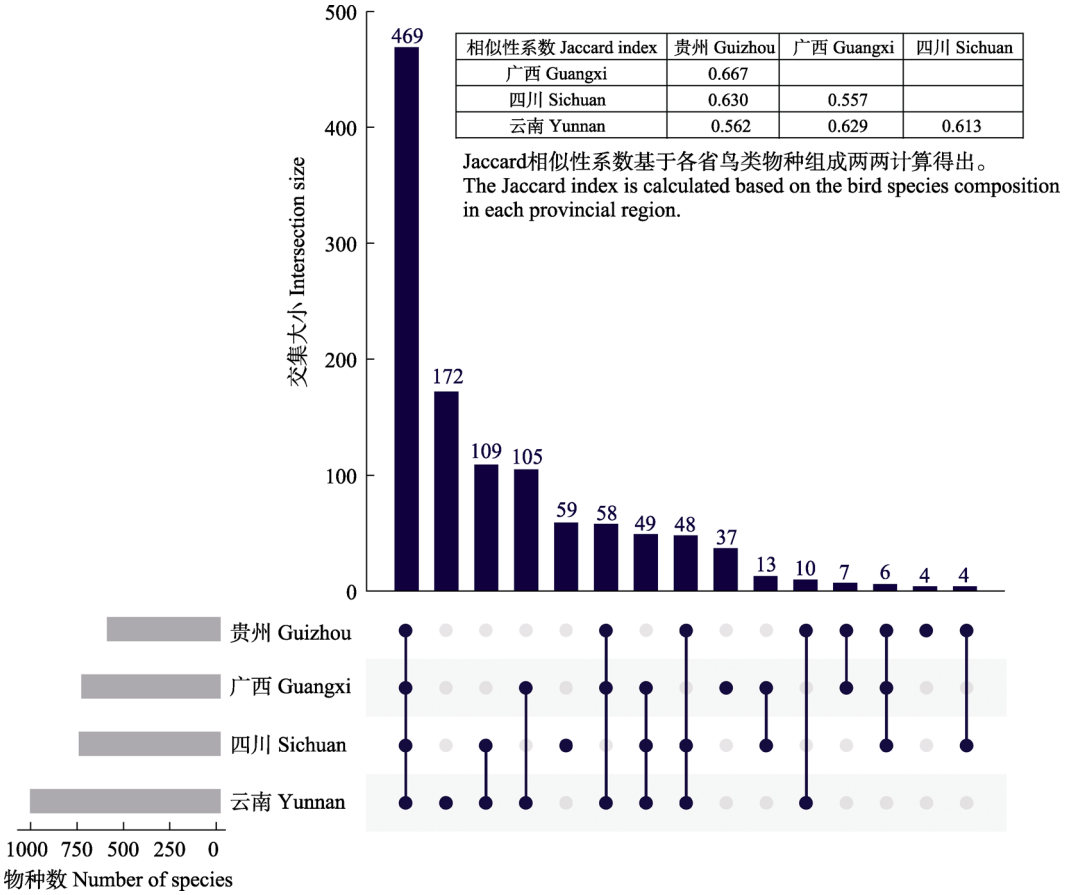


图2　贵州省与周边三省区鸟类组成交集与相似性

Fig. 2　The intersection and similarity of bird composition between Guizhou Province and three surrounding provincial regions

现行分类系统在贵州也无分布(郑光美, 2023), 但根据其他数据库可知, 上述物种除淡黄腰柳莺外在贵州均有其他亚种的分布记录。

(2)原记录或描述有误。原记录灰腹地莺仅分布于雷山县, 其学名*Tesia olivea*实为金冠地莺, 结合《贵州野生动物名录》对该种的描述(李子忠, 2011), 及近年雷公山国家级自然保护区实拍物种图片, 推测原记录实为灰腹地莺(*T. cyaniventer*)。同理, 原记录蓝翅八色鸫实为仙八色鸫(*Pitta nympha*), 因此, 《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》记录贵州分布的蓝翅八色鸫(*Pitta moluccensis*)未予采纳。

(3)原记录部分物种分类地位调整。对比《中国鸟类分类与分布名录(第四版)》的分类系统和物种学名, 《贵州鸟类志》原记录8个目的部分物种发生调整, 如原鹈形目(Pelecaniformes)的普通鸬鹚(*Phalacrocorax carbo*)调整到鲣鸟目。原记录9个科的部分鸟类物种发生调整, 如原和平鸟科(Irenidae)的橙腹叶鹎(*Chloropsis lazulina*)调整到叶鹎科(Chloropseidae)。原记录262种或亚种学名发生变化, 其中, 121种或亚种因属学名变化导致, 如罗纹鸭(*Mareca falcata*)等由*Anas*属调整到*Mareca*属。原记录109种鸟类中文名发生变化, 如灰头雀鹛(*Fulvetta cinereiceps*) (原褐头雀鹛), 其中19种鸟类因亚种提升为种而发生中文名变化, 如日本松雀鹰(*Accipiter gularis*) (原松雀鹰*gularis*亚种)。此外, 原记录64个亚种因分类地位调整被提升为独立种, 但并未导致物种数新增, 如原灰眉岩鹀*omissa*亚种(*Emberiza cia omissa*)被提升为西南灰眉岩鹀(*E. yunnanensis omissa*) (郑光美, 2023)。

3.2　因证据不足未予收录的物种

仅在已发表鸟类调查文献和已出版专著中记录的贵州分布鸟类有9种, 本研究收录红原鸡(*Gallus gallus*)、棕胸佛法僧(*Coracias affinis*)、鸦嘴卷尾(*Dicrurus annectens*)、短尾鸦雀(*Neosuthora*

davidiana)、淡背地鸫(*Zoothera mollissima*)和棕腹蓝仙鹟(*Niltava oatesi*) 6种。其中, 红原鸡主要记录于黔西南(缪杰, 2023); 棕胸佛法僧被记录于草海国家级自然保护区(陈永祥等, 2021); 鸦嘴卷尾被记录于望谟苏铁自然保护区(罗扬和刘浪, 2010); 短尾鸦雀被记录于茂兰国家级自然保护区(匡中帆和姚正明, 2020); 淡背地鸫被红外相机记录于贵州赤水桫椤国家级自然保护区(王丞等, 2019); 棕腹蓝仙鹟被记录于梵净山国家级自然保护区(匡中帆和牛克锋, 2016)。藏黄雀(*Spinus thibetanus*)、黑头穗鹛(*Stachyris nigriceps*)和黑顶奇鹛(*Heterophasia capistrata*)因证据不充分本研究未予采录。其中, 藏黄雀被记录于贵州省黔东南苗族侗族自治州凯里学院(罗祖奎等, 2012), 该发现地位于城区, 距离已知分布地较远, 推测为逃逸个体; 黑头穗鹛被记录于云台山景区(罗祖奎等, 2013), 为地方性留鸟, 现记录于广西、西藏和云南(郑光美, 2023), 发现地距已知分布地较远, 未予收录; 黑顶奇鹛被记录于桐梓黄莲柏箐自然保护区(晏玉莹等, 2017), 经核实, 原记录学名*H. melanoleuca*为黑头奇鹛(*H. desgodinsi* Oustalet, 1877)的异名。自《贵州鸟类志》出版以来, 已公开发表的贵州省鸟类新记录有38种, 其中4种在其他来源的数据中尚未记录过, 分别是斑脸海番鸭(*Melanitta stejnegeri*) (赵理源等, 2025)、栗头鹀(*Gorsachius goisagi*) (玉屏等, 2026)、中华攀雀(*Remiz consobrinus*) (杨雄威等, 2024)和田鹀(*Emberiza rustica*) (杨雄威等, 2024), 本研究全部收录。未公开发表但有实际证据支撑的贵州省鸟类分布新记录鸟类有23种, 本研究全部收录。此外, eBird和赤水桫椤国家级自然保护区鸟类调查文献记录了家麻雀(*Passer domesticus*)的分布(刘邦友等, 2020), 但未提供具体证据, 结合其现有分布记录(郑光美, 2023), 本研究未予收录。值得说明的是, 因证据不足未予收录的物种, 并不代表它们在省内绝无分布, 而是需要在今后的调查和监测中予以持续关注, 以获取更准确的分布信息。

3.3 原记录的罕见分布物种

经综合对比多个数据源, 《贵州鸟类志》原记录的部分种类确实在后来的专著、文献、观鸟记录平台或日常调查工作中都没有记录过, 如蓝胸鹀(*Synoicus chinensis*)、东方寿带(*Terpsiphone affinis*)、紫寿带(*T. atrocaudata*)、高山旋木雀(*Certhia himalayana*)、巨鸸(*Sitta magna*)、紫宽嘴鸫(*Cochoa purpurea*)、红梅花雀(*Amandava amandava*)、日本鹡鸰(*Motacilla grandis*)等。其中, 蓝胸鹀原记录于贵州南部的平塘县, 东方寿带原记录于贵州西南部的册亨县和望谟县, 紫寿带原记录于贵州南部的惠水县, 高山旋木雀和巨鸸原记录于贵州西南部的兴义市, 紫宽嘴鸫原记录于贵州西部的威宁县, 红梅花雀在省内记录的具体地点无从查证, 日本鹡鸰原记录于贵州北部的绥阳县。蓝胸鹀、高山旋木雀、巨鸸、紫宽嘴鸫、红梅花雀在贵州属繁殖鸟, 可能因种群数量较少、生性机警或分布于省际交界范围而很难被记录, 东方寿带、紫寿带和日本鹡鸰属旅鸟或迷鸟, 其被记录的随机性更大。尽管如此, 本次名录梳理仍将其保留, 在后续的调查监测过程中予以关注。

3.4 与周边省区鸟类组成比较

与周边省区相比, 贵州和广西在鸟类物种组成上具有较高的相似性, 两地均有记录的鸟类达540种, 这是两地地理相邻、地貌与气候相似、生态系统连续以及鸟类区系成分一致等多重因素共同作用的结果。贵州南部与广西接壤, 两地地貌特征高度相似, 均为典型的喀斯特地貌, 山地、丘陵、河谷交错分布, 为鸟类提供了复杂多样的栖息环境。这种地理上的连续性促进了两地鸟类物种的自然扩散与交流, 从而提高了鸟类群落的相似性。贵州省地形西高东低, 而西部和东部的地形、气候和植被等条件不同, 其在动物区系组成上也具有明显的差异。在中国动物地理区划上, 黔东地区为华中区系, 黔西地区为西南区系, 由于南部河谷地带的地理位置、自然条件和区系成分更接近华南区系的特点, 该区域是云贵高原向广西丘陵盆地过渡的斜坡地带(吴至康, 1986)。广西在中国动物地理区划上被列入东洋界的华中区和华南区, 在其鸟类分布的6个地理单元中, 桂西北中山丘陵小区大部分和贵州相连, 地貌主要为中山丘陵, 也有部分岩溶丘陵, 该区域鸟类组成有较多的西南成分, 与贵州的鸟类组成较为相似(蒋爱伍等, 2021), 如分布在该区域的黑颈长尾雉, 在贵州的分布也多为南部的县市, 如贞丰、兴义和荔波等(李子忠, 2011)。此外, 贵州和广西都是大部分候鸟南北迁徙的重要途经地, 鸟类

在进入广西及其南部地区越冬之前, 会选择借道贵州进行能量补给和高度适应, 以黑翅长脚鹬(*Himantopus himantopus*)、针尾沙锥(*Gallinago stenura*)等大部分鸻鹬类为例, 在贵州的居留型以旅鸟为主, 而在广西以冬候鸟为主(郑光美, 2023)。

贵州支持的独有鸟类物种偏少。对比云南、四川、广西三大毗邻省区的鸟类资源可见, 贵州具有独立分布记录的鸟类种数最少, 且数量级差距显著。造成这一差异化格局的原因可能是地理区位、生境异质性及科考研究积淀共同作用的结果。从动物地理格局来看, 西南地区川滇两省依托横断山脉、青藏高原东缘的巨型地形阻隔, 形成了相对封闭的物种演化单元; 尽管贵州与广西的鸟类组成相似度较高, 但广西凭借西南边境独立岩溶山系与热带河谷地貌, 形成了利于鸟类栖息分化的环境, 独特的地理隔离条件为特有物种的形成与存续提供了基础支撑(张荣祖, 2011)。而贵州全域以连续喀斯特山地地貌为主, 缺乏能够阻断物种交流的天然地理屏障(吴至康, 1986), 区域水系、山体廊道连通性较强, 省内外鸟类种群基因交流频繁, 难以形成独立分化的特有类群。在生境层面, 贵州以亚热带常绿阔叶林为核心植被景观, 缺少高原高寒草甸、热带原始雨林、滨海湿地、干热河谷等特殊生境类型, 单一的生境类型直接限制了鸟类物种的分化。此外, 我国西南鸟类资源调查工作长期集中于横断山区、川西高原及桂西南边境等热点区域(张荣祖, 2011; 雷富民等, 2021), 这些区域新种记录、特有类群研究成果丰厚, 而贵州鸟类资源系统性调查开展相对较晚, 深度的资源挖掘与物种分类修订工作较为滞后(吴至康, 1986), 进一步导致本土独有鸟类物种记录远少于周边省区。

4 展望

贵州是中国西南喀斯特的重要部分, 既是国家重要的生态安全屏障, 也是生物多样性保护的重要区域(白晓永等, 2023)。当前国内外关于喀斯特背景下的鸟类研究相对缺乏, 主要集中在传统的分类多样性(Day, 2003; Mukhlisi et al., 2022)、群落结构(Humami et al., 2022)、物种分布格局(李斌强等, 2022a; 朱芸等, 2022)及物种活动节律(杨光美等, 2022)等方面, 亟须开展更深入的研究。贵州是国内开展鸟类分类与分布研究较早的省份之一, 而物种名录是生物多样性的本底数据(江建平等, 2022), 但自《贵州鸟类志》出版后尚未开展过省域范围内细致全面的鸟类名录更新。因此, 基于最新鸟类分类体系和分布数据编制新版名录, 是深入开展相关研究的基础。

本次全省范围的鸟类名录梳理对于后续开展大范围鸟类保护工作具有重要的指导意义。近年来, 全国范围开展了形式多样的鸟类保护专项行动工作, 其中, 珍稀濒危鸟类是重点关注的群体。更新后的名录中, 有134种国家重点保护鸟类, 列入《中国生物多样性红色名录——脊椎动物卷》受威胁等级(含极危、濒危和易危)的有44种, 列入《濒危野生动植物种国际贸易公约》附录I和II的有71种。其中不乏近年来研究关注度较高的物种, 随着相关研究的深入和保护意识的提高, 物种保护工作力度得以加强, 但省域范围内依然有大部分珍稀濒危鸟类面临生存压力加剧的问题。

一方面, 人类活动通过栖息地破坏、环境污染和捕猎等直接压缩了贵州珍稀鸟类的生态位, 如研究表明, 同质化的人类农业景观不利于维系较高的鸟类多样性(盛尚等, 2022), 芦苇(*Phragmites australis*)扩张对草海黑颈鹤(*Grus nigricollis*)栖息地适应与行为活动产生了不利影响(冉景丞等, 2025), 水鸟食物及其栖息地受重金属污染较严重(朱源等, 2021), 黑颈鹤等水鸟正遭受着多元素重金属的污染, 特别是在排水沟和草地中(Zhang et al., 2023), 此外, 经济利益驱使下的捕猎行为和多动机的笼养行为也对鸟类生存造成较大影响(Dai & Hu, 2017; Dai et al., 2021)。

另一方面, 气候变化导致的海拔迁移与物候错配也使濒危鸟类面临进退失据的多重风险。如研究表明, 中国留鸟在气候变化驱动下发生了系统性分布区北移(Chen et al., 2025), 适宜濒危鸟类的栖息地主要分布在青藏高原东部和中部地区, 在未来不同的全球变暖情景下, 超过81%的濒危鸟类在未来30–50年内将面临适宜栖息地面积减少, 所有濒危鸟类的气候适宜栖息地都将向更高的海拔或更高的纬度地区迁移(Li et al., 2023), 冰川融化和降水量增加扩大了湖泊面积, 但永久冻土的退化导致对黑颈鹤至关重要的浅水湿地消失(马宗泰等, 2009)。

此外, 在过去较长一段时间内, 部分珍稀鸟类在贵州的分布、种群及生存状况尚不清楚, 随着技术改进和监测力度加大, 部分物种再次被关注, 如黑颈长尾雉(胡灿实等, 2022; 柴鑫等, 2024)、海南鹃(*Gorsachius magnificus*) (陈继军等, 2020; 李斌强等, 2022b)及鸳鸯(*Aix galericulata*) (方忠艳等, 2019)等。基于这些问题, 未来在开展珍稀濒危鸟类监测与保护研究方面, 或许可以充分发挥科技优势, 综合运用基于自然的修复方法、社区共管及适应性保护区划, 把传统"人-鸟争地"转化为"人-鸟共生", 为喀斯特高原区的生物多样性维系提供可复制的范式。

为持续掌握贵州鸟类多样性和动态变化情况, 为鸟类保护与研究提供数据支撑, 基于本文提出3点展望: 一是不断扩大全省鸟类多样性监测网络。国家级自然保护区鸟类组成是本文的重要数据来源, 但它们对大部分高关注度的濒危物种及其分布热点地区的覆盖不足(闻丞等, 2015)。因此, 应逐步扩大鸟类监测范围, 关注分布存疑的物种, 清除数据盲区, 构建更完善的鸟类监测与保护网络。二是逐步建立全省鸟类资源动态数据库。保护地科学考察、水鸟同步监测等省域范围项目的实施为丰富全省鸟类分布数据提供了重要支撑。同时, 日益壮大的观鸟人群成为补充鸟类分布数据的重要力量, 建议相关部门联合科研院所, 建立并实时更新全省鸟类分布数据库。三是探索开展鸟类科普教育工作。基于公民科学数据对官方鸟种统计数据在空间和时间尺度上进行有效补充(顾燚芸等, 2024), 针对不同的受众群体开展形式多样的科普和志愿活动, 提高公众参与鸟类监测和保护的主动性。上述三方面工作相辅相成, 监测网络提供数据来源, 数据库实现数据整合, 科普教育则能扩大数据采集的公众参与基础。

致谢: 感谢以吴至康先生为代表的所有为贵州省鸟类研究与保护做出重要贡献的前辈, 他们辛勤工作与潜心研究积累了宝贵的研究资料, 为后来开展省内鸟类相关研究提供重要参考, 也为本次名录修订与更新提供重要基础数据; 感谢为本次名录修订提供鸟类分布信息和支撑材料的研究人员和观鸟爱好者。

ORCID

张海波 https://orcid.org/0000-0002-6623-7938
胡灿实 https://orcid.org/0000-0002-8080-8709
粟海军 https://orcid.org/0000-0002-2123-0660

参考文献

Bai XY, Ran C, Chen JA, Luo GJ, Chen F, Xiao BQ, Long MK, Li ZL, Zhang XY, Shen XQ, Yang S, Lin XH, Li CJ, Zhang SR, Xiong L, Wang SJ (2023) Methods, progress and prospect for diagnosis of karst ecosystem health in China—An overview. Chinese Science Bulletin, 68, 2550–2568. (in Chinese with English abstract) [白晓永, 冉晨, 陈敬安, 罗光杰, 陈飞, 肖碧琴, 龙明康, 李姿霖, 张小芸, 沈晓倩, 杨姝, 林心海, 李朝君, 张思蕊, 熊练, 王世杰 (2023) 中国喀斯特生态系统健康诊断的方法、进展与展望. 科学通报, 68, 2550–2568.]

Boyd RL, Nyári ÁS, Benz BW, Chen GJ (2008) Aves, province of Guizhou, China. Check List, 4, 107–114.

Chai X, Yang WC, Yang T, Pan CQ, Zhang SH, Peng L (2024) The activity rhythm and time budget of Hume's Pheasant (*Syrmaticus humiae*) in Ziyun County, Guizhou Province. Chinese Journal of Ecology, 43, 1360–1366. (in Chinese with English abstract) [柴鑫, 杨卫诚, 杨涛, 潘承钱, 张胜辉, 彭蕾 (2024) 贵州紫云县黑颈长尾雉的活动节律及时间分配. 生态学杂志, 43, 1360–1366.]

Chen JJ, Li P, Yang ZC, Zhang SL, Li XH (2020) Breeding notes of white-eared night-heron, *Gorsachius magnificus*, in Leigongshan National Nature Reserve, Guizhou, China. Chinese Journal of Zoology, 55, 513–515. (in Chinese with English abstract) [陈继军, 李萍, 杨宗才, 张世玲, 李晓海 (2020) 贵州雷公山海南鹃繁殖记录. 动物学杂志, 55, 513–515.]

Chen SX, Chen ZH, Lin HT, Duan HT, Yu JH, He JK (2025) Chinese provincial-level new records for 96 resident bird species reveal poleward range shifts. Avian Research, 16, 100310.

Chen YX, Chen QL, Feng T (2021) Report on Comprehensive Scientific Survey in Caohai National Nature Reserve of Guizhou. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [陈永祥, 陈群利, 冯图 (2021) 贵州草海国家级自然保护区综合科学考察报告. 中国林业出版社, 北京.]

Dai CY, Chen Y, Zheng QF (2021) The social and cultural importance of keeping wild birds as pets in an ethnic community in Guiyang City, China. Human Ecology, 49, 69–79.

Dai CY, Hu W (2017) Hunting strategies employed by bird hunters with economic pursuit in the city of Guiyang, Southwest China. Journal for Nature Conservation, 40, 33–41.

Day M (2003) Faunal associations with karst landscapes: A preliminary assessment of bird observations in Belize. Cave and Karst Science, 30(3), 101–106.

Deng LX, Ran JC, Shang JW (2013) Scientific Survey and Research on Nayong Nature Reserve for Dove Tree in Guizhou Province. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [邓伦秀, 冉景丞, 尚金文 (2013) 贵州纳雍珙桐自然保护区科学考察研究. 中国林业出版社, 北京.]

Editorial Committee of Fauna of Guizhou (1980) Distribution List of Vertebrates in Guizhou. Guizhou People's Publishing House, Guiyang. (in Chinese) [贵州动物志编委会 (1980) 贵州脊椎动物分布名录. 贵州人民出版社, 贵阳.]

Fang ZY, Hu CS, Ran JC, Xu GH, Wang C (2019) Quantity, distribution and daily behavior of wintering *Aix galericulata* in Shiqian Mandarin Duck Lake National Wetland Park, Guizhou. Sichuan Journal of Zoology, 38, 227–234. (in Chinese with English abstract) [方忠艳, 胡灿实, 冉景丞, 徐光华, 王超 (2019) 贵州省石阡鸳鸯湖国家湿地公园越冬鸳鸯数量、分布及日行为初探. 四川动物, 38, 227–234.]

Gu YY, Xue JQ, Gao JH, Xie XY, Wei M, Lei JY, Wen C (2024) A public science data-based regional bird diversity assessment method. Biodiversity Science, 32, 24080. (in Chinese with English abstract) [顾燚芸, 薛嘉祈, 高金会, 谢心仪, 韦铭, 雷进宇, 闻丞 (2024) 一种基于公众科学数据的区域性鸟类多样性评价方法. 生物多样性, 32, 24080.]

Guizhou Provincial Environmental Science Research and Design Institute (2010) Biodiversity of Guizhou Province. Guizhou Science and Technology Press, Guiyang. (in Chinese) [贵州省环境科学研究设计院 (2010) 贵州省生物多样性现状. 贵州科技出版社, 贵阳.]

Hu CS, Zhang MM, Li ZM, Su HJ (2022) Hume's pheasant (*Syrmaticus humiae*) found in Changshun Douma Nature Reserve, Guizhou Province. Journal of Mountain Agriculture and Biology, 41(3), 91–92. (in Chinese with English abstract) [胡灿实, 张明明, 李筑眉, 粟海军 (2022) 贵州长顺斗麻自然保护区发现黑颈长尾雉. 山地农业生物学报, 41(3), 91–92.]

Hu HX, Tang RC, Tang RY, Chen Y (1978a) Birds in Guizhou (I). Journal of Wuhan University (Natural Science Edition), 24(2), 67–77. (in Chinese) [胡鸿兴, 唐瑞昌, 唐瑞玉, 陈云 (1978a) 贵州的鸟类(I). 武汉大学学报(自然科学版), 24(2), 67–77.]

Hu HX, Tang RC, Tang RY, Chen Y (1978b) Birds in Guizhou (II). Journal of Wuhan University (Natural Science Edition), 24(3), 75–86. (in Chinese) [胡鸿兴, 唐瑞昌, 唐瑞玉, 陈云 (1978b) 贵州的鸟类(II). 武汉大学学报(自然科学版), 24(3), 75–86.]

Hu HX, Tang RC, Tang RY, Chen Y (1978c) Birds in Guizhou (III). Journal of Wuhan University (Natural Science Edition), 24(4), 99–113. (in Chinese) [胡鸿兴, 唐瑞昌, 唐瑞玉, 陈云 (1978c) 贵州的鸟类(III). 武汉大学学报(自然科学版), 24(4), 99–113.]

Humami DW, Sujono PAW, Muzaki FK, Fadhlillah AP, Drianto E, Lestari YI (2022) Diversity and feeding guild of birds along gradient of revegetated area in karst ecosystem: A case study from Rembang, Central Java. Biosaintifika, 14, 373–382.

Jiang AW, Qin C, Huang LC (2021) Field Guide to the Birds of Guangxi. Guangxi Science & Technology Press, Nanning. (in Chinese) [蒋爱伍, 覃春, 黄立春 (2021) 广西鸟类图鉴. 广西科学技术出版社, 南宁.]

Jiang JP, Du C, Liu B, Wang K, Cai L, Li Q, Huang XL (2022) Bio-inventory in China: Progress and perspectives. Biodiversity Science, 30, 22531. (in Chinese with English abstract) [江建平, 杜诚, 刘冰, 王科, 蔡磊, 李强, 黄晓磊 (2022) 中国生物物种编目进展与展望. 生物多样性, 30, 22531.]

Kuang ZF, Niu KF (2016) Birds of Fanjing Mountain. Guizhou Science and Technology Press, Guiyang. (in Chinese) [匡中帆, 牛克锋 (2016) 梵净山鸟类. 贵州科技出版社, 贵阳.]

Kuang ZF, Yao ZM (2020) Birds of Maolan, China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [匡中帆, 姚正明 (2020) 中国茂兰鸟类. 科学出版社, 北京.]

Lei FM, Song G, Cai TL, Qu YH, Jia CX, Zhao YF, Zhang DZ (2021) Research progress and prospect on biogeography of birds in China. Chinese Journal of Zoology, 56, 265–289. (in Chinese with English abstract) [雷富民, 宋刚, 蔡天龙, 屈延华, 贾陈喜, 赵义方, 张德志 (2021) 中国鸟类生物地理学研究回顾与展望. 动物学杂志, 56, 265–289.]

Lei FM, Yang L (2009) A review of DNA taxonomy and phylogeny of birds in China. Acta Zootaxonomica Sinica, 34, 309–315. (in Chinese with English abstract) [雷富民, 杨岚 (2009) 中国鸟类的DNA分类及系统发育研究概述. 动物分类学报, 34, 309–315.]

Li B, Liang CB, Song PF, Liu DX, Qin W, Jiang F, Gu HF, Gao HM, Zhang TZ (2023) Threatened birds face new distribution under future climate change on the Qinghai-Tibet Plateau (QTP). Ecological Indicators, 150, 110217.

Li BQ, Tang TT, Yang MD, Tan LF (2022a) Breeding bird diversity and nestedness on urban park: Taking Liuzhou, Guangxi as an example. Natural Protected Areas, 2(3), 50–64. (in Chinese with English abstract) [李斌强, 唐婷婷, 杨妙丹, 谭丽凤 (2022a) 城市公园繁殖鸟类多样性与嵌套分布格局——以广西柳州为例. 自然保护地, 2(3), 50–64.]

Li BQ, Zhan HF, He XT, Lü XY, Yang ZC, Wang YY (2022b) Genetic diversity of *Gorsachius magnificus* Leigongshan small population in Guizhou. Chinese Journal of Wildlife, 43, 403–411. (in Chinese with English abstract) [李斌强, 詹昊峰, 何小涛, 吕小艳, 杨宗才, 王野影 (2022b) 海南鳽贵州雷公山小种群遗传多样性分析. 野生动物学报, 43, 403–411.]

Li M, Li T, Yu XP, Zhang ZW (2025) Diversity of bird species in Shanxi Province, China. Chinese Journal of Zoology, 60,

514–541. (in Chinese with English abstract) [李敏, 李桐, 于晓平, 张正旺 (2025) 山西省鸟类物种多样性组成及其分析. 动物学杂志, 60, 514–541.]

Li ZZ (2011) List of Wildlife in Guizhou. Guizhou Science and Technology Press, Guiyang. (in Chinese) [李子忠 (2011) 贵州野生动物名录. 贵州科技出版社, 贵阳.]

Liu BY, Zhang TY, Liang S, Bai XJ, Liu W (2020) Comparison of birds' and mammals' diversities using camera-trapping survey in Guizhou Chishui *Alsophila* National Nature Reserve and its surrounding areas. Acta Theriologica Sinica, 40, 503–519. (in Chinese with English abstract) [刘邦友, 张廷跃, 梁盛, 白小节, 刘伟 (2020) 贵州赤水桫椤国家级自然保护区及其周边区域鸟兽多样性红外相机监测对比. 兽类学报, 40, 503–519.]

Liu J, Que PJ, Zhang ZW (2019) Species diversity and suggestions for adjustment of the national protection level of waterbirds in China. Wetland Science, 17, 123–136. (in Chinese with English abstract) [刘金, 阙品甲, 张正旺 (2019) 中国水鸟的物种多样性及其国家重点保护等级调整的建议. 湿地科学, 17, 123–136.]

Luo Y, Liu L (2010) Scientific investigation of Wangmo *Cycas* Nature Reserve in Guizhou Province. Guizhou Science and Technology Press, Guiyang. (in Chinese) [罗扬, 刘浪 (2010) 贵州望谟苏铁自然保护区科学考察集. 贵州科技出版社, 贵阳.]

Luo Y, Long DX (2019) Scientific Investigation and Study of Yueliangshan Nature Reserve in Guizhou Province. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [罗扬, 龙笛信 (2019) 贵州月亮山自然保护区科学考察研究. 中国林业出版社, 北京.]

Luo ZK, Liu LP, Wang Y, Niu JY, Liu LB, Li L (2013) Characteristics of the avian communities at Mt. Yuntaishan of Guizhou Province, China. Journal of East China Normal University (Natural Science), (5), 43–52. (in Chinese with English abstract) [罗祖奎, 刘伦沛, 王云, 牛俊英, 刘立波, 李丽 (2013) 贵州省云台山鸟类群落特征. 华东师范大学学报(自然科学版), (5), 43–52.]

Luo ZK, Niu JY, Li XY, Zhang WH, Meng LX (2012) Avian biodiversity in campus of Kaili University, Guizhou Province. Journal of Hubei University (Natural Science), 34, 292–297. (in Chinese with English abstract) [罗祖奎, 牛俊英, 李性苑, 张文华, 孟丽霞 (2012) 贵州凯里学院校园鸟类多样性. 湖北大学学报(自然科学版), 34, 292–297.]

Ma ZT, Li FX, Li F, Xiao JS (2009) The dynamic change research of ecological environment in Longbao Region of Yushu State in Qinghai. Pratacultural Science, 26(7), 6–11. (in Chinese with English abstract) [马宗泰, 李凤霞, 李甫, 肖建设 (2009) 青海玉树隆宝地区生态环境动态变化研究. 草业科学, 26(7), 6–11.]

Miao J (2023) National Key Protected Wild Animals Manual in Guizhou (2021 Edition). China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [缪杰 (2023) 贵州省2021版国家重点保护野生动物手册. 中国林业出版社, 北京.]

Mukhlisi M, Sayektiningsih T, Yassir I (2022) Bird communities in the karst forests of Teluk Sumbang, East Kalimantan, Indonesia. Pakistan Journal of Zoology, 54, 1239–1248.

Que PJ, Zhu L, Zhang J, Wang J, Li ZC, Shen Y, Ran JH (2020) Updates to the checklist of birds in Sichuan Province. Sichuan Journal of Zoology, 39, 332–360. (in Chinese with English abstract) [阙品甲, 朱磊, 张俊, 王进, 李昭成, 沈尤, 冉江洪 (2020) 四川省鸟类名录的修订与更新. 四川动物, 39, 332–360.]

Ran JC, Meng BS, Zhang X, Huang XL, Tu SL (2025) Effect of reed expansion on habitat adaptation and behavioral activity characteristics of *Grus nigricollis* in Guizhou Caohai National Nature Reserve. Chinese Journal of Wildlife, 46, 107–117. (in Chinese with English abstract) [冉景丞, 蒙秉顺, 张旭, 黄小龙, 涂声蕾 (2025) 贵州草海国家级自然保护区黑颈鹤对芦苇扩张的栖息地适应与行为活动特征. 野生动物学报, 46, 107–117.]

Sheng S, Zhu Y, Liu Y, Zheng JF, Yu YF, Li Y, Zhang K, Xu Y (2022) Differences in bird diversity between indigenous communities and surrounding protected areas in the Leigongshan National Nature Reserve, Guizhou. Sichuan Journal of Zoology, 41, 313–320. (in Chinese with English abstract) [盛尚, 朱芸, 刘宇, 郑进凤, 余永富, 李扬, 张凯, 徐雨 (2022) 贵州雷公山国家级自然保护区原住民村落与周边保护地鸟类多样性差异. 四川动物, 41, 313–320.]

Tu SL, Ran JC, Wang J, Huang XL, Fan XL, Ma SY, Wu ZR, Cai J, Zhang X (2024) A new record of birds in Guizhou Province, *Anser caerulescens*. Sichuan Journal of Zoology, 43, 598–598. (in Chinese) [涂声蕾, 冉景丞, 王洁, 黄小龙, 范兴龙, 马思怡, 吴忠荣, 蔡玖, 张旭 (2024) 贵州省鸟类新记录——雪雁. 四川动物, 43, 598–598.]

Wang C, Zhou DQ, Liang S, Su HJ, Hu CS, Zhang MM (2019) Camera-trapping survey on mammals and birds in Guizhou Chishui *Alsophila* National Nature Reserve. Biodiversity Science, 27, 1147–1152. (in Chinese with English abstract) [王丞, 周大庆, 梁盛, 粟海军, 胡灿实, 张明明 (2019) 贵州赤水桫椤国家级自然保护区鸟兽多样性红外相机初步监测. 生物多样性, 27, 1147–1152.]

Wang H, Wang YH, Xiang Z, Li Q, Li RX (2011) The present condition of the bird resource in Guizhou. Environmental Protection and Technology, 17(4), 5–8, 13. (in Chinese with English abstract) [王虹, 王有辉, 向准, 李青, 李若贤 (2011) 贵州鸟类资源现状. 环保科技, 17(4), 5–8, 13.]

Wen C, Gu L, Wang H, Lü Z, Hu RC, Zhong J (2015) GAP analysis on national nature reserves in China based on the distribution of endangered species. Biodiversity Science, 23, 591–600. (in Chinese with English abstract) [闻丞, 顾垒, 王昊, 吕植, 胡若成, 钟嘉 (2015) 基于最受关注濒危物种分布的国家级自然保护区空缺分析. 生物多样性, 23, 591–600.]

Wu ZK (1986) The Avifauna of Guizhou. Guizhou People's

Publishing House, Guiyang. (in Chinese) [吴至康 (1986) 贵州鸟类志. 贵州人民出版社, 贵阳.]

Wu ZK, Chen Y, Wu SE, Lin QW, Hu HX, Tang RC (1979) Birds in Guizhou (IV)—New records in Guizhou Province. Journal of Wuhan University (Natural Science Edition), 25(4), 97–112. (in Chinese) [吴至康, 陈云, 吴守恩, 林齐维, 胡鸿兴, 唐瑞昌 (1979) 贵州的鸟类(IV)——贵州省新记录. 武汉大学学报(自然科学版), 25(4), 97–112.]

Xie SS, Zhang JG, Xie JJ, Zhang CC (2025) Zero-shot classification of bird audio based on taxonomy. Scientia Silvae Sinicae, 61(2), 12–20. (in Chinese with English abstract) [谢珊珊, 张军国, 谢将剑, 张长春 (2025) 基于系统分类学信息的鸟类音频零样本分类. 林业科学, 61(2), 12–20.]

Xiong N, Du Q, Zhang YH, Dong F, Shen ZR, Mo ASH, Bao XK, Zhao W (2024) Analysis on diversity and fauna of birds in Gansu, China. Chinese Journal of Zoology, 59, 648–657. (in Chinese with English abstract) [熊能, 杜琴, 张渝杭, 董帆, 沈正儒, 莫·阿斯罕, 包新康, 赵伟 (2024) 甘肃鸟类多样性及区系分析. 动物学杂志, 59, 648–657.]

Xu HG, Cui P, Zhu XJ, Yong F, Yi JF, Zhang WW, Li JQ, Tong WJ, Jiang B, Cai L (2018) Progress in construction of China Bird Diversity Observation Network (China BON-birds). Journal of Ecology and Rural Environment, 34, 1–11. (in Chinese with English abstract) [徐海根, 崔鹏, 朱筱佳, 雍凡, 伊剑锋, 张文文, 李佳琦, 童文君, 江波, 蔡蕾 (2018) 全国鸟类多样性观测网络(China BON-Birds)建设进展. 生态与农村环境学报, 34, 1–11.]

Yan YY, Kuang ZF, Jiang YM, Chen DS, Chen SK, Zhang GH (2017) Summer bird resources of Tongzi Huanglianbaijing Nature Reserve in Guizhou Province. Chinese Journal of Wildlife, 38, 265–272. (in Chinese with English abstract) [晏玉莹, 匡中帆, 江亚猛, 陈东升, 陈斯侃, 张光辉 (2017) 贵州桐梓黄莲柏菁自然保护区夏季鸟类资源初步调查. 野生动物学报, 38, 265–272.]

Yang GM, Li JQ, Zhang MM, Hu CS, Su HJ (2022) Camera-trapping survey and activity pattern analysis on mammals and birds in Pogang Karst Forest Nature Reserve, Guizhou Province, China. Acta Theriologica Sinica, 42, 325–338. (in Chinese with English abstract) [杨光美, 李佳琦, 张明明, 胡灿实, 粟海军 (2022) 贵州坡岗喀斯特森林自然保护区红外相机兽类和鸟类监测及活动节律分析. 兽类学报, 42, 325–338.]

Yang WC, Ran JC (2019) Comprehensive Scientific Investigation of Longyin Broad-Leaved Forest State-Level Nature Reserve in Pu'an, Guizhou. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [杨卫成, 冉景丞 (2019) 贵州普安龙吟阔叶林州级自然保护区综合科学考察集. 中国林业出版社, 北京.]

Yang XW, Zhang HB, Pan X, Liang ZJ, Tian H, Chen YQ (2024) Two newly recorded bird species in Guizhou Province: Chinese penduline tit (*Remiz consobrinus*) and Tibetan sand plover (*Charadrius atrifrons*). Terrestrial Ecosystem and Conservation, 4(4), 87–90. (in Chinese with English abstract) [杨雄威, 张海波, 潘霞, 梁正军, 田鸿, 陈雨倩 (2024) 贵州省2种鸟类新纪录——中华攀雀和青藏沙鸻. 陆地生态系统与保护学报, 4(4), 87–90.]

Yang XW, Zhang HB, Pan X, Su YJ, Li Y, Xia FM, Li Y, Guo X, Li ZM (2024) A new record of birds in Guizhou Province, *Emberiza rustica*. Sichuan Journal of Zoology, 43, 718–718. (in Chinese) [杨雄威, 张海波, 潘霞, 苏以江, 李毅, 夏奉梅, 李琰, 郭轩, 李筑眉 (2024) 贵州省鸟类新记录——田鹀. 四川动物, 43, 718–718.]

Yu CH (2023) An Illustrated Guide to Bird Watching in Jiangxi. Sichuan Fine Arts Publishing House, Chengdu. (in Chinese) [俞长好 (2023) 江西观鸟图鉴. 四川美术出版社, 成都.]

Yu P, Wu ZR, Liu SF, Tan CJ, Luo RJ (2026) Japanese night-heron (*Gorsachius goisagi*) found in Libo, Guizhou, China. Chinese Journal of Zoology, 61, 12, 51. (in Chinese) [玉屏, 吴忠荣, 刘绍飞, 谭成江, 罗荣江 (2026) 贵州荔波发现栗头鳽. 动物学杂志, 61, 12, 51.]

Zhang H, Huang XL, Ran JC, Yang ZH, Liu GH, Liu Y, Cheng SC, Yan YY, Zhang X (2024) A new record of birds in Guizhou Province, *Pelecanus crispus*. Sichuan Journal of Zoology, 43, 144. (in Chinese) [张鹤, 黄小龙, 冉景丞, 杨再华, 刘广慧, 刘懿, 程绍传, 晏玉莹, 张旭 (2024) 贵州省鸟类新记录——卷羽鹈鹕. 四川动物, 43, 144.]

Zhang HB, Kuang ZF, Wu ZR, Li Y (2019) A newly recorded bird species in Guizhou Province: *Ficedula mugimaki*. Guizhou Science, 37(4), 21–22. (in Chinese with English abstract) [张海波, 匡中帆, 吴忠荣, 李毅 (2019) 贵州省鸟类新记录——鸲姬鹟(*Ficedula mugimaki*). 贵州科学, 37(4), 21–22.]

Zhang HB, Wu ZR, Kuang ZF, Li ZM, Su HJ, Kong ZH, Su YJ, Tan HY, Xia FM (2020) A new bird record of golden bush-robin (*Tarsiger chrysaeus*) in Guizhou Province. Chinese Journal of Wildlife, 41, 838–842. (in Chinese with English abstract) [张海波, 吴忠荣, 匡中帆, 李筑眉, 粟海军, 孔志红, 苏以江, 谈洪英, 夏奉梅 (2020) 贵州省鸟类新纪录——金色林鸲. 野生动物学报, 41, 838–842.]

Zhang HB, Wu ZR, Li Y, Lu L, Shen HM, Kong ZH, Su YJ (2021) Lesser whistling-duck (*Dendrocygna javanica*)—A new bird record in Guizhou Province. Chinese Journal of Wildlife, 42, 601–604. (in Chinese with English abstract) [张海波, 吴忠荣, 李毅, 陆亮, 沈惠明, 孔志红, 苏以江 (2021) 贵州省鸟类新纪录——栗树鸭. 野生动物学报, 42, 601–604.]

Zhang J, Cao HQ, Zhu Y, Wang YY, Su HJ (2023) An improved comprehensive model for assessing the heavy metals exposure towards waterbirds: A case report from Black-necked cranes (*Grus nigricollis*) in Caohai Wetland, China. Ecotoxicology and Environmental Safety, 264, 115431.

Zhang RZ (2011) Zoological Geography of China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张荣祖 (2011) 中国动物地

理. 科学出版社, 北京.]

Zhang XR, Li HP, Yue CL, Wang J (2019) Bird diversity and avifauna of Zhejiang Province. Chinese Journal of Wildlife, 40, 685–699. (in Chinese with English abstract) [章旭日, 李贺鹏, 岳春雷, 王珺 (2019) 浙江省鸟类多样性与区系分析. 野生动物学报, 40, 685–699.]

Zhao LY, Wu ZR, Li Y, Zhang TY, Kuang ZF (2025) A new record of birds in Guizhou Province, *Melanitta stejnegeri*. Sichuan Journal of Zoology, 44, 113–113. (in Chinese) [赵理源, 吴忠荣, 李毅, 张廷跃, 匡中帆 (2025) 贵州鸟类新记录——斑脸海番鸭. 四川动物, 44, 113–113.]

Zheng GM (2023) A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China, 4th edn. Science Press, Beijing. (in Chinese) [郑光美 (2023) 中国鸟类分类与分布名录(第四版). 科学出版社, 北京.]

Zheng ZX (1964) Systematic Retrieval of Birds in China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [郑作新 (1964) 中国鸟类系统检索. 科学出版社, 北京.]

Zhu J, Chen DS, Xie JK (2017a) Scientific Survey of Siyetun Nature Reserve in Sinan County of Guizhou Province. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [朱军, 陈东升, 谢建康 (2017a) 贵州思南四野屯省级自然保护区科学考察研究. 中国林业出版社, 北京.]

Zhu J, Jiang YM, Zhang AB (2017b) Comprehensive Scientific Survey and Research on Yangxi Nature Reserve in Yinjiang County of Guizhou Province. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [朱军, 江亚猛, 张安兵 (2017b) 贵州印江洋溪自然保护区综合科学考察研究. 中国林业出版社, 北京.]

Zhu Y, Hu CS, Zhang MM, Su HJ (2021) Risk assessment and application of heavy metal exposure of waterbirds in Caohai Wetland, Guizhou Province, China. China Environmental Science, 41, 4770–4781. (in Chinese with English abstract) [朱源, 胡灿实, 张明明, 粟海军 (2021) 贵州草海湿地水鸟重金属暴露风险评估与应用. 中国环境科学, 41, 4770–4781.]

Zhu Y, Sheng S, Zheng JF, Wu S, Zhang K, Xu Y (2022) Small-island effect in bird assemblages on fragmented woodlots in Huaxi University Areas, Guizhou, China. Chinese Journal of Zoology, 57, 205–212. (in Chinese with English abstract) [朱芸, 盛尚, 郑进凤, 伍素, 张凯, 徐雨 (2022) 贵州花溪大学城破碎化林地中鸟类群落的小岛屿效应. 动物学杂志, 57, 205–212.]

Zou FS, Zhang ZW (2024) Classification changes of Chinese birds at higher-levels, based on an analysis of *A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China*—A commemoration of academician ZHENG Guang-Mei on the first anniversary of his passing. Chinese Journal of Zoology, 59, 796–804. (in Chinese with English abstract) [邹发生, 张正旺 (2024) 从《中国鸟类分类与分布名录》看中国鸟类高级分类阶元的变迁——纪念郑光美院士逝世一周年. 动物学杂志, 59, 796–804.]

(责任编委: 吴永杰　责任编辑: 周玉荣)

附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025381

张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉 (2026) 贵州省鸟类物种多样性及名录更新. 生物多样性, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025381

附录1 贵州省鸟类名录

Appendix 1 Checklist of birds in Guizhou Province

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES 附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
1	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	褐胸山鹧鸪	*Arborophila brunneopectus*	W;L;Z;M;	二	NT		R	东	
2	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	红腹角雉	*Tragopan temminckii*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT		R	东	
3	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	勺鸡	*Pucrasia macrolopha*	W;L;Z;M;	二	LC		R	古	
4	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	白冠长尾雉	*Syrmaticus reevesii*	W;L;Z;M;	一	EN	II	R	古	
5	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	白颈长尾雉	*Syrmaticus ellioti*	L;Z;M;R;	一	VU	I	R	东	(李子忠, 2011), 江口县等地; (王佳佳等, 2013), 绥阳县宽阔水国家级自然保护区;
6	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	黑颈长尾雉	*Syrmaticus humiae*	Z;M;	一	VU	I	R	东	(Jiang et al, 2012), 兴义市;
7	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	红腹锦鸡	*Chrysolophus pictus*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT		R	东	
8	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	白腹锦鸡	*Chrysolophus amherstiae*	W;L;Z;M;R;	二	NT		R	东	
9	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	环颈雉	*Phasianus colchicus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
10	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	白鹇	*Lophura nycthemera*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		R	东	
11	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	棕胸竹鸡	*Bambusicola fytchii*	W;L;Z;M;R;	三	LC		R	东	
12	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	灰胸竹鸡	*Bambusicola thoracicus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
13	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	红原鸡	*Gallus gallus*	M;	二	NT		R	东	(缪杰, 2023), 未明确具体地点; 2025 年 9 月 12 日, 贵州省林业调查规划院于册亨县百口乡记录到红原鸡影像;
14	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	中华鹧鸪	*Francolinus pintadeanus*	W;L;Z;M;R;	三	VU		R	东	
15	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	蓝胸鹑	*Synoicus chinensis*	W;L;Z;	三	NT		R	东	
16	鸡形目 GALLIFORMES	雉科 Phasianidae	鹌鹑	*Coturnix japonica*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
17	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	栗树鸭	*Dendrocygna javanica*	Z;M;	二	VU		V		(张海波等, 2021), 贵阳市阿哈湖国家湿地公园;
18	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	大天鹅	*Cygnus cygnus*	L;Z;M;	二	NT		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区;(李子忠, 2011), 威宁县;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
19	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	小天鹅	*Cygnus columbianus*	Z;M;R;E;	二	NT		W		(王子明等, 2015), 雷山县雷公山国家级自然保护区;(陈永祥等, 2021), 威宁县草海国家级自然保护区;
20	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	雪雁	*Anser caerulescens*	M;R;	三	DD		V		(涂声蕾等, 2024), 威宁县草海国家级自然保护区;
21	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	斑头雁	*Anser indicus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
22	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	灰雁	*Anser anser*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
23	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	豆雁	*Anser fabalis*	L;M;R;E;	三	LC		W		(李子忠, 2011), 威宁县;
24	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	白额雁	*Anser albifrons*	N;R;E;	二	NT		W		2018 年 3 月 3 日, 观鸟爱好者首次记录于威宁县草海国家级自然保护区, 2023 年 11 月 21 日记录于茅台赤水河, 2023 年 12 月 10 日记录于贵安月亮湖公园;
25	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	小白额雁	*Anser erythropus*	L;M;	二	VU		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区;(李子忠, 2011), 威宁县;
26	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	斑脸海番鸭	*Melanitta stejnegeri*	M;	三	NT		V		(赵理源等, 2025), 赤水市复兴镇;
27	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	鹊鸭	*Bucephala clangula*	L;Z;M;	三	LC		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011)，威宁县;
28	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	斑头秋沙鸭	*Mergellus albellus*	L;Z;M;	二	NT		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
29	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	普通秋沙鸭	*Mergus merganser*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
30	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	中华秋沙鸭	*Mergus squamatus*	W;L;Z;M;R;E;	一	EN		W		
31	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	红胸秋沙鸭	*Mergus serrator*	M;R;E;	三	LC		W		(杨雄威等, 2024), 贵安月亮湖公园;
32	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	翘鼻麻鸭	*Tadorna tadorna*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
33	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	赤麻鸭	*Tadorna ferruginea*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
34	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	棉凫	*Nettapus coromandelianus*	W;L;Z;M;R;E;	二	EN		S	广	
35	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	鸳鸯	*Aix galericulata*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT		R、W	古	
36	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	赤嘴潜鸭	*Netta rufina*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
37	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	红头潜鸭	*Aythya ferina*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
38	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	青头潜鸭	*Aythya baeri*	L;Z;M;R;E;	一	CR		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
39	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	白眼潜鸭	*Aythya nyroca*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		W		
40	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	凤头潜鸭	*Aythya fuligula*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
41	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	斑背潜鸭	*Aythya marila*	L;M;R;E;	三	LC		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
42	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	白眉鸭	*Spatula querquedula*	L;Z;M;R;E;	三	LC		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
43	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	琵嘴鸭	*Spatula clypeata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
44	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	花脸鸭	*Sibirionetta formosa*	Z;M;R;E;	二	NT		W		(陈红等, 2013), 六盘水市明湖国家湿地公园;
45	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	罗纹鸭	*Mareca falcata*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		W		
46	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	赤膀鸭	*Mareca strepera*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
47	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	赤颈鸭	*Mareca penelope*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
48	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	斑嘴鸭	*Anas zonorhyncha*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R、W	广	
49	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	绿头鸭	*Anas platyrhynchos*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
50	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	针尾鸭	*Anas acuta*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
51	雁形目 ANSERIFORMES	鸭科 Anatidae	绿翅鸭	*Anas crecca*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
52	鹅鹳目 PODICIPEDIFORMES	鹅鹳科 Podicipedidae	小鹅鹳	*Tachybaptus ruficollis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
53	鹅鹳目 PODICIPEDIFORMES	鹅鹳科 Podicipedidae	凤头鹅鹳	*Podiceps cristatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
54	鹅鹳目 PODICIPEDIFORMES	鹅鹳科 Podicipedidae	黑颈鹅鹳	*Podiceps nigricollis*	L;Z;M;R;E;	二	NT		W		(李子忠, 2011)，威宁县；

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
55	红鹳目 PHOENICOPTERIFORMES	红鹳科 Phoenicopteridae	大红鹳	*Phoenicopterus roseus*	Z;	三	NT	II	P		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2015 年 11 月, 本文作者匡中帆于石阡县记录;
56	鸽形目 COLUMBIFORMES	鸠鸽科 Columbidae	岩鸽	*Columba rupestris*	Z;	三	LC		?		(郑光美, 2023), 未明确发现地;
57	鸽形目 COLUMBIFORMES	鸠鸽科 Columbidae	斑林鸽	*Columba hodgsonii*	N;	三	LC		R	广	2024 年 1 月 9 日, 观鸟爱好者于贵阳市黔灵山公园百鸟园附近记录;
58	鸽形目 COLUMBIFORMES	鸠鸽科 Columbidae	山斑鸠	*Streptopelia orientalis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
59	鸽形目 COLUMBIFORMES	鸠鸽科 Columbidae	火斑鸠	*Streptopelia tranquebarica*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
60	鸽形目 COLUMBIFORMES	鸠鸽科 Columbidae	珠颈斑鸠	*Spilopelia chinensis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
61	鸽形目 COLUMBIFORMES	鸠鸽科 Columbidae	绿翅金鸠	*Chalcophaps indica*	Z;M;	三	LC		R	东	(罗扬等, 2012), 习水县习水国家级自然保护区;
62	鸽形目 COLUMBIFORMES	鸠鸽科 Columbidae	红翅绿鸠	*Treron sieboldii*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT		R	东	
63	夜鹰目 CAPRIMULGIFORMES	夜鹰科 Caprimulgidae	普通夜鹰	*Caprimulgus jotaka*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	广	
64	夜鹰目 CAPRIMULGIFORMES	夜鹰科 Caprimulgidae	长尾夜鹰	*Caprimulgus macrurus*	Z;M;	三	DD		R?		(雷宇等, 2019), 贵阳市龙洞堡国际机场内;
65	夜鹰目 CAPRIMULGIFORMES	雨燕科 Apodidae	白喉针尾雨燕	*Hirundapus caudacutus*	W;L;Z;M;R;	三	LC		P		
66	夜鹰目 CAPRIMULGIFORMES	雨燕科 Apodidae	短嘴金丝燕	*Aerodramus brevirostris*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		R	古	
67	夜鹰目 CAPRIMULGIFORMES	雨燕科 Apodidae	白腰雨燕	*Apus pacificus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	古	
68	夜鹰目 CAPRIMULGIFORMES	雨燕科 Apodidae	小白腰雨燕	*Apus nipalensis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
69	夜鹰目 CAPRIMULGIFORMES	雨燕科 Apodidae	普通雨燕	*Apus apus*	Z;M;E;	三	LC		P		(Boyd et al, 2008), 绥阳县宽阔水国家级自然保护区;
70	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	褐翅鸦鹃	*Centropus sinensis*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
71	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	小鸦鹃	*Centropus bengalensis*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		R	东	
72	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	红翅凤头鹃	*Clamator coromandus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
73	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	噪鹃	*Eudynamys scolopaceus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
74	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	翠金鹃	*Chrysococcyx maculatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		S	东	
75	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	栗斑杜鹃	*Cacomantis sonneratii*	N;	三	LC		S?		2025 年 12 月 12 日, 观鸟爱好者于安龙县兴隆镇巴马村记录;
76	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	八声杜鹃	*Cacomantis merulinus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
77	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	乌鹃	*Surniculus lugubris*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
78	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	大鹰鹃	*Hierococcyx sparverioides*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
79	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	棕腹鹰鹃	*Hierococcyx nisicolor*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
80	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	四声杜鹃	*Cuculus micropterus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	广	
81	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	大杜鹃	*Cuculus canorus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	广	
82	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	中杜鹃	*Cuculus saturatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	古	
83	鹃形目 CUCULIFORMES	杜鹃科 Cuculidae	小杜鹃	*Cuculus poliocephalus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	广	
84	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	白喉斑秧鸡	*Rallina eurizonoides*	W;L;Z;M;R;E;	三	VU		R、P	东	
85	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	普通秧鸡	*Rallus indicus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
86	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	灰胸秧鸡	*Lewinia striata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
87	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	红胸田鸡	*Zapornia fusca*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		S	东	
88	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	斑胁田鸡	*Zapornia paykullii*	Z;	二	VU		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地;
89	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	红脚田鸡	*Zapornia akool*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
90	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	小田鸡	*Zapornia pusilla*	L;Z;M;R;E;	三	LC		P		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
91	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	棕背田鸡	*Zapornia bicolor*	W;L;Z;M;E;	二	LC		R	东	
92	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	白胸苦恶鸟	*Amaurornis phoenicurus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
93	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	董鸡	*Gallicrex cinerea*	W;L;Z;M;R;	三	NT		S	东	
94	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	紫水鸡	*Porphyrio poliocephalus*	L;Z;M;R;E;	二	NT		R	东	(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
95	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	黑水鸡	*Gallinula chloropus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
96	鹤形目 GRUIFORMES	秧鸡科 Rallidae	白骨顶	*Fulica atra*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R、W	广	
97	鹤形目 GRUIFORMES	鹤科 Gruidae	蓑羽鹤	*Grus virgo*	N;E;	二	NT	II	V		2023 年 11 月 7 日, 威宁县草海国家级自然保护区管护员赵国平于保护区内记录;
98	鹤形目 GRUIFORMES	鹤科 Gruidae	灰鹤	*Grus grus*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	W		
99	鹤形目 GRUIFORMES	鹤科 Gruidae	白头鹤	*Grus monacha*	W;L;Z;M;	一	EN	I	P		
100	鹤形目 GRUIFORMES	鹤科 Gruidae	黑颈鹤	*Grus nigricollis*	W;L;Z;M;R;E;	一	VU	I	W		
101	鸨形目 OTIDIFORMES	鸨科 Otididae	大鸨	*Otis tarda*	Z;M	一	EN	II	V		(刘伯文, 1997), 威宁县草海国家级自然保护区;
102	鹳形目 CICONIIFORMES	鹳科 Ciconiidae	彩鹳	*Mycteria leucocephala*	L;Z;M;	一	DD		V		(李子忠, 2011), 威宁县;
103	鹳形目 CICONIIFORMES	鹳科 Ciconiidae	钳嘴鹳	*Anastomus oscitans*	Z;M;R;E;	三	LC		V		(罗祖奎等, 2013), 威宁县草海国家级自然保护区;
104	鹳形目 CICONIIFORMES	鹳科 Ciconiidae	黑鹳	*Ciconia nigra*	W;L;Z;M;R;E;	一	VU	II	W		
105	鹳形目 CICONIIFORMES	鹳科 Ciconiidae	东方白鹳	*Ciconia boyciana*	W;L;Z;M;R;E;	一	EN	I	W		
106	鹈形目 PELECANIFORMES	鹮科 Threskiornithidae	白琵鹭	*Platalea leucorodia*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	W、P		
107	鹈形目 PELECANIFORMES	鹮科 Threskiornithidae	黑脸琵鹭	*Platalea minor*	W;L;Z;M;	一	EN		P		
108	鹈形目 PELECANIFORMES	鹮科 Threskiornithidae	黑头白鹮	*Threskiornis melanocephalus*	Z;	一	CR		V		(郑光美, 2023), 未明确发现地;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
109	鹈形目 PELECANIFORMES	鹮科 Threskiornithidae	彩鹮	*Plegadis falcinellus*	Z;M;R;E;	一	NT		P		(王汝斌, 2014), 威宁县草海国家级自然保护区;
110	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	大麻鳽	*Botaurus stellaris*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
111	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	黄斑苇鳽	*Ixobrychus sinensis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S、P	广	
112	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	紫背苇鳽	*Ixobrychus eurhythmus*	Z;M;R;E;	三	LC		W		(王子明等, 2015), 雷山县雷公山国家级自然保护区;
113	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	栗苇鳽	*Ixobrychus cinnamomeus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
114	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	黑苇鳽	*Ixobrychus flavicollis*	W;L;Z;M;E;	三	LC		S	广	
115	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	海南鳽	*Gorsachius magnificus*	L;Z;M;R;	一	EN		R	东	(李子忠, 2011), 雷山县;
116	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	栗头鳽	*Gorsachius goisagi*	M;	二	DD		V		(玉屏等, 2026), 荔波县茂兰国家级自然保护区;
117	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	夜鹭	*Nycticorax nycticorax*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	广	
118	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	绿鹭	*Butorides striata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	广	
119	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	池鹭	*Ardeola bacchus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R、S	东	
120	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	牛背鹭	*Bubulcus coromandus*	L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	(罗扬和刘浪, 2010), 望谟县“贵州苏铁”地方级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县、金沙县、赤水市、望谟县;
121	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	苍鹭	*Ardea cinerea*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
122	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	草鹭	*Ardea purpurea*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
123	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	大白鹭	*Ardea alba*	L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
124	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	中白鹭	*Ardea intermedia*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
125	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	白鹭	*Egretta garzetta*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
126	鹈形目 PELECANIFORMES	鹭科 Ardeidae	黄嘴白鹭	*Egretta eulophotes*	Z;M;	一	EN		V		(王子明等, 2015), 雷山县雷公山国家级自然保护区;
127	鹈形目 PELECANIFORMES	鹈鹕科 Pelecanidae	卷羽鹈鹕	*Pelecanus crispus*	M;R;	一	EN	I	P		(张鹤等, 2024), 威宁县草海国家级自然保护区;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
128	鲣鸟目 SULIFORMES	鸬鹚科 Phalacrocoracidae	普通鸬鹚	*Phalacrocorax carbo*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
129	鸻形目 CHARADRIIFORMES	三趾鹑科 Turnicidae	黄脚三趾鹑	*Turnix tanki*	W;L;Z;M;E;	三	LC		S	东	
130	鸻形目 CHARADRIIFORMES	三趾鹑科 Turnicidae	棕三趾鹑	*Turnix suscitator*	W;L;Z;R;	三	LC		R	东	
131	鸻形目 CHARADRIIFORMES	反嘴鹬科 Recurvirostridae	反嘴鹬	*Recurvirostra avosetta*	L;Z;M;R;E;	三	LC		P		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
132	鸻形目 CHARADRIIFORMES	反嘴鹬科 Recurvirostridae	黑翅长脚鹬	*Himantopus himantopus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
133	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	凤头麦鸡	*Vanellus vanellus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
134	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	距翅麦鸡	*Vanellus duvaucelii*	Z;M	三	NT		?		(刘阳等,2021), 未明确发现地; (郑光美, 2023), 未明确发现地;
135	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	灰头麦鸡	*Vanellus cinereus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		
136	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	肉垂麦鸡	*Vanellus indicus*	Z;	三	NT		V		(郑光美, 2023), 未明确发现地;
137	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	金鸻	*Pluvialis fulva*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
138	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	灰鸻	*Pluvialis squatarola*	L;Z;M;R;E;	三	LC		P		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县、贵阳市;
139	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	长嘴剑鸻	*Charadrius placidus*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		W		
140	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	金眶鸻	*Charadrius dubius*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	广	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
141	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	环颈鸻	*Charadrius alexandrinus*	W;L;Z;M;R;	三	LC		P		
142	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	青藏沙鸻	*Charadrius atrifrons*	M;R;	三	LC		P		(杨雄威等, 2024), 贵阳市观山湖公园;
143	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	铁嘴沙鸻	*Charadrius leschenaultii*	Z;	三	LC		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2023 年 5 月 12 日, 观鸟爱好者于惠水县记录;
144	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸻科 Charadriidae	东方鸻	*Charadrius veredus*	Z;	三	LC		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地;
145	鸻形目 CHARADRIIFORMES	彩鹬科 Rostratulidae	彩鹬	*Rostratula benghalensis*	L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	(李子忠, 2011), 威宁县;
146	鸻形目 CHARADRIIFORMES	水雉科 Jacanidae	水雉	*Hydrophasianus chirurgus*	Z;M;R;E;	二	NT		S	广	(陈永祥等, 2021), 威宁县草海国家级自然保护区;
147	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	中杓鹬	*Numenius phaeopus*	Z;M;	三	LC		P		(陈永祥等, 2021), 威宁县草海国家级自然保护区;
148	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	白腰杓鹬	*Numenius arquata*	L;Z;M;R;	二	NT		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
149	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	斑尾塍鹬	*Limosa lapponica*	N;	三	NT		P		2023 年 1 月 8 日, 贵州大学粟海军教授于威宁县草海国家级自然保护区记录;
150	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	黑尾塍鹬	*Limosa limosa*	Z;R;E;	三	LC		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2025 年 8 月、9 月, 观鸟爱好者分别于兴义市和惠水县记录;
151	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	翻石鹬	*Arenaria interpres*	Z;	二	NT		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2024 年 9 月 9 日, 观鸟爱好者于惠水县记录;
152	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	大滨鹬	*Calidris tenuirostris*	W;L;Z;M;	二	EN		P		
153	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	流苏鹬	*Calidris pugnax*	L;Z;M;R;	三	LC		P		(李子忠, 2011), 威宁县; (刘强等,2021), 贵阳市龙洞堡国际机场内;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
154	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	尖尾滨鹬	*Calidris acuminata*	N;	三	LC		P		2025 年 8 月 26 日, 观鸟爱好者于惠水县小龙坝记录;
155	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	弯嘴滨鹬	*Calidris ferruginea*	Z;	三	NT		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2025 年 9 月 16 日, 观鸟爱好者于惠水县好花红镇记录;
156	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	青脚滨鹬	*Calidris temminckii*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
157	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	长趾滨鹬	*Calidris subminuta*	Z;R;E;	三	LC		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2025 年 9 月 16 日, 观鸟爱好者于惠水县好花红镇记录;
158	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	红颈滨鹬	*Calidris ruficollis*	Z;R;	三	LC		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2023 年 10 月 11 日, 观鸟爱好者于惠水县记录;
159	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	三趾滨鹬	*Calidris alba*	W;L;Z;M;	三	LC		P		
160	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	黑腹滨鹬	*Calidris alpina*	L;Z;M;R;E;	三	LC		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
161	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	斑胸滨鹬	*Calidris melanotos*	N;R;	三	DD		V		2023 年 10 月 11 日, 观鸟爱好者于惠水县三都镇记录;
162	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	丘鹬	*Scolopax rusticola*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
163	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	孤沙锥	*Gallinago solitaria*	L;Z;M;	三	LC		W		(张华海等, 2007)，威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
164	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	林沙锥	*Gallinago nemoricola*	Z;	二	VU		V?		(郑光美, 2023), 未明确发现地;
165	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	针尾沙锥	*Gallinago stenura*	W;L;Z;M;R;	三	LC		P		
166	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	大沙锥	*Gallinago megala*	Z;	三	LC		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
167	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	扇尾沙锥	*Gallinago gallinago*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
168	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	红颈瓣蹼鹬	*Phalaropus lobatus*	M;	三	LC		P		(李毅等, 2024), 兴义市郊桔山街道办永兴村;
169	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	翘嘴鹬	*Xenus cinereus*	Z;M	三	LC		P		(刘阳等,2021), 未明确发现地; (郑光美, 2023), 未明确发现地; 2025 年 9 月 13 日, 观鸟爱好者于惠水县记录;
170	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	矶鹬	*Actitis hypoleucos*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		
171	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	白腰草鹬	*Tringa ochropus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
172	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	鹤鹬	*Tringa erythropus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
173	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	青脚鹬	*Tringa nebularia*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
174	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	红脚鹬	*Tringa totanus*	L;Z;M;R;E;	三	LC		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
175	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	林鹬	*Tringa glareola*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		
176	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鹬科 Scolopacidae	泽鹬	*Tringa stagnatilis*	M;R;E;	三	LC		P		(米小其和李飞, 2025), 铜仁市碧江区川硐镇云盘村解放水库边;
177	鸻形目 CHARADRIIFORMES	燕鸻科 Glareolidae	普通燕鸻	*Glareola maldivarum*	L;Z;M;R;E;	三	LC		P		(李子忠, 2011), 贵阳市;
178	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	三趾鸥	*Rissa tridactyla*	M;R;	三	LC		W		(杨雄威等, 2024), 凤冈县龙潭河国家湿地公园;
179	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	棕头鸥	*Chroicocephalus brunnicephalus*	L;Z;M;R;	三	LC		W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
180	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	红嘴鸥	*Chroicocephalus ridibundus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
181	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	渔鸥	*Ichthyaetus ichthyaetus*	L;	三	LC		P		(李子忠, 2011), 威宁县;
182	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	普通海鸥	*Larus canus*	L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县;
183	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	西伯利亚银鸥	*Larus vegae*	Z;M;R;E;	三	LC		W		(朱军等, 2017), 思南县四野屯保护区;
184	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	鸥嘴噪鸥	*Gelochelidon nilotica*	N;	三	LC		P		2025 年 5 月 31 日, 观鸟爱好者于惠水县小龙坝记录;
185	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	白额燕鸥	*Sternula albifrons*	Z;	三	LC		S	东	(郑光美, 2023), 未明确发现地;
186	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	普通燕鸥	*Sterna hirundo*	Z;M;R;	三	LC		S	广	(王子明等, 2015), 雷山县雷公山国家级自然保护区;
187	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	灰翅浮鸥	*Chlidonias hybrida*	Z;R;E;	三	LC		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2020 年 5 月 10 日, 观鸟爱好者于贵阳市记录;
188	鸻形目 CHARADRIIFORMES	鸥科 Laridae	白翅浮鸥	*Chlidonias leucopterus*	W;L;Z;M;R;	三	LC		P		
189	鸻形目 CHARADRIIFORMES	贼鸥科 Stercorariidae	短尾贼鸥	*Stercorarius parasiticus*	L;Z;	三	LC		V		(李子忠, 2011), 贵阳市;
190	鸻形目 CHARADRIIFORMES	贼鸥科 Stercorariidae	中贼鸥	*Stercorarius pomarinus*	Z;	三	LC		V		(郑光美, 2023), 未明确发现地;
191	鸮形目 STRIGIFORMES	草鸮科 Tytonidae	草鸮	*Tyto longimembris*	W;L;Z;M;	二	NT	II	R	东	
192	鸮形目 STRIGIFORMES	草鸮科 Tytonidae	仓鸮	*Tyto javanica*	Z;M;	二	NT	II	R	东	(田应洲等, 2000), 六盘水市钟山区教场乡;
193	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	鹰鸮	*Ninox scutulata*	Z;E;	二	NT	II	R	广	(郑光美, 2023), 未明确发现地;
194	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	领鸺鹠	*Glaucidium brodiei*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
195	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	斑头鸺鹠	*Glaucidium cuculoides*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	R	东	
196	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	领角鸮	*Otus lettia*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	R	广	
197	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	黄嘴角鸮	*Otus spilocephalus*	N;	二	NT	II	R	东	2024 年 10 月 22 日, 雷公山国家级自然保护区工作人员于台江县记录(系救助个体);
198	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	红角鸮	*Otus sunia*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	R	古	
199	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	长耳鸮	*Asio otus*	W;L;Z;M;	二	LC	II	P		
200	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	短耳鸮	*Asio flammeus*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	W		
201	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	褐林鸮	*Strix leptogrammica*	W;L;Z;M;R;	二	NT	II	R	东	
202	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	灰林鸮	*Strix nivicolum*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	R	古	
203	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	雕鸮	*Bubo bubo*	W;L;Z;M;R;	二	NT	II	R	古	
204	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	林雕鸮	*Bubo nipalensis*	Z;M;R;	二	VU	II	R	东	(罗祖奎等, 2013), 凯里市云台山景区;
205	鸮形目 STRIGIFORMES	鸱鸮科 Strigidae	黄腿渔鸮	*Ketupa flavipes*	W;L;Z;M;R;E;	二	EN	II	R	东	
206	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹗科 Pandionidae	鹗	*Pandion haliaetus*	Z;R;E;	二	NT	II	R	广	(郑光美, 2023); 2023 年 8 月 30 日, 观鸟爱好者于贵安月亮湖公园记录; 2025 年 7 月、10 月, 观鸟爱好者分别于威宁县草海国家级自然保护区和贵阳市阿哈湖国家湿地公园记录;
207	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	黑翅鸢	*Elanus caeruleus*	Z;M;R;E;	二	NT	II	R	东	(匡中帆和姚正明, 2020), 荔波县茂兰国家级自然保护区;
208	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	凤头蜂鹰	*Pernis ptilorhynchus*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	P		
209	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	褐冠鹃隼	*Aviceda jerdoni*	Z;M;R;E;	二	NT	II	R	东	(晏玉莹等, 2017), 桐梓县柏菁地方级自然保护区;
210	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	黑冠鹃隼	*Aviceda leuphotes*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	S	广	
211	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	秃鹫	*Aegypius monachus*	L;Z;M;	一	VU	II	V		(李子忠, 2011), 沿河县、雷山县; (王子明等, 2015), 雷山县雷公山国家级自然保护区;
212	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	蛇雕	*Spilornis cheela*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
213	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	短趾雕	*Circaetus gallicus*	N;	二	NT	II	P		2019 年 10 月 18 日, 观鸟爱好者于铜仁市记录;
214	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	鹰雕	*Nisaetus nipalensis*	Z;M;R;E;	二	NT	II	R	广	(穆君等, 2018), 习水县习水国家级自然保护区, 作者称 2015 年 4 月下旬在毗邻的赤水桫椤国家级自然保护区目击过;
215	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	乌雕	*Clanga clanga*	L;Z;M;R;E;	一	EN	II	W		(李子忠, 2011), 威宁县;
216	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	靴隼雕	*Hieraaetus pennatus*	N;	二	VU	II	P		2023 年 10 月 21 日, 观鸟爱好者于惠水县三都镇记录;
217	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	草原雕	*Aquila nipalensis*	W;L;Z;M;	一	EN	II	W		
218	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	白肩雕	*Aquila heliaca*	L;Z;M;R;E;	一	EN	I	W		(李子忠, 2011), 威宁县;
219	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	金雕	*Aquila chrysaetos*	W;L;Z;M;R;E;	一	VU	II	R	古	
220	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	白腹隼雕	*Aquila fasciata*	W;L;Z;M;R;E;	二	VU	II	R	东	
221	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	凤头鹰	*Accipiter trivirgatus*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	R	东	
222	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	褐耳鹰	*Accipiter badius*	W;L;Z;M;	二	NT	II	R	广	
223	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	赤腹鹰	*Accipiter soloensis*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	S	广	
224	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	日本松雀鹰	*Accipiter gularis*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	W、P		
225	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	松雀鹰	*Accipiter virgatus*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	R	广	
226	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	雀鹰	*Accipiter nisus*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	W		
227	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	苍鹰	*Accipiter gentilis*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	W		
228	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	白头鹞	*Circus aeruginosus*	Z;M;R;E;	二	NT	II	W		(陈红等, 2013), 六盘水市明湖国家湿地公园;
229	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	白腹鹞	*Circus spilonotus*	L;Z;M;R;E;	二	NT	II	W		(李子忠, 2011), 威宁县;(田应洲等, 1996), 六盘水市钟山区场坝;
230	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	白尾鹞	*Circus cyaneus*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	W		
231	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	鹊鹞	*Circus melanoleucos*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	W		

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
232	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	黑鸢	*Milvus migrans*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	R	广	
233	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	栗鸢	*Haliastur indus*	N;R;	二	VU	II	V?		2022 年 6 月 13 日, 观鸟爱好者等于贞丰县北盘江记录;
234	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	白尾海雕	*Haliaeetus albicilla*	L;Z;M;R;	一	VU	I	W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区;(李子忠, 2011), 威宁县;
235	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	灰脸鵟鹰	*Butastur indicus*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	W、P		
236	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	大鵟	*Buteo hemilasius*	M;R;E;	二	VU	II	W		(陈永祥等, 2021), 威宁县草海国家级自然保护区;
237	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	普通鵟	*Buteo japonicus*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	W		
238	咬鹃目 TROGONIFORMES	咬鹃科 Trogonidae	红头咬鹃	*Harpactes erythrocephalus*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT		R	东	
239	犀鸟目 BUCEROTIFORMES	戴胜科 Upupidae	戴胜	*Upupa epops*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
240	佛法僧目 CORACIIFORMES	蜂虎科 Meropidae	蓝须夜蜂虎	*Nyctyornis athertoni*	Z;M;	二	NT		R	东	(匡中帆和姚正明, 2020), 荔波县茂兰国家级自然保护区;
241	佛法僧目 CORACIIFORMES	蜂虎科 Meropidae	栗喉蜂虎	*Merops philippinus*	N;	二	LC		S	东	2020 年 9 月 8 日, 贵州省生物研究所研究人员于册亨县双江镇盘三村北盘江边记录;
242	佛法僧目 CORACIIFORMES	佛法僧科 Coraciidae	棕胸佛法僧	*Coracias affinis*	M;	三	NT		R	东	(陈永祥等, 2021), 威宁县草海国家级自然保护区;
243	佛法僧目 CORACIIFORMES	佛法僧科 Coraciidae	三宝鸟	*Eurystomus orientalis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
244	佛法僧目 CORACIIFORMES	翠鸟科 Alcedinidae	普通翠鸟	*Alcedo atthis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
245	佛法僧目 CORACIIFORMES	翠鸟科 Alcedinidae	冠鱼狗	*Megaceryle lugubris*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		R	东	
246	佛法僧目 CORACIIFORMES	翠鸟科 Alcedinidae	白胸翡翠	*Halcyon smyrnensis*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		R	东	
247	佛法僧目 CORACIIFORMES	翠鸟科 Alcedinidae	蓝翡翠	*Halcyon pileata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
248	啄木鸟目 PICIFORMES	拟啄木鸟科 Megalaimidae	大拟啄木鸟	*Psilopogon virens*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
249	啄木鸟目 PICIFORMES	拟啄木鸟科 Megalaimidae	黑眉拟啄木鸟	*Psilopogon faber*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
250	啄木鸟目 PICIFORMES	拟啄木鸟科 Megalaimidae	蓝喉拟啄木鸟	*Psilopogon asiaticus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
251	啄木鸟目 PICIFORMES	啄木鸟科 Picidae	蚁䴕	*Jynx torquilla*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		
252	啄木鸟目 PICIFORMES	啄木鸟科 Picidae	白眉棕啄木鸟	*Sasia ochracea*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
253	啄木鸟目 PICIFORMES	啄木鸟科 Picidae	斑姬啄木鸟	*Picumnus innominatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
254	啄木鸟目 PICIFORMES	啄木鸟科 Picidae	黄嘴栗啄木鸟	*Blythipicus pyrrhotis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
255	啄木鸟目 PICIFORMES	啄木鸟科 Picidae	栗啄木鸟	*Micropternus brachyurus*	W;L;Z;M;	三	LC		R	东	
256	啄木鸟目 PICIFORMES	啄木鸟科 Picidae	灰头绿啄木鸟	*Picus canus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
257	啄木鸟目 PICIFORMES	啄木鸟科 Picidae	星头啄木鸟	*Picoides canicapillus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
258	啄木鸟目 PICIFORMES	啄木鸟科 Picidae	棕腹啄木鸟	*Dendrocopos hyperythrus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		
259	啄木鸟目 PICIFORMES	啄木鸟科 Picidae	大斑啄木鸟	*Dendrocopos major*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
260	隼形目 FALCONIFORMES	隼科 Falconidae	白腿小隼	*Microhierax melanoleucos*	W;L;Z;M;R;	二	VU	II	R	东	
261	隼形目 FALCONIFORMES	隼科 Falconidae	黄爪隼	*Falco naumanni*	Z;M;	二	VU	II	P?		(陈永祥等, 2021), 威宁县草海国家级自然保护区;
262	隼形目 FALCONIFORMES	隼科 Falconidae	红隼	*Falco tinnunculus*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	R	古	
263	隼形目 FALCONIFORMES	隼科 Falconidae	红脚隼	*Falco amurensis*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	P		
264	隼形目 FALCONIFORMES	隼科 Falconidae	灰背隼	*Falco columbarius*	L;Z;M;R;E;	二	NT	II	W		(张华海等, 2007), 威宁县草海国家级自然保护区; (李子忠, 2011), 威宁县、金沙县;
265	隼形目 FALCONIFORMES	隼科 Falconidae	燕隼	*Falco subbuteo*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	S	古	
266	隼形目 FALCONIFORMES	隼科 Falconidae	游隼	*Falco peregrinus*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	I	R	广	
267	雀形目 PASSERIFORMES	八色鸫科 Pittidae	仙八色鸫	*Pitta nympha*	W;L;Z;M;R;E;	二	VU	II	S	东	
268	雀形目 PASSERIFORMES	阔嘴鸟科 Eurylaimidae	长尾阔嘴鸟	*Psarisomus dalhousiae*	W;L;Z;M;R;	二	NT		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
269	雀形目 PASSERIFORMES	黄鹂科 Oriolidae	黑枕黄鹂	*Oriolus chinensis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
270	雀形目 PASSERIFORMES	黄鹂科 Oriolidae	朱鹂	*Oriolus traillii*	W;L;Z;M;	三	NT		R	东	
271	雀形目 PASSERIFORMES	黄鹂科 Oriolidae	鹊鹂	*Oriolus mellianus*	W;L;Z;M;	二	EN		S	东	
272	雀形目 PASSERIFORMES	莺雀科 Vireonidae	白腹凤鹛	*Erpornis zantholeuca*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
273	雀形目 PASSERIFORMES	莺雀科 Vireonidae	红翅鹃鹛	*Pteruthius aeralatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
274	雀形目 PASSERIFORMES	莺雀科 Vireonidae	淡绿鹃鹛	*Pteruthius xanthochlorus*	Z;M;R;E;	三	NT		R	东	(张海波等, 2018), 习水县箐山森林公园;
275	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	灰喉山椒鸟	*Pericrocotus solaris*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
276	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	短嘴山椒鸟	*Pericrocotus brevirostris*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
277	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	长尾山椒鸟	*Pericrocotus ethologus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
278	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	赤红山椒鸟	*Pericrocotus speciosus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
279	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	灰山椒鸟	*Pericrocotus divaricatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
280	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	小灰山椒鸟	*Pericrocotus cantonensis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S、P	东	
281	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	粉红山椒鸟	*Pericrocotus roseus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
282	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	大鹃鹛	*Coracina macei*	W;L;Z;M;	三	LC		R	东	
283	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	暗灰鹃鹛	*Lalage melaschistos*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
284	雀形目 PASSERIFORMES	燕鹎科 Artamidae	灰燕鹎	*Artamus fuscus*	Z;M;	三	LC		R	东	(匡中帆等, 2015), 荔波县茂兰国家级自然保护区;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
285	雀形目 PASSERIFORMES	钩嘴鹎科 Vangidae	褐背鹃鹎	*Hemipus picatus*	W;L;Z;R;	三	LC		R	东	
286	雀形目 PASSERIFORMES	钩嘴鹎科 Vangidae	钩嘴林鹎	*Tephrodornis virgatus*	W;L;Z;M;R;	三	LC		R	东	
287	雀形目 PASSERIFORMES	扇尾鹟科 Rhipiduridae	白喉扇尾鹟	*Rhipidura albicollis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
288	雀形目 PASSERIFORMES	卷尾科 Dicruridae	黑卷尾	*Dicrurus macrocercus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
289	雀形目 PASSERIFORMES	卷尾科 Dicruridae	灰卷尾	*Dicrurus leucophaeus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
290	雀形目 PASSERIFORMES	卷尾科 Dicruridae	鸦嘴卷尾	*Dicrurus annectens*	M;	三	LC		V?		(罗扬和刘浪, 2010), 望谟县“贵州苏铁”地方级自然保护区;
291	雀形目 PASSERIFORMES	卷尾科 Dicruridae	古铜色卷尾	*Dicrurus aeneus*	Z;M	三	LC		R	东	(刘阳等,2021), 未明确发现地; (郑光美, 2023), 未明确发现地;
292	雀形目 PASSERIFORMES	卷尾科 Dicruridae	发冠卷尾	*Dicrurus hottentottus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
293	雀形目 PASSERIFORMES	王鹟科 Monarchidae	黑枕王鹟	*Hypothymis azurea*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
294	雀形目 PASSERIFORMES	王鹟科 Monarchidae	东方寿带	*Terpsiphone affinis*	W;L;Z;	三	NT		?		
295	雀形目 PASSERIFORMES	王鹟科 Monarchidae	寿带	*Terpsiphone incei*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		S	东	
296	雀形目 PASSERIFORMES	王鹟科 Monarchidae	紫寿带	*Terpsiphone atrocaudata*	W;L;Z;	三	NT		P		
297	雀形目 PASSERIFORMES	伯劳科 Laniidae	虎纹伯劳	*Lanius tigrinus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	古	
298	雀形目 PASSERIFORMES	伯劳科 Laniidae	牛头伯劳	*Lanius bucephalus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
299	雀形目 PASSERIFORMES	伯劳科 Laniidae	红尾伯劳	*Lanius cristatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S、P	古	
300	雀形目 PASSERIFORMES	伯劳科 Laniidae	栗背伯劳	*Lanius collurioides*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		R	东	
301	雀形目 PASSERIFORMES	伯劳科 Laniidae	棕背伯劳	*Lanius schach*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
302	雀形目 PASSERIFORMES	伯劳科 Laniidae	灰背伯劳	*Lanius tephronotus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
303	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	松鸦	*Garrulus glandarius*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
304	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	灰喜鹊	*Cyanopica cyanus*	Z;M;R;E;	三	LC		R	广	(张海波等, 2023), 贵阳市阿哈湖国家湿地公园;
305	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	红嘴蓝鹊	*Urocissa erythroryncha*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
306	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	灰树鹊	*Dendrocitta formosae*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
307	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	喜鹊	*Pica serica*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
308	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	星鸦	*Nucifraga caryocatactes*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
309	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	红嘴山鸦	*Pyrrhocorax pyrrhocorax*	R;	三	LC		?		2024 年 7 月 18 日, 中国观鸟记录中心用户于兴义市万峰湖景区旅游码头游客服务中心记录;
310	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	达乌里寒鸦	*Corvus dauuricus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
311	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	小嘴乌鸦	*Corvus corone*	W;L;Z;M;R;E;	未定	LC		R	广	
312	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	白颈鸦	*Corvus pectoralis*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		R	广	
313	雀形目 PASSERIFORMES	鸦科 Corvidae	大嘴乌鸦	*Corvus macrorhynchos*	W;L;Z;M;R;E;	未定	LC		R	广	
314	雀形目 PASSERIFORMES	玉鹟科 Stenostiridae	方尾鹟	*Culicicapa ceylonensis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
315	雀形目 PASSERIFORMES	山雀科 Paridae	火冠雀	*Cephalopyrus flammiceps*	W;L;Z;M;R;	三	LC		R	古	
316	雀形目 PASSERIFORMES	山雀科 Paridae	黄眉林雀	*Sylviparus modestus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
317	雀形目 PASSERIFORMES	山雀科 Paridae	煤山雀	*Periparus ater*	W;L;Z;M;R;	三	LC		R	古	
318	雀形目 PASSERIFORMES	山雀科 Paridae	黄腹山雀	*Pardaliparus venustulus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
319	雀形目 PASSERIFORMES	山雀科 Paridae	黑喉山雀	*Poecile hypermelaenus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
320	雀形目 PASSERIFORMES	山雀科 Paridae	大山雀	*Parus minor*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
321	雀形目 PASSERIFORMES	山雀科 Paridae	绿背山雀	*Parus monticolus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
322	雀形目 PASSERIFORMES	山雀科 Paridae	黄颊山雀	*Machlolophus spilonotus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
323	雀形目 PASSERIFORMES	攀雀科 Remizidae	中华攀雀	*Remiz consobrinus*	M;	三	LC		P		(杨雄威等, 2024), 贵阳市白云区太阳湖滨河公园;
324	雀形目 PASSERIFORMES	百灵科 Alaudidae	小云雀	*Alauda gulgula*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
325	雀形目 PASSERIFORMES	扇尾莺科 Cisticolidae	棕扇尾莺	*Cisticola juncidis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
326	雀形目 PASSERIFORMES	扇尾莺科 Cisticolidae	金头扇尾莺	*Cisticola exilis*	W;L;Z;M;	三	LC		R	东	
327	雀形目 PASSERIFORMES	扇尾莺科 Cisticolidae	山鹪莺	*Prinia striata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
328	雀形目 PASSERIFORMES	扇尾莺科 Cisticolidae	白喉山鹪莺	*Prinia superciliaris*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
329	雀形目 PASSERIFORMES	扇尾莺科 Cisticolidae	暗冕山鹪莺	*Prinia rufescens*	W;L;Z;M;R;	三	LC		R	东	
330	雀形目 PASSERIFORMES	扇尾莺科 Cisticolidae	灰胸山鹪莺	*Prinia hodgsonii*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
331	雀形目 PASSERIFORMES	扇尾莺科 Cisticolidae	黄腹山鹪莺	*Prinia flaviventris*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
332	雀形目 PASSERIFORMES	扇尾莺科 Cisticolidae	纯色山鹪莺	*Prinia inornata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
333	雀形目 PASSERIFORMES	扇尾莺科 Cisticolidae	长尾缝叶莺	*Orthotomus sutorius*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
334	雀形目 PASSERIFORMES	苇莺科 Acrocephalidae	东方大苇莺	*Acrocephalus orientalis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	广	
335	雀形目 PASSERIFORMES	苇莺科 Acrocephalidae	噪苇莺	*Acrocephalus stentoreus*	W;L;Z;M;R;	三	LC		S	东	
336	雀形目 PASSERIFORMES	苇莺科 Acrocephalidae	黑眉苇莺	*Acrocephalus bistrigiceps*	Z;M;R;E;	三	LC		P		(袁继林和袁继鹏, 2017), 锦屏县三江镇小江河口;
337	雀形目 PASSERIFORMES	苇莺科 Acrocephalidae	钝翅苇莺	*Acrocephalus concinens*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	古	
338	雀形目 PASSERIFORMES	苇莺科 Acrocephalidae	厚嘴苇莺	*Arundinax aedon*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
339	雀形目 PASSERIFORMES	鳞胸鹪鹛科 Pnoepygidae	小鳞胸鹪鹛	*Pnoepyga pusilla*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
340	雀形目 PASSERIFORMES	蝗莺科 Locustellidae	小蝗莺	*Helopsaltes certhiola*	N;R;	三	DD		P		2024 年 5 月 18 日, 观鸟爱好者于惠水县记录;
341	雀形目 PASSERIFORMES	蝗莺科 Locustellidae	棕褐短翅蝗莺	*Locustella luteoventris*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
342	雀形目 PASSERIFORMES	蝗莺科 Locustellidae	斑胸短翅蝗莺	*Locustella thoracica*	W;L;Z;M;E;	三	LC		R、S	古	
343	雀形目 PASSERIFORMES	蝗莺科 Locustellidae	高山短翅蝗莺	*Locustella mandelli*	Z;R;E;	三	LC		R	东	(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2023 年 5 月 30 日, 观鸟爱好者于独山县九十九滩国家湿地公园记录; 2025 年 7 月、10 月, 观鸟爱好者于绥阳县宽阔水国家级自然保护区也有记录;
344	雀形目 PASSERIFORMES	蝗莺科 Locustellidae	四川短翅蝗莺	*Locustella chengi*	Z;R;E;	三	DD		S	东	(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2021 年 6 月 25 日, 观鸟爱好者于道真县大沙河国家级自然保护区记录;
345	雀形目 PASSERIFORMES	蝗莺科 Locustellidae	沼泽大尾莺	*Megalurus palustris*	W;L;Z;M;	三	LC		R	东	
346	雀形目 PASSERIFORMES	燕科 Hirundinidae	淡色崖沙燕	*Riparia diluta*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
347	雀形目 PASSERIFORMES	燕科 Hirundinidae	家燕	*Hirundo rustica*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S、P	东	
348	雀形目 PASSERIFORMES	燕科 Hirundinidae	岩燕	*Ptyonoprogne rupestris*	N;R;E;	三	LC		P		2018 年 2 月 28 日, 观鸟爱好者于习水县桐梓河记录;
349	雀形目 PASSERIFORMES	燕科 Hirundinidae	烟腹毛脚燕	*Delichon dasypus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	古	
350	雀形目 PASSERIFORMES	燕科 Hirundinidae	金腰燕	*Cecropis daurica*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S、P	广	
351	雀形目 PASSERIFORMES	鸭科 Pycnonotidae	凤头雀嘴鸭	*Spizixos canifrons*	Z;M;	三	LC		R	东	(罗祖奎等, 2013), 凯里市云台山景区;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
352	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	领雀嘴鹎	*Spizixos semitorques*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
353	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	纵纹绿鹎	*Alcurus striatus*	Z;M	三	LC		R	东	(刘阳等,2021), 未明确发现地; (郑光美, 2023), 未明确发现地;
354	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	黑冠黄鹎	*Rubigula flaviventris*	M;R;	三	LC		R	东	(罗扬和刘浪, 2010), 望谟县“贵州苏铁”地方级自然保护区;
355	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	红耳鹎	*Pycnonotus jocosus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
356	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	黄臀鹎	*Pycnonotus xanthorrhous*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
357	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	白头鹎	*Pycnonotus sinensis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
358	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	白喉红臀鹎	*Pycnonotus aurigaster*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
359	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	白喉冠鹎	*Alophoixus pallidus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
360	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	绿翅短脚鹎	*Ixos mcclellandii*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
361	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	栗背短脚鹎	*Hemixos castanonotus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
362	雀形目 PASSERIFORMES	鹎科 Pycnonotidae	黑短脚鹎	*Hypsipetes leucocephalus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
363	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	橙斑翅柳莺	*Phylloscopus pulcher*	R;	三	LC		?		2025 年 2 月 16 日, 中国观鸟记录中心用户于毕节市七星关区倒天河下游记录;
364	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	黄眉柳莺	*Phylloscopus inornatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
365	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	云南柳莺	*Phylloscopus yunnanensis*	Z;R;E;	三	LC		R、P	东	(郑光美, 2023), 未明确发现地; 分布较广, 如2025年10月4日, 中国观鸟记录中心用户于绥阳县螺江九曲湿地公园记录;
366	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	黄腰柳莺	*Phylloscopus proregulus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
367	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	棕眉柳莺	*Phylloscopus armandii*	W;L;Z;M;R;	三	LC		S	广	
368	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	巨嘴柳莺	*Phylloscopus schwarzi*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
369	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	黄腹柳莺	*Phylloscopus affinis*	W;L;M;E;	三	LC		S	古	
370	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	华西柳莺	*Phylloscopus occisinensis*	Z;R;	三	LC		W		(郑光美, 2023), 未明确发现地;2023年1月27日, 观鸟爱好者于威宁县草海国家级自然保护区记录;
371	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	褐柳莺	*Phylloscopus fuscatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
372	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	棕腹柳莺	*Phylloscopus subaffinis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
373	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	叽喳柳莺	*Phylloscopus collybita*	N;	三	LC		V		2025年12月24日, 观鸟爱好者于兴义市永兴湖魏家寨子记录;
374	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	冕柳莺	*Phylloscopus coronatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
375	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	白眶鹟莺	*Phylloscopus intermedius*	Z;M;R;E;	三	LC		S	东	(匡中帆和牛克锋, 2016), 铜仁市梵净山国家级自然保护区;
376	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	灰冠鹟莺	*Phylloscopus tephrocephalus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
377	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	比氏鹟莺	*Phylloscopus valentini*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
378	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	淡尾鹟莺	*Phylloscopus soror*	Z;R;E;	三	LC		S	东	(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2024 年 8 月 13 日, 观鸟爱好者于道真县大沙河国家级自然保护区记录;
379	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	峨眉鹟莺	*Phylloscopus omeiensis*	M;R;E;	三	LC		S	东	(刘阳等,2021), 未明确具体地点;
380	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	双斑绿柳莺	*Phylloscopus plumbeitarsus*	W;L;Z;R;E;	三	LC		P		
381	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	暗绿柳莺	*Phylloscopus trochiloides*	W;L;Z;M;R;	三	LC		P		
382	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	峨眉柳莺	*Phylloscopus emeiensis*	N;R;E;	三	LC		S	广	2024 年 5 月 28 日, 观鸟爱好者于铜仁市梵净山国家级自然保护区记录;
383	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	乌嘴柳莺	*Phylloscopus magnirostris*	M;R;E;	三	LC		S	广	(邓伦秀等, 2013), 纳雍县珙桐省级自然保护区;
384	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	极北柳莺	*Phylloscopus borealis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
385	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	栗头鹟莺	*Phylloscopus castaniceps*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
386	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	黑眉柳莺	*Phylloscopus ricketti*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
387	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	冠纹柳莺	*Phylloscopus claudiae*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		
388	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	华南冠纹柳莺	*Phylloscopus goodsoni*	W;L;Z;R;E;	三	LC		S	广	
389	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	白斑尾柳莺	*Phylloscopus ogilviegranti*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R、S	东	
390	雀形目 PASSERIFORMES	树莺科 Scotocercidae	棕脸鹟莺	*Abroscopus albogularis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
391	雀形目 PASSERIFORMES	树莺科 Scotocercidae	栗头织叶莺	*Phyllergates cucullatus*	M;R;E;	三	LC		R	东	(李毅等, 2025), 兴义市烈士陵园;
392	雀形目 PASSERIFORMES	树莺科 Scotocercidae	远东树莺	*Horornis canturians*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	广	
393	雀形目 PASSERIFORMES	树莺科 Scotocercidae	强脚树莺	*Horornis fortipes*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
394	雀形目 PASSERIFORMES	树莺科 Scotocercidae	黄腹树莺	*Horornis acanthizoides*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
395	雀形目 PASSERIFORMES	树莺科 Scotocercidae	异色树莺	*Horornis flavolivaceus*	M;R;E;	三	LC		R	广	(匡中帆和牛克锋, 2016), 铜仁市梵净山国家级自然保护区;
396	雀形目 PASSERIFORMES	树莺科 Scotocercidae	灰腹地莺	*Tesia cyaniventer*	L;M;R;E;	三	LC		R	东	(李子忠, 2011), 雷山县;
397	雀形目 PASSERIFORMES	树莺科 Scotocercidae	栗头树莺	*Cettia castaneocoronata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
398	雀形目 PASSERIFORMES	树莺科 Scotocercidae	鳞头树莺	*Urosphena squameiceps*	Z;R;E;	三	LC		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2024 年 2 月 27 日, 中国观鸟记录中心用户于凯里市记录;
399	雀形目 PASSERIFORMES	长尾山雀科 Aegithalidae	红头长尾山雀	*Aegithalos concinnus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
400	雀形目 PASSERIFORMES	长尾山雀科 Aegithalidae	黑眉长尾山雀	*Aegithalos bonvaloti*	W;L;Z;M;R;	三	LC		R	东	
401	雀形目 PASSERIFORMES	莺鹛科 Sylviidae	白喉林莺	*Curruca curruca*	M;R;	三	LC		P		(曾卫和毕宏康, 2024), 毕节市七星关区碧阳街道双拥主题公园;
402	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	金胸雀鹛	*Lioparus chrysotis*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		R	东	
403	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	棕头雀鹛	*Fulvetta ruficapilla*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
404	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	灰头雀鹛	*Fulvetta cinereiceps*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
405	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	金眼鹛雀	*Chrysomma sinense*	W;L;Z;R;	三	LC		R	东	
406	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	棕头鸦雀	*Sinosuthora webbiana*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
407	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	灰喉鸦雀	*Sinosuthora alphonsiana*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
408	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	暗色鸦雀	*Sinosuthora zappeyi*	W;L;Z;M;	二	VU		R	东	
409	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	金色鸦雀	*Suthora verreauxi*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		R	东	
410	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	短尾鸦雀	*Neosuthora davidiana*	M;	二	NT		R	东	(匡中帆和姚正明, 2020), 荔波县茂兰国家级自然保护区;
411	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	灰头鸦雀	*Psittiparus gularis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
412	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	点胸鸦雀	*Paradoxornis guttaticollis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
413	雀形目 PASSERIFORMES	绣眼鸟科 Zosteropidae	白领凤鹛	*Parayuhina diademata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
414	雀形目 PASSERIFORMES	绣眼鸟科 Zosteropidae	栗颈凤鹛	*Staphida torqueola*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
415	雀形目 PASSERIFORMES	绣眼鸟科 Zosteropidae	黑颏凤鹛	*Yuhina nigrimenta*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
416	雀形目 PASSERIFORMES	绣眼鸟科 Zosteropidae	红胁绣眼鸟	*Zosterops erythropleurus*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		W、P		
417	雀形目 PASSERIFORMES	绣眼鸟科 Zosteropidae	暗绿绣眼鸟	*Zosterops simplex*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
418	雀形目 PASSERIFORMES	绣眼鸟科 Zosteropidae	灰腹绣眼鸟	*Zosterops palpebrosus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
419	雀形目 PASSERIFORMES	林鹛科 Timaliidae	斑胸钩嘴鹛	*Erythrogenys gravivox*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
420	雀形目 PASSERIFORMES	林鹛科 Timaliidae	华南斑胸钩嘴鹛	*Erythrogenys swinhoei*	W;L;M;R;	三	LC		R	东	
421	雀形目 PASSERIFORMES	林鹛科 Timaliidae	棕颈钩嘴鹛	*Pomatorhinus ruficollis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
422	雀形目 PASSERIFORMES	林鹛科 Timaliidae	斑翅鹪鹛	*Spelaeornis troglodytoides*	W;L;Z;M;	三	LC		R	古	
423	雀形目 PASSERIFORMES	林鹛科 Timaliidae	红头穗鹛	*Cyanoderma ruficeps*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
424	雀形目 PASSERIFORMES	林鹛科 Timaliidae	红顶鹛	*Timalia pileata*	W;L;Z;M;	三	LC		R	东	
425	雀形目 PASSERIFORMES	幽鹛科 Pellorneidae	褐胁雀鹛	*Schoeniparus dubius*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
426	雀形目 PASSERIFORMES	幽鹛科 Pellorneidae	褐顶雀鹛	*Schoeniparus brunneus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
427	雀形目 PASSERIFORMES	幽鹛科 Pellorneidae	短尾鹪鹛	*Gypsophila brevicaudata*	Z;M;R;E;	三	LC		R	东	(匡中帆和姚正明, 2020), 荔波县茂兰国家级自然保护区;
428	雀形目 PASSERIFORMES	幽鹛科 Pellorneidae	中华草鹛	*Graminicola striatus*	Z;M;	三	NT		R	东	(张强等, 2013), 荔波县茂兰国家级自然保护区;
429	雀形目 PASSERIFORMES	雀鹛科 Alcippeidae	灰眶雀鹛	*Alcippe davidi*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
430	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	画眉	*Garrulax canorus*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT	II	R	东	
431	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	小黑领噪鹛	*Garrulax monileger*	W;L;Z;M;R;	三	LC		R	东	
432	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	褐胸噪鹛	*Garrulax maesi*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		R	东	
433	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	灰翅噪鹛	*Ianthocincla cineracea*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
434	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	眼纹噪鹛	*Ianthocincla ocellata*	L;Z;M;R;E;	二	NT		R	东	(蓝开敏, 1994), 桐梓县; (李子忠, 2011), 桐梓县;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
435	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	黑喉噪鹛	*Pterorhinus chinensis*	M;E;	二	LC		R	东	(王丞等, 2019), 赤水市桫椤国家级自然保护区;
436	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	白颊噪鹛	*Pterorhinus sannio*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
437	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	黑脸噪鹛	*Pterorhinus perspicillatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
438	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	黑领噪鹛	*Pterorhinus pectoralis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
439	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	矛纹草鹛	*Pterorhinus lanceolatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
440	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	白喉噪鹛	*Pterorhinus albogularis*	Z;M;	三	LC		R	广	(谢双喜等, 2006), 道真县大沙河国家级自然保护区;
441	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	棕噪鹛	*Pterorhinus berthemyi*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		R	东	
442	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	条纹噪鹛	*Grammatoptila striata*	Z;M;	三	LC		R	东	(冉景丞等, 2003), 荔波县茂兰国家级自然保护区;
443	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	橙翅噪鹛	*Trochalopteron elliotii*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		R	古	
444	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	红尾噪鹛	*Trochalopteron milnei*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		R	东	
445	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	火尾希鹛	*Minla ignotincta*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
446	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	白眶斑翅鹛	*Actinodura ramsayi*	W;L;Z;R;E;	三	LC		R	东	
447	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	蓝翅希鹛	*Actinodura cyanouroptera*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
448	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	斑喉希鹛	*Actinodura strigula*	Z;R;	三	LC		R	东	(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2018 年 7 月 26 日, 观鸟爱好者于盘州市牛棚梁子记录;
449	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	红嘴相思鸟	*Leiothrix lutea*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC	II	R	东	
450	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	银耳相思鸟	*Leiothrix argentauris*	W;L;Z;M;R;	二	LC	II	R	东	
451	雀形目 PASSERIFORMES	噪鹛科 Leiothrichidae	黑头奇鹛	*Heterophasia desgodinsi*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
452	雀形目 PASSERIFORMES	旋木雀科 Certhiidae	高山旋木雀	*Certhia himalayana*	W;L;Z;	三	LC		R	古	
453	雀形目 PASSERIFORMES	鸸科 Sittidae	普通鸸	*Sitta europaea*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
454	雀形目 PASSERIFORMES	鸸科 Sittidae	栗臀鸸	*Sitta nagaensis*	W;L;Z;R;E;	三	LC		R	古	
455	雀形目 PASSERIFORMES	鸸科 Sittidae	滇鸸	*Sitta yunnanensis*	W;L;Z;M;	二	NT		R	东	
456	雀形目 PASSERIFORMES	鸸科 Sittidae	绒额鸸	*Sitta frontalis*	W;L;Z;M;R;	三	LC		R	东	
457	雀形目 PASSERIFORMES	鸸科 Sittidae	巨鸸	*Sitta magna*	W;L;Z;	二	EN		R	东	
458	雀形目 PASSERIFORMES	鸸科 Sittidae	红翅旋壁雀	*Tichodroma muraria*	L;Z;M;R;	三	LC		W		(李松等, 1995), 六盘水市水城县; (李子忠, 2011), 六盘水;
459	雀形目 PASSERIFORMES	鹪鹩科 Troglodytidae	鹪鹩	*Troglodytes troglodytes*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
460	雀形目 PASSERIFORMES	河乌科 Cinclidae	褐河乌	*Cinclus pallasii*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
461	雀形目 PASSERIFORMES	椋鸟科 Sturnidae	八哥	*Acridotheres cristatellus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
462	雀形目 PASSERIFORMES	椋鸟科 Sturnidae	家八哥	*Acridotheres tristis*	Z;M	三	LC		V		(李扬等, 2018), 贵阳市观山湖区黄土坡; (郑光美, 2023), 未明确发现地;
463	雀形目 PASSERIFORMES	椋鸟科 Sturnidae	丝光椋鸟	*Spodiopsar sericeus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
464	雀形目 PASSERIFORMES	椋鸟科 Sturnidae	灰椋鸟	*Spodiopsar cineraceus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
465	雀形目 PASSERIFORMES	椋鸟科 Sturnidae	黑领椋鸟	*Gracupica nigricollis*	Z;R;E;	三	LC		R	东	(郑光美, 2023), 未明确发现地; 分布广, 2020 年 12 月 8 日, 本文作者于贵阳市花溪区记录;
466	雀形目 PASSERIFORMES	椋鸟科 Sturnidae	北椋鸟	*Agropsar sturninus*	Z;R;E;	三	LC		P		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2022 年 5 月 26 日, 观鸟爱好者于道真县青龙堡记录;
467	雀形目 PASSERIFORMES	椋鸟科 Sturnidae	灰背椋鸟	*Sturnia sinensis*	W;L;Z;M;R;	三	LC		S	东	
468	雀形目 PASSERIFORMES	椋鸟科 Sturnidae	灰头椋鸟	*Sturnia malabarica*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
469	雀形目 PASSERIFORMES	椋鸟科 Sturnidae	紫翅椋鸟	*Sturnus vulgaris*	Z;M;R;E;	三	LC		P		(陈永祥等, 2021), 威宁县草海国家级自然保护区; (张海波等, 2023), 贵阳市阿哈湖国家湿地公园;
470	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	橙头地鸫	*Geokichla citrina*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
471	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	白眉地鸫	*Geokichla sibirica*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
472	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	淡背地鸫	*Zoothera mollissima*	M;	三	LC		R	东	(王丞等, 2019), 赤水市桫椤国家级自然保护区;
473	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	长尾地鸫	*Zoothera dixoni*	W;L;Z;M;	三	LC		P		
474	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	虎斑地鸫	*Zoothera aurea*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
475	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	小虎斑地鸫	*Zoothera dauma*	W;L;Z;R;E;	三	LC		S	广	
476	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	灰背鸫	*Turdus hortulorum*	Z;M;R;E;	三	LC		W		(王丞等, 2019), 赤水市桫椤国家级自然保护区;
477	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	黑胸鸫	*Turdus dissimilis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
478	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	乌灰鸫	*Turdus cardis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
479	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	灰翅鸫	*Turdus boulboul*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
480	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	乌鸫	*Turdus mandarinus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
481	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	灰头鸫	*Turdus rubrocanus*	W;L;Z;M;R;	三	LC		R	东	
482	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	褐头鸫	*Turdus feae*	Z;M;	二	VU		P		(李光容等, 2016), 绥阳县宽阔水国家级自然保护区;
483	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	白眉鸫	*Turdus obscurus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
484	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	白腹鸫	*Turdus pallidus*	Z;E;	三	LC		W		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 2020 年 5 月 2 日, 观鸟爱好者于盘州市记录;
485	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	红尾斑鸫	*Turdus naumanni*	W;L;Z;R;E;	三	LC		W		
486	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	斑鸫	*Turdus eunomus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
487	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	宝兴歌鸫	*Turdus mupinensis*	W;L;Z;M;R;E;	三	NT		R	古	
488	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	紫宽嘴鸫	*Cochoa purpurea*	W;L;Z;	二	NT		R	东	
489	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	鹊鸲	*Copsychus saularis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
490	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	乌鹟	*Muscicapa sibirica*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S、P	广	
491	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	北灰鹟	*Muscicapa dauurica*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
492	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	褐胸鹟	*Muscicapa muttui*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
493	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	棕尾褐鹟	*Muscicapa ferruginea*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
494	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	海南蓝仙鹟	*Cyornis hainanus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
495	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	山蓝仙鹟	*Cyornis whitei*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
496	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	中华仙鹟	*Cyornis glaucicomans*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
497	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白喉林鹟	*Cyornis brunneatus*	W;L;Z;M;R;E;	二	VU		S	东	
498	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	棕腹大仙鹟	*Niltava davidi*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
499	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	棕腹仙鹟	*Niltava sundara*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
500	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	棕腹蓝仙鹟	*Niltava oatesi*	M;	三	LC		S	广	(匡中帆和牛克锋, 2016), 铜仁市梵净山国家级自然保护区;
501	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	小仙鹟	*Niltava macgrigoriae*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
502	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白腹蓝鹟	*Cyanoptila cyanomelana*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
503	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白腹暗蓝鹟	*Cyanoptila cumatilis*	W;L;Z;R;E;	三	LC		P		
504	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	铜蓝鹟	*Eumyias thalassinus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
505	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	栗背短翅鸫	*Heteroxenicus stellatus*	W;L;Z;M;	三	LC		R	广	
506	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白喉短翅鸫	*Brachypteryx leucophris*	M;E;	三	LC		R	东	(匡中帆和牛克锋, 2016), 铜仁市梵净山国家级自然保护区;
507	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	蓝短翅鸫	*Brachypteryx sinensis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
508	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	栗腹歌鸲	*Larvivora brunnea*	W;L;Z;M;	三	LC		S	东	
509	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	蓝歌鸲	*Larvivora cyane*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
510	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	红尾歌鸲	*Larvivora sibilans*	W;L;Z;R;E;	三	LC		P		
511	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	蓝喉歌鸲	*Luscinia svecica*	L;Z;M;R;E;	二	LC		P		(李子忠, 2011), 贵阳市;

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
512	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白腹短翅鸲	*Luscinia phaenicuroides*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
513	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	红喉歌鸲	*Calliope calliope*	W;L;Z;M;R;E;	二	LC		P		
514	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白尾蓝地鸲	*Myiomela leucura*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
515	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白眉林鸲	*Tarsiger indicus*	N;	三	LC		R	东	2024 年 2 月 12 日, 贵州大学研究人员于道真县大沙河国家级自然保护区记录;
516	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	红胁蓝尾鸲	*Tarsiger cyanurus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
517	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	蓝眉林鸲	*Tarsiger rufilatus*	W;L;Z;R;	三	LC		W、P		
518	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	金色林鸲	*Tarsiger chrysaeus*	Z;M;	三	LC		V		(张海波等, 2020), 贵阳市花溪区马铃乡;
519	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	小燕尾	*Enicurus scouleri*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
520	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	灰背燕尾	*Enicurus schistaceus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
521	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白额燕尾	*Enicurus leschenaulti*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
522	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	斑背燕尾	*Enicurus maculatus*	M;R;E;	三	LC		R	东	(张廷跃等, 2024), 赤水市桫椤国家级自然保护区;
523	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	紫啸鹟	*Myophonus caeruleus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R、W	东	
524	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白眉姬鹟	*Ficedula zanthopygia*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S、P	古	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
525	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	锈胸蓝姬鹟	*Ficedula erithacus*	M;E;	三	LC		P?		(李毅等, 2024), 兴义市南山公园烈士陵园;
526	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	鸲姬鹟	*Ficedula mugimaki*	Z;M;R;E;	三	LC		P		(张海波等, 2019), 贵阳市阿哈湖国家湿地公园;
527	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	橙胸姬鹟	*Ficedula strophiata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	东	
528	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	红喉姬鹟	*Ficedula albicilla*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
529	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	棕胸蓝姬鹟	*Ficedula hyperythra*	W;L;Z;M;R;	三	LC		S	东	
530	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	小斑姬鹟	*Ficedula westermanni*	W;L;Z;M;R;	三	LC		S	东	
531	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白眉蓝姬鹟	*Ficedula superciliaris*	R;	三	LC		S	东	2025 年 4 月 20 日, 中国观鸟记录中心用户于毕节市七星关区文笔山公园记录;
532	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	灰蓝姬鹟	*Ficedula tricolor*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S、P	广	
533	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	赭红尾鸲	*Phoenicurus ochruros*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
534	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白喉红尾鸲	*Phoenicurus schisticeps*	L;	三	LC		R	广	(李子忠, 2011), 威宁县;
535	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	北红尾鸲	*Phoenicurus auroreus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
536	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	蓝额红尾鸲	*Phoenicurus frontalis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
537	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	红尾水鸲	*Phoenicurus fuliginosus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
538	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白顶溪鸲	*Phoenicurus leucocephalus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
539	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	蓝矶鸫	*Monticola solitarius*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
540	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	栗腹矶鸫	*Monticola rufiventris*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
541	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白喉矶鸫	*Monticola gularis*	Z;M;	三	LC		P		(贵州省环境保护局和六盘水市环境保护局, 1990), 水城县野钟黑叶猴自然保护区;
542	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	黑喉石鹏	*Saxicola maurus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
543	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	东亚石鹏	*Saxicola stejnegeri*	W;L;Z;R;E;	三	LC		W、P		
544	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	白斑黑石鹏	*Saxicola caprata*	Z;	三	LC		R	东	(郑光美, 2023), 未明确发现地;
545	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	灰林鹏	*Saxicola ferreus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
546	雀形目 PASSERIFORMES	戴菊科 Regulidae	戴菊	*Regulus regulus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
547	雀形目 PASSERIFORMES	太平鸟科 Bombycillidae	小太平鸟	*Bombycilla japonica*	W;L;Z;M;R;	三	LC		P		
548	雀形目 PASSERIFORMES	丽星鹩鹛科 Elachuridae	丽星鹩鹛	*Elachura formosa*	N;R;	三	NT		R	东	2025 年 3 月 1 日, 观鸟爱好者于剑河县老山界记录;
549	雀形目 PASSERIFORMES	叶鹎科 Chloropseidae	橙腹叶鹎	*Chloropsis lazulina*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
550	雀形目 PASSERIFORMES	啄花鸟科 Dicaeidae	厚嘴啄花鸟	*Dicaeum agile*	Z;	三	LC		?		(郑光美, 2023), 未明确发现地;
551	雀形目 PASSERIFORMES	啄花鸟科 Dicaeidae	纯色啄花鸟	*Dicaeum minullum*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
552	雀形目 PASSERIFORMES	啄花鸟科 Dicaeidae	红胸啄花鸟	*Dicaeum ignipectus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
553	雀形目 PASSERIFORMES	花蜜鸟科 Nectariniidae	纹背捕蛛鸟	*Arachnothera magna*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
554	雀形目 PASSERIFORMES	花蜜鸟科 Nectariniidae	黄腹花蜜鸟	*Cinnyris jugularis*	Z;M	三	LC		?		(刘阳等,2021), 未明确发现地; (郑光美, 2023), 未明确发现地;
555	雀形目 PASSERIFORMES	花蜜鸟科 Nectariniidae	黑胸太阳鸟	*Aethopyga saturata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
556	雀形目 PASSERIFORMES	花蜜鸟科 Nectariniidae	蓝喉太阳鸟	*Aethopyga gouldiae*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
557	雀形目 PASSERIFORMES	花蜜鸟科 Nectariniidae	叉尾太阳鸟	*Aethopyga christinae*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
558	雀形目 PASSERIFORMES	岩鹨科 Prunellidae	棕胸岩鹨	*Prunella strophiata*	Z;M;	三	LC		R	广	(夏灿玮等, 2010), 绥阳县宽阔水国家级自然保护区;
559	雀形目 PASSERIFORMES	梅花雀科 Estrildidae	红梅花雀	*Amandava amandava*	W;L;Z;	三	NT		R	东	
560	雀形目 PASSERIFORMES	梅花雀科 Estrildidae	白腰文鸟	*Lonchura striata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
561	雀形目 PASSERIFORMES	梅花雀科 Estrildidae	斑文鸟	*Lonchura punctulata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
562	雀形目 PASSERIFORMES	雀科 Passeridae	山麻雀	*Passer cinnamomeus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
563	雀形目 PASSERIFORMES	雀科 Passeridae	麻雀	*Passer montanus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
564	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	山鹡鸰	*Dendronanthus indicus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	古	
565	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	树鹨	*Anthus hodgsoni*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		
566	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	红喉鹨	*Anthus cervinus*	L;Z;R;E;	三	LC		W		(李子忠, 2011), 贵阳市;
567	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	粉红胸鹨	*Anthus roseatus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
568	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	黄腹鹨	*Anthus rubescens*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
569	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	水鹨	*Anthus spinoletta*	Z;R;E;	三	LC		W		(郑光美, 2023), 未明确发现地; 分布较广, 2020 年 11 月 29 日, 观鸟爱好者于威宁县

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
											草海国家级自然保护区记录, 后连续多年在全省各地均有记录;
570	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	山鹨	*Anthus sylvanus*	W;L;Z;M;	三	LC		R	东	
571	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	田鹨	*Anthus richardi*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		
572	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	布氏鹨	*Anthus godlewskii*	W;L;Z;R;E;	三	LC		P		
573	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	西黄鹡鸰	*Motacilla flava*	W;L;Z;M;	三	LC		P		
574	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	黄鹡鸰	*Motacilla tschutschensis*	N;R;E;	三	LC		P		2025 年 11 月 30 日, 本文作者于惠水县好花红镇记录;
575	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	灰鹡鸰	*Motacilla cinerea*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
576	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	黄头鹡鸰	*Motacilla citreola*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		
577	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	日本鹡鸰	*Motacilla grandis*	W;L;Z;	三	LC		V		
578	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	白鹡鸰	*Motacilla alba*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R、W、P	东	
579	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	燕雀	*Fringilla montifringilla*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W、P		
580	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	锡嘴雀	*Coccothraustes coccothraustes*	W;L;Z;M;	三	LC		W		
581	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	黑尾蜡嘴雀	*Eophona migratoria*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R、S、W	古	
582	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	黑头蜡嘴雀	*Eophona personata*	W;L;Z;M;	三	NT		P		
583	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	普通朱雀	*Carpodacus erythrinus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
584	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	酒红朱雀	*Carpodacus vinaceus*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
585	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	红眉松雀	*Carpodacus subhimachalus*	W;L;Z;M;	三	LC		R	广	
586	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	褐灰雀	*Pyrrhula nipalensis*	N;R;	三	LC		R	东	2024 年 11 月 10 日, 观鸟爱好者于兴义市记录, 同年 11 月 16 日, 观鸟爱好者于石阡县佛顶山保护区记录;
587	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	灰头灰雀	*Pyrrhula erythaca*	W;L;Z;M;	三	LC		R	古	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Data sources	保护级别 Protection level	红色名录 Red List	CITES 附录 CITES	居留型 Residential type	区系 Fauna	新增记录来源 Data sources for new records
588	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	金翅雀	*Chloris sinica*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	广	
589	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	黑头金翅雀	*Chloris ambigua*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
590	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	红交嘴雀	*Loxia curvirostra*	N;R;E;	二	LC		W		2022 年 1 月 17 日, 观鸟爱好者于绥阳县宽阔水国家级自然保护区记录;
591	雀形目 PASSERIFORMES	燕雀科 Fringillidae	黄雀	*Spinus spinus*	W;L;Z;M;E;	三	LC		W		
592	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	凤头鹀	*Emberiza lathami*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	东	
593	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	栗耳鹀	*Emberiza fucata*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		S	广	
594	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	三道眉草鹀	*Emberiza cioides*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
595	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	西南灰眉岩鹀	*Emberiza yunnanensis*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
596	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	黄喉鹀	*Emberiza elegans*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
597	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	蓝鹀	*Emberiza siemsseni*	W;L;Z;M;R;E;	二	NT		W		
598	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	苇鹀	*Emberiza pallasi*	L;Z;M;	三	LC		W、P		(李子忠, 2011), 威宁县; (米小其等, 2015), 威宁县草海国家级自然保护区老祖坟附近;
599	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	黄胸鹀	*Emberiza aureola*	W;L;Z;M;R;E;	一	CR		P		
600	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	田鹀	*Emberiza rustica*	M;	三	LC		W		(杨雄威等, 2024), 贵阳市观山湖公园;
601	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	小鹀	*Emberiza pusilla*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		
602	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	灰头鹀	*Emberiza spodocephala*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		R	古	
603	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	日本灰头鹀	*Emberiza personata*	N;	三	LC		?		2025 年 4 月 3 日, 观鸟爱好者于贵阳市观山湖公园记录。
604	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	栗鹀	*Emberiza rutila*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
605	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	黄眉鹀	*Emberiza chrysophrys*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		P		
606	雀形目 PASSERIFORMES	鹀科 Emberizidae	白眉鹀	*Emberiza tristrami*	W;L;Z;M;R;E;	三	LC		W		

注: **数据来源**: W-《贵州鸟类志》, L-《贵州野生动物名录》, Z-《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》, M-文献专著, N-未发表贵州省鸟类新记录, R-中国观鸟记录中心, E-eBird。

保护级别: 一-国家一级保护鸟类, 二-国家二级保护鸟类, 未定-暂未列入, 三-列入《有重要生态、科学、社会价值的陆生野生动物名录》的物种; **红色名录**: EX-绝灭、EW-野外绝灭、CR-极危、EN-濒危、VU-易危、NT-近危、LC-无危、DD-数据缺乏; **CITES**: I-列入《濒危野生动植物种国际贸易公约》附录 I, II-列入《濒危野生动植物种国际贸易公约》附录 II; **居留型**: R-留鸟、W-冬候鸟、S-夏候鸟、P-旅鸟、V-迷鸟、?-存疑; **区系**: 东-东洋界物种、古-古北界物种、广-广布种。

Note: **Data sources:** W-*The Avifauna of Guizhou*, L-List of wildlife in Guizhou, Z-*A checklist on the classification and distribution of the birds of China (Fourth Edition)*, M-Published academic literature and monographs, N-Unpublished new records of birds in Guizhou Province, R-birdreport(https://www.birdreport.cn/), E-eBird(https://ebird.org). **Protection level**: 一-National first-level protected birds, 二-National second-level protected birds, 三-species of birds are in the *List of Terrestrial Wildlife of Important Ecological, Scientific and Social Value*, 未定-not included in the *List of National protected birds* and the *List of Terrestrial Wildlife of Important Ecological, Scientific and Social Value*; **Red list**: EX-Extinct, EW-Extinct in the wild, CR-Critically Endangered, EN-Endangered, VU-Vulnerable, NT-Near Threatened, LC-Least Concern, DD-Data Deficient; **CITES**: I-Listed in Appendix I of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, II-Listed in Appendix II of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora; **Residential type**: R-resident birds, W-winter migrant, S-summer migrant, P-passage migrant, V-vagrant, ?-Residential type pending further confirmation; **Fauna**: 东-Oriental realm species, 古-Palaearctic species, 广-widely distributed species.

张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉 (2026) 贵州省鸟类物种多样性及名录更新. 生物多样性, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025381

附录2 《贵州鸟类志》中原为亚种而被提升为独立种的情况汇总

Appendix 2 Subspecies promoted to independent species in The Avifauna of Guizhou, resulting in increasing in the number of bird species

序号 No.	目(志) Order	科(志) Family	属(志) Genus	原亚种	目(郑) Order	科(郑) Family	属(郑) Genus	物种中文名 Chinese name of species	物种学名 Latin name of species
1	隼形目 FALCONIFORMES	鹰科 Accipitridae	Accipiter	松雀鹰 *Accipiter virgatus gularis*	鹰形目 ACCIPITRIFORMES	鹰科 Accipitridae	Accipiter	日本松雀鹰	*Accipiter gularis gularis*
2	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	Motacilla	白鹡鸰 *Motacilla alba grandis*	雀形目 PASSERIFORMES	鹡鸰科 Motacillidae	Motacilla	日本鹡鸰	*Motacilla grandis*
3	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	Pericrocotus	粉红山椒鸟 *Pericrocotus roseus cantonensis*	雀形目 PASSERIFORMES	山椒鸟科 Campephagidae	Pericrocotus	小灰山椒鸟	*Pericrocotus cantonensis cantonensis*
4	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-鸫亚科 Muscicapidae-Turdinae	Tarsiger	红胁蓝尾鸲 *Tarsiger cyanurus rufilatus*	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	Tarsiger	蓝眉林鸲	*Tarsiger rufilatus*
5	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-鸫亚科 Muscicapidae-Turdinae	Saxicola	黑喉石鵖*Saxicola torquata stejnegeri*	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	Saxicola	东亚石鵖	*Saxicola stejnegeri*
6	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-鸫亚科 Muscicapidae-Turdinae	Zoothera	虎斑地鸫 *Zoothera dauma socia*	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	Zoothera	小虎斑地鸫	*Zoothera dauma dauma*
7	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-鸫亚科 Muscicapidae-Turdinae	Turdus	斑鸫 *Turdus naumanni naumanni*	雀形目 PASSERIFORMES	鸫科 Turdidae	Turdus	红尾斑鸫	*Turdus naumanni*
8	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-画眉亚科 Muscicapidae-Timaliinae	Pomatorhinus	锈脸钩嘴鹛 *Pomatorhinus erythrogenys abbreviatus*	雀形目 PASSERIFORMES	林鹛科 Timaliidae	Erythrogenys	华南斑胸钩嘴鹛	*Erythrogenys swinhoei*
9	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-画眉亚科 Muscicapidae-Timaliinae	Paradoxornis	棕头鸦雀 *Paradoxornis webbianus stresemanni*	雀形目 PASSERIFORMES	鸦雀科 Paradoxornithidae	Sinosuthora	灰喉鸦雀	*Sinosuthora alphonsiana stresemanni*
10	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-莺亚科 Muscicapidae-Sylviinae	Phylloscopus	暗绿柳莺 *Phylloscopus trochiloides plumbeitarsus*	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	Phylloscopus	双斑绿柳莺	*Phylloscopus plumbeitarsus*
11	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-莺亚科 Muscicapidae-Sylviinae	Phylloscopus	冠纹柳莺 *Phylloscopus reguloides fokiensis*	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	Phylloscopus	华南冠纹柳莺	*Phylloscopus goodsoni fokiensis*
12	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-莺亚科 Muscicapidae-Sylviinae	Seicercus	金眶鹟莺 *Seicercus burkii distinctus*	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	Phylloscopus	灰冠鹟莺	*Phylloscopus tephrocephalus*
13	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-莺亚科 Muscicapidae-Sylviinae	Seicercus	金眶鹟莺 *Seicercus burkii valentini*	雀形目 PASSERIFORMES	柳莺科 Phylloscopidae	Phylloscopus	比氏鹟莺	*Phylloscopus valentini valentini*
14	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-鹟亚科 Muscicapidae-Muscicapinae	Cyanoptila	白腹姬鹟 *Cyanoptila cyanomelana cumatilis*	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科 Muscicapidae	Cyanoptila	白腹暗蓝鹟	*Cyanoptila cumatilis*
15	雀形目 PASSERIFORMES	鹟科-鹟亚科 Muscicapidae-Muscicapinae	Terpsiphone	寿带鸟 *Terpsiphone paradisi indochinensis*	雀形目 PASSERIFORMES	王鹟科 Monarchidae	Terpsiphone	东方寿带	*Terpsiphone affinis indochinensis*
16	雀形目 PASSERIFORMES	鸸科 Sittidae	Sitta	普通鸸*Sitta europaea montium*	雀形目 PASSERIFORMES	鸸科 Sittidae	Sitta	栗臀鸸	*Sitta nagaensis montium*

注：志-《贵州鸟类志》，郑-《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》

Note: 志-*The Avifauna of Guizhou*, 郑-*A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China (Fourth Edition)*.

张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉 (2026) 贵州省鸟类物种多样性及名录更新. 生物多样性, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025381

附录 3 未发表贵州省鸟类新记录

Appendix 3 Unpublished new records of birds in Guizhou Province

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
1	雁形目	鸭科	白额雁	*Anser albifrons*	孟宪伟	2018 年 3 月 3 日、2023 年 11 月 21 日、2023 年 12 月 10 日	2018 年 3 月 3 日首次记录于贵州省威宁县草海国家级自然保护区, 2023 年 11 月 21 日记录于贵州省仁怀市茅台赤水河, 2023 年 12 月 10 日记录于贵州省贵阳市贵安新区月亮湖公园;	
2	鸽形目	鸠鸽科	斑林鸽	*Columba hodgsonii*	朱海燕	2024 年 1 月 9 日	贵州省贵阳市黔灵山公园百鸟园附近	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
3	鹃形目	杜鹃科	栗斑杜鹃	*Cacomantis sonneratii*	李益培	2025 年 12 月 12 日	贵州省黔西南州安龙县兴隆镇巴马村	
4	鹤形目	鹤科	蓑羽鹤	*Grus virgo*	赵国平	2023 年 11 月 7 日	贵州省威宁县草海国家级自然保护区	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
5	鸻形目	鹬科	斑尾塍鹬	*Limosa lapponica*	贵州大学生物多样性与自然保护研究中心	2023 年 1 月 8 日	贵州省威宁县草海国家级自然保护区	
6	鸻形目	鹬科	尖尾滨鹬	*Calidris acuminata*	朱海燕	2025 年 8 月 26 日	贵州省黔南州惠水县好花红镇	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
7	鸻形目	鹬科	斑胸滨鹬	*Calidris melanotos*	柯晓聪	2023 年 10 月 11 日	贵州省黔南州惠水县三都镇	
8	鸻形目	鸥科	鸥嘴噪鸥	*Gelochelidon nilotica*	沈惠明	2025 年 5 月 31 日	贵州省黔南州惠水县好花红镇小龙坝	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
9	鸮形目	鸱鸮科	黄嘴角鸮	*Otus spilocephalus*	彭彩淳	2024 年 10 月 22 日	贵州省黔东南州台江县(系救助个体)	
10	鹰形目	鹰科	短趾雕	*Circaetus gallicus*	柯晓聪	2019 年 10 月 18 日	贵州省铜仁市	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
11	鹰形目	鹰科	靴隼雕	*Hieraaetus pennatus*	沈惠明	2023 年 10 月 21 日	贵州省黔南州惠水县三都镇	
12	鹰形目	鹰科	栗鸢	*Haliastur indus*	孟宪伟	2022 年 6 月 13 日	贵州省黔西南州贞丰县北盘江	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
13	佛法僧目	蜂虎科	栗喉蜂虎	*Merops philippinus*	李筑眉	2020 年 9 月 8 日	贵州省黔西南州册亨县双江镇盘三村北盘江边	
14	雀形目	蝗莺科	小蝗莺	*Helopsaltes certhiola*	柯晓聪	2024 年 5 月 18 日	贵州省黔南州惠水县	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
15	雀形目	燕科	岩燕	*Ptyonoprogne rupestris*	孟宪伟	2018 年 2 月 28 日	贵州省习水县桐梓河	
16	雀形目	柳莺科	叽喳柳莺	*Phylloscopus collybita*	黄吉红	2025 年 12 月 24 日	贵州省黔西南州兴义市永兴湖休闲垂钓场(魏家寨子)	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
17	雀形目	柳莺科	峨眉柳莺	*Phylloscopus emeiensis*	张卫民	2024 年 5 月 28 日	贵州省梵净山国家级自然保护区	
18	雀形目	鹟科	白眉林鸲	*Tarsiger indicus*	贵州大学生物多样性与自然保护研究中心	2024 年 2 月 12 日	贵州省大沙河国家级自然保护区	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
19	雀形目	鹟科	丽星鹩鹛	*Elachura formosa*	孟宪伟	2025 年 3 月 1 日	贵州省黔东南州剑河县老山界	
20	雀形目	鹡鸰科	黄鹡鸰	*Motacilla tschutschensis*	吴忠荣	2025 年 11 月 30 日	贵州省黔南州惠水县好花红镇	

序号 No.	目 Order	科 Family	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	记录人/机构 Recorder	记录时间 Recording time	记录地点 Recording site	物种图片 Species pictures
21	雀形目	燕雀科	褐灰雀	*Pyrrhula nipalensis*	黄吉红	2024 年 11 月 10 日	贵州省黔西南州; 此外, 也有观鸟爱好者于 2024 年 11 月 16 日在铜仁市石阡县的佛顶山国家级自然保护区记录该种;	
22	雀形目	燕雀科	红交嘴雀	*Loxia curvirostra*	孟宪伟	2022 年 1 月 17 日	贵州省宽阔水国家级自然保护区	
23	雀形目	鸦科	日本灰头鸦	*Emberiza personata*	潘霞	2025 年 4 月 3 日	贵州省贵阳市观山湖公园文化长廊靠近儿童乐园一侧蓝色小桥边	

张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉 (2026) 贵州省鸟类物种多样性及名录更新. 生物多样性, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025381

附录 4 《贵州鸟类志》出版至今已发表的贵州省鸟类新记录

Appendix 4 New records of birds in Guizhou Province that have been published since the publication of *The Avifauna of Guizhou*

序号 No.	目 Order	科 Family	属 Genera	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	发表年份 Year of publication	发现时间 Date of species record	发现地点 Species record location	参考文献 References
1	雀形目	鸫科	*Tichodroma*	红翅旋壁雀	*Tichodroma muraria*	1995	1991 年 11 月 7 日	贵州省六盘水市水城县	李松, 田应洲, 管绍荣 (1995) 贵州省六盘水市发现红翅旋壁雀. 动物学杂志, 30(2), 50–50.
2	鹰形目	鹰科	*Circus*	白腹鹞	*Circus spilonotus*	1996	1993 年 10 月 1 日、1994 年 9 月 20 日	贵州省六盘水市钟山区场坝	田应洲, 李松, 管绍荣 (1996) 贵州省六盘水地区发现白腹鹞. 六盘水师范高等专科学校学报, (4), 12–13.
3	鸮形目	草鸮科	*Tyto*	仓鸮	*Tyto javanica*	2000	1999 年 10 月 2 日	贵州省六盘水市钟山区教场乡稻田	田应洲, 李松, 王强 (2000) 贵州省仓鸮 *Tyto alba stertens* Hartert 新纪录. 六盘水师范高等专科学校学报, 12(1), 4−4.
4	夜鹰目	雨燕科	*Aerodramus*	短嘴金丝燕	*Aerodramus brevirostris*	2010	2010 年 3 月 29 日	贵州草海国家级自然保护区	李青, 李鹤翔 (2010) 贵州鸟类亚种一新纪录. 贵州科学, 28(4), 66–67.
5	雀形目	岩鹨科	*Prunella*	棕胸岩鹨	*Prunella strophiata*	2010	2009 年 3 月	贵州宽阔水国家级自然保护区	夏灿玮, 杨灿朝, 蔡燕, 梁伟, 吴太伦 (2010) 贵州鸟类科的新纪录——岩鹨科(棕胸岩鹨). 动物学杂志, 45(1), 163–164.
6	雀形目	柳莺科	*Phylloscopus*	灰冠鹟莺	*Phylloscopus tephrocephalus*	2012	2011 年 7 月 12—30 日	贵州宽阔水国家级自然保护区	黄希, 李继祥, 夏灿玮 (2012) 贵州省鸟类新纪录——灰冠鹟莺. 四川动物, 31(6), 941.
7	鸡形目	雉科	*Syrmaticus*	黑颈长尾雉	*Syrmaticus humiae*	2012	2012 年 3 月	贵州省黔西南州兴义市沧江乡	蒋爱伍, 程志营, 梁显堂 (2012) 贵州发现黑颈长尾雉(*Syrmaticus humiae*). 鸟类学研究, 3(2), 143–146.
8	鸡形目	雉科	*Syrmaticus*	白颈长尾雉	*Syrmaticus ellioti*	2013	2012 年 5 月	贵州宽阔水国家级自然保护区	王佳佳, 李筑眉, 梁伟 (2013) 贵州宽阔水自然保护区发现白颈长尾雉. 海南师范大学学报(自然科学版), 26(3), 294–295.
9	鹳形目	鹳科	*Anastomus*	钳嘴鹳	*Anastomus oscitans*	2013	2012 年 5 月、10 月、11 月	贵州草海国家级自然保护区	罗祖奎, 任峻, 刘文, 李振吉, 李性苑 (2013) 贵州草海发现钳嘴鹳. 动物学杂志, 48, 240−322.
10	雀形目	幽鹛科	*Graminicola*	中华草鹛	*Graminicola striatus*	2013	2010 年 11 月 12 日	贵州茂兰国家级自然保护区三岔河管理站	张强, 冉景丞, 王茂, 邹发生 (2013) 贵州茂兰发现大草莺. 动物学杂志, 48(2), 101–117.
11	鹃形目	鹛科	*Plegadis*	彩鹛	*Plegadis falcinellus*	2014	2014 年 4 月 25 日	贵州草海国家级自然保护区刘家巷	王汝斌 (2014) 贵州首次发现彩鹛. 四川动物, 33(6), 937−937.
12	雀形目	燕鹎科	*Artamus*	灰燕鹎	*Artamus fuscus*	2015	2014 年 6 月 5 日	贵州茂兰国家级自然保护区	匡中帆, 吴忠荣, 白皓天, 江亚猛, 牛克锋 (2015) 贵州省鸟类科的新纪录——燕鹎科(灰燕鹎). 四川动物, 34(1), 28.
13	雀形目	鹀科	*Emberiza*	苇鹀	*Emberiza pallasi*	2015	2014 年 4 月 19 日	贵州草海国家级自然保护区老祖坟	米小其, 余波, 王华 (2015) 贵州草海发现苇鹀. 动物学杂志, 50(3), 469−469.
14	雀形目	鸫科	*Turdus*	褐头鸫	*Turdus feae*	2016	2015 年 9 月 30 日	贵州宽阔水国家级自然保护区松林垭口	李光容, 粟海军, 李继祥, 胡灿实, 张明明, 李筑眉 (2016) 贵州省宽阔水发现褐头鸫. 动物学杂志, 51(6), 992−992.

序号 No.	目 Order	科 Family	属 Genera	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	发表年份 Year of publication	发现时间 Date of species record	发现地点 Species record location	参考文献 References
15	雀形目	苇莺科	*Acrocephalus*	黑眉苇莺	*Acrocephalus bistrigiceps*	2017	2015 年 10 月 6 日	贵州省锦屏县三江镇小江河口	袁继林, 袁继鹏 (2017) 贵州省鸟类新纪录——黑眉苇莺. 贵州林业科技, 45(2), 49–50.
16	雀形目	莺雀科	*Pteruthius*	淡绿鹎鹛	*Pteruthius xanthochlorus*	2018	2017 年 5 月 8 日	贵州习水县箐山森林公园	张海波, 吴忠荣, 匡中帆 (2018) 贵州习水发现淡绿鹎鹛. 动物学杂志, 53(2), 301−301.
17	鹰形目	鹰科	*Nisaetus*	鹰雕	*Nisaetus nipalensis*	2018	2017 年 4 月	贵州习水国家级自然保护区	穆君, 王娇娇, 胡灿实, 张明明, 李筑眉, 张雷, 李云波, 粟海军 (2018) 贵州习水发现鹰雕. 动物学杂志, 53(4), 527+553.
18	雀形目	鹟科	*Ficedula*	鸲姬鹟	*Ficedula mugimaki*	2019	2017 年 5 月 14 日	贵州贵阳阿哈湖国家湿地公园合理利用区	张海波, 匡中帆, 吴忠荣, 李毅 (2019) 贵州省鸟类新记录——鸲姬鹟 (*Ficedulamugimaki*). 贵州科学, 37(4), 21–22.
19	夜鹰目	夜鹰科	*Caprimulgus*	长尾夜鹰	*Caprimulgus macrurus*	2019	2018 年 10 月 26 日	贵州省贵阳市龙洞堡国际机场内	雷宇, 刘慧, 刘强 (2019) 贵州贵阳发现长尾夜鹰. 动物学杂志, 54(3), 413−413.
20	鹈形目	鹭科	*Gorsachius*	海南鳽	*Gorsachius magnificus*	2020	2019 年 5 月至 9 月	贵州雷公山国家级自然保护区	陈继军, 李萍, 杨宗才, 张世玲, 李晓海 (2020) 贵州雷公山海南鳽繁殖记录. 动物学杂志, 55(4), 513–515.
21	雀形目	鹟科	*Tarsiger*	金色林鸲	*Tarsiger chrysaeus*	2020	2019 年 12 月 10 日	贵州省贵阳市花溪区马铃乡布依族苗族乡	张海波, 吴忠荣, 匡中帆, 李筑眉, 粟海军, 孔志红, 苏以江, 谈洪英, 夏奉梅 (2020) 贵州省鸟类新纪录——金色林鸲. 野生动物学报, 41(3), 838–842.
22	雁形目	鸭科	*Dendrocygna*	栗树鸭	*Dendrocygna javanica*	2021	2020 年 4 月 14 日	贵州省贵阳阿哈湖国家湿地公园保育区金山村湿地	张海波, 吴忠荣, 李毅, 陆亮, 沈惠明, 孔志红, 苏以江 (2021) 贵州省鸟类新纪录——栗树鸭. 野生动物学报, 42(2), 601–604.
23	鸻形目	鹬科	*Calidris*	流苏鹬	*Calidris pugnax*	2021	2019 年 9 月 5 日	贵州省贵阳市龙洞堡国际机场内	刘强, 雷宇, 刘慧 (2021) 贵州贵阳发现流苏鹬. 动物学杂志, 56(1), 72−72.
24	雁形目	鸭科	*Anser*	雪雁	*Anser caerulescens*	2024	2023 年 12 月 28 日	贵州草海国家级自然保护区阳关山	涂声蕾, 冉景丞, 王洁, 黄小龙, 范兴龙, 马思怡, 吴忠荣, 蔡玖, 张旭 (2024) 贵州鸟类新记录——雪雁. 四川动物, 43(5), 598−598.
25	雁形目	鸭科	*Mergus*	红胸秋沙鸭	*Mergus serrator*	2024	2023 年 2 月 9—19 日	贵州省贵阳市贵安新区月亮湖公园	杨雄威, 张海波, 孟宪伟, 吴忠荣, 匡中帆, 李毅 (2024) 贵州省两种鸟类分布新记录——三趾鸥与红胸秋沙鸭. 湿地科学与管理, 20(4), 94–97.
26	鹈形目	鹈鹕科	*Pelecanus*	卷羽鹈鹕	*Pelecanus crispus*	2024	2023 年 11 月 7 日	贵州草海国家级自然保护区	张鹤, 黄小龙, 冉景丞, 杨再华, 刘广慧, 刘懿, 程绍传, 晏玉莹, 张旭 (2024) 贵州省鸟类新记录——卷羽鹈鹕. 四川动物, 43(2), 144−144.
27	鸻形目	鸻科	*Charadrius*	青藏沙鸻	*Charadrius atrifrons*	2024	2024 年 5 月 9 日	贵州省贵阳市观山湖区观山湖公园	杨雄威, 张海波, 潘霞, 梁正军, 田鸿, 陈雨倩 (2024) 贵州省 2 种鸟类新纪录——中华攀雀和青藏沙鸻. 陆地生态系统与保护学报, 4(4), 87–90.
28	鸻形目	鹬科	*Phalaropus*	红颈瓣蹼鹬	*Phalaropus lobatus*	2024	2022 年 10 月 13 日	贵州省黔西南州兴义市郊桔山街道办永兴村	李毅, 吴忠荣, 张海波, 匡中帆, 张卫民 (2024) 贵州省 2 种鸟类新纪录——红颈瓣蹼鹬、锈胸蓝姬鹟. 贵州科学, 42(3), 8–10.

序号 No.	目 Order	科 Family	属 Genera	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	发表年份 Year of publication	发现时间 Date of species record	发现地点 Species record location	参考文献 References
29	鸻形目	鸥科	*Rissa*	三趾鸥	*Rissa tridactyla*	2024	2022 年 12 月 13 日	贵州省遵义市凤冈县龙潭河国家湿地公园	杨雄威, 张海波, 孟宪伟, 吴忠荣, 匡中帆, 李毅 (2024) 贵州省两种鸟类分布新记录——三趾鸥与红胸秋沙鸭. 湿地科学与管理, 20(4), 94–97.
30	雀形目	攀雀科	*Remiz*	中华攀雀	*Remiz consobrinus*	2024	2023 年 2 月 23 日	贵州省贵阳市白云区太阳湖滨河公园	杨雄威, 张海波, 潘霞, 梁正军, 田鸿, 陈雨倩 (2024) 贵州省 2 种鸟类新纪录——中华攀雀和青藏沙鸻. 陆地生态系统与保护学报, 4(4), 87–90.
31	雀形目	鹟科	*Enicurus*	斑背燕尾	*Enicurus maculatus*	2024	2020 年 3 月 24 日	贵州赤水桫椤国家级自然保护区	张廷跃, 吴忠荣, 李毅, 匡中帆, 白小节, 罗晓洪, 孔令雄, 张静, 张卫民 (2024) 贵州省鸟类分布新纪录——斑背燕尾. 贵州科学, 42(3), 6–8.
32	雀形目	鹟科	*Ficedula*	锈胸蓝姬鹟	*Ficedula erithacus*	2024	2021 年 12 月 2 日	贵州省黔西南州兴义市南山公园烈士陵园	李毅, 吴忠荣, 张海波, 匡中帆, 张卫民 (2024) 贵州省 2 种鸟类新纪录——红颈瓣蹼鹬、锈胸蓝姬鹟. 贵州科学, 42(3), 8–10.
33	雀形目	鹀科	*Emberiza*	田鹀	*Emberiza rustica*	2024	2023 年 2 月 4 日	贵州省贵阳市观山湖公园	杨雄威, 张海波, 潘霞, 苏以江, 李毅, 夏奉梅, 李琰, 郭轩, 李筑眉 (2024) 贵州省鸟类新记录——田鹀. 四川动物, 43(6), 718.
34	雀形目	莺鹛科	*Curruca*	白喉林莺	*Curruca curruca*	2024	2024 年 4 月 25 日	贵州省毕节市七星关区碧阳街道双拥主题公园	曾卫, 毕宏康 (2024) 贵州省鸟类分布新纪录——白喉林莺. 陆地生态系统与保护学报, 4(6), 93–94.
35	雁形目	鸭科	*Melanitta*	斑脸海番鸭	*Melanitta stejnegeri*	2025	2023 年 12 月 26 日	贵州省赤水市复兴镇长江村	赵理源, 吴忠荣, 李毅, 张廷跃, 匡中帆 (2025) 贵州鸟类新记录——斑脸海番鸭. 四川动物, 44(1), 113.
36	雀形目	树莺科	*Phyllergates*	栗头织叶莺	*Phyllergates cucullatus*	2025	2021 年 12 月 2 日	贵州省黔西南州兴义市烈士陵园	李毅, 王云, 张卫民, 匡中帆, 张廷跃, 时功源, 吴忠荣 (2025) 贵州省鸟类新纪录——栗头织叶莺. 贵州林业科技, 53(4), 30–32.
37	鸻形目	鹬科	*Tringa*	泽鹬	*Tringa stagnatilis*	2025	2021 年 10 月 7 日	贵州省铜仁市碧江区川硐镇云盘村解放水库边	米小其, 李飞 (2025) 贵州铜仁发现泽鹬. 动物学杂志, 60(2), 314−314.
38	鹈形目	鹭科	*Gorsachius*	栗头鳽	*Gorsachius goisagi*	2026	2023 年 8 月 28 日	贵州茂兰国家级自然保护区	玉屏, 吴忠荣, 刘绍飞, 谭成江, 罗荣江 (2026) 贵州荔波发现栗头鳽. 动物学杂志, 61, 12−12, 51.

张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉 (2026) 贵州省鸟类物种多样性及名录更新. 生物多样性, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025381

附录 5 因证据不足未予收录的物种

Appendix 5 Species not included due to insufficient evidence

序号 No.	目 Order	科 Family	属 Genera	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Distributed data sources	未收录理由 Reason for not included
1	鸽形目	鸠鸽科	鸽属	原鸽	*Columba livia*	eBird	仅记录于 eBird 平台，记录者注明非野生种群。
2	鸽形目	鸠鸽科	斑鸠属	灰斑鸠	*Streptopelia decaocto*	eBird	仅记录于 eBird 平台，与记录者联系后尚无法准确鉴别，且灰斑鸠分布区靠北，与火斑鸠雌鸟易混淆。
3	鸮形目	鸱鸮科	鹰鸮属	日本鹰鸮	*Ninox japonica*	中国观鸟记录中心	仅记录于“中国观鸟记录中心”，记录者未提供物种图片，且该种与鹰鸮难区分。
4	佛法僧目	翠鸟科	鱼狗属	斑鱼狗	*Ceryle rudis*	中国观鸟记录中心	仅记录于“中国观鸟记录中心”，记录者未提供物种图片等证据。
5	雀形目	八色鸫科	八色鸫属	蓝翅八色鸫	*Pitta moluccensis*	《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》	仅记录于《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》，并称该种在贵州周边云南、广西和广东等有分布。经对比《贵州鸟类志》记录的蓝翅八色鸫学名可知，原记录蓝翅八色鸫实为仙八色鸫。同时，《中国鸟类观察手册》也称蓝翅八色鸫仅见于云南南部、上海、广东、广西、海南和台湾，在贵州无分布记录。因此，本次名录修订暂未收录。
6	雀形目	伯劳科	伯劳属	楔尾伯劳	*Lanius sphenocercus*	eBird	仅记录于 eBird 平台，记录者（Bob Ringler）于 1999 年 11 月 24 日在贵州草海记录，无影像或音频证据支撑，直至目前尚无新的记录。
7	雀形目	燕科	沙燕属	崖沙燕	*Riparia riparia*	中国观鸟记录中心、eBird	记录于“中国观鸟记录中心”和 eBird，记录者均未提供物种图片，且原贵州记录的崖沙燕实为淡色崖沙燕。
8	雀形目	柳莺科	柳莺属	灰喉柳莺	*Phylloscopus maculipennis*	中国观鸟记录中心	仅记录于“中国观鸟记录中心”，记录者提供了物种图片，但因图片角度和清晰度等问题，无法准确鉴别。
9	雀形目	柳莺科	柳莺属	淡黄腰柳莺	*Phylloscopus chloronotus*	《贵州鸟类志》《贵州野生动物名录》	记录于《贵州鸟类志》和《贵州野生动物名录》，原记录为黄腰柳莺 *chloronotus* 亚种（*Phylloscopus proregulus chloronotus*），该亚种在《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》中已被提升为独立种“淡黄腰柳莺（*Phylloscopus chloronotus chloronotus*）”，分布于西藏东部和南部、云南。

序号 No.	目 Order	科 Family	属 Genera	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Distributed data sources	未收录理由 Reason for not included
10	雀形目	柳莺科	柳莺属	四川柳莺	*Phylloscopus forresti*	中国观鸟记录中心	仅记录于“中国观鸟记录中心”, 记录者未提供物种图片等证据。
11	雀形目	柳莺科	柳莺属	西南冠纹柳莺	*Phylloscopus reguloides*	eBird	仅记录于 eBird 平台, 记录者提供了物种图片, 经专家鉴别后推测实为华南冠纹柳莺, 尚无法得出准确定论。
12	雀形目	树莺科	地莺属	金冠地莺	*Tesia olivea*	《贵州鸟类志》《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》、已发表专著/论文	《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》和《中国鸟类观察手册》均表明金冠地莺在西藏东南部、云南南部和西部、四川西南部、贵州和广西有分布。经对照《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》可知, 1986 年出版的《贵州鸟类志》记录的灰腹地莺学名实为金冠地莺, 并称其分布于贵州雷山, 而 2011 年出版的《贵州野生动物名录》将灰腹地莺学名修订为“*Tesia cyaniventer*”, 与《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》中灰腹地莺学名一致。结合 2023 年 5 月于雷山拍摄到的灰腹地莺图片, 作者认为贵州分布的金冠地莺实为灰腹地莺。
13	雀形目	林鹛科	穗鹛属	黑头穗鹛	*Stachyris nigriceps*	已发表专著/论文	《贵州省云台山鸟类群落特征》(罗祖奎等, 2013)一文记录了黑头穗鹛在贵州的分布, 结合《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》和《中国鸟类观察手册》等关于该种的分布记录, 作者认为, 因该种现有分布区距离云台山较远, 且周边范围多年尚无分布记录, 该名录暂未予收录。[文献：罗祖奎, 刘伦沛, 王云, 牛俊英, 刘立波, 李丽 (2013) 贵州省云台山鸟类群落特征. 华东师范大学学报(自然科学版), (5), 43–52.]
14	雀形目	噪鹛科	奇鹛属	黑顶奇鹛	*Heterophasia capistrata*	已发表专著/论文	《贵州桐梓黄莲柏菁自然保护区夏季鸟类资源初步调查》一文记录了黑顶奇鹛的分布, 经核实原记录学名 *H. melanoleuca* 实为黑头奇鹛(*H. desgodinsi* Oustalet, 1877)的异名, 同时与作者联系确认, 该笔黑顶奇鹛的记录实为黑头奇鹛。[文献：晏玉莹, 匡中帆, 江亚猛, 陈东升, 陈斯侃, 张光辉 (2017) 贵州桐梓黄莲柏菁自然保护区夏季鸟类资源初步调查. 野生动物学报, 38(2), 265–272.]
15	雀形目	鹟科	鹟属	灰纹鹟	*Muscicapa griseisticta*	中国观鸟记录中心	仅记录于“中国观鸟记录中心”, 记录者未提供物种图片等证据。

序号 No.	目 Order	科 Family	属 Genera	中文名 Chinese name of species	学名 Latin name of species	数据来源 Distributed data sources	未收录理由 Reason for not included
16	雀形目	雀科	麻雀属	家麻雀	*Passer domesticus*	已发表专著/论文、eBird	《贵州赤水桫椤国家级自然保护区及其周边区域鸟兽多样性红外相机监测对比》一文称桫椤国家级自然保护区记录了家麻雀, 但未提供物种影像, 结合《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》《中国鸟类观察手册》等关于该种现有分布区的记录, 同时 eBird 记录者也未提供物种影像, 因此该名录暂未予收录。[文献：刘邦友, 张廷跃, 梁盛, 白小节, 刘伟 (2020) 贵州赤水桫椤国家级自然保护区及其周边区域鸟兽多样性红外相机监测对比. 兽类学报, 40(5), 503–519.]
17	雀形目	燕雀科	—	藏黄雀	*Spinus thibetanus*	已发表专著/论文	《贵州凯里学院校园鸟类多样性》一文记录了藏黄雀在贵州的分布, 其发现地位于城区, 结合《中国鸟类分类与分布名录（第四版）》《中国鸟类观察手册》等关于该种分布地的描述, 记录地距离已知分布区较远, 推测为逃逸个体, 该名录暂未予收录。[文献：罗祖奎, 牛俊英, 李性苑, 张文华, 孟丽霞 (2012) 贵州凯里学院校园鸟类多样性. 湖北大学学报（自然科学版）, 34(3), 292–297.]

张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉 (2026) 贵州省鸟类物种多样性及名录更新. 生物多样性, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025381

附录6　本次鸟类名录梳理参考的文献与著作题录

Appendix 6　Documents and monographs referenced in this bird list review

[1] Boyd R L., Nyári R S., Benz B W., Chen GJ (2008) Aves, Province of Guizhou, China. Check List, 4(1), 107–114.

[2] Jiang Aiwu, Cheng Zhiying, Liang Xiantang (2012) Discovery of Hume's Pheasant (*Syrmaticus humiae*) in Guizhou Province, southwestern China. Chinese Birds, 3(2), 143–146.

[3] 柴鑫, 杨卫诚, 杨涛, 潘承钱, 张胜辉, 彭蕾 (2024) 贵州紫云县黑颈长尾雉的活动节律及时间分配. 生态学杂志, 43(5), 1360−1366.

[4] 陈红, 李松, 熊荣川, 田应洲 (2013) 贵州省六盘水明湖国家湿地公园脊椎动物资源调查研究. 六盘水师范学院学报, 25(6), 1−20.

[5] 陈继军, 李萍, 杨宗才, 张世玲, 李晓海 (2020) 贵州雷公山海南鸦繁殖记录. 动物学杂志, 55(4), 513−515.

[6] 陈永祥, 陈群利, 冯图 (2021) 贵州草海国家级自然保护区综合科学考察报告. 中国林业出版社, 北京.

[7] 邓洪平 (2015) 贵州赤水桫椤国家级自然保护区生物多样性. 科学出版社, 北京.

[8] 邓伦秀, 冉景丞, 尚金文 (2013) 贵州纳雍珙桐自然保护区科学考察研究. 中国林业出版社, 北京.

[9] 苟光前, 魏鲁明, 谢双喜 (2017) 贵州麻阳河国家级自然保护区生物多样性研究. 贵州科学技术出版社, 贵阳.

[10] 贵州动物志编委会 (1980) 贵州脊椎动物分布名录. 贵州人民出版社, 贵阳.

[11] 贵州省环境保护局, 六盘水市环境保护局 (1990) 六盘水野钟黑叶猴自然保护区科学考察集. 贵州民族出版社, 贵阳.

[12] 贵州省环境科学研究设计院 (2010) 贵州省生物多样性现状. 贵州科技出版社, 贵阳.

[13] 胡灿实, 张明明, 李筑眉, 粟海军 (2022) 贵州长顺斗麻自然保护区发现黑颈长尾雉. 山地农业生物学报, 41(3), 91−92.

[14] 胡鸿兴, 唐瑞昌, 唐瑞玉, 陈云 (1978a) 贵州的鸟类(Ⅰ). 武汉大学学报(自然科学版), 24(2), 67–77.

[15] 胡鸿兴, 唐瑞昌, 唐瑞玉, 陈云 (1978b) 贵州的鸟类(Ⅱ). 武汉大学学报(自然科学版), 24(3), 75–86.

[16] 胡鸿兴, 唐瑞昌, 唐瑞玉, 陈云 (1978c) 贵州的鸟类(Ⅲ). 武汉大学学报(自然科学版), 24(4), 99–113.

[17] 黄希, 李继祥, 夏灿玮 (2012) 贵州省鸟类新纪录——灰冠鹪莺. 四川动物, 31(6), 941.

[18] 匡中帆, 牛克锋 (2016) 梵净山鸟类. 贵州科技出版社, 贵阳.

[19] 匡中帆, 吴忠荣, 白皓天, 江亚猛, 牛克锋 (2015) 贵州省鸟类科的新纪录——燕鸻科(灰燕鸻). 四川动物, 34(1), 28.

[20] 匡中帆, 姚正明 (2020) 中国茂兰鸟类. 科学出版社, 北京.

[21] 蓝开敏 (1994) 柏箐喀斯特台原森林区科学考察集. 贵州民族出版社, 贵阳.

[22] 雷宇, 刘慧, 刘强 (2019) 贵州贵阳发现长尾夜鹰. 动物学杂志, 54(3), 413−413.

[23] 李光容, 粟海军, 李继祥, 胡灿实, 张明明, 李筑眉 (2016) 贵州省宽阔水发现褐头鸦. 动物学杂志, 51(6), 992−992.

[24] 李乔明, 勾伟, 姬程鹏, 肖文宏, 陈斯侃, 肖治术 (2022) 贵州大沙河国家级自然保护区鸟兽多样性的红外相机监测初探. 兽类学报, 42(1), 10−10.

[25] 李青, 李鹤翔 (2010) 贵州鸟类亚种一新纪录. 贵州科学, 28(4), 66−67.

[26] 李松, 田应洲, 管绍荣 (1995) 贵州省六盘水市发现红翅旋壁雀. 动物学杂志, 30(2), 50−50.

[27] 李扬, 罗祖奎, 刘兴旺 (2018) 贵州省鸟类新纪录——家八哥. 凯里学院学报, 36(6), 83.

[28] 李毅, 王云, 张卫民, 匡中帆, 张廷跃, 时功源, 吴忠荣 (2025) 贵州省鸟类新纪录——栗头织叶莺. 贵州林业科技, 53(4), 30−32.

[29] 李毅, 吴忠荣, 张海波, 匡中帆, 张卫民 (2024) 贵州省 2 种鸟类新纪录——红颈瓣蹼鹬、锈胸蓝姬鹟.

张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉 (2026) 贵州省鸟类物种多样性及名录更新. 生物多样性, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025381

贵州科学, 42(3), 8−10.

[30] 李子忠 (2011) 贵州野生动物名录. 贵州科技出版社, 贵阳.

[31] 刘邦友, 张廷跃, 梁盛, 白小节, 刘伟 (2020) 贵州赤水桫椤国家级自然保护区及其周边区域鸟兽多样性红外相机监测对比. 兽类学报, 40(5), 503−519.

[32] 刘伯文 (1997) 东北地区大鸨的现状和保护. 国土与自然资源研究, (4), 61−63.

[33] 刘强, 雷宇, 刘慧 (2021) 贵州贵阳发现流苏鹬. 动物学杂志, 56(1), 72−72.

[34] 刘阳, 陈水华 (2021) 中国鸟类观察手册. 湖南科学技术出版社, 长沙.

[35] 罗扬, 刘浪 (2010) 贵州望谟苏铁自然保护区科学考察集. 贵州科技出版社, 贵阳.

[36] 罗扬, 刘浪, 杨荣渊 (2012) 贵州习水中亚热带常绿阔叶林国家级自然保护区科学考察研究. 贵州科技出版社, 贵阳.

[37] 罗杨, 龙迪信 (2019) 贵州月亮山自然保护区科学考察研究. 中国林业出版社, 北京.

[38] 罗祖奎, 刘伦沛, 王云, 牛俊英, 刘立波, 李丽 (2013) 贵州省云台山鸟类群落特征. 华东师范大学学报(自然科学版), (5), 43−52.

[39] 罗祖奎, 牛俊英, 李性苑, 张文华, 孟丽霞 (2012) 贵州凯里学院校园鸟类多样性. 湖北大学学报（自然科学版）, 34(3), 292−297.

[40] 罗祖奎, 任峻, 刘文, 李振吉, 李性苑 (2013) 贵州草海发现钳嘴鹳. 动物学杂志, 48, 240+−322.

[41] 米小其, 李飞 (2025) 贵州铜仁发现泽鹬. 动物学杂志, 60(2), 314−314.

[42] 米小其, 余波, 王华 (2015) 贵州草海发现苇鸦. 动物学杂志, 50(3), 469−469.

[43] 缪杰 (2023) 贵州省 2021 版国家重点保护野生动物手册. 中国林业出版社, 北京.

[44] 穆君, 王娇娇, 胡灿实, 张明明, 李筑眉, 张雷, 李云波, 粟海军 (2018) 贵州习水发现鹰雕. 动物学杂志, 53(4), 527+553.

[45] 穆君, 王娇娇, 张雷, 李云波, 李筑眉, 粟海军 (2019) 贵州习水国家级自然保护区红外相机鸟兽监测及活动节律分析. 生物多样性, 27(6), 683−688.

[46] 冉景丞, 陈会明, 熊志斌 (2003) 贵州茂兰国家级自然保护区鸟类调查. 贵州林业科技, 31(2), 26–33.

[47] 盛尚, 朱芸, 刘宇, 郑进凤, 余永富, 李扬, 张凯, 徐雨 (2022) 贵州雷公山国家级自然保护区原住民村落与周边保护地鸟类多样性差异. 四川动物, 41(3), 313−320.

[48] 田应洲, 李松, 管绍荣 (1996) 贵州省六盘水地区发现白腹鹞. 六盘水师范高等专科学校学报, (4), 12−13.

[49] 田应洲, 李松, 王强 (2000) 贵州省仓鸮 Tyto alba stertens Hartert 新纪录. 六盘水师范高等专科学校学报, 12(1), 4−4.

[50] 涂声蕾, 冉景丞, 王洁, 黄小龙, 范兴龙, 马思怡, 吴忠荣, 蔡玖, 张旭 (2024) 贵州鸟类新记录——雪雁. 四川动物, 43(5), 598−598.

[51] 王丞, 周大庆, 梁盛, 粟海军, 胡灿实, 张明明 (2019) 贵州赤水桫椤国家级自然保护区鸟兽多样性红外相机初步监测. 生物多样性, 27(10), 1147−1152.

[52] 王虹, 王有辉, 向准, 李青, 李若贤 (2011) 贵州鸟类资源现状. 环保科技, 17(4), 5−8.

[53] 王佳佳, 李筑眉, 梁伟 (2013) 贵州宽阔水自然保护区发现白颈长尾雉. 海南师范大学学报(自然科学版), 26(3), 294−295.

[54] 王汝斌 (2014) 贵州首次发现彩鹮. 四川动物, 33(6), 937−937.

[55] 王勇, 钟国, 宋波, 潘长江, 张瑜晗, 王龙舞 (2019) 花溪十里河滩国家城市湿地公园鸟类多样性研究. 贵州师范大学学报(自然科学版), 37(1), 59−64.

[56] 王子明, 李萍, 李扬, 谢镇国 (2015) 雷公山自然保护区鸟类新记录. 野生动物学报, 36(1), 118−120.

[57] 吴至康 (1986) 贵州鸟类志. 贵州人民出版社, 贵阳.

[58] 吴至康, 陈云, 吴守恩, 林齐维, 胡鸿兴, 唐瑞昌 (1979) 贵州的鸟类(Ⅳ)——贵州省新记录. 武汉大

张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉 (2026) 贵州省鸟类物种多样性及名录更新. 生物多样性, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025381

学学报(自然科学版), 25(4), 97–112.

[59] 夏灿玮, 杨灿朝, 蔡燕, 梁伟, 吴太伦 (2010) 贵州鸟类科的新纪录——岩鹨科(棕胸岩鹨). 动物学杂志, 45(1), 163−164.

[60] 谢双喜, 喻理飞, 周庆 (2006) 大沙河自然保护区本底资源. 贵州科技出版社, 贵阳.

[61] 熊康宁 (2006) 中国南方喀斯特荔波锥状喀斯特生态过程与生物多样性. 贵州人民出版社, 贵阳.

[62] 晏玉莹, 匡中帆, 江亚猛, 陈东升, 陈斯侃, 张光辉 (2017) 贵州桐梓黄莲柏菁自然保护区夏季鸟类资源初步调查. 野生动物学报, 38(2), 265−272.

[63] 杨程, 罗青青, 赵文秀, 王芬 (2020) 黔南民族师范学院校园及其周边绿地鸟类调查. 安徽农业科学, 48(16), 98−101, 142.

[64] 杨光美, 李佳琦, 张明明, 胡灿实, 粟海军 (2022) 贵州坡岗喀斯特森林自然保护区红外相机兽类和鸟类监测及活动节律分析. 兽类学报, 42(3), 325−338.

[65] 杨卫成, 冉景丞 (2019) 贵州普安龙吟阔叶林州级自然保护区综合科学考察集. 中国林业出版社, 北京.

[66] 杨雄威, 吴安康, 邹启先, 李光容, 张明明, 胡灿实, 粟海军 (2020) 贵州麻阳河国家级自然保护区红外相机鸟兽监测. 生物多样性, 28(2), 7−7.

[67] 杨雄威, 张海波, 孟宪伟, 吴忠荣, 匡中帆, 李毅 (2024) 贵州省两种鸟类分布新记录——三趾鸥与红胸秋沙鸭. 湿地科学与管理, 20(4), 94−97.

[68] 杨雄威, 张海波, 潘霞, 梁正军, 田鸿, 陈雨倩 (2024) 贵州省 2 种鸟类新纪录——中华攀雀和青藏沙鸽. 陆地生态系统与保护学报, 4(4), 87−90.

[69] 杨雄威, 张海波, 潘霞, 苏以江, 李毅, 夏奉梅, 李琰, 郭轩, 李筑眉 (2024) 贵州省鸟类新记录——田鸦. 四川动物, 43(6), 718.

[70] 玉屏, 吴忠荣, 刘绍飞, 谭成江, 罗荣江 (2026) 贵州荔波发现栗头鹛. 动物学杂志, 61, 12−, 51.

[71] 喻理飞, 陈光平, 余登利 (2018) 贵州宽阔水国家级自然保护区生物多样性保护研究. 中国林业出版社, 北京.

[72] 喻理飞, 粟海军, 安明态, 杨瑞, 张华海 (2016) 贵州佛顶山生物多样性:中国生物多样性保护优先区武陵山−苗岭结点保护区研究. 贵州科技出版社, 贵阳.

[73] 袁继林, 袁继鹏 (2017) 贵州省鸟类新纪录——黑眉苇莺. 贵州林业科技, 45(2), 49−50.

[74] 曾卫, 毕宏康 (2024) 贵州省鸟类分布新纪录——白喉林莺. 陆地生态系统与保护学报, 4(6), 93−94.

[75] 张海波, 孔志红, 苏以江, 粟海军, 胡灿实, 张明明 (2023) 贵阳阿哈湖国家湿地公园生物多样性研究. 中国林业出版社, 北京.

[76] 张海波, 匡中帆, 吴忠荣, 李毅 (2019) 贵州省鸟类新记录——鸲姬鹟(Ficedulamugimaki). 贵州科学, 37(4), 21−22.

[77] 张海波, 吴忠荣, 匡中帆 (2018) 贵州习水发现淡绿鵙鹛. 动物学杂志, 53(2), 301−301.

[78] 张海波, 吴忠荣, 匡中帆, 李筑眉, 粟海军, 孔志红, 苏以江, 谈洪英, 夏奉梅 (2020) 贵州省鸟类新纪录——金色林鸮. 野生动物学报, 41(3), 838−842.

[79] 张海波, 吴忠荣, 李毅, 陆亮, 沈惠明, 孔志红, 苏以江 (2021) 贵州省鸟类新纪录——栗树鸭. 野生动物学报, 42(2), 601−604.

[80] 张鹤, 黄小龙, 冉景丞, 杨再华, 刘广慧, 刘懿, 程绍传, 晏玉莹, 张旭 (2024) 贵州省鸟类新记录——卷羽鹈鹕. 四川动物, 43(2), 144−144.

[81] 张华海 (2003) 桴槭自然保护区科学考察集. 贵州科技出版社, 贵阳.

[82] 张华海 (2003) 老蛇冲自然保护区科学考察集. 贵州科技出版社, 贵阳.

[83] 张华海 (2003) 南宫自然保护区科学考察集. 贵州科技出版社, 贵阳.

[84] 张华海 (2006) 湄潭百面水自然保护区综合科学考察集. 贵州科技出版社, 贵阳.

张海波, 吴忠荣, 胡灿实, 匡中帆, 李毅, 张明明, 杨雄威, 粟海军, 李筑眉 (2026) 贵州省鸟类物种多样性及名录更新. 生物多样性, 34, 25381. doi: 10.17520/biods.2025381; cstr: 32101.14.biods.2025381. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025381

[85] 张华海, 李明晶, 邓锦光 (2006) 黎平太平山自然保护区综合科学考察集. 贵州科技出版社, 贵阳.

[86] 张华海, 李明晶, 姚松林 (2007) 草海研究. 贵州科技出版社, 贵阳.

[87] 张华海, 龙启德, 廖德平 (2006) 兴义坡岗自然保护区综合科学考察集. 贵州科技出版社, 贵阳.

[88] 张华海, 张旋 (2007) 雷公山国家级自然保护区生物多样性研究. 贵州科技出版社, 贵阳.

[89] 张强, 冉景丞, 王茂, 邹发生 (2013) 贵州茂兰发现大草莺. 动物学杂志, 48(2), 101−117.

[90] 张廷跃, 吴忠荣, 李毅, 匡中帆, 白小节, 罗晓洪, 孔令雄, 张静, 张卫民 (2024) 贵州省鸟类分布新纪录——斑背燕尾. 贵州科学, 42(3), 6−8.

[91] 赵理源, 吴忠荣, 李毅, 张廷跃, 匡中帆 (2025) 贵州鸟类新记录——斑脸海番鸭. 四川动物, 44(1), 113.

[92] 郑光美 (2023) 中国鸟类分类与分布名录(第四版). 科学出版社, 北京.

[93] 朱军 (2013) 贵州盘县八大山自然保护区科学考察研究. 中国林业出版社, 北京.

[94] 朱军, 陈东升, 谢建康 (2017a) 贵州思南四野屯省级自然保护区科学考察研究. 中国林业出版社, 北京.

[95] 朱军, 江亚猛, 张安兵 (2017b) 贵州印江洋溪自然保护区综合科学考察研究. 中国林业出版社, 北京.

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 26069, pages 1–15
doi: 10.17520/biods.2026069
cstr: 32101.14.biods.2026069

•保护与治理对策•

国家公园法实施背景下中国国家公园可持续发展研究的热点与政策耦合

白璐, 王伟*

中国环境科学研究院生态研究所, 北京 100012

摘要: 国家公园作为我国自然保护地体系的重要组成部分, 在生物多样性保护、生态安全维护及区域可持续发展中发挥着关键作用。随着国家公园体制的全面推进与《中华人民共和国国家公园法》(以下简称国家公园法)的颁布实施, 国家公园可持续发展研究已经成为学界关注和讨论的焦点议题之一。本文以国家公园法为依据, 结合中国知网(CNKI) 2016–2025年收录的国家公园可持续发展相关文献, 运用法律文本分析法与文献计量方法, 系统梳理政策关注议题、研究热点及演变趋势。通过政策词条与学术研究关键词的对照分析, 揭示当前研究热点与制度目标之间的契合性与分歧。结果表明: (1)国家公园法中涉及可持续发展的政策词条在生态、社会与治理三大维度上的分布相对均衡, 但在生态环境可持续性方面呈现出明显的高频集中特征; (2)我国国家公园可持续发展研究总体呈快速增长趋势, 研究主题由制度探索逐步转向社区发展与治理机制等综合议题; (3)学术研究与国家公园法在生物多样性、生态旅游等方面契合度较高, 但在生态系统完整性、科学保护、统筹管理等制度性议题上仍存在明显研究薄弱环节。在此基础上, 未来研究应进一步聚焦社会–生态系统的综合分析, 强化法治框架下治理机制的系统评估, 深入探讨生态保护与合理利用的协同实现路径, 并推进多尺度动态监测方法的集成应用。本研究可为我国国家公园可持续发展建设提供参考, 进而为提升我国国家公园建设与发展质量提供科学依据。

关键词: 保护地; 可持续性; 国家公园法; 生态旅游; 文献计量分析; 可视化

白璐, 王伟 (2026) 国家公园法实施背景下中国国家公园可持续发展研究的热点与政策耦合. 生物多样性, 34, 26069. doi: 10.17520/biods.2026069; cstr: 32101.14.biods.2026069.
Bai L, Wang W (2026) Research hotspots and policy coupling of sustainable development research on national parks in China under the implementation of the National Park Law. Biodiversity Science, 34, 26069. doi: 10.17520/biods.2026069; cstr: 32101.14.biods.2026069.

Research hotspots and policy coupling of sustainable development research on national parks in China under the implementation of the National Park Law

Lu Bai, Wei Wang*

Institute of Ecology, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

ABSTRACT

Background & Aims: As a core component of China's protected area system, national parks play a critical role in biodiversity conservation, ecological security, and regional sustainable development. With the ongoing advancement of the national park system reform and implementation of the National Park Law of the People's Republic of China (hereafter referred to as the National Park Law), sustainable development research on national parks has become an important topic in recent studies. Through a comparative analysis between policy-derived keywords and research keywords, this study aims to reveal the degree of alignment and divergence between research hotspots and policy priorities.

Methods: Grounded in the National Park Law, this study integrates literature related to the sustainable development of

收稿日期 Received: 2026-03-03; 接受日期 Accepted: 2026-07-20
基金项目: 国家重点研发计划(2022YFF1301405)和国家自然科学基金(32171664) Supported by the National Key Research and Development Program of China (2022YFF1301405), and the National Natural Science Foundation of China (32171664)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: wang.wei@craes.org.cn

national parks published in the China National Knowledge Infrastructure (CNKI) database from 2016 to 2025. By combining legal text analysis with bibliometric methods, this study systematically examines policy-oriented sustainability themes, major research topics, and their evolutionary trajectories.
Results: Sustainability-related policy terms in the National Park Law are relatively evenly distributed across ecological, social, and governance dimensions, with a greater emphasis on the ecological dimension. Research on the sustainable development of China's national parks has shown a rapid growth trend, with research themes shifting from institutional exploration toward integrated issues involving ecological conservation, community development, and governance mechanisms. A high degree of alignment exists between academic research and the National Park Law in areas such as ecological protection, biodiversity conservation, and ecotourism, whereas significant research gaps remain in institutional aspects, including ecosystem integrity, science-based conservation, and integrated management.
Conlusions: Future research should focus on integrated analyses of social-ecological systems, strengthen evaluations of governance mechanisms within a rule-of-law framework, explore synergistic pathways between ecological conservation and sustainable use, and promote the application of multi-scale dynamic monitoring approaches. The results provide a scientific basis for advancing the sustainable development of China's national parks and improving their management effectiveness.
Key words: protected areas; sustainability; National Park Law; ecotourism; bibliometric analysis; visualization

自然保护地是生物多样性就地保护和应对气候变化最为有效的措施之一(Dinerstein et al., 2019; Maxwell et al., 2020), 同时还能够在不同方面推动实现2030年可持续发展目标(Sustainable Development Goals, SDGs) (Naidoo et al., 2019)。自2013年党的十八届三中全会提出建立国家公园体制以来, 我国国家公园建设进入系统推进阶段(https://www.gov.cn/zhengce/2019-06/26/content_5403497.htm)。建立国家公园体制, 是促进自然生态保护、建设美丽中国、促进人与自然和谐共生的一项重大举措, 旨在维护自然生态系统的原真性和完整性, 保护生物多样性, 保护生态安全屏障, 给子孙后代留下珍贵的自然资产(https://www.gov.cn/gongbao/content/2017/content_5232358.htm)。2021年我国正式设立了三江源、大熊猫、东北虎豹、海南热带雨林和武夷山等第一批国家公园, 标志着以国家公园为主体的自然保护地体系建设进入新阶段。2022年, 《国家公园空间布局方案》印发, 遴选出49个国家公园候选区(含正式设立的5个国家公园), 总面积约110万km^2, 并提出到2035年基本建成全世界最大的国家公园体系的目标(https://www.forestry.gov.cn/c/www/ze/29773.jhtml)。2025年9月12日, 第十四届全国人大常委会第十七次会议通过《中华人民共和国国家公园法》(以下简称国家公园法), 并于2026年1月1日起施行(https://www.forestry.gov.cn/lyj/1/szxx/20250912/642163.html), 这是我国首部关于国家公园的专门立法, 首次以法律形式确立"保护优先、严格保护"的基本原则, 明确国家公园在生态保护红线、生态系统服务价值实现、社区参与、监测评估以及气候变化适应等方面的核心要求, 为国家公园的长期稳定保护和管理提供了刚性法治保障。然而, 现有研究多聚焦于社区发展与生态旅游等议题, 较少从法律制度视角系统审视学术研究热点与政策目标之间的契合关系, 尤其缺乏基于法律文本对可持续发展政策要素分布特征及学术响应程度的定量评估, 从而在一定程度上制约了科学研究对国家公园法实施的支撑作用。国际经验表明, 国家公园立法不仅是提升治理能力的重要制度保障, 也深刻影响相关科学研究的发展方向。美国、加拿大等国家在国家公园法律框架不断完善的过程中, 逐步形成了以生态系统完整性评估、社区参与治理和适应性管理为核心的研究体系, 实现了法律制度建设与科学研究发展的良性互动(Huber et al., 2023; Schéré et al., 2023)。因此, 从法律制度与学术研究协同演化的视角探讨国家公园可持续发展, 具有重要的理论与实践意义。

基于此, 本文以国家公园法为制度分析基础, 结合中国知网数据库(China National Knowledge Infrastructure, CNKI; https://www.cnki.net/), 运用法律文本分析与文献计量方法, 对2016–2025年收录的中国国家公园可持续发展相关文献进行客观分析与整理, 系统梳理我国国家公园可持续发展研究的政策关注热点、科研主题与趋势演化。通过政策词条与学术研究关键词的对照分析, 揭示当前研究

热点与制度目标之间的契合性与分歧, 并在此基础上总结研究不足, 提出未来研究方向。本文旨在为国家公园生态保护与可持续发展研究提供参考, 也为相关制度实施与科学决策提供技术支持。

1 研究方法与数据来源

1.1 国家公园法文本分析方法

为系统识别国家公园法中与可持续发展相关的制度要素及其分布特征, 本文构建了文本挖掘与内容分析相结合的政策文本分析框架。具体而言, 首先对法律文本进行结构化处理与条款划分; 在此基础上, 构建可持续发展关键词体系, 并通过关键词匹配与词频统计提取核心政策词条; 进一步结合主题归类方法, 对相关内容进行多维度解析, 从而识别国家公园法在生态、经济及治理等方面的制度关注重点及其结构特征。该方法在一定程度上实现了对法律文本内容的量化表征, 并为后续学术研究热点与政策重点的对照分析提供基础。

1.1.1 数据获取与预处理

本研究以2025年9月12日通过、2026年1月1日起施行的国家公园法文本为分析对象。该法共7章、63条, 系统规定了国家公园的布局设立、保护管理、参与共享、保障监督等内容。全文从国家林业和草原局官网(https://www.forestry.gov.cn/c/www/lcdt/642163.jhtml)获取, 并保存为纯文本格式。

为确保文本分析的准确性和规范性, 本文采用Python 3.14进行预处理, 利用re模块通过正则表达式去除非正文内容及格式冗余, 并统一字符与换行规则。随后以“第X条” (X = 1–63)为分界标识, 将全文分割为63个独立条款单元, 便于后续逐条关键词匹配与主题分析。

1.1.2 可持续发展相关关键词的界定

为构建科学、客观的分析框架, 本研究参考SDGs (Borrini et al., 2004)、中国生态文明建设理念(蔡晓梅等, 2023)、《建立国家公园体制总体方案》 (https://www.gov.cn/gongbao/content/2017/content_5232358.htm)以及国内外可持续发展相关标准(Zhu et al., 2022; 王慧娟和兰宗敏, 2022), 初步筛选并构建了可持续发展关键词集。在关键词筛选过程中, 本文综合采用规范文件提取-高频文献归纳-语义整合优化的多源融合方法。首先, 基于SDGs框架及国家公园相关政策文件, 提取涵盖生态保护、社会发展与治理体系等方面的核心概念词; 其次, 通过对国内外国家公园与可持续发展相关研究文献中的高频关键词进行归纳整理, 补充学术研究中具有代表性的常用术语; 最后, 对初步形成的关键词集合进行语义合并与规范化处理, 剔除重复或语义重叠项, 并统一表达形式, 从而形成覆盖生态、社会与治理多维度的初始关键词集。该关键词集涵盖核心概念如生态文明、绿色发展、生物多样性等词以及扩展短语如生态修复、人与自然和谐共生、生态系统服务等69个初始关键词。中文分词采用jieba分词库, 以提升分词准确率。此外, 为降低主观选择偏差, 关键词的确定遵循文献共识优先、政策语境一致、语义边界清晰的原则, 并通过多轮比对与修订, 确保其对法律文本中可持续发展相关内容具有较高的覆盖度与代表性。该关键词集的选取基于文献共识与法律文本语境, 避免主观随意性, 并为后续匹配提供客观依据。

1.1.3 关键词提取与词频统计

采用自动化字符串匹配与词频分析相结合的方法提取关键词。首先, 基于预定义的关键词列表, 通过字符串匹配算法筛选全文中的目标词及短语, 并汇总所有匹配结果。随后, 利用Python 3.9.6标准库中的collections.Counter模块统计各关键词的频次分布, 并借助pandas库构建结构化数据表, 按频次降序排序。为检验结果的稳定性和一致性, 分别设定关键词词频提取阈值为 ≥ 1、≥ 2、≥ 3, 并进行多次测试。分析结果表明, 当词频阈值从 ≥ 1提升至 ≥ 3时, 三大主题维度的整体结构未发生显著变化。因此, 研究设定了最低频次阈值为 ≥ 1, 同时记录关键词在不同条款中的分布情况, 以支持后续空间(条款维度)分析。该方法实现了对国家公园法全文的定量化扫描, 有效避免了人工提取的主观偏差, 能够清晰揭示可持续发展相关概念的分布特征及其重点强调领域。

为清晰呈现法律文本的可持续发展导向, 本研究综合关键词提取、词频统计与主题归类结果, 参考可持续发展“三维框架” (生态–经济–治理) (Daly, 1990), 并结合国家公园制度目标, 将相关法律条文所涉及的可持续发展内容归纳为三大主题维度, 即生态环境可持续性、社会经济可持续性以及治理/

管理可持续性。基于上述分类框架，各维度的统计频次分别为12次、11次和13次。

1.2 文献计量分析方法

1.2.1 数据来源

选用CNKI作为数据来源，使用高级检索式: SU% = (国家公园) * (‘可持续发展’ OR ‘可持续性’)进行检索，检索时间范围设置为2016年1月1日至2025年12月31日，文章类型选择学术期刊、学位论文和会议。采用人工剔除重复文献，并保留研究范围为我国境内的文献，排除与国家公园可持续发展主题无关的文献(如仅提及国家公园名称但未讨论可持续性议题的文章)并保留与社区参与、治理机制、生态旅游等高度相关的文献。经过筛选去重，共得到文献1,177篇，这些文献构成了本研究的数据分析基础样本。本研究文献计量分析的核心主要基于中文社会科学引文索引(Chinese Social Sciences Citation Index, CSSCI)及其扩展版来源的期刊论文(占比达70.6%)，以确保数据的学术质量与代表性。同时在具体文献计量分析过程中，重点聚焦高频关键词及其聚类结构，从而降低低频或边缘文献对整体结果的干扰，提升文献计量分析结果的稳健性与解释力。

1.2.2 分析方法

使用Origin 2026统计分析2016–2025年中国国家公园可持续发展研究的年发文量。同时，利用CiteSpace 6.3.R1和VOSviewer 1.6.20对所检索的文献进行可视化分析。通过VOSviewer 1.6.20对关键词进行网络可视化，以识别中国国家公园可持续发展的研究热点。为了更清晰地了解近十年我国国家公园可持续发展研究领域的变迁，以1年为时间切片，用CiteSpace 6.3.R1绘制国家公园可持续发展研究关键词时间序列图和关键词突现图。

1.3 学术研究热点与法律关注重点的耦合性分析

采用法律文本分析与文献计量相结合的方法，构建国家公园法政策词条与学术研究热点之间的交叉映射框架，以评估学术研究对国家公园立法重点的响应特征。首先，通过内容分析法从国家公园法中系统提取与可持续发展相关的关键政策词条。其次，以CNKI中2016–2025年收录的国家公园可持续发展相关文献为研究对象，运用文献计量方法对高频关键词进行共现与聚类分析，识别主要研究热点。通过对既有文献计量研究的系统梳理可以发现(杜金鸿等, 2024)，2016年之前我国国家公园可持续发展研究总体上处于探索阶段，相关研究数量较少，尚未形成稳定的研究体系；而随着2016年国家公园体制试点的全面启动，相关研究迅速增加，研究主题与方法逐步丰富，为支撑国家公园可持续发展的制度构建与法律完善奠定了重要基础。因此，本文以2016年作为时间起点进行分析。在此基础上，本文将法律政策词条与文献计量提取的关键词聚类结果进行语义对照，构建二者之间的匹配评价框架，以系统识别现有研究对立法重点的响应程度及潜在不足。为降低主观判断带来的偏差，我们引入了Jaccard相似系数(J)与词向量语义相似度进行综合衡量。其中，Jaccard相似系数用于刻画关键词集合的重合程度，语义相似度用于识别表述差异但内涵相关的词条关系(Chandrasekaran & Mago, 2021)。在语义相似度计算过程中，本文采用基于Word2Vec预训练中文词向量模型的方法，将法律政策词条与文献计量提取的研究热点关键词映射为向量表示，并利用余弦相似度(cosine similarity)衡量二者语义接近程度。余弦相似度取值范围为0–1，数值越大表示语义关联程度越高。所有计算过程均基于Python 3.9.6环境实现。在此基础上，将匹配关系划分为三类: 当$J \geq 0.5$或语义相似度 ≥ 0.7时，判定为“高度匹配” (即直接对应或高度重合)；当$0.2 \leq J < 0.5$或语义相似度介于0.4–0.7之间时，判定为“部分匹配”(语义相近但侧重点存在差异)；当$J < 0.2$且语义相似度 < 0.4时，则归为“无匹配” (即相关研究覆盖不足或仅零星涉及)。其中，高度匹配主要反映核心概念的一致性表达，部分匹配体现语义关联但表述分化，而无匹配则指现有研究对相关法律词条关注明显不足。

2 国家公园法文本分析

本研究提取到41个与可持续发展高度相关的独特词条(频次 ≥ 1)，生态环境可持续性、社会经济可持续性与治理/管理可持续性三大主题维度的词条信息与对应CNKI文献计量聚类热点及SDGs的结果见图1。

生态环境可持续性是国家公园法中最为核心、涉及词条数量最多的主题维度。法律高频强调生态系统完整性与原真性、生物多样性、生态风险防控

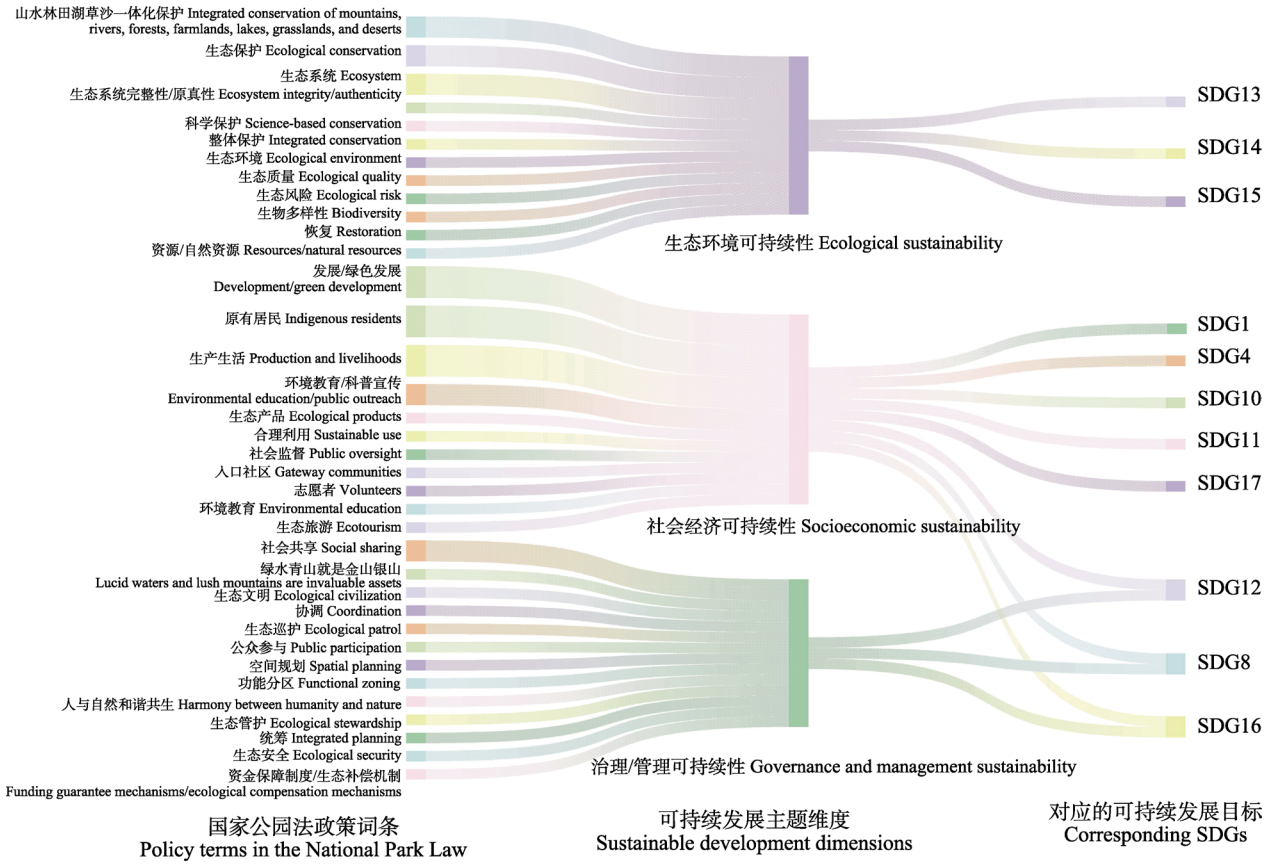


图1　国家公园法可持续发展政策词条、中国知网(CNKI)聚类热点及可持续发展目标(SDGs)对应关系。SDG1: 消除贫困; **SDG4**: 优质教育; **SDG8**: 体面工作和经济增长; **SDG10**: 减少不平等; **SDG11**: 可持续城市和社区; **SDG12**: 负责任的消费和生产; **SDG13**: 气候行动; **SDG14**: 水下生物; **SDG15**: 陆地生物; **SDG16**: 和平、正义与强大机构; **SDG17**: 促进目标实现的伙伴关系。

Fig. 1　Lexical items of sustainable development policies in the National Parks Law, China National Knowledge Infrastructure (CNKI) clustered hotspots and their Sustainable Development Goals (SDGs) mapping. SDG1, No Poverty; SDG4, Quality Education; SDG8, Decent Work and Economic Growth; SDG10, Reduced Inequalities; SDG11, Sustainable Cities and Communities; SDG12, Responsible Consumption and Production; SDG13, Climate Action; SDG14, Life Below Water; SDG15, Life on Land; SDG16, Peace, Justice and Strong Institutions; SDG17, Partnerships for the Goals.

及生态修复等方面, 体现出国家公园以维护生态系统结构与功能稳定为首要目标的制度导向。国家公园法在具体条款中明确规定, 需对山水林田湖草沙等自然要素单元实施整体保护与系统修复, 凸显对生态系统完整性和连续性的核心诉求。法律文本中高频出现的“生物多样性” “自然资源” “生态修复” “整体保护”等关键词, 也表明我国国家公园建设在制度层面明确以生态保护优先和生态系统完整性维护作为基本原则。该主题在联合国可持续发展目标体系中与SDG13 (气候行动)、SDG14 (水下生物)和SDG15 (陆地生物)高度契合。

社会经济可持续性维度在国家公园法中着重强调社区参与机制与民生保障体系的构建。相关政策词条主要涉及原有居民与周边社区、生计保障、志愿者参与、社会监督、环境教育、生态产品与生态旅游等内容, 反映出国家公园在严格生态保护前提下兼顾社会公平与民生改善的政策取向。法律文本通过对社区生产生活方式引导、合理利用资源以及生态产业发展的规范性表述, 明确国家公园在推动区域可持续发展中的社会功能。该主题在SDGs体系下与SDG1 (消除贫困)、SDG4 (优质教育)、SDG8 (体面工作和经济增长)、SDG10 (减少不平等)、SDG11 (可持续城市和社区)、SDG12 (负责任的消费和生产)及SDG16 (和平、正义与强大机构)等目标形成较为广泛的对应关系。

治理/管理可持续性是支撑国家公园长期稳定运行的重要制度基础。相关政策词条主要集中于空间规划与分区管控、协同管理机制、管理机构设置、

资金保障、监测评估、风险防控、公众参与及社会共享等方面, 反映出国家公园治理体系具有系统性和多主体协同的特征。法律文本通过明确国家公园空间管控规则、管理职责分工及监督机制, 强调制度执行与治理能力建设在生态保护中的基础性作用。该主题在SDGs体系下与SDG8 (体面工作和经济增长)、SDG12 (负责任的消费和生产)、SDG16 (和平、正义与强大机构)以及SDG17 (促进目标实现的伙伴关系)等目标具有密切关联。

总体来看, 国家公园法中涉及可持续发展的政策词条在生态环境、社会经济与治理/管理三大维度上的分布相对均衡, 但在生态环境可持续性方面呈现出明显的高频集中特征, 凸显出国家公园制度以生态系统保护为核心的基本导向。与此同时, 社会经济与治理层面的政策表述则为生态保护目标的实现提供了必要的制度支撑与实施路径。

3 国家公园可持续发展研究文献计量分析

3.1 发文量

对2016–2025年CNKI中关于国家公园可持续发展研究的年发文量统计可知(图2), 其总体呈现显著增长趋势, 但不同阶段增长幅度存在明显差异。其中, 2016–2018年间年发文量整体较少, 分别为30篇、57篇和44篇, 波动幅度较小, 研究规模尚未形成持续增长态势。2019–2020年, 发文量出现阶段性提升, 较前期水平明显增加, 但仍保持在100篇以内。自2021年起, 国家公园可持续发展研究发文量进入快速增长阶段, 2023年发文量达到统计期内的最高值, 2024–2025年发文量略有回落, 但仍维持在较高水平, 整体显著高于2016–2020年期间。总体而言, 2016–2025年国家公园可持续发展研究文献数量呈现由低位起步、快速增长并在高位波动的演变特征。

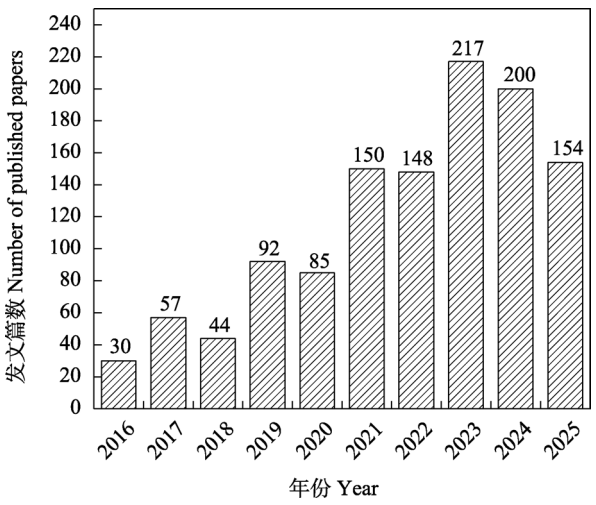


图2 2016–2025年中国知网(CNKI)中关于国家公园可持续发展研究年发文量统计

Fig. 2 Statistics on the number of published papers on the sustainable development of national parks in China National Knowledge Infrastructure (CNKI) from 2016 to 2025

3.2 研究趋势

结合关键词时间线分布与突现词分析结果(附录1, 图3), 可将2016–2025年我国国家公园可持续发展研究趋势大致划分为3个阶段: (1) 2016–2018年为探索阶段, 主要突现词为国家公园发展、保护地、生态文明等宏观概念性关键词, 突现时间较早但持续周期相对有限。这一阶段的研究主要围绕国家公园制度引入背景下的功能定位、保护目标及其与既有自然保护地体系的关系展开, 反映出学界对国家公园基本理念与制度框架的集中关注。(2) 2019–2021年为实践深化阶段, 研究热点逐渐向具体管理议题和实践问题拓展。社区居民、生态补偿、旅游、大熊猫、景观格局等新的关键词突现, 并与具体国家公园案例紧密相关。该阶段研究更加关注国家公园建设过程中生态保护与社区发展、旅游利用之间的关系, 研究重心由制度认知逐步转向实施层面的现实问题。这一变化在一定程度上与我国国家公园体制试点推进及典型案例积累密切相关。(3) 2022–2025年为高质量发展研究阶段, 突现关键词呈现出明显的综合化趋势。生计资本、地方依恋、生计策略、时空格局、生态安全、气候变化、耦合协调等关键词突现强度较高, 研究关注点由单一要素分析转向多系统耦合与长期可持续性问题。我国国家公园实行垂直管理体制, 可持续发展研究以政策驱动的顶层设计为核心, 强调制度构建与区域协调。因此, 国家公园可持续发展研究呈现显著的政策响应特征, 以政策驱动的制度创新与人地关系协调为核心, 聚焦于国家公园体制构建、生态保护与社区协调发展、法律体系建设、社区参与机制及生态补偿制度等本土化议题。

3.3 研究热点

基于2016–2025年收录的国家公园可持续发展研究文献的关键词共现网络分析可知(附录2), 国家

关键词 Keyword	年份 Year	强度 Strength	开始 Begin	结束 End	2016–2025
中国 China	2016	2.19	2016	2019	
发展 Development	2016	2.02	2016	2018	
保护地 Protected areas	2017	1.58	2017	2019	
生态补偿 Ecological compensation	2018	2.24	2018	2019	
社区居民 Community residents	2019	1.96	2019	2021	
旅游 Tourism	2020	2.88	2020	2022	
大熊猫 Giant panda	2020	2.41	2020	2021	
生态文明 Ecological civilization	2016	1.68	2020	2021	
景观格局 Landscape pattern	2021	3.09	2021	2022	
社区发展 Community development	2021	2.17	2021	2023	
社区 Community	2021	1.76	2021	2022	
游憩 Recreation	2021	1.76	2021	2022	
居民 Residents	2021	1.63	2021	2023	
生态安全 Ecological security	2022	2.83	2022	2023	
气候变化 Climate change	2022	2.43	2022	2023	
耦合协调 Coupling coordination	2022	1.61	2022	2023	
生计资本 Livelihood capital	2023	4.01	2023	2025	
地方依恋 Place attachment	2018	1.84	2023	2025	
生计策略 Livelihood strategies	2023	1.81	2023	2025	
时空格局 Spatiotemporal pattern	2023	1.61	2023	2025	
特许经营 Concession management	2021	1.57	2023	2025	
生态体验 Ecological experience	2023	1.45	2023	2025	
社区治理 Community governance	2023	1.45	2023	2025	
时空变化 Spatiotemporal change	2023	1.45	2023	2025	
原有居民 Indigenous residents	2023	1.45	2023	2025	

图3　中国知网(CNKI)中关于国家公园可持续发展研究的前25个关键词突现图谱。红色线段表示关键词突现的持续区间，蓝色线段表示研究时间范围。

Fig. 3　Top 25 keywords with the strongest citation bursts in China National Knowledge Infrastructure (CNKI) on national park sustainable development. Red segments indicate burst periods; blue segments indicate the full study period.

公园、生态旅游、自然保护地、自然保护区、高质量发展等关键词居于网络中心位置，具有较高的共现频次与连接强度。其中，国家公园与生态旅游、自然保护地之间的连线最为密集，表明旅游利用与保护地体系是当前研究的重要交汇方向。为进一步梳理国家公园与社区发展领域的研究热点与知识结构，本研究基于文献关键词生成聚类图谱(附录3)。聚类模块值(Q = 0.712)与平均轮廓值(S = 0.891)均大于0.5，表明聚类结构显著且信度较高(曲孝云等, 2023)。各聚类按规模排序依次为：国家公园、自然教育、风景园林、生态保护、生计资本、时空格局、特许经营、中国、生态旅游、生态文明、耦合协调、人兽冲突。根据研究结果发现，中国国家公园可持续发展研究主要集中在以下4个方面：

(1)在管理体制与政策制度研究方面，国内学者主要关注国家公园管理模式与制度设计，研究议题集中于管理体制、法律政策、分区管控和多主体协同治理，重点分析分区管理、权责划分和跨部门协调中的制度挑战，并探讨制度安排对生态保护与可持续发展的约束与激励机制(Li et al., 2021; 马婷等, 2023; Xue et al., 2023)。在具体政策工具层面，研究多围绕生态补偿、保护地役权改革、生态产品价值实现及特许经营制度展开，如武夷山国家公园和南山国家公园体制试点提出差异化生态补偿和地役权改革政策缓解保护与经营矛盾(高晓龙等, 2020; 臧振华等, 2021)，海南热带雨林国家公园则通过特许经营管理办法规范资源保护与合理利用(海南省新闻办公室, 2020)。总体而言，受国家公园建设起步较晚和成熟案例有限等因素影响，现有研究仍以制度设计和政策探讨为主，对园区内部生产生活、经营管理实践及其与SDGs关系的系统实证研究相对不足(李得杰, 2022①; 何思源, 2024)。

(2)生态旅游与环境教育研究主要聚焦生态旅游发展模式、环境教育功能及景观规划等内容(李博

① 李得杰 (2022) 青海湖国家公园管理体制建设研究. 硕士学位论文, 青海师范大学, 西宁.

炎等, 2021; 陈东军等, 2022), 强调国家公园在传播生态文明理念和提升公众环境认知方面的作用, 其兴起与国家公园逐步向公众开放密切相关。相关研究认为, 旅游业在促进经济发展的同时, 对生态保护和社会文化遗产保存具有积极意义(Gurung & Seeland, 2011), 生态旅游因此被视为实现可持续发展的重要路径。在理论层面, 弹性理论(Sahani et al., 2019)、基于自然的解决方案(nature-based solutions, NbS) (王伟等, 2024)和新技术治理(Jorge et al., 2023)为生态旅游可持续性研究提供了新视角。我国学者在引入生态位理论(朱春全, 1997)、旅游生态位概念(祁新华, 2005)和利益相关者博弈理论(Wang et al., 2021)的基础上, 不断推进本土化探索, 并关注自然教育(李杰等, 2020)、康养医疗(张昌达等, 2024)和研学旅行(付业勤等, 2025)等新型业态。总体来看, 在国家公园及其周边发展以生态旅游为基础的产业模式, 是协调生态保护与社区发展的重要路径。不过, 目前我国国家公园在生态旅游方面尚缺少与可持续发展相结合的量化研究, 生态旅游对于国家公园生物多样性以及生态环境的影响等方面的关注也相对较少。

(3)生态产品价值实现正逐步由以生态旅游为主的单一实现路径, 向多类型、多机制协同推进的多元化方向拓展, 这一趋势体现了生态文明建设背景下价值实现模式的系统深化(赵晓迪等, 2022; 李微等, 2025)。相关研究表明, 生态产品的内涵已从传统以生态旅游为代表的文化服务类产品, 拓展至涵盖生态农产品(常家兴等, 2026)、林下经济产品(马红治, 2025)以及碳汇产品(任亚楠等, 2025)等多种类型, 呈现出供给结构多样化与功能复合化特征。在实现路径方面, 相关研究进一步提出国家公园可通过特许经营、品牌增值、生态补偿以及碳汇交易等多元机制协同推进, 从而增强生态保护与区域发展的耦合效应, 并在不同区域实践中展现出差异化应用特征(方恺等, 2023; 谢花林等, 2024; 苏凯文等, 2025)。总体来看, 相关研究已初步构建起多路径并行的生态产品价值实现框架, 但相较于生态旅游路径, 非旅游类生态产品的系统性研究仍显不足, 尤其在价值核算标准、市场化运行机制及收益分配体系等方面仍有待进一步深化与完善。

(4)社区参与和管理研究主要围绕社区发展、生计替代、利益相关者参与和社会公平等议题展开, 普遍认为社区生计与生态保护目标之间的协调程度, 直接影响国家公园的长期保护成效及社会接受度(刘杨柳, 2022[①])。国内外学者逐渐由早期对保护冲突的识别, 转向对协同治理路径和利益共享机制的探讨, 体现出国家公园可持续发展理念由“保护优先”向“保护–发展协同”的转变。其中, “#11 人兽冲突”聚类虽规模相对较小(附录3), 但议题集中度较高, 随着国家公园保护强度不断提升及空间整合持续推进, 土地利用冲突和人兽冲突逐渐演化为国家公园研究的重要热点问题。一方面, 在国家公园设立与优化过程中, 涉及生态保护红线划定、功能分区调整以及社区搬迁安置等关键制度安排, 往往引发土地利用格局重构及多主体利益博弈, 从而诱发土地利用冲突问题(孙啸宇, 2026)。另一方面, 随着生态保护力度的加强及野生动物种群恢复, 其栖息地范围不断扩展, 人类生产生活空间与野生动物活动范围的重叠程度显著提高, 进而加剧了人与野生动物之间的空间竞争与利益冲突(刘诗琦等, 2024; 夏依婷等, 2024)。现有研究主要集中于冲突识别、风险评估及治理路径等方面, 逐步形成以定量分析为基础的研究范式, 例如通过构建冲突风险评估模型识别高风险区域及其空间分异特征(Kou et al., 2026)。在治理路径上, 相关研究普遍提出通过生态补偿机制、社区共管模式以及生计替代策略等多元手段协同推进, 以实现生态保护目标与社区发展需求之间的动态协调(Sheil & Akampurira, 2026)。与此同时, 相关研究逐渐强调多主体协同治理的重要性, 提出通过制度设计与利益协调机制实现保护目标与社区发展的平衡。国内研究主要关注利益相关主体关系(刘伟玮等, 2019)、管理体制改革(杨金娜等, 2018)、社区参与效益(田美玲等, 2021)及保护与开发协同(陈兴和余正勇, 2022), 并通过生态公益岗位等方式推动社区参与国家公园实践。东北虎豹(尚婷婷, 2021[②])、大熊猫(臧振华等, 2020)、武夷山(谢冶凤等, 2025)和三江源(任建坤, 2017)等国家公园通过吸纳当地居民参与生态管护, 在一定程度上实现了保护与增收的双重目标。然而总体来看, 我国社

① 刘杨柳 (2022) 国家公园管理模式下社区可持续发展研究. 硕士学位论文, 云南大学, 昆明.
② 尚婷婷 (2021) 东北虎豹国家公园居民可持续生计发展水平评价与对策研究. 硕士学位论文, 东北林业大学, 哈尔滨.

区参与和管理仍以生态补偿等“输血式”模式为主, 难以支撑长期可持续发展, “造血式”协同机制仍有待完善(何思源等, 2020), 尤其在提升社区参与意识和增强生态管护巡护能力方面仍存在明显不足(Baka & Zainon, 2021)。

4 学术研究热点与法律关注重点的耦合性

国家公园可持续发展不仅依赖实践探索与学术积累, 也高度依赖制度设计与法治保障(何友均, 2025)。国家公园法的颁布实施为我国国家公园体系建设提供了最高层级的法律依据, 其立法理念与学术研究重点之间的契合程度直接影响制度实施的科学性与可操作性。基于此, 本研究将法律文本关键政策词条与CNKI文献计量提取的关键词聚类热点进行交叉对比, 结果见表1。

首先, 现有学术研究为国家公园相关法律核心概念与制度构建提供了理论储备与实证支撑。法律文本中关于国家公园基本属性与发展目标的关键表述, 如生态保护、生态文明、生物多样性、绿色发展和人与自然和谐共生等, 均在学术界存在长期、高频的集中探讨, 相关议题已形成较为稳定的研究范式与广泛共识。这表明, 国家公园领域的研究前沿在总体上与国家战略导向及法律制度设计保持了较高程度的一致性与同步性。尤其在社区参与和可持续发展相关议题上, 法律中涉及原有居民、生产生活、公众参与、补偿机制等制度性安排, 与学界对社区居民、生计资本、公众参与和生态补偿等主题的深入研究紧密契合。相关研究通过案例分析、模型评估和政策比较等方法, 系统论证了社区权益保障与利益共享机制对提升保护成效和治理绩效的重要作用, 为法律条款的科学性、可行性与可操作性提供了重要依据(李岩, 2020; 崔楚云等, 2025; 周瑞原和秦涛, 2025)。

其次, 研究热点在一定程度上有效回应了法律实施层面的关键机制与实现路径。法律中提出的生态产品价值实现、生态旅游以及环境教育等具体制度安排, 正是近年来国家公园可持续发展研究的核心关注方向之一。学界围绕生态产品价值核算与市场化实现路径(王鹏等, 2025)、生态旅游承载力评估与管理模式优化(郭进辉等, 2019)、环境教育对公众生态意识与行为影响(李雪莹等, 2023; 郑群明和刘洁, 2025)等问题展开了深入探讨, 为相关法律条款的细化设计与实际落地提供了直接的技术支撑与方法参考。此外, 关于“空间规划”与“统筹协调”的研究, 多以“景观格局” “时空格局” “耦合协调”等概念展开, 在方法论层面呼应了法律对国土空间优化配置与多目标协同治理的制度要求(高吉喜等, 2021; 迟磊等, 2026)。

然而, 对比分析也揭示出学术研究与法律条文之间仍存在一定程度的研究薄弱与衔接不足。从法律层面看, 国家公园法以生态系统完整性与原真性、科学保护、合理利用和统筹管理等为核心制度目标, 强调系统性保护与整体性治理导向, 不过目前在生态系统完整性评估、生态风险识别评估等方面还缺少配套的技术标准、量化指标体系与操作规范, 在一定程度上制约了法律条款的可实施性与可评估性(Fan et al., 2025; 宋生辉, 2026)。尽管相关研究在生态系统结构、功能及服务评估方面已取得一定进展, 但整体仍存在不足: 研究多聚焦单一要素或局地尺度, 对整体保护和统筹管理等系统性问题关注有限; 研究方法以静态评价为主, 对生态系统动态过程及其驱动机制探讨不够; 现有生态系统完整性评价研究也存在指标体系不统一、数据获取困难及成果转化率低等问题(蒋亚芳等, 2021)。此外, 法治化治理研究相对薄弱, 对法律实施路径、制度绩效及其约束机制缺乏系统的实证检验, 导致学术研究对法律实践的支撑能力仍显不足(Zhang et al., 2025)。

综合来看, 这种研究热点与法律制度之间的错位并非偶然, 而是受到国家公园研究发展阶段、研究对象可操作性以及政策演进过程等多重因素影响。首先, 我国国家公园体制建设起步较晚, 早期研究主要围绕生态旅游、社区参与和生态补偿等现实问题展开, 这些议题具有较强的实践需求和数据可获取性, 因此更容易形成研究热点(陈梓铭, 2025)。其次, 生态系统完整性、科学保护和统筹管理等法律概念具有较强的综合性和规范性, 其量化评价指标体系和技术路径尚未完全成熟, 增加了相关实证研究的难度(赵智聪和杨锐, 2021)。再次, 国家公园法作为2025年正式出台的专门立法, 其部分制度目标具有前瞻性和引领性特征, 而学术研究热点的形成通常存在一定滞后性。因此, 未来应进一步加强法律制度需求导向的研究布局, 提升学术

表1　国家公园法政策词条与中国知网(CNKI)研究热点契合分析

Table 1　Alignment analysis between policy terms of the National Parks Law and research hotspots in China National Knowledge Infrastructure (CNKI)

匹配类型 Match type	政策词条 Policy terms	对应研究热点(频次) Research hotspots (frequency)
高度匹配 High correspondence	生态系统 Ecosystem	生态系统 Ecosystem (10)、生态系统服务 Ecosystem services (20)
	资源/自然资源 Resources/natural resources	自然资源 Natural resources (9)
	发展/绿色发展 Development/green development	发展 Development (7)、可持续发展 Sustainable development (67)、高质量发展 High-quality development (12)
	生态保护 Ecological conservation	生态保护 Ecological conservation (42)、环境保护 Environmental protection (8)
	安全 Security	生态安全 Ecological security (8)
	生态环境 Ecological environment	生态环境 Ecological environment (64)
	环境教育、科普宣传 Environmental education, public outreach	环境教育 Environmental education (10)、自然教育 Nature education (19)、研学旅游 Study tourism (5)
	生态产品 Ecological products	生态产品 Ecological products (8)
	生态旅游 Ecotourism	生态旅游 Ecotourism (70)
	生物多样性 Biodiversity	生物多样性 Biodiversity (17)
	生态文明 Ecological civilization	生态文明建设 Ecological civilization development (13)
	周边社区 Surrounding communities	入口社区 Gateway communities (15)
	公众参与 Public participation	公众参与 Public participation (10)、社区参与 Community participation (22)
部分匹配 Partial correspondence	修复/恢复/生态修复 Restoration/recovery/ecological restoration	生态修复 Ecological restoration (2)
	原有居民 Indigenous residents	原有居民 Indigenous residents (7)、社区居民 Community residents (10)、社区 Community (8)
	生产生活 Production and livelihoods	生计资本 Livelihood capital (15)、生计策略 Livelihood strategies (6)、可持续生计 Sustainable livelihoods (14)
	空间规划 Spatial planning	空间优化 Spatial optimization (5)
	协调 Coordination	耦合协调 Coupling coordination (4)
	志愿者 Volunteers	社区参与 Community participation (22)、公众参与 Public participation (10)
	分区 Zoning	功能分区 Functional zoning (2)
	绿水青山就是金山银山 Lucid waters and lush mountains are invaluable assets	生态系统服务价值 Ecosystem service value (9)
	科普宣传 Public outreach	自然教育 Nature education (19)、环境教育 Environmental education (10)
	人与自然和谐共生 Harmony between humanity and nature	人与自然和谐共生 Harmony between humanity and nature (5)
	山水林田湖草沙一体化保护 Integrated conservation of mountains, rivers, forests, farmlands, lakes, grasslands, and deserts	风景园林 Landscape architecture (22)、景观格局 Landscape pattern (7)
	质量 Quality	生态质量 Ecological quality (2)
	生态管护 Ecological stewardship	管理体制 Management system (6)
	资金保障制度/生态补偿机制 Funding guarantee mechanisms/ecological compensation mechanisms	生态补偿 Ecological compensation (26)
	社会共享 Social sharing	利益相关者 Stakeholders (30)、全民公益性 Public welfare (6)
	社会监督 Social supervision	社区共管 Community co-management (6)
无匹配 No correspondence	巡护、统筹、生态系统完整性/原真性、合理利用、科学保护、整体保护、生态风险 Patrol, overall planning, ecosystem integrity/authenticity, sustainable use, scientific conservation, integrated conservation, ecological risk	

研究对我国国家公园法律体系建设的支撑能力。

5 结论与展望

5.1 研究结论

本研究基于国家公园法文本分析与文献计量方法, 系统回顾了2016–2025年中国国家公园可持续发展研究的热点、趋势及其与法律政策的耦合关系, 主要得出以下结论:

(1)国家公园法中可持续发展相关内容以生态环境可持续性为核心, 高频强调生态系统完整性、生物多样性保护与系统修复, 凸显国家公园以维护生态系统结构与功能稳定为首要目标, 并与现有研究热点及SDG13、SDG14和SDG15等SDGs高度契合。同时, 社区参与、生计保障、生态产品与治理机制等制度安排为生态保护目标提供关键支撑, 共同构建了以生态保护为核心、社会协同与治理能力为保障的国家公园可持续发展制度框架。

(2)我国国家公园可持续发展研究呈快速增长趋势, 研究内容由宏观制度认知向具体实践议题深化。早期研究聚焦国家公园制度框架、功能定位及其与既有自然保护地体系的关系, 近年来逐步拓展至生态保护成效评估、社区参与、生计替代、生态旅游及治理机制等多元议题, 反映出国家公园研究由理念探索向实践导向转变的趋势。

(3)学术研究热点与国家公园法在总体方向上具有较高一致性, 但在具体制度议题层面仍存在明显不平衡。生态保护、生物多样性、生态旅游等法律关键词在学术研究中得到充分响应, 而生态系统完整性与原真性、科学保护、统筹管理、合理利用等法律条款对应的实证研究相对不足, 反映出制度导向与学术研究之间仍存在一定衔接缺口。

(4)国家公园可持续发展研究呈现出显著的政策响应特征和本土化取向。研究热点的形成与国家公园体制试点推进、国家公园法出台以及相关政策文件密切相关, 学术研究在一定程度上承担着为制度完善和管理实践提供科学支撑的重要角色。

5.2 展望

从国际研究进展来看, 美国、加拿大、澳大利亚和新西兰等国家在国家公园立法和管理实践基础上, 已逐步形成以生态系统完整性评估、社会–生态系统治理、气候变化适应及法律实施绩效评估为核心的研究体系(Maxwell et al., 2020)。相关研究不仅关注生态保护本身, 还强调原住民参与、多主体协同治理以及适应性管理等内容, 并通过长期生态监测网络和全国尺度数据库支撑国家公园科学管理(Mansuy et al., 2023; Bryce & Hunter, 2024)。相比之下, 我国国家公园体制的提出和建设均起步较晚, 尽管在关于国家公园可持续发展方面的研究已取得一定进展, 但综合文献计量分析与研究热点演化结果可以发现, 当前国家公园可持续发展研究仍存在以下共性不足: (1)研究内容结构相对失衡。现有研究以生态保护、生物多样性和生态安全为核心, 社会发展、社区治理、原居民生计及公众参与等议题虽逐步受到关注, 但整体研究深度与系统性仍显不足, 尚未形成与生态研究相匹配的研究体系。(2)制度与治理机制研究有待加强。尽管国家公园体制改革和国家公园法相关议题频繁出现在政策文本中, 但学术研究对管理体制运行机制、协同治理路径及制度执行效果的系统分析仍较有限, 法治导向下的国家公园治理研究尚处于起步阶段。(3)研究尺度与方法相对单一。现有研究多以单一案例或静态评价为主, 跨区域比较研究、长期动态监测及多源数据综合分析相对不足, 对国家公园可持续发展过程性与演化特征的刻画仍显不充分。

在国家公园体系全面推进和法治化进程不断深化的背景下, 综合国家公园可持续发展研究的演变趋势、研究热点以及国内外对比分析等方面, 未来国家公园可持续发展研究可从以下几个方面进一步拓展和深化: (1)社会–生态系统综合研究。未来研究亟需突破单一生态保护视角, 构建涵盖生态系统、社区生计、利益相关者行为与治理制度的社会–生态系统综合研究框架。通过系统分析生态保护目标与社会发展需求之间的耦合关系, 有助于更全面地理解国家公园可持续发展的内在机制, 为多目标协同管理提供科学依据。(2)法治框架下的国家公园治理研究。随着国家公园法的推进实施, 国家公园研究正由政策探索阶段逐步迈向制度落实阶段。未来可围绕法律条款的实践转化, 重点关注统一管理体制、分区管控、协同治理及权责分配机制等议题, 系统评估法律制度在提升生态保护成效和治理效率方面的实际作用, 推动学术研究与制度建设的深度融合。(3)生态保护与合理利用协同研究。在生

态保护优先原则下, 生态旅游、特许经营和自然教育等合理利用活动已成为国家公园实现综合效益的重要途径。未来应更加关注不同利用方式对生态系统完整性与原真性的长期影响, 探索生态保护与经济社会效益协同实现的路径, 为国家公园高质量发展提供科学支撑。(4)多尺度与动态研究方法的应用: 未来研究可进一步引入遥感监测、长期生态观测、社会调查及模型模拟等多种方法, 强化跨尺度、跨区域比较研究, 系统揭示国家公园可持续发展过程中生态、社会与制度要素的动态演变特征, 从而提升研究结论的解释力和预测能力。

ORCID

白璐 https://orcid.org/0009-0007-9193-1829
王伟 https://orcid.org/0000-0002-3864-4931

参考文献

Baka AN, Zainon S (2021) Improving national park management in Malaysia: Towards greater community participation. Environment-Behaviour Proceedings Journal, 6, 151–156.

Borrini G, Kothari A, Oviedo G (2004) Indigenous and Local Communities and Protected Areas: Towards Equity and Enhanced Conservation. IUCN, Gland, Switzerland.

Bryce K, Hunter KL (2024) Enhancing climate change planning and adaptive management in marine protected areas through targets, thresholds, and social-ecological objectives. Frontiers in Marine Science, 11, 1339871.

Cai XM, Su Y, Wu BH, Wang Y, Yang R, Xu WH, Min QW, Zhang HX (2023) Theoretical debates and innovative practices of the development of China's nature protected area under the background of ecological civilization construction. Journal of Natural Resources, 38, 839–861. (in Chinese with English abstract) [蔡晓梅, 苏杨, 吴必虎, 王毅, 杨锐, 徐卫华, 闵庆文, 张海霞 (2023) 生态文明建设背景下中国自然保护地发展的理论思考与创新实践. 自然资源学报, 38, 839–861.]

Chandrasekaran D, Mago V (2021) Comparative analysis of word embeddings in assessing semantic similarity of complex sentences. IEEE Access, 9, 166395–166408.

Chang JX, Cao JW, Wang LH (2026) A comparative study on typical models of the value realization of wetland ecological products at home and abroad. Journal of Beijing Forestry University (Social Sciences), 25(1), 74–83. (in Chinese with English abstract) [常家兴, 曹竞文, 王兰会 (2026) 国内外湿地生态产品价值实现典型模式对比研究. 北京林业大学学报(社会科学版), 25(1), 74–83.]

Chen DJ, Zhong LS, Ma GF, Yang H (2022) Classification and evaluation of natural educational resources in the protected areas: A case study of Shennongjia National Park. Acta Ecologica Sinica, 42, 7796–7806. (in Chinese with English abstract) [陈东军, 钟林生, 马国飞, 杨浩 (2022) 自然保护地自然教育资源分类与评价——以神农架国家公园为例. 生态学报, 42, 7796–7806.]

Chen X, Yu ZY (2022) Research progress and prospect of ecological protection in Sanjiangyuan National Park. Scientific and Technological Management of Land and Resources, 39(2), 13–24. (in Chinese with English abstract) [陈兴, 余正勇 (2022) 三江源国家公园生态保护研究进展与展望. 国土资源科技管理, 39(2), 13–24.]

Chen ZM (2025) Functional positioning and realization path of local legislation on national parks. Journal of China University of Geosciences (Social Sciences Edition), 25(2), 50–62. (in Chinese with English abstract) [陈梓铭 (2025) 国家公园地方立法的功能定位与实现路径. 中国地质大学学报(社会科学版), 25(2), 50–62.]

Chi L, Zhong LS, Zhang SR (2026) Research progress and prospects of spatial integration and optimization of natural protected area in China. Geographical Science, 46, 54–67. (in Chinese with English abstract) [迟磊, 钟林生, 张生瑞 (2026) 中国自然保护地空间整合优化研究进展及展望. 地理科学, 46, 54–67.]

Cui CY, Chen ZM, Hou YL, Wen YL (2025) Research progress on the governance of conflict between natural protected areas and communities in China: Based on bibliometric analysis from 1998 to 2023. Natural Protected Areas, (4), 63–77. (in Chinese with English abstract) [崔楚云, 陈梓萌, 侯一蕾, 温亚利 (2025) 中国自然保护地与社区冲突治理研究进展——基于1998–2023年的文献计量分析. 自然保护地, (4), 63–77.]

Daly HE (1990) Toward some operational principles of sustainable development. Ecological Economics, 2, 1–6.

Dinerstein E, Vynne C, Sala E, Joshi AR, Fernando S, Lovejoy TE, Mayorga J, Olson D, Asner GP, Baillie JEM, Burgess ND, Burkart K, Noss RF, Zhang YP, Baccini A, Birch T, Hahn N, Joppa LN, Wikramanayake E (2019) A Global Deal for Nature: Guiding principles, milestones, and targets. Science Advances, 5, eaaw2869.

Du JH, Liu FZ, Wang W (2024) Research on China's national parks from 2013 to 2023 based on bibliometrics. Natinonal Park, 2, 392–407. (in Chinese with English abstract) [杜金鸿, 刘方正, 王伟 (2024) 基于文献计量学的2013–2023年中国国家公园研究. 国家公园(中英文), 2, 392–407.]

Fan X, Zang Z, Tang J, Zhao L, Xu W, Ouyang Z (2025) Ecological integrity assessment system for Wuyishan National Park. Ecological Indicators, 178, 113910.

Fang K, Li CL, Huang W, Chen J, Wang FN, Zhang XL (2023) Scientific concept, value evaluation and realization paths of carbon sink ecological products. Chinese Journal of Environmental Management, 15(3), 17–23, 61. (in Chinese with English abstract) [方恺, 李程琳, 黄玮, 陈静, 王福宁, 张旭亮 (2023) 碳汇生态产品的科学内涵、价值评估与实现路径. 中国环境管理, 15(3), 17–23, 61.]

Fu YQ, Gang Q, Xie ZT, Zhao ZF, Li F (2025) RMPC analysis of study tourism development in Hainan Tropical Rainforest National Park. Science Technology and Industry, 25(11),

178–184. (in Chinese with English abstract) [付业勤, 江强, 谢梓滔, 赵志峰, 李锋 (2025) 海南热带雨林国家公园研学旅游开发RMPC分析. 科技和产业, 25(11), 178–184.]

Gao JX, Liu XM, Zhou DQ, Ma KP, Wu Q, Li GY (2021) Some opinions on the integration and optimization of natural protected areas in China. Biodiversity Science, 29, 290–294. (in Chinese with English abstract) [高吉喜, 刘晓曼, 周大庆, 马克平, 吴琼, 李广宇 (2021) 中国自然保护地整合优化关键问题. 生物多样性, 29, 290–294.]

Gao XL, Lin YQ, Xu WH, Ouyang ZY (2020) Research progress on the value realization of ecological products. Acta Ecologica Sinica, 40, 24–33. (in Chinese with English abstract) [高晓龙, 林亦晴, 徐卫华, 欧阳志云 (2020) 生态产品价值实现研究进展. 生态学报, 40, 24–33.]

Guo JH, Xiao FL, Zou LL, Wang LH, Chen QH (2019) Monitoring ecotourism carrying capacity in Wuyi Mount. National Park, China. Journal of Northwest Forestry University, 34, 263–266. (in Chinese with English abstract) [郭进辉, 肖方利, 邹莉玲, 王淋辉, 陈秋华 (2019) 武夷山国家公园生态旅游承载力监测研究. 西北林学院学报, 34, 263–266.]

Gurung DB, Seeland K (2011) Ecotourism benefits and livelihood improvement for sustainable development in the nature conservation areas of Bhutan. Sustainable Development, 19, 348–358.

Hainan Information Office (2020) Strengthening ecological protection and standardizing franchising—Interpretation of the Management Measures for Franchising in Hainan Tropical Rainforest National Park. Tropical Forestry, 48(4), 1. (in Chinese) [海南省新闻办公室 (2020) 加强生态保护规范特许经营——《海南热带雨林国家公园特许经营管理办法》解读. 热带林业, 48(4), 1.]

He SY (2024) The role of communities in the governance of China's national parks and the consolidation and development of their role. Journal of Natural Resources, 39, 2310–2334. (in Chinese with English abstract) [何思源 (2024) 中国国家公园治理中的社区角色及其巩固与发展. 自然资源学报, 39, 2310–2334.]

He SY, Wei Y, Su Y, Min QW (2020) Guaranteeing fair and sustainable benefit sharing for communities in the national park: A study from perception of meanings of social-ecological systems. Acta Ecologica Sinica, 40, 2450–2462. (in Chinese with English abstract) [何思源, 魏钰, 苏杨, 闵庆文 (2020) 保障国家公园体制试点区社区居民利益分享的公平与可持续性——基于社会–生态系统意义认知的研究. 生态学报, 40, 2450–2462.]

He YJ (2025) Remarkable achievements and experience enlightenment of the first batch of national parks construction. Governance, (20), 10–15. (in Chinese) [何友均 (2025) 首批国家公园建设的显著成效与经验启示. 国家治理, (20), 10–15.]

Huber JM, Newig J, Loos J (2023) Participation in protected area governance: A systematic case survey of the evidence on ecological and social outcomes. Journal of Environmental Management, 336, 117593.

Jiang YF, Tian J, Zhao JB, Tang XP (2021) The connotation and assessment framework of national park ecosystem integrity: A case study of the Amur Tiger and Leopard National Park. Biodiversity Science, 29, 1279–1287. (in Chinese with English abstract) [蒋亚芳, 田静, 赵晶博, 唐小平 (2021) 国家公园生态系统完整性的内涵及评价框架: 以东北虎豹国家公园为例. 生物多样性, 29, 1279–1287.]

Jorge F, Sousa N, Losada N, Teixeira MS, Alén E, Melo M, Bessa M (2023) Can Virtual Reality be used to create memorable tourist experiences to influence the future intentions of wine tourists? Revista Turismo & Desenvolvimento, 43, 67–76.

Kou MX, Lwin YH, Wang YF, Peng WT, König H, Heurich M (2026) Current patterns and mitigation strategies of human–wildlife conflicts in Chinese protected areas. Global Ecology and Conservation, 68, e04194.

Li BY, Li S, Zhu YP (2021) Research on ecotourism positioning and effect in Chinese national park system. Ecological Economy, 37(1), 111–115. (in Chinese with English abstract) [李博炎, 李爽, 朱彦鹏 (2021) 生态旅游在我国国家公园中的定位及效益研究. 生态经济, 37(1), 111–115.]

Li C, Yu JJ, Wu W, Hou R, Yang ZS, Owens JR, Gu XD, Xiang ZF, Qi DW (2021) Evaluating the efficacy of zoning designations for National Park management. Global Ecology and Conservation, 27, e01562.

Li J, Li T, Peng AL, Feng SY, Dong LL (2020) Study on nature education in Giant Panda National Park—Taking nature education based on scientific research in Foping Management Branch of Giant Panda National Park as an example. Journal of Green Science and Technology, 22(23), 268–270. (in Chinese with English abstract) [李杰, 李涛, 彭阿柳, 冯水园, 董乐乐 (2020) 大熊猫国家公园自然教育工作研究——以大熊猫国家公园佛坪管理分局依托科研的自然教育为例. 绿色科技, 22(23), 268–270.]

Li W, Wang XK, Zhu HG, Sheng CG (2025) The logic of supply and demand, path pattern, realistic predicament and countermeasures for realizing the value of forest ecological products. Acta Ecologica Sinica, 45, 5497–5509. (in Chinese with English abstract) [李微, 王晓珂, 朱洪革, 盛春光 (2025) 森林生态产品价值实现供需逻辑、路径模式、现实困境及对策建议. 生态学报, 45, 5497–5509.]

Li XY, Tian SW, Dai JC, Tian SZ (2023) Effects of environmental education on visitors' pro-environmental behavior in national parks: An empirical test of a chain multiple mediation model. Journal of Beijing Forestry University (Social Sciences), 22(4), 1–8. (in Chinese with English abstract) [李雪莹, 田劭唯, 戴健驰, 田世政 (2023) 国家公园环境教育对游客亲环境行为的影响: 一个链式多重中介模型的实证检验. 北京林业大学学报(社会科学版), 22(4), 1–8.]

Li Y (2020) Research progress on ecological protection and development of nature reserves. Agriculture of Henan, (17), 63–64. (in Chinese) [李岩 (2020) 自然保护区生态保护与发展研究进展. 河南农业, (17), 63–64.]

Liu SQ, Liu JH, Zhang LM, Lin J, Gao Y (2024) The current status, issues, and mitigation strategies of human–wildlife

conflicts in national parks. National Park, 2, 383–391. (in Chinese with English abstract) [刘诗琦, 刘佳欢, 张灵曼, 林进, 高媛 (2024) 国家公园人兽冲突现状、问题与缓解路径. 国家公园(中英文), 2, 383–391.]

Liu WW, Li S, Fu MD, Ren YH, Zhu YP, Cao HJ (2019) Research on national park coordination mechanism based on stakeholder theory. Ecological Economy, 35(12), 90–95, 138. (in Chinese with English abstract) [刘伟玮, 李爽, 付梦娣, 任月恒, 朱彦鹏, 曹恒健 (2019) 基于利益相关者理论的国家公园协调机制研究. 生态经济, 35(12), 90–95, 138.]

Ma HZ (2025) Research progress and prospects in understorey planting and farming from the perspective of ecological-economic synergy. World Forestry Research, 38(6), 88–94. (in Chinese with English abstract) [马红治 (2025) 生态–经济协同视角下林下经济研究进展与展望. 世界林业研究, 38(6), 88–94.]

Ma T, Zhong LS, Yu H, Fu LZ, Sang WG, Wei F, Li ZQ (2023) Inclusive governance: A new idea for national park governance in China. Acta Eeologica Simica, 43, 3869–3881. (in Chinese with English abstract) [马婷, 钟林生, 虞虎, 富礼正, 桑卫国, 魏锋, 李在千 (2023) 包容性治理: 中国国家公园治理新思路. 生态学报, 43, 3869–3881.]

Mansuy N, Staley D, Alook S, Parlee B, Thomson A, Littlechild DB, Munson M, Didzena F (2023) Indigenous protected and conserved areas (IPCAs): Canada's new path forward for biological and cultural conservation and indigenous well-being. Facets, 8, 1–16.

Maxwell SL, Cazalis V, Dudley N, Hoffmann M, Rodrigues ASL, Stolton S, Visconti P, Woodley S, Kingston N, Lewis E, Maron M, Strassburg BBN, Wenger A, Jonas HD, Venter O, Watson JEM (2020) Area-based conservation in the twenty-first century. Nature, 586, 217–227.

Naidoo R, Gerkey D, Hole D, Pfaff A, Ellis AM, Golden CD, Herrera D, Johnson K, Mulligan M, Ricketts TH, Fisher B (2019) Evaluating the impacts of protected areas on human well-being across the developing world. Science Advances, 5, eaav3006.

Qi XH, Dong GZ, Chen L (2005) Strategies of sustainable tourism development basing on the niche theory. Ecological Economy, 21(8), 92–94, 98. (in Chinese with English abstract) [祁新华, 董观志, 陈烈 (2005) 基于生态位理论的旅游可持续发展策略. 生态经济, 21(8), 92–94, 98.]

Qu XY, Hou DJ, Lu SZ, Guo K (2023) A bibliometric analysis of grassland research on the Qinghai-Tibet Plateau. Acta Ecologica Sinica, 43, 8229–8240. (in Chinese) [曲孝云, 侯东杰, 陆帅志, 郭柯 (2023) 基于文献计量分析的青藏高原草地研究. 生态学报, 43, 8229–8240.]

Ren JK (2017) Study on borrowing the best practices of franchising of domestic and foreign national parks by Sanjiangyuan National Park. Jiangsu Science & Technology Information, 34(8), 28–30. (in Chinese with English abstract) [任建坤 (2017) 国内外国家公园特许经营对三江源国家公园的经验借鉴及启示. 江苏科技信息, 34(8), 28–30.]

Ren YN, Hao JM, Tian JP, Li X, Chen LJ (2025) Value realization of carbon sink ecological products: Theoretical foundation and practice paths. Strategic Study of Chinese Academy of Engineering, 27(5), 30–40. (in Chinese with English abstract) [任亚楠, 郝吉明, 田金平, 李星, 陈吕军 (2025) 碳汇生态产品价值实现的理论基础与实践路径研究. 中国工程科学, 27(5), 30–40.]

Sahani J, Kumar P, Debele S, Spyrou C, Loupis M, Aragão L, Porcù F, Shah MAR, Di Sabatino S (2019) Hydro-meteorological risk assessment methods and management by nature-based solutions. Science of the Total Environment, 696, 133936.

Schéré CM, Schreckenberg K, Dawson TP, Duval C, Alban F, Le Gentil É, Provost P (2023) Examining stakeholder involvement in the context of top-down marine protected area governance: The case of the Sept-Îles National Nature Reserve (Brittany, France). Regional Studies in Marine Science, 67, 103196.

Sheil D, Akampurira E (2026) Supporting interventions to lessen human–wildlife conflict. People and Nature, 8, 1100–1116.

Song SH (2026) Several key issues in the implementation of Law of the People's Republic of China on National Parks from the perspective of important geographical units. National Park, 4, 76–80. (in Chinese with English abstract) [宋生辉 (2026) 重要地理单元视角下《中华人民共和国国家公园法》实施的几个重要问题. 国家公园(中英文), 4, 76–80.]

Su KW, Ma L, Yang G (2025) Theoretical explanation, mechanism analysis, and model summary of the realization of ecosystem product value in national parks. National Park, 3, 117–125. (in Chinese with English abstract) [苏凯文, 马丽, 杨光 (2025) 国家公园生态产品价值实现的理论阐释、机制解析与模式总结. 国家公园(中英文), 3, 117–125.]

Sun XY (2026) Legal approaches to resolving human–wildlife conflicts in national parks of China. Biodiversity Science, 34, 25040. (in Chinese with English abstract) [孙啸宇 (2026) 中国国家公园人兽冲突解决的法治路径. 生物多样性, 34, 25040.]

Tian ML, Hao RJ, Li ZX, Zhou Y, Kou YY, Zhang WZ (2021) Influence system of the willingness of residents to participate in the construction of national park system—Taking Shennongjia National Park as an example. Forestry Economics, 43(4), 30–44. (in Chinese with English abstract) [田美玲, 郝瑞君, 李子欣, 周永, 寇圆圆, 张文洲 (2021) 居民参与国家公园体制建设意愿的影响机制——以神农架国家公园为例. 林业经济, 43(4), 30–44.]

Wang HJ, Lan ZM (2022) Developing, measuring, and evaluating a sustainability indicator framework for Chinese cities. Journal of Commercial Economics, (7), 184–188. (in Chinese) [王慧娟, 兰宗敏 (2022) 中国城市可持续发展指标体系构建、测度与评价. 商业经济研究, (7), 184–188.]

Wang P (2025) Mechanisms for realizing the prosperity effect of carbon sink ecological products in national parks.

National Park, 3, 691–700. (in Chinese with English abstract) [王鹏 (2025) 国家公园碳汇生态产品富民效应的实现机制. 国家公园(中英文), 3, 691–700.]

Wang W, Wu C, Li JS (2024) Enlightenment of nature-based solutions to establishment, management, and related studies of national parks in China. Acta Ecologica Sinica, 44, 7899–7908. (in Chinese with English abstract) [王伟, 吴晨, 李俊生 (2024) 基于自然的解决方案对我国国家公园建设与管理研究的启示. 生态学报, 44, 7899–7908.]

Wang WK, Feng LY, Zheng T, Liu Y (2021) The sustainability of ecotourism stakeholders in ecologically fragile areas: Implications for cleaner production. Journal of Cleaner Production, 279, 123606.

Xia YT, Geng MH, Wang RF, Gao DZ, Cui GF (2024) Human–wildlife conflict status and management capacity analysis in China's national parks. National Park, 2, 660–670. (in Chinese with English abstract) [夏依婷, 耿名徽, 王锐锋, 高大中, 崔国发 (2024) 我国国家公园人与野生动物冲突现状及管理能力分析. 国家公园(中英文), 2, 660–670.]

Xie HL, Liu Q, Chen B, Chen QR, Zeng HC (2024) Value realization of ecological products in national parks: Basic logic, core mechanism and typical model. Economic Geography, 44(8), 158–169. (in Chinese with English abstract) [谢花林, 刘琼, 陈彬, 陈倩茹, 曾宏琛 (2024) 国家公园生态产品价值实现——基本逻辑、核心机制与典型模式. 经济地理, 44(8), 158–169.]

Xie YF, Ji FY, Zhong LS, Wu BH (2025) Understanding tourists' actual use process of cultural ecosystem service: A case study of Wuyishan National Park. Acta Ecologica Sinica, 45, 525–538. (in Chinese with English abstract) [谢冶凤, 纪凤仪, 钟林生, 吴必虎 (2025) 旅游者使用生态系统文化服务过程研究——以武夷山国家公园为例. 生态学报, 45, 525–538.]

Xue S, Fang Z, Bai Y, Alatalo JM, Yang Y, Zhang F (2023) The next step for China's national park management: Integrating ecosystem services into space boundary delimitation. Journal of Environmental Management, 329, 117086.

Yang JN, Shang QQ, Zhang YJ (2018) Research on community participation mechanism in national parks management in China. World Forestry Research, 31(4), 76–80. (in Chinese with English abstract) [杨金娜, 尚琴琴, 张玉钧 (2018) 我国国家公园建设的社区参与机制研究. 世界林业研究, 31(4), 76–80.]

Zang ZH, Xu WH, Ouyang ZY (2021) Exploration on the value realization of ecological products in China's national park system pilots. Biodiversity Science, 29, 275–277. (in Chinese with English abstract) [臧振华, 徐卫华, 欧阳志云 (2021) 国家公园体制试点区生态产品价值实现探索. 生物多样性, 29, 275–277.]

Zang ZH, Zhang D, Wang N, Du A, Kong LQ, Xu WH, Ouyang ZY (2020) Experiences, achievement, problems and recommendations of the first batch of China's national park system pilots. Acta Ecologica Sinica, 40, 8839–8850. (in Chinese with English abstract) [臧振华, 张多, 王楠, 杜傲, 孔令桥, 徐卫华, 欧阳志云 (2020) 中国首批国家公园体制试点的经验与成效、问题与建议. 生态学报, 40, 8839–8850.]

Zhang CD, Ma LB, Yao NJ, Lin X, Yang H (2024) Evaluation of forest health and wellness base facilities in Hainan Tropical Rainforest National Park—Taking the Diaoluo Mountain area as an example. Tropical Forestry, 52(2), 82–87. (in Chinese with English abstract) [张昌达, 马龙波, 姚南杰, 林旋, 杨欢 (2024) 海南热带雨林国家公园森林康养基地设施评价研究——以吊罗山片区为例. 热带林业, 52(2), 82–87.]

Zhang Z, Kong WL, Zhang HZ, Shi X, Huang BR (2025) Scaling up mainstreaming biodiversity through national park reforms in China. Bulletin of the Chinese Academy of Sciences, 39, 2025001.

Zhao XD, Zhao YR, Dou YQ (2022) Value realization of ecological products: Domestic practices. World Forestry Research, 35(3), 124–129. (in Chinese with English abstract) [赵晓迪, 赵一如, 窦亚权 (2022) 生态产品价值实现: 国内实践. 世界林业研究, 35(3), 124–129.]

Zhao ZC, Yang R (2021) The concept of national park authenticity and integrity in China and its evaluation framework. Biodiversity Science, 29, 1271–1278. (in Chinese with English abstract) [赵智聪, 杨锐 (2021) 中国国家公园原真性与完整性概念及其评价框架. 生物多样性, 29, 1271–1278.]

Zheng QM, Liu J (2025) Optimizing nature education in national parks to enhance visitor pro-environmental behavior. Forest Ecology and Management, (10), 44–46. (in Chinese) [郑群明, 刘洁 (2025) 国家公园自然教育提升游客亲环境行为的优化路径. 林业与生态, (10), 44–46.]

Zhou RY, Qin T (2025) Research on adaptive governance of China's natural resources: A multi-case analysis based on national parks. China Soft Science, (11), 111–124. (in Chinese with English abstract) [周瑞原, 秦涛 (2025) 中国自然资源适应性治理问题研究: 基于国家公园的多案例分析. 中国软科学, (11), 111–124.]

Zhu CQ (1997) The niche ecostate-ecorole theory and expansion hypothesis. Acta Ecologica Sinica, 17, 324–332. (in Chinese with English abstract) [朱春全 (1997) 生态位态势理论与扩充假说. 生态学报, 17, 324–332.]

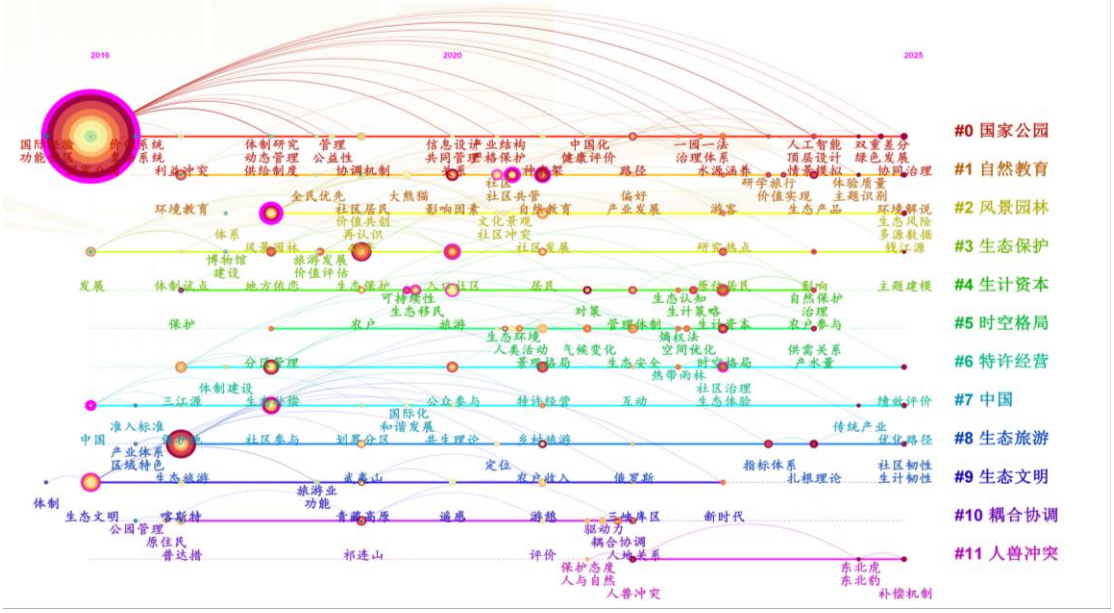
Zhu J, Pan Y, Zhao ZX, Li ZN, Wu JX (2022) The impacts of relocation on the livelihoods among different agro-pastoralist groups in an immigrated village in Tibet. Journal of Resources and Ecology, 13, 888–896.

(责任编委: 徐卫华　责任编辑: 李会丽)

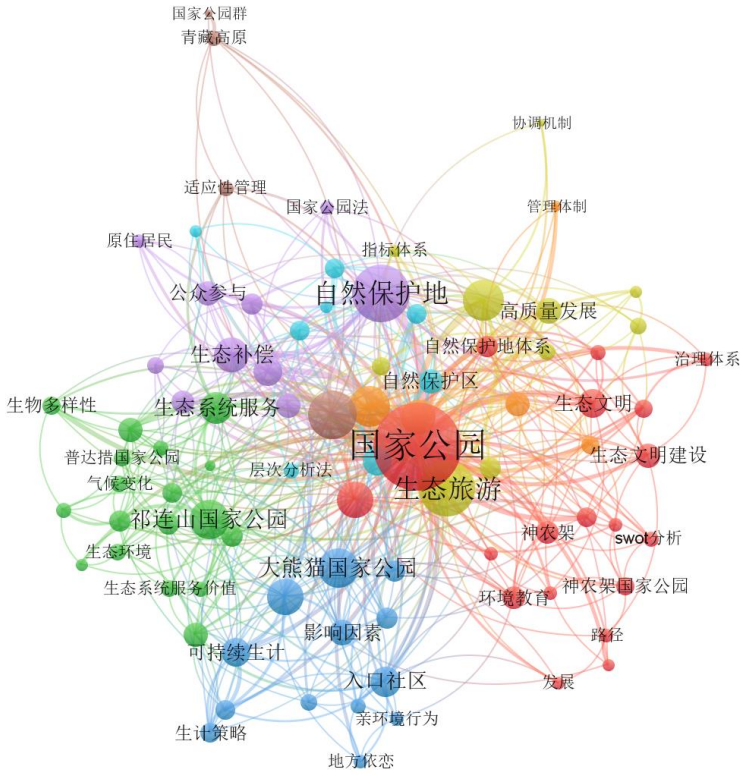
附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026069

白璐, 王伟 (2026) 国家公园法实施背景下中国国家公园可持续发展研究的热点与政策耦合. 生物多样性, 34, 26069. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026069.

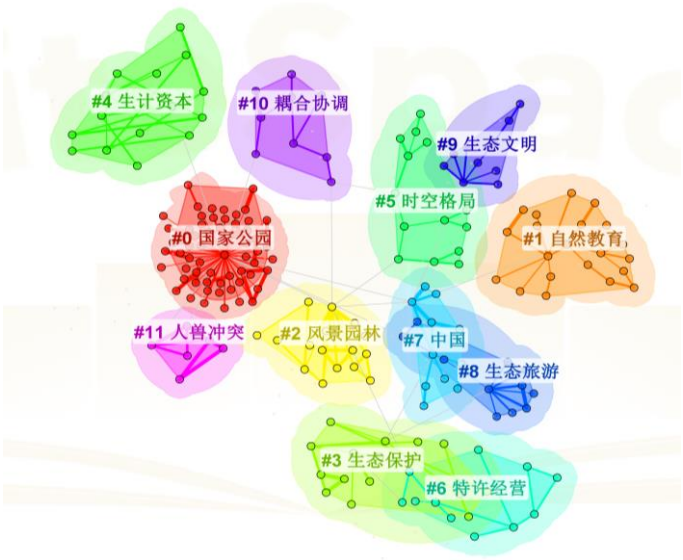


附录 1　CNKI 中关于国家公园可持续发展研究关键词时间线图
Appendix 1　CNKI research keywords on sustainable development of national parks Time map



附录 2　CNKI 中关于国家公园可持续发展关键词网络图
Appendix 2　A network map of keywords on sustainable development in national parks on CNKI

白璐, 王伟 (2026) 国家公园法实施背景下中国国家公园可持续发展研究的热点与政策耦合. 生物多样性, 34, 26069. https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026069.



附录 3　CNKI 中关于国家公园可持续发展关键词聚类图

Appendix 3　Cluster mapping of sustainable development keywords in China's national parks on CNKI

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 25440, pages 1–10
doi: 10.17520/biods.2025440
cstr: 32101.14.biods.2025440

•保护与治理对策•

面向国土空间规划制度的生物多样性净增益设计逻辑与工具构建

郑欢*

Faculty of Law, University of Cape Town, Cape Town 7700, South Africa

摘要: 生物多样性净增益(biodiversity net gain, BNG)要求开发活动在避免、减缓和修复生态影响后, 实现相较开发前基线可测量的生物多样性净改善。本文借鉴英国强制BNG制度与美国湿地缓解银行在规划嵌入、量化核算和场外履约方面的经验, 重点考察BNG与我国国土空间规划制度的衔接。研究发现, “三区三线”、详细规划、用途管制、国有建设用地有偿使用及“一张图”实施监督信息系统, 为BNG提供了从目标分解、许可控制到履约监管的制度接口, 但仍面临技术标准缺失、法律授权不足、部门协同不畅和市场基础设施薄弱等障碍。据此, 本文提出构建以第三次全国国土调查数据为基础的“1+N”分级分类指标体系, 探索政府监管下的国土生境银行和增益权益登记机制, 将BNG义务嵌入规划编制审批、详细规划、用途转用、土地出让和环境影响评价等环节, 并依托“一张图”实施全周期监督。由此, BNG可转化为可量化、可履约、可追踪的国土空间规划约束。

关键词: 生物多样性净增益; 国土空间规划; 用途管制; 生境银行; 制度本土化

郑欢 (2026) 面向国土空间规划制度的生物多样性净增益设计逻辑与工具构建. 生物多样性, 34, 25440. doi: 10.17520/biods.2025440; cstr: 32101.14.biods.2025440.
Zheng H (2026) The design logic and tool construction of the biodiversity net gain system under China’s territorial spatial planning framework. Biodiversity Science, 34, 25440. doi: 10.17520/biods.2025440; cstr: 32101.14.biods.2025440.

The design logic and tool construction of the biodiversity net gain system under China’s territorial spatial planning framework

Huan Zheng*

Faculty of Law, University of Cape Town, Cape Town 7700, South Africa

ABSTRACT

Background: Biodiversity net gain (BNG) requires development to deliver a measurable net improvement in biodiversity relative to the pre-development baseline after avoidance, minimization, and restoration measures have been applied.

Review Results: Drawing on the United Kingdom’s mandatory BNG regime and the United States’ wetland mitigation banking, this paper focuses on how BNG can be integrated into China’s territorial spatial planning system. The analysis shows that the “Three Zones Delineated by Three Lines for Land Use” (“Three Zones and Three Lines”) framework, detailed planning, land-use control, paid use of state-owned construction land, and the “One Map” supervision system provide institutional interfaces for target allocation, permission control, delivery, and monitoring. Major barriers remain in technical standards, legal authorization, interdepartmental coordination, and market infrastructure.

Suggestions: The paper proposes a “1+N” hierarchical and differentiated metric system based on data from the Third National Land Survey, a government-regulated territorial habitat banking system and a registration mechanism for biodiversity gain entitlements, and the integration of BNG obligations into planning preparation and approval, detailed planning, land-use conversion, land transfer, environmental impact assessment, and full-lifecycle supervision. Together, these measures translate BNG into a measurable, enforceable, and traceable obligation within China’s territorial spatial

收稿日期 Received: 2025-11-05; 接受日期 Accepted: 2026-06-16
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: zhenghuan751@outlook.com

planning system.
Key words: biodiversity net gain (BNG); territorial spatial planning; land use control; habitat banking; institutional localization

生物多样性净增益(biodiversity net gain, BNG)的兴起, 反映出生物多样性治理正由事后损害填补转向开发前置的净改善要求(Maron et al., 2018; Simmonds et al., 2020)。在我国生态文明建设和高质量发展背景下, 如何将生物多样性保护目标转化为可量化、可嵌入开发决策的制度约束, 是协调发展与保护的重要课题。

传统生物多样性治理主要依循“避免(avoidance)–最小化(minimization)–恢复(restoration)–补偿(offset)”的减缓层级, 并以无净损失(no net loss, NNL)作为政策底线(BBOP, 2013)。但生态损失与修复收益之间往往存在空间、时间和功能上的不完全等价, 单纯维持账面平衡未必能够阻止区域生物多样性持续下降(IPBES, 2019)。因此, BNG在抵消剩余损失之外进一步要求产生额外、可测量的生态改善。

本文所称BNG, 是指开发活动在履行避免、减缓和修复义务后, 通过场内生态改善或必要的场外补偿, 使生境面积、质量和连通性等指标相较开发前基线实现可测量净增长(Bull & Brownlie, 2017; Maron et al., 2018)。生物多样性补偿只是实现BNG的末端工具之一, 信用与生境银行则主要服务于场外增益的计量、登记和交付。上述概念分属结果目标、末端工具和场外交付机制等不同层次, 其功能关系构成分析BNG规划嵌入机制的基础。

对我国而言, BNG本土化并非机械移植英国法定10%增益等具体规则, 而是借鉴其将净改善义务嵌入规划许可和长期管护的制度逻辑。我国国土空间规划通过“多规合一”统筹全域开发保护, 并以“三区三线”、详细规划、用途管制、国有建设用地有偿使用和“一张图”监督形成连续治理链条, 为BNG提供了不同于私人土地制度国家的承载平台。现有研究较多关注生态补偿、生态产品价值实现或国外市场机制, 尚缺乏对BNG如何系统嵌入我国国土空间规划编制、审批、实施和监督全过程的分析。本文据此考察制度接口及现实障碍, 并提出指标体系、市场交付和监管工具的本土化方案。

1 BNG的制度定位与实现机制

BNG制度围绕两个相互关联的问题展开: 开发活动应实现何种生态结果, 以及场外补偿和市场化工具在何种条件下可以用于履约。前者体现BNG与NNL的目标差异, 后者涉及补偿、信用和生境银行在净增益实现机制中的功能定位。

1.1 从“无净损失”到“净增益”

减缓层级要求开发项目依次采取避免、最小化、恢复和补偿措施(BBOP, 2013)。NNL以开发造成的损失与修复、补偿收益大体抵消为目标, 强调生态基线不下降(Maron et al., 2018)。这一目标仍是BNG的前提: 只有在优先避免和减缓影响、修复可恢复部分之后, 才可对不可避免的剩余损失实施补偿。

NNL的局限在于, 生态系统的复杂性、恢复滞后和不可替代性使不同地点、时期和类型的生态损益难以完全等价(Salzman & Ruhl, 2000; Quétier & Lavorel, 2011)。若仅以数量抵消为标准, 还可能出现账面平衡而生态功能持续下降的“纸面补偿”(Quétier et al., 2014)。

BNG在NNL基础上增加了“额外改善”要求, 即开发后的生物多样性状态不仅不得低于基线, 还应实现可测量的净增长(Simmonds et al., 2020)。其制度意义在于将开发者义务由损失抵消扩展为净改善交付。作为一般治理导向, BNG并不预设统一增益比例; 英国法定10%增益只是特定制度选择。我国本土化应根据生态本底、项目类型和行政能力确定差异化标准, 而非直接复制该比例。

1.2 BNG与补偿、信用及生境银行的关系

BNG首先是一项结果目标, 要求开发活动实现相较基线的可测量净改善。为实现这一目标, 开发者应优先采取场内避让、减缓和修复措施; 仅在仍存在不可避免的剩余损失时, 才可采用生物多样性补偿。信用和生境银行则是组织、计量和交付场外增益的工具。因此, BNG、补偿、信用和生境银行分别属于目标、履约措施和交付机制, 不构成必须依次适用的单一链条(图1)。

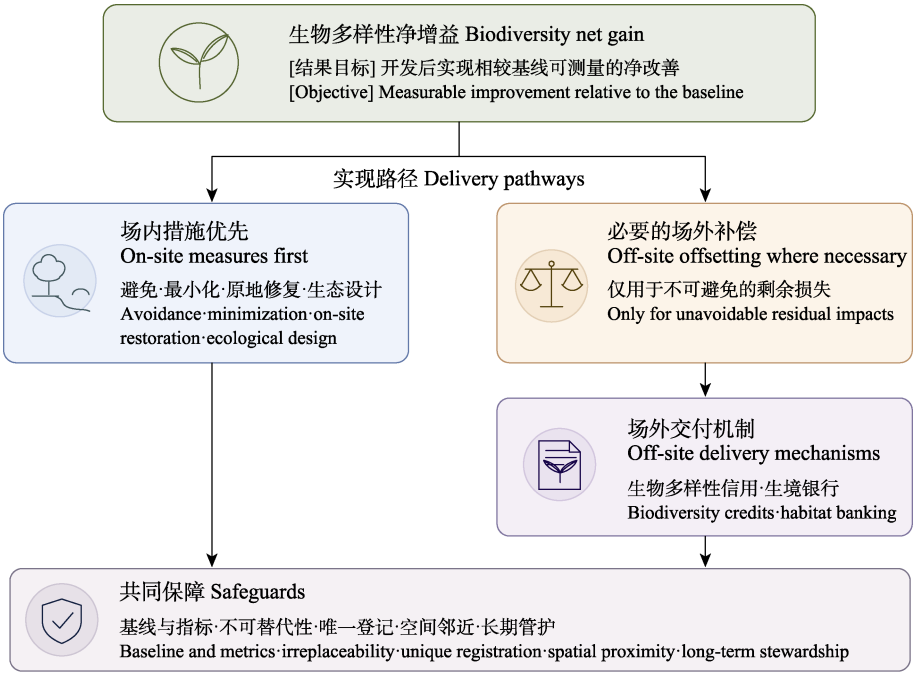


图1　生物多样性净增益的目标、实现路径与场外交付机制
Fig. 1　Objective, delivery pathways and off-site mechanisms of biodiversity net gain

BNG的实现首先依赖场内措施。开发者应通过选址避让、设计优化、施工减扰和原地修复，尽可能减少损失并形成增益；场内条件确实不足时，方可对剩余缺口采取场外补偿。因此，生物多样性补偿并不等同于BNG，其直接作用是抵消特定项目的剩余损失，只有在完成抵消后仍产生额外生态收益时，才对净增益目标构成贡献(BBOP, 2013; OECD, 2016)。

场外生态改善经统一指标核算和第三方核证后，可登记为生物多样性信用。信用是增益结果的标准化计量与履约单位，而非独立于真实生态改善的金融产品(Wauchope et al., 2024; World Economic Forum, 2024)。生境银行则通过集中实施生态修复、持续管护并提供经核证信用，降低开发者自行寻找补偿地块的交易成本和时间风险(Salzman & Ruhl, 2000; Bekessy et al., 2010)。

信用和生境银行仅适用于允许替代的生态损失，并须受不可替代性阈值、空间邻近、同类或升级替代、唯一登记和长期管护等规则约束。对于珍稀物种栖息地和难以恢复的高价值生态系统，BNG不能成为开发许可的理由，仍应坚持优先避让。

综上可形成“目标-路径-交付-保障”的制度结构：BNG确定净改善结果；场内措施和必要的场外补偿构成实现路径；信用与生境银行支持场外交付；规划许可、登记核证和长期监管确保增益真实、额外且持久。这一结构为BNG嵌入国土空间规划的目标设定、许可控制、履约交付和长期监管提供了分析基础。

2　国际经验的比较与启示

英国(英格兰)和美国分别代表强制净增益与市场化补偿的两类实践。英国依据《2021年环境法》(Environment Act 2021)将BNG嵌入规划许可，要求多数开发项目实现至少10%的净增益，并按照“场内增益-场外增益-法定信用”的顺序履约，相关生境通常须维持至少30年(UK Government, 2021; DEFRA, 2024)。美国依据《清洁水法》(Clean Water Act)发展湿地缓解银行，其主要目标仍是NNL，通过预先修复湿地、核发信用并允许开发者购买信用完成场外补偿。二者共同说明，量化指标、规划或许可触发、专业化供给和长期管护是市场化生态履约机制运行的基本条件。

美国湿地缓解银行与英国BNG制度在市场化交易、指标量化框架及生境银行基础设施的运作逻辑上具有高度同源性，二者的对比可识别出两种市场化治理路径(表1)。

表1　英美市场化生态补偿机制对比

Table 1　Comparison of market-based ecological compensation mechanisms between the UK and the US

比较对象 Comparison item	美国湿地缓解银行 US wetland mitigation banking	英国生境银行 UK habitat banking
治理目标 Governance objectives	无净损失: 以抵消湿地损失、维持生态基线为目标 No net loss: offsets wetland losses and maintains the ecological baseline	净增益: 在抵消损失后要求额外、可测量的生物多样性改善 Net gain: requires additional, measurable biodiversity improvement after losses are offset
度量方法 Measurement method	功能评估法: 侧重生态功能, 科学性较强, 但评估成本较高 Functional assessment: function-oriented and scientifically robust, but relatively costly	标准化生物多样性指标: 以生境面积、质量等为代理变量, 便于统一核算和执行 Standardized biodiversity metric: uses habitat area, condition, and related proxies to facilitate unified accounting and implementation
责任转移机制 Responsibility transfer mechanism	责任转移: 开发者购买合格信用后, 后续管护责任主要由银行运营者承担 Liability transfer: after developers purchase eligible credits, the post-purchase management responsibility is mainly assumed by the bank operator	长期义务与土地绑定: 通过规划义务或保育契约锁定长期管护责任 Long-term land-based obligation: long-term management is secured through planning obligations or conservation covenants

英美模式对我国有3项直接启示。(1)应区分“抵消剩余损失”的补偿底线与“产生额外改善”的BNG目标, 防止修复存量与创造增量在政策和核算中混同。(2)度量方法须在生态科学性与基层可操作性之间取得平衡: 美国的功能评估较为精细但成本较高, 英国以生境为代理指标, 降低了核算和交易门槛。(3)场外履约必须与长期责任结合; 无论责任由开发者持续承担还是向生境银行转移, 均应明确管护期限、失败补救和资金保障。

英国采用生境类型和状况作为代理指标, 旨在使净增益义务能够在地块尺度被规划机关识别、比较并纳入许可条件。其优势在于形成统一的审批语言, 降低项目评估与信用交易成本; 但代理指标无法完整反映物种组成、生态功能和恢复时滞, 需要以不可替代性清单、同类或升级替代规则以及长期监测予以校正。因此, 指标标准化应与底线约束相结合, 在降低核算成本的同时维护生态真实性。

美国的完全责任转移与英国的土地绑定在市场确定性和长期责任保障方面各有利弊。完全责任转移能够提高交易确定性、吸引专业运营主体, 但可能削弱开发者对最终生态结果的持续关注; 将义务长期附着于土地则有利于维持增益, 却会提高交易与监管成本。我国可采取分层责任结构: 开发者对基线调查、交付选择和信用真实性承担首要责任, 生境银行运营者对修复、管护和增益维持承担持续责任, 土地权利人承担用途稳定义务, 主管部门负责登记、核证与追踪监管。

这些经验分别对应我国制度设计中的目标设定、指标构建和责任配置: 净增益率应建立在生态基线和区域差异之上, 指标体系应设置不可替代性与反降级规则, 生境银行则须以真实增益、唯一登记和长期管护为信用生成前提。

同时, 英美实践暴露出3类风险。(1)监管能力与长期监测任务不匹配。英国地方规划部门普遍面临生态专业人员和监测资源不足的问题(zu Ermgassen et al., 2021), 提示我国应将核证、监测和执法成本纳入项目履约成本。(2)指标简化可能诱发生态同质化。市场主体倾向选择易建设、得分高的生境, 可能挤压恢复困难但生态价值更高的类型(Spash, 2015; zu Ermgassen et al., 2021), 因此须实行不可替代性阈值和同类或升级替代。(3)豁免与项目拆分可能削弱制度效力。英国围绕微量影响、小型开发和棕地项目开展的豁免调整与政策咨询表明, 适用范围应接受动态评估, 但豁免必须有严格边界并防止规避(DEFRA, 2025)。

3　BNG嵌入国土空间规划的制度基础与现实障碍

BNG本土化宜依托既有国土空间规划工具完成目标分解、许可控制、合同落实和动态监管。我国“多规合一”形成的五级三类规划体系及其编制、审批、实施和监督流程, 为BNG提供了连续制度载体。

3.1　国土空间规划的制度接口

“三区三线”、详细规划、用途管制、国有建设用地有偿使用和“一张图”实施监督信息系统分别承担空间底线、地块指标、准入许可、合同履约和数字监管功能。将BNG嵌入这些现有工具, 可使净增益要求在开发决策不同阶段形成连续约束(表2)。

BNG的地块级量化特征, 使其能够与国土空间

表2　生物多样性净增益(BNG)与我国国土空间规划核心工具的衔接接口

Table 2　Interfaces between biodiversity net gain (BNG) and core tools of China's territorial spatial planning system

国土空间规划工具 Territorial spatial planning tool	现行制度功能 Current function	BNG嵌入接口 BNG interface
“三区三线” Three Zones and Three Lines	划定生态保护红线、永久基本农田保护红线、城镇开发边界, 确立空间管控底线 Delineate the ecological protection redline, the permanent basic farmland protection redline, and the urban development boundary, establishing the bottom line of spatial control	红线为不可替代生态资产; 城镇开发边界内的开发活动触发BNG义务; 红线外、边界外区域作为高质量生境信用的供给区 Redlines are designated as non-substitutable ecological assets; development activities within the urban development boundary trigger BNG obligations; areas outside the redlines and beyond the urban development boundary serve as supply zones for high-quality habitat credits
详细规划 Detailed regulatory plan	在控制性详细规划中确定地块开发的强度、用途及配套要求, 是核发建设用地规划许可的依据 Determine the development intensity, land use, and supporting requirements of plots in regulatory detailed plans, serving as the basis for issuing construction land planning permits	将BNG指标作为地块控规的约束性指标, 与容积率、绿地率等并列, 从源头嵌入开发约束 Incorporate BNG indicators as binding indicators of plot-level regulatory plans, on par with floor area ratio and green space ratio, embedding development constraints at the source
用途管制 Land use control	通过分区准入清单、用途转用许可与生态保护修复制度, 实现全域全要素管控 Achieve full-domain and full-element control through zoning admission lists, land-use conversion permits, and the ecological protection and restoration system	将BNG交付义务纳入用途转用审批条件; 生态修复纳入“国土空间生态修复”的统一框架 Incorporate BNG delivery obligations into the approval conditions for land-use conversion; integrate ecological restoration into the unified framework of “territorial spatial ecological restoration”
国有建设用地有偿使用 Paid use of state-owned construction land	通过土地出让合同明确受让人的开发义务与履约责任 Specify the development obligations and performance responsibilities of the transferee through land transfer contracts	将BNG义务作为出让合同的强制性条款, 未履行者按违约处理, 必要时收回土地使用权 Stipulate BNG obligations as mandatory clauses in transfer contracts, treat non-compliance as a breach of contract and, where necessary, revoke the land-use right
“一张图”实施监督信息系统 “One Map” supervision information system	整合多源国土空间数据, 实现规划实施的动态监测与监督 Integrate multi-source territorial spatial data to achieve dynamic monitoring and supervision of plan implementation	作为BNG信用登记、交易追溯与履约监管的数字化基础设施 Serve as the digital infrastructure for BNG credit registration, transaction traceability, and compliance supervision

规划中的图斑管理、约束性指标和用途管制直接衔接。其制度价值主要体现为建立统一的生物多样性基线、损益核算和履约验收尺度, 提高生态保护要求的可度量性和可执行性(崔权雪等, 2025)。

在空间管控层面, “三区三线”可划分BNG的禁止替代区、义务触发区和增益供给区。生态保护红线中的不可替代生境应坚持严格避让, 不得以购买信用替代保护; 城镇开发边界内的高强度建设活动是BNG义务的主要触发对象; 边界外符合规划和生态修复要求的地块, 可在不突破耕地和生态保护底线的前提下作为场外增益供给区(仇洁等, 2025)。

在规划实施层面, 详细规划、用途管制和土地出让构成BNG义务落地的主要通道。详细规划可将“BNG单位”或净增益率转化为地块约束性指标; 用途转用审批可要求同步提交增益交付方案; 土地出让合同则可具体约定交付时序、空间路径、履约担保和违约责任。三者衔接后, BNG可由政策倡导转化为贯穿许可与合同履行的刚性义务。

上述工具在BNG实施中具有不同功能, 不能相互替代。详细规划适宜承载面向地块的一般性、空间性净增益指标, 以便在开发强度确定前锁定生态约束; 用途转用审批侧重审查具体项目是否完成基线调查并提出可执行的交付方案; 土地出让合同则将已确定的义务转化为交付期限、履约担保和违约责任。环境影响评价提供生态影响识别与技术核算, 但不宜替代规划机关对空间布局和用途准入的判断。只有按照各自法定功能分工衔接, 才能避免重复审批或责任落空。

在程序协同层面, 环境影响评价可负责识别和核算项目生态影响, 国土空间规划许可则负责锁定增益义务的空间落点和实施条件。将生物多样性增益计划作为环评与规划审查的共同材料, 可避免定性修复建议与地块管控脱节, 形成“环评定影响、规划定空间、许可定责任”的协同结构(刘冉, 2022; 李晓芬等, 2024)。

3.2　本土化实施的技术、法律、治理与市场障碍

技术障碍在于缺乏可与“一张图”图斑直接对接的统一度量标准。现有生物多样性监测主要服务于

宏观资源调查, 多表现为物种名录或大尺度生态系统分布, 尚不能在地块尺度形成可计算、可加总和可核查的标准化单位。指标设计须同时处理科学严谨性、基层可操作性和区域差异, 避免不同机构、地区采用不一致方法而削弱结果的可比性和公信力(苗梦媛等, 2026)。

法律障碍在于, 现行制度主要要求避免损害、恢复原状或实现同类占补, 尚未普遍授权行政机关要求开发者在基线恢复之外创造额外生态增量。《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》目标15以及《中华人民共和国生态环境法典》(https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/fl/202603/t20260313_1146496.shtml)关于改善生态环境质量、生态保护补偿和环境影响评价的制度安排, 为BNG提供了政策与法律衔接空间; 但将其设为规划许可、用途转用或土地出让中的强制义务, 仍需在国土空间规划和生态环境配套立法中明确适用对象、增益标准、履约方式及法律责任(吕忠梅, 2021)。否则, 仅依行政文件附加增益负担可能面临依法行政和权利义务依据不足的问题。

治理结构的挑战体现为条块分割与时间错配的双重困境。横向上, BNG实施链条横跨自然资源部门(负责国土空间规划编制审批、用途管制、土地出让)、生态环境部门(负责环评、生态损害担责)以及林草部门(负责森林、草原、湿地等专项管理), 多部门事权边界与数据壁垒易导致标准不一与监管真空。纵向上, BNG要求生态增益维持数十年的长周期, 与地方政府以5年为周期的国土空间规划及任期目标存在时间错配, 现有规划实施评估与监管机制多聚焦于近期建设项目, 缺乏跨越数十年的生态功能维护长期监管与问责机制。

市场障碍表现为增益结果缺乏统一登记、核证和交易基础设施。附着于土地的生态改善如何在不改变土地权属的前提下形成可识别的增益权益, 长期管护义务由谁承担, 同一地块如何防止重复核发和重复出售, 均缺乏成熟规则。专业核证机构、统一登记系统和长期资金保障的不足, 会提高交易成本并放大信用失真风险(苗梦媛等, 2026)。

4 BNG嵌入国土空间规划制度的本土化构建方案

围绕上述障碍, BNG本土化可形成5项相互衔接的制度安排: 通过试点和立法明确授权与实施节奏, 以“国家统一框架+地方适配参数” (“1+N”)分级分类指标体系建立技术标准, 以国土生境银行和增益权益登记完善市场基础设施, 以规划全过程嵌入协调部门事权, 并以数字监管和责任追究保障长期履约。

4.1 总体框架: 顶层设计与试点先行的战略协同

推进BNG须遵循顶层设计与试点先行相结合的改革方法论, 构建政府主导、市场驱动、分步实施的总体框架(图2)。

鉴于BNG在技术和管理上的复杂性, 现阶段不宜在全国范围同步全面推行。顶层设计应由中央政府明确BNG的战略地位与基本原则, 并将其作为国土空间规划体系约束性指标的重要组成部分。试点应优先选择已编制完成新一轮国土空间总体规划的国家生态文明试验区或长三角生态绿色一体化发展示范区, 聚焦验证生物多样性指标与“一张图”系统的对接、详细规划层级BNG指标的可操作性, 以及生境银行的运营可行性, 为全国推广提供可复制的样本。

制度运行需要政府监管与市场机制协同。政府负责制定规则和统一技术标准, 并在取得明确法律授权后, 将BNG要求纳入国土空间规划许可、环境影响评价等程序; 市场则通过生境银行优化资源配置, 以较低成本实现生态增益交付。在市场启动初期, 政府还可将山水林田湖草沙一体化保护和修复工程产生的生态效益量化(https://gi.mnr.gov.cn/202411/P020241106674232719694.pdf), 作为首批信用储备投入市场。

立法层面应采取“两步走”策略。短期可由国务院或有关部门在法定权限内制定试点规范, 明确试点区域的适用项目、基线调查、增益核算、场外交付和监管责任, 并通过地方性法规或规章细化实施。长期则在试点成熟后, 通过国土空间规划立法以及《中华人民共和国生态环境法典》配套法规, 将BNG的适用条件、最低要求和法律责任上升为稳定规范。

4.2 技术支撑: 构建对接“一张图”的中国生物多样性度量指标

为应对生物多样性量化的科学严谨性、实践可操作性与区域公平性三重张力, BNG指标体系应采

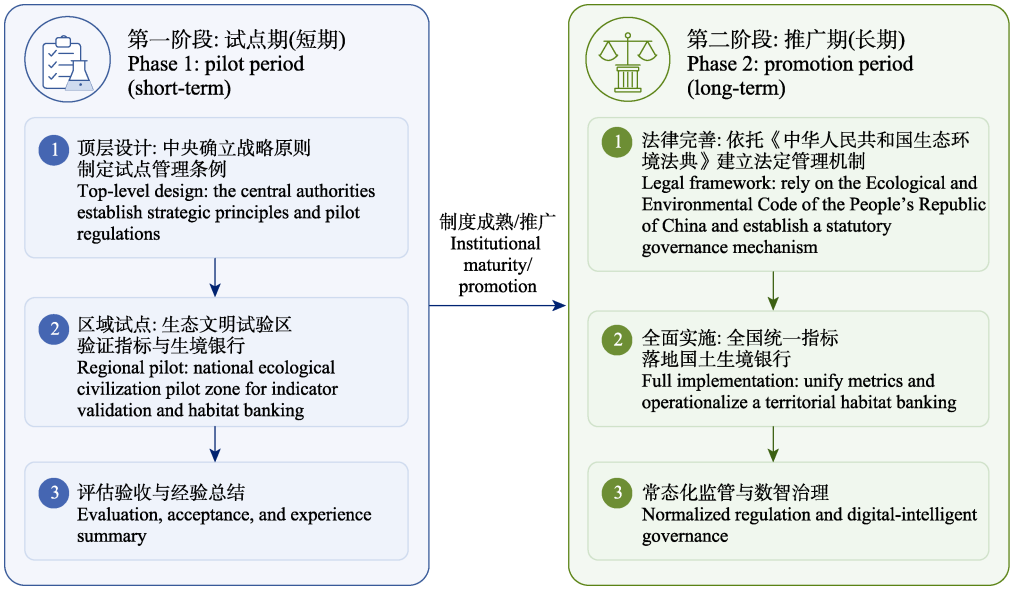


图2　我国生物多样性净增益(BNG)制度分步实施路径
Fig. 2　Step-by-step implementation path of China's biodiversity net gain (BNG) system

取"1+N"分级分类策略，并与国土空间规划基础数据体系深度衔接。

国家层面("1")负责制定通用计算法则与核心参数框架。建议采纳国际通行的"面积 × 质量"基础公式，即：生物多样性单位 = 面积 × 独特性 × 状况 × 战略重要性。同时发布一级生境分类标准，确立不同生境间同类或更优的置换原则。地方层面("N")则授权各省(区、市)依据本地生态本底，制定精细化的二级、三级生境清单及其独特性权重。例如，同样是针叶林，在东北林区与南方丘陵区的生态价值权重应有所区分。这一架构既保证全国制度逻辑的统一性，又赋予地方因地制宜的灵活性。

为降低数据获取门槛与行政成本，BNG指标体系应与国土空间规划"一张图"实施监督信息系统及现有基础数据体系深度融合(https://www.mnr.gov.cn/dt/ywbb/202108/t202108262678340.html)。建议在第三次全国国土调查(简称国土三调)地类数据基础上，衔接《生态环境状况评价技术规范》(HJ 192-2015)以及林草湿地资源普查等行业标准，构建国土利用类型-生态系统类型-生物多样性特征的多源数据映射体系。该映射将国土调查中已有的土地利用分类数据(如林地、草地、湿地等)与生态系统评价中的生态质量参数(如植被覆盖度、物种丰富度等)关联对应，使BNG指标可直接落到"一张图"的图斑层级，实现地块级别的生物多样性单位测算与履约核查。开发者在项目前期评估时可直接调用项目地块的国土调查数据作为基线参考，再辅以现场生态调查修正状况得分；规划与生态环境主管部门则可在同一基础数据体系上完成审批与监管，避免重复调查与数据壁垒。

指标体系还须通过严格的不可替代性阈值和交易规则守住生态底线。一方面，依据《中国生物多样性保护战略与行动计划(2023–2030年)》(https://www.mee.gov.cn/xxgk/hjyw/202401/W020240123333807288143.pdf)，将生态保护红线核心区中的珍稀濒危物种栖息地及极高保护价值的天然生态系统(如红树林、泥炭沼泽等)设定为不可替代资产，原则上实行原地严格保护，禁止通过跨区域BNG交易予以抵消。另一方面，确立严格的"反降级交易规则"，即高独特性生境的损失必须用同等或更高独特性的生境补偿，禁止以低价值人工生境替代天然生态系统。

4.3　市场机制：建立政府监管下的国土生境银行体系

在土地公有制为主体的我国，宜构建政府监管、多元参与、权益登记的国土生境银行体系。

资产界定层面，宜探索土地权利不变、增益权益单独登记的制度安排。农村集体经济组织、国有

林场或生态修复企业无需转让土地所有权和使用权, 可通过长期管护协议锁定地块生态用途, 并将经核证的新增生态改善登记为标准化增益单位(郝春旭等, 2024)。地方自然资源部门可在“一张图”中标识修复地块、管护期限和权利负担, 由统一登记平台生成增益登记凭证, 作为信用核发、交易、注销和履约核查的依据。该凭证所表征的是经核证的增益结果及相应履约权益, 不宜直接等同于可任意处分或抵押的独立物权。

供给端应建立“国有储备+社会参与”的双轮驱动体系。可利用符合国土空间规划和生态保护要求的国有林场、废弃矿山修复地块等建立国家级或省级生境银行储备库, 提供基准信用和应急供给; 同时通过财政补助、生态保护补偿和合规的绿色金融工具, 引导社会主体投资长期生态修复。无论国有或社会供给, 信用均应以额外性、持续性和不重复核发为前提。

基础设施层面, 应将国土空间规划“一张图”实施监督信息系统升级为BNG市场基础设施。该系统应增设三大核心功能: 一是唯一性登记, 对每一信用赋予唯一数字编码并锚定“一张图”特定图斑, 防止同一地块的增益重复出售; 二是全流程追溯, 记录信用从产生、核证、交易到注销的全过程; 三是透明化披露, 实时公开各生境银行的监测报告与合规情况。

4.4 实施路径: 嵌入国土空间规划编制-审批-实施-监督全流程

为破解治理条块分割困境, 应以国土空间规划编制-审批-实施-监督全流程为主轴, 将BNG义务在不同规划层级与许可环节分级分类落地, 并辅以环境影响评价的协同约束。

宏观层面, 将BNG指标纳入各级国土空间规划编制与审批。在国家级、省级国土空间规划中, 应明确BNG的战略目标与区域分解原则; 在市县级国土空间总体规划中, 应基于“双评价” (资源环境承载能力与国土空间开发适宜性评价)划定BNG重点交付区与生境银行选址区, 并将相关指标纳入规划文本的约束性指标体系。在编制阶段, 应同步开展国土空间规划环境影响评价(规划环评), 利用“三线一单”生态环境分区管控成果, 从规划选址层面对不可替代生境实施严格的避让措施(张瀚文等, 2024), 从源头排除可能引发重大生态损失的项目布局。

中观层面, 将BNG作为详细规划的约束性指标。控制性详细规划是核发建设用地规划许可证的重要依据, 应在试点中根据区域生态本底和项目类型设置地块级BNG单位或差异化净增益率, 并与容积率、绿地率等指标协同。规划审批机关应同步审查基线调查、场内措施和场外交付方案; 对不可替代生境未充分避让或增益方案不可实现的, 不予通过相关规划审查。

微观层面, 可在取得明确法律授权或试点规范依据后, 将BNG要求嵌入用途管制、土地出让和环境影响评价。在用途转用环节, 可将BNG交付方案作为审查材料, 核验基线调查、场内措施和场外交付安排; 在国有建设用地使用权出让环节, 可将已确定的BNG义务纳入土地出让合同, 明确交付时序、空间路径、履约担保和违约责任; 在项目环境影响评价环节, 可设置“生物多样性增益计划”专门内容, 与详细规划中的BNG指标相互印证, 形成规划许可与环境影响评价相互衔接的审查机制。

末端交付应建立符合我国国土空间治理要求的空间邻近交付层级。为防止生态功能在空间转移中破碎化或经济发达地区将环境成本转嫁至欠发达地区, 应确立四级交付优先序列并设定明确的跨级触发条件: (1)场内增益优先, 须在项目法定用地边界内通过绿色基础设施建设实现增益; (2)同规划单元/同流域补偿, 仅当开发者科学论证场内空间已穷尽时, 方可在同一国土空间规划单元(如同一控规单元或乡镇国土空间规划单元)或同一流域内寻找补偿地块; (3)省级生境银行购买, 在前两级均无法满足且经地方自然资源与生态环境主管部门联合核准时, 方可购买省级储备库信用; (4)缴纳基金作为最后手段, 仅在涉及国家重大战略基础设施建设等例外情形下允许, 且资金须专款专用于同区域生态修复。

4.5 监管保障: 多元共治与全周期责任追究

针对BNG项目周期长、监管难度大的特点, 须构建由行政监管、司法保障与社会监督构成的立体化保障体系。

行政监督层面, 应以“一张图”实施监督信息系统赋能全周期联合执法。打破部门壁垒, 建立由自

然资源部门(负责土地用途管制与规划实施监督)与生态环境部门(负责生态功能监测)协同的联合监管机制。核心举措是依托国土空间规划“一张图”建设“国家-省-市”三级联动的BNG监管模块, 利用卫星遥感、无人机巡查与物联网监测, 对所有注册的BNG地块图斑实施空天地一体化监测(https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk03/202403/t20240315_1068473.html), 将BNG履约状况纳入国土空间规划实施年度体检与五年评估, 将监管模式从被动事后处罚转变为主动风险预警。

司法保障层面, 可在BNG义务获得明确法律授权后, 研究将严重违反增益义务并造成生态环境损害的行为纳入环境公益诉讼救济范围。当开发者或生境银行运营者虚假核证、重复出售或未履行长期管护义务并导致生态损害时, 可依法请求停止侵害、修复生态环境或赔偿损失; 对负有监管职责的行政机关违法不履职, 也可依现行公益诉讼制度寻求监督。司法救济应以明确的法定义务和生态损害事实为基础, 避免将一般合同违约直接等同于环境侵权。

社会监督层面, 应通过强制信息披露实现透明化治理。依据《中华人民共和国生态环境法典》中关于信息公开与公众参与的规定, 建立全国统一的BNG信息公开平台, 并与国土空间规划“一张图”公示系统互联互通。法律应强制规定所有BNG项目在该平台全流程公开其基线评估报告、增益计划、年度管护记录及资金使用情况, 让科研机构、媒体及公众能够依据公开数据对项目成效进行独立评估。

5 结论

BNG与生物多样性补偿在目标和功能上存在明确区别: 前者是在减缓层级基础上要求开发活动实现可测量净改善的结果目标, 后者仅用于处理不可避免的剩余损失; 信用与生境银行则承担场外增益的计量和交付功能。明确这一主次关系, 有助于确保优先避让和真实生态改善不被信用购买所替代。

我国国土空间规划中的“三区三线”、详细规划、用途管制、国有建设用地有偿使用和“一张图”监督, 分别具备划定空间底线、配置地块指标、控制用途准入、落实用地合同责任和实施动态监管的功能, 可共同构成BNG本土化的制度载体。其落地仍取决于统一度量标准、明确法律授权、跨部门协同和可信市场基础设施。

为此, 本文提出以“1+N”分级分类指标体系为技术基础, 以国土生境银行和增益权益登记为场外交付机制, 将BNG义务嵌入规划编制审批、详细规划、用途转用、土地出让和环境影响评价, 并依托“一张图”开展唯一登记、动态监测和全周期责任追究。上述安排旨在为国土空间开发活动建立可量化、可履约、可追踪的生物多样性净改善约束, 并以真实生态增益作为制度成效的判断标准。

ORCID

郑欢 https://orcid.org/0009-0004-8523-0418

参考文献

BBOP (Business and Biodiversity Offsets Programme) (2013) To No Net Loss and Beyond: An Overview of the Business and Biodiversity Offsets Programme. Forest Trends, Washington, DC.

Bekessy SA, Wintle BA, Lindenmayer DB, McCarthy MA, Colyvan M, Burgman MA, Possingham HP (2010) The biodiversity bank cannot be a lending bank. Conservation Letters, 3, 151–158.

Bull JW, Brownlie S (2017) The transition from no net loss to a net gain of biodiversity is far from trivial. Oryx, 51, 53–59.

Cui QX, Wei CK, He C (2025) Construction of ecological product value realization mechanism from the perspective of the “Two Mountains” concept. Environmental Protection, 53(Z2), 59–64. (in Chinese) [崔权雪, 魏陈凯, 贺超 (2025) “两山”理念视域下生态产品价值实现机制建构. 环境保护, 53(Z2), 59–64.]

DEFRA (Department for Environment, Food & Rural Affairs) (2024) The Statutory Biodiversity Metric: User Guide. DEFRA, London.

DEFRA (Department for Environment, Food & Rural Affairs) (2025) Improving the Implementation of Biodiversity Net Gain for Minor, Medium and Brownfield Development. DEFRA, London.

Hao CX, Zhao YH, Zhou Q, Qu AY, Han C (2024) Research on the status quo, problems and optimization path of marketized and diversified ecological protection compensation mechanism. Environmental Protection, 52(5), 38–42. (in Chinese) [郝春旭, 赵元浩, 周全, 璩爱玉, 韩聪 (2024) 市场化、多元化生态保护补偿机制现状、问题与优化路径研究. 环境保护, 52(5), 38–42.]

IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (2019) Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on

Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn.

Li XF, Chai LY, Guo MC (2024) Application of ecological compensation mechanism in environmental impact assessment. Heilongjiang Environmental Journal, 37(9), 93–95. (in Chinese with English abstract) [李晓芬, 柴璐艳, 过美超 (2024) 生态补偿机制在环境影响评价中的应用. 黑龙江环境通报, 37(9), 93–95.]

Liu R (2022) Study on the introduction of environmental impact assessment into ecological compensation mechanism. Heilongjiang Science, 13(14), 118–119. (in Chinese with English abstract) [刘冉 (2022) 环境影响评价中引入生态补偿机制研究. 黑龙江科学, 13(14), 118–119.]

Lü ZM (2021) On Ecological Civilization Rule of Law Theory of Xi Jinping Thought on the Rule of Law. China Legal Science, (1), 48–64. (in Chinese with English abstract) [吕忠梅 (2021) 习近平法治思想的生态文明法治理论. 中国法学, (1), 48–64.]

Maron M, Brownlie S, Bull JW, Evans MC, von Hase A, Quétier F, Watson JEM, Gordon A (2018) The many meanings of no net loss in environmental policy. Nature Sustainability, 1, 19–27.

Miao MY, Zhao SC, Pan WL, Zhang R, Gu Q (2026) Thoughts on value transformation and compensation mechanism of ecological products of soil and water conservation in Henan Province. Soil and Water Conservation in China, (2), 20–23, 54. (in Chinese) [苗梦媛, 赵胜朝, 潘文玲, 张茹, 谷启 (2026) 河南省水土保持生态产品价值转化及补偿机制思考. 中国水土保持, (2), 20–23, 54.]

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2016) Biodiversity Offsets: Effective Design and Implementation. OECD Publishing, Paris.

Qiu J, Xu XJ, Lin NF, Zhang K, Zou CX (2025) The policy evolution, problems and optimization pathways of China's ecological conservation redline policy. Environmental Impact Assessment, 47(4), 38–44. (in Chinese with English abstract) [仇洁, 许小娟, 林乃峰, 张琨, 邹长新 (2025) 我国生态保护红线制度政策历程、存在问题与优化路径. 环境影响评价, 47(4), 38–44.]

Quétier F, Lavorel S (2011) Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. Biological Conservation, 144, 2991–2999.

Quétier F, Regnery B, Levrel H (2014) No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. Environmental Science & Policy, 38, 120–131.

Salzman J, Ruhl JB (2000) Currencies and the commodification of environmental law. Stanford Law Review, 53, 607–694.

Simmonds JS, Sonter LJ, Watson JEM, Bennun L, Costa HM, Dutson G, Edwards S, Grantham H, Griffiths VF, Jones JPG, Kiesecker J, Possingham HP, Puydarrieux P, Quétier F, Rainer H, Rainey H, Roe D, Savy CE, Souquet M, ten Kate K, Victurine R, von Hase A, Maron M (2020) Moving from biodiversity offsets to a target-based approach for ecological compensation. Conservation Letters, 13, e12695.

Spash CL (2015) Bulldozing biodiversity: The economics of offsets and trading-in nature. Biological Conservation, 192, 541–551.

UK Government (2021) Environment Act 2021. The Stationery Office, London.

Wauchope HS, zu Ermgassen SOSE, Jones JPG, Carter H, Schulte to Bühne H, Milner-Gulland EJ (2024) What is a unit of nature? Measurement challenges in the emerging biodiversity credit market. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 291, 20242353.

World Economic Forum (2024) Biodiversity Credits: Demystifying Metrics for Nature Markets. World Economic Forum, Geneva.

Zhang HW, Wan J, Qin CB, Yu L, Niu R, Zhang PP, Yang LY (2024) Suggestions on strengthening the linkage between ecological & environmental zoning-based regulation and territorial spatial planning. Chinese Journal of Environmental Management, 16(6), 24–31. (in Chinese with English abstract) [张瀚文, 万军, 秦昌波, 于雷, 牛韧, 张培培, 杨丽阎 (2024) 加强生态环境分区管控与国土空间规划衔接的建议. 中国环境管理, 16(6), 24–31.]

zu Ermgassen SOSE, Marsh S, Ryland K, Church E, Marsh R, Bull JW (2021) Exploring the ecological outcomes of mandatory biodiversity net gain using evidence from early-adopter jurisdictions in England. Conservation Letters, 14, e12820.

(责任编委: 徐靖　责任编辑: 李会丽)

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE
2026, 34 (7): 26124, pages 1–15
doi: 10.17520/biods.2026124
cstr: 32101.14.biods.2026124

•保护与治理对策•

国家植物园体系AI能力建设：参考模型、成熟度评价框架与应用架构

陈建平, 钟鑫, 陈彬, 葛斌杰, 杜诚, 高燕萍, 郭莉, 金冬梅, 马其侠, 胡永红*

上海辰山植物园, 华东植物迁地保护与利用国家林业和草原局重点实验室, 上海 201602

摘要: 随着国家植物园体系建设的推进, 数字化与智能化已成为提升植物多样性迁地保护效能的关键。针对当前植物园AI应用缺乏顶层设计与量化评估工具的现状, 本文结合上海辰山植物园实践, 提出了面向国家植物园体系的AI能力建设参考模型(national botanical gardens-AI capability reference model, NBG-AICRM)。该模型按照“基础支撑–数据获取–数据治理–智能分析–场景应用”的逻辑, 构建了基础设施层、数据感知层、数据管理层、智能分析层和应用场景层5个逻辑层级, 涵盖25个关键能力项与若干扩展能力项, 并制定了Level 0–5级的成熟度评价量表。在此基础上, 提出了应用场景驱动的逆向架构设计方法与“智能保育九宫格”体系。为验证模型的架构设计指导作用, 开发了基于大语言模型(LLM)的“智能植物保育管家” (smart plant attendant, SPA)系统, 通过Text-to-SQL技术实现了自然语言驱动的业务分析。初步应用表明, NBG-AICRM能有效弥补植物园智慧化规划缺口, 为国家植物园“数据–智能–业务”的深度融合提供理论范式与实践路径。

关键词: 国家植物园; 人工智能; 参考模型; 能力成熟度; 智能保育; 大语言模型

陈建平, 钟鑫, 陈彬, 葛斌杰, 杜诚, 高燕萍, 郭莉, 金冬梅, 马其侠, 胡永红 (2026) 国家植物园体系AI能力建设: 参考模型、成熟度评价框架与应用架构. 生物多样性, 34, 26124. doi: 10.17520/biods.2026124; cstr: 32101.14.biods.2026124.

Chen JP, Zhong X, Chen B, Ge BJ, Du C, Gao YP, Guo L, Jin DM, Ma QX, Hu YH (2026) AI capability development for China’s national botanical garden system: A reference model, maturity assessment framework, and application architecture. Biodiversity Science, 34, 26124. doi: 10.17520/biods.2026124; cstr: 32101.14.biods.2026124.

AI capability development for China’s national botanical garden system: A reference model, maturity assessment framework, and application architecture

Jianping Chen, Xin Zhong, Bin Chen, Binjie Ge, Cheng Du, Yanping Gao, Li Guo, Dongmei Jin, Qixia Ma, Yonghong Hu*

Key Laboratory of National Forestry and Grassland Administration on East China Plant Conservation and Utilization, Shanghai Chenshan Botanical Garden, Shanghai 201602, China

ABSTRACT

Aims: The development of China’s national botanical garden system has made digitalization and artificial intelligence (AI) increasingly important for enhancing the effectiveness of *ex situ* plant conservation. However, AI applications in many botanical gardens remain fragmented, with limited system-level design and few quantitative tools for capability assessment. This study aims to address this gap by constructing a comprehensive AI capability reference model, an associated maturity assessment framework, and an application architecture tailored to the national botanical garden system.

Methods: Grounded in practical experience at Shanghai Chenshan Botanical Garden, we developed the national botanical gardens-AI capability reference model (NBG-AICRM). The model follows a bottom-up architecture that links infrastructure support, data acquisition, data governance, intelligent analytics, and scenario-based applications. It

收稿日期 Received: 2026-04-10; 接受日期 Accepted: 2026-05-24
基金项目: 上海市绿化与市容管理局国家植物园创建科研发展专项(2025)和国家林业和草原局科技司林草标准化项目(2025-LY-027) Supported by the Special Fund for Scientific Research and Development of National Botanical Garden Construction of Shanghai Landscaping and City Appearance Administrative Bureau (2025) and Forestry and Grassland Standardization Project of the Science and Technology Department of National Forestry and Grassland Administration (2025-LY-027)
* 通讯作者 Author for Correspondence. E-mail: huyonghong@csnbgsh.cn

consists of five logical layers—infrastructure, data sensing, data management, intelligent analytics, and application scenario—which together cover 25 key capability items and several extended items. Each capability item is assessed using a six-level maturity scale from Level 0 to Level 5. Based on this framework, we formulated an application-scenario-driven reverse architecture design method and a "Smart Conservation Matrix", a nine-grid strategic framework that maps conservation priorities to AI solutions. To validate the architectural guidance of the model, we built the smart plant attendant (SPA), a large language model-based system that uses Text-to-SQL technology to support natural-language-driven, management-oriented analysis of conservation data. The system was trialed at Shanghai Chenshan Botanical Garden.

Results: The NBG-AICRM provided a structured diagnosis of AI maturity levels, identified specific capability gaps in infrastructure and algorithm application, and outlined a phased upgrade path. The SPA system converted natural language queries into executable SQL statements, enabling conservation staff to retrieve and analyze conservation-relevant information—such as living-collection status trends and the representation of endangered species—without writing code. The initial deployment demonstrated that the model can help address the planning gap in the AI-enabled transformation of botanical gardens and strengthen the linkage among heterogeneous data resources, AI technologies, and day-to-day conservation operations.

Conclusion: The NBG-AICRM and its companion design methods offer a unified and replicable reference framework for building AI capabilities across China's national botanical garden system. By formalizing maturity assessment and application architecture, this approach provides both a theoretical paradigm and a practical pathway for integrating data, intelligence, and conservation operations, thereby supporting the digital transformation of plant *ex situ* conservation. It may also provide a basis for coordinating future AI investment, capability planning, and policy support within the national botanical garden system.

Key words: national botanical garden; artificial intelligence (AI); reference model; capability maturity; intelligent conservation; large language model (LLM)

随着2022年国家植物园体系建设启动, 中国植物园事业迈入了从"单体建设"向"国家体系化布局"跨越的高质量发展新阶段。与一般植物园侧重于区域性物种展示与科普不同, 国家植物园体系承担着国家生物安全、战略植物资源储备及全球生物多样性治理的国家使命, 要求在全国范围内实现迁地保护资源的统筹调配与科学管理(任海等, 2023)。这种从"点状分布"向"网格化体系"的转变, 带来了前所未有的海量异构数据、跨区域保育任务以及极高标准的精准决策需求。传统的、碎片化的管理模式已难以支撑国家级平台的高效运转。如何在"中国特色, 世界一流, 万物和谐"的愿景下, 实现跨地理区域、跨学科领域的业务协同, 不仅需要政策支持, 更亟需通过人工智能(artificial intelligence, AI)等新技术范式的革新, 构建一套适配国家植物园高度复杂性的智能化底座(廖景平等, 2023)。这为智慧化技术在国家植物园领域的深度介入提供了迫切的现实需求。

近年来, 以ChatGPT为代表的生成式人工智能(generative AI)与"AI for Science"科研范式的兴起, 正在重塑科学探索与行业应用的边界(鄂维南, 2024; 李国杰, 2024; 李鑫和于汉超, 2024)。从2024年中国政府工作报告首次提出"人工智能+"行动, 到2025年国务院印发相关实施意见(https://www.gov.cn/zhengce/content/202508/content_7037861.htm), 人工智能已上升为推动经济社会发展的国家战略引擎。在生物多样性领域, AI技术已在物种识别、生态监测及数据挖掘等方面展现出超越传统手段的潜力(谷际岐等, 2024; 周宣宏和杨军, 2025)。它不仅是提升效率的工具, 更是促进生产力跃迁、重塑科研与管理范式的核心驱动力(卢晓强等, 2025; 周宣宏和杨军, 2025)。因此, 将AI能力深度融入国家植物园建设, 不仅是顺应技术趋势的选择, 更是实现其战略目标的必由之路。

尽管AI应用的价值已获广泛共识, 但当前植物园行业的智能化转型仍面临"落地难"的困境。现有的实践多集中于具体的点状应用(如单一的植物识别或科普导览), 缺乏系统性的顶层设计与整体规划。决策者在面对复杂的AI技术体系时, 往往缺乏一套科学的参考框架来评估自身的基础设施、数据资产与应用能力, 导致规划编制缺乏依据、方案延续性差、建设路径模糊不清。这种"评价工具缺失"与"系统架构空白"的现状, 严重制约了"人工智能+"在国家植物园体系建设中的应用落地与效能发挥。

为了解决上述问题, 本文不再局限于单一技术点的探讨, 而是从顶层设计的视角出发, 提出了一套“模型引领、场景驱动、垂直贯通”的系统性方法论。本文的主要贡献包括: (1)构建评估与规划工具: 提出国家植物园体系AI能力建设参考模型(national botanical gardens-AI capability reference model, NBG-AICRM)。该模型并非单纯的技术分层, 而是一个战略评估工具, 旨在帮助管理者厘清“所处阶段”与“发展短板”, 为数字化转型提供量化的能力标尺。(2)建立场景驱动的AI应用方法论(scenario-driven methodology): 以植物多样性保育为例, 展示如何应用该参考模型进行逆向推导, 从应用层的业务需求出发, 向下定义智能分析能力、数据平台治理以及感知数字网络建设, 从而构建出逻辑闭环的智能保育体系架构。(3)提供全栈实证案例(empirical verification): 基于上述架构, 梳理AI核心技术, 以大模型驱动的“智能植物保育管家”(smart plant attendant, SPA)系统为例, 作为参考模型的一次具体实践, 展示了如何利用大模型技术驱动数据管理系统, 整合传统系统功能接口, 解决实际业务痛点。这一案例验证了NBG-AICRM在指导具体工程落地时的有效性与可操作性。

1 相关工作与理论基础

1.1 AI在生物多样性领域的应用现状与局限

当前, AI技术已深入渗透至生物学研究的各个尺度, 形成了“多点开花”的局面。在微观尺度, 以AlphaFold为代表的深度学习算法解决了蛋白质三维结构预测的世纪难题, 开启了“AI for Science”在生命科学领域的新纪元(Abramson et al., 2024)。在宏观尺度, 基于计算机视觉的物种识别技术已趋于成熟(许展慧等, 2020), 如花伴侣专业版App集成了20款植物识别模型, 实现了对中国常见植物的高精度识别(Xie et al., 2024)。在生态系统尺度, 结合遥感影像与公众科学数据的Deepbiosphere模型, 已能实现大尺度的物种分布预测与生境变化监测(Gillespie et al., 2024)。

然而, 尽管单点技术取得了显著进展, 但植物园行业的整体智能化应用水平仍处于初级阶段。现有的应用呈现出显著的碎片化与孤立性特征: 科研数据、植物野外调查数据、迁地保育数据、园艺管理数据、科研文献知识库以及管理数据往往割裂存储, 缺乏统一的数据治理; 存在数据的标准化不足与协作机制不完善等问题(卢晓强等, 2025), AI应用多停留在单一工具层面, 呈现纵向封闭、横向割裂特征, 未能与核心植物保育业务流程实现深度融合。这种缺乏系统性架构支撑的现状, 导致数据孤岛林立, AI难以发挥其跨模态整合与辅助决策的高阶价值。

1.2 能力成熟度模型与数据驱动范式

要解决上述局限, 需要从全局考虑, 建立完整的AI能力建设参考模型。为此, 引入系统工程与管理科学的理论框架显得尤为必要。本研究立足以下三大理论维度, 试图建立从科学范式演进到体系结构设计, 再到建设成效度量的系统路径。

第一, 数据驱动的科研范式(data-driven paradigm)确立了模型的核心逻辑: 数据不仅是科研活动的基础, 更是AI能力的内生来源。因此, 识别与划分AI能力要素应坚持以数据为中心(data-centric)的视角(Zha et al., 2025)。正如第四范式所强调的, 在数据密集型科学中, 科研活动的组织形态与能力构建需围绕数据的全生命周期展开(Hey et al., 2009), 通过建立标准化的数据治理与处理体系, 实现从经验驱动向数据驱动的根本跨越(鄂维南, 2024)。

第二, 分层架构模式(layered architecture pattern)作为软件设计领域的关键技术, 为复杂系统的分析提供了方法论。基于数据的处理逻辑, 并遵循Dijkstra (1982)提出的“关注点分离”(separation of concerns, SoC)原则, 结合Buschmann等(1996)定义的经典分层模式, 本研究将植物园AI能力体系解耦为基础设施、数据感知与采集、数据集成与管理、智能分析和应用场景5个相对独立的逻辑层级。遵循软件架构的设计, 明确了层级间的单向依赖关系(下层为上层提供服务), 以及“松耦合”(loose coupling)特性, 保证了系统的弹性。例如, 智能分析层中大模型技术的快速迭代(如从BERT升级到GPT)不会破坏上一层业务逻辑的稳定性, 从而降低了技术变革带来的重构风险。

第三, 能力成熟度模型(capability maturity model, CMM)为解决“评估难”问题提供了度量标尺。在确立了模型的本质(数据驱动)与形态(分层架

构)后, 本文借鉴源于卡内基梅隆大学软件工程研究所(Software Engineering Institute, SEI)的CMM (Paulk et al., 1993)。该模型强调将组织的能力建设划分为分阶段、可进化的过程。在植物园建设中, 参考CMM等级划分思路, 引入AI成熟度分级(从代表缺失的Level 0到代表国际卓越的Level 5), 可以帮助管理者客观定位当前水平, 识别关键短板, 从而制定分阶段的演进路线。

2 国家植物园AI能力建设参考模型

为了解决植物园数字化转型中面临的"评估无标准、建设无路径"难题, 基于以上理论与方法, 本文提出NBG-AICRM。该模型旨在为管理者提供一套标准化规划框架与评估工具, 为实现国家植物园AI能力体系建设提供全面的治理工具, 也可以为其他植物园智能化发展提供参考。

2.1 设计原则

为确保模型既具备顶层规划的战略高度, 又兼顾工程落地的可操作性, NBG-AICRM遵循以下四项核心设计原则: (1)使命对齐(mission alignment)。模型的构建并非单纯堆砌技术栈, 而是严格锚定国家植物园的核心使命。所有能力域的设置均服务于植物保护、科学研究及公共教育等战略目标。(2)分层解耦(layered decoupling)。采用分层架构, 确保层级间"高内聚、低耦合"。这种设计使得底层技术的迭代不会破坏上层业务逻辑, 增强了系统的演进弹性。(3)数据驱动。鉴于AI技术对数据的强依赖性, 模型特别强化了数据管理相关层次, 强调"数据资产化"在智能化建设中的核心地位。(4)证据导向(evidence-based)。每项能力域均绑定可量化的成熟度等级, 确保评估结果基于客观证据而非主观判断, 为决策提供尽可能客观的依据。

2.2 模型体系架构

NBG-AICRM按照"基础支撑–数据获取–数据治理–智能分析–场景应用"的逻辑, 构建了基础设施层(infrastructure layer, L1)、数据感知层(data sensing layer, L2)、数据管理层(data management layer, L3)、智能分析层(intelligent analytics layer, L4)和应用场景层(application scenario layer, L5) 5个逻辑层级, 涵盖25个关键能力项与若干扩展能力项(图1)。

2.2.1 L1: 基础设施层

作为AI系统的物理底座, 本层聚焦于提供稳定高效的算力、存储与基础环境支撑。

(1) L1.1: 电力与冷却(power & cooling infrastructure)。构建绿色低碳、高可用性的机房物理环境。立足AI算力集群极高功率密度的特征, 采用模块化不间断电源(uninterruptible power supply, UPS)冗余供电。在冷却方案上, 采用冷热通道隔离, 并引入冷板式液冷与列间精密空调相结合的风液协同技术, 确保能效符合国家绿色数据中心建设标准。通过动态环境监控, 确保系统在承载大规模模型训练负载时的热稳定性与能源经济性。

(2) L1.2: 存储与灾备(storage & disaster recovery)。建立分级存储(tiering storage)与容灾备份(disaster backup)体系。针对冷热数据访问频率差异, 实施"全闪存(高性能计算)–混闪(业务应用)–磁带库(长期归档)"的三级存储策略。构建"本地双活 + 异地容灾"架构, 确保生物多样性核心数据资产的"零丢失"。

(3) L1.3: 算力与加速(computing & acceleration)。构建混合异构算力集群, 以适应植物园差异化的计算需求。建立以CPU通用计算为主体(支撑种质资源管理、物种数据库等Web业务), GPU智能计算为引擎(支撑图像识别、大模型训练), 大内存高性能计算为特色(支撑基因组组装与生信分析)的资源池。实现算力资源的统一调度与按需分配。

(4) L1.4: 网络与安全(network & security)。构建基于零信任(zero trust)架构的高速科研专网。在物理层实现与互联网的逻辑隔离, 网络层采用软件定义网络实现流量的灵活调度。部署防火墙及态势感知平台, 满足国家网络安全等级保护认证要求。

(5) L1.5: 运维与监控(operations & monitoring)。从传统的流程化运维向智能运维转型。建立全栈监控体系, 对机房动环、网络链路、服务器性能及应用健康度进行毫秒级遥测。利用异常检测算法实现故障的预测性维护, 确保服务全天候连续运行, 操作行为全流程可审计。

2.2.2 L2: 数据感知层

本层聚焦于多尺度全要素动态化数据采集能力体系建设, 实现从"被动记录"向"主动感知"的范式转变, 解决AI的"原料"问题。



图1　国家植物园AI能力参考模型总体架构
Fig. 1　Overall architecture of the AI capability reference model for national botanical gardens

(1) L2.1: 环境感知(environmental sensing)。构建覆盖人工气候室、野外站及迁地保护区的全天候环境监测网络。通过部署微气候传感器阵列, 实时捕获光照、温湿度、土壤理化性质及CO_2浓度等非生物因子数据, 为植物生长模型的构建及生境适应性分析提供高精度的时空环境参数。

(2) L2.2: 遥感观测(remote sensing)。面向宏观数据, 整合无人机低空遥感与卫星高空遥感数据, 构建“空–天–地”一体化的宏观植被监测体系(万凤鸣等, 2024)。重点监测森林覆盖率、物种分布格局、

植被健康状况及火灾、病虫害预警, 为生物多样性保护规划提供大尺度的景观生态学证据(黄雨菲等, 2023; 徐学红等, 2023)。

(3) L2.3: 表型采集(phenotypic data acquisition)。面向植物个体层面, 构建多维度数据获取系统, 包括数码照片、物候观测、生理指标以及高通量植物表型组学平台, 实现从微观组织到宏观冠层的多维度性状自动化提取。该能力旨在解决基因型与表型之间的“断层”问题, 通过非破坏性手段获取植物形态、生理及生长动态数据, 支持功能基因组学研究及目标性状筛选。

(4) L2.4: 科研数据(research data ingestion)。实现科研数据的集中管理与共享, 包括实验室仪器产生的组学数据、显微影像及实验记录的自动化采集与归档。确保实验数据的原始性(raw data)、完整性及可追溯性, 消除数据孤岛, 根治科研数据碎片化存贮及数据易遗失的长期困境。

(5) L2.5: 公民科学(citizen science)。构建公众参与的数据网络, 通过移动应用和社交平台, 动员社会力量参与物种观测和数据记录, 对于生物多样性科研与保护实践都极具价值(Brun et al., 2024)。该能力强调数据的广泛性与实时性, 可以弥补专业科研人员在时空覆盖上的不足, 同时兼具科普教育功能, 强化公众的生物多样性保护意识。

2.2.3 L3: 数据管理层

本层是建设统一的数据管理平台, 提供基于用户权限控制的安全数据使用环境, 提供数据汇缴、集成、管理、共享使用等一站式平台, 并提供数据质量治理体系, 是连接原始数据与智能应用的“加工厂”, 提供“AI-Ready”的高质量数据集。

(1) L3.1: 元数据与数据编目(metadata & data cataloging)。实施基于国际标准的数据编目管理, 确保数据的可发现性(findability)。全面兼容Darwin Core (DwC, 达尔文核心)和Access to Biological Collection Data (ABCD)标准, 构建元数据仓库, 实现对植物园全量数字资产的语义化描述与血缘追踪。

(2) L3.2: 数据集成与融合平台(data integration & fusion)。构建逻辑统一的数据湖仓(data lakehouse), 消除数据孤岛。实现异构数据(结构化的标本记录、半结构化的观测日志、非结构化的影像/基因序列)的清洗、转换与关联, 支持跨库检索与联邦查询, 为AI模型提供统一的数据视图。

(3) L3.3: 数据质量与治理(data quality & governance)。建立数据全生命周期治理体系, 从源头控制数据录入质量。应用权威名录自动校正物种名称拼写与名称映射, 清洗时空异常值, 确保“AI-Ready”数据集的准确性、一致性与时效性。

(4) L3.4: 隐私与权限(privacy & access control)。建立符合国家信息系统安全保护等级认证的网络平台, 建立细粒度的基于角色的访问控制(role-based access control, RBAC)与基于属性的访问控制(attribute-based access control, ABAC)体系。特别关注涉及濒危物种分布数据的“模糊化处理”以及符合《名古屋议定书》要求的遗传资源获取与惠益分享(access and benefit-sharing, ABS)合规性管理, 确保数据安全与伦理合规。

(5) L3.5: 数据服务与互操作(data services & interoperability)。通过标准化的API接口打破系统壁垒, 实现内外部数据的顺畅流通。支持与重要科学数据平台的双向数据交换, 提升国家植物园在全球生物多样性信息网络(GBIF)中的贡献度与影响力。

2.2.4 L4: 智能分析层

本层是进行数据分析与智能计算的核心引擎。

(1) L4.1: 通用模型服务(foundation model services)。这是对适用所有学科领域的通用大模型、基础算法库与通用工具集的运用能力。包括常见的基座大语言模型(large language model, LLM), 如DeepSeek、Qwen等; 能识别图像、音视频、OCR文档内容的多模态大模型, 如MiniCPM-V、Gemma3等; 能提供语义计算的向量嵌入模型, 如nomic-embed-text、qwen3-embedding等。

(2) L4.2: 领域模型服务(domain-specific model services)。这是对面向植物学领域专用模型的应用与研发能力。如植物图像识别、标本图像鉴定、种子鉴定、无人机草地物种识别(谢淦等, 2025)、激光雷达森林调查(万凤鸣等, 2024)、物种灭绝风险预测(Zizka et al., 2022)等, 以及基于底座大模型微调(fine-tuning)出的领域大模型, 重点推动植物形态多模态大模型、细粒度物种识别、植物分布预测模型、入侵物种预警等核心算法。

(3) L4.3: 知识库与检索增强(knowledge bases

& retrieval-augmented generation)。面对不断增长的海量科研文献, 构建知识库, 基于大模型语义理解与检索增强, 从文献库中抽取数据、观点构建科研证据库, 构建领域知识图谱, 充分利用海量文献库助力科研的能力。

(4) L4.4: 科学建模与实验(scientific modeling & experimentation)。将AI作为科研的主要手段, 推动AI for Science研究范式的转型能力。推动研究范式从“观察–假设”向“数据驱动发现”转型。例如, 利用深度生成模型预测蛋白质结构、模拟生态系统动态与变化情景、挖掘次生代谢产物合成路径等。该能力旨在利用AI处理超越人类认知维度的复杂高维生物系统数据, 加速科学发现进程。

(5) L4.5: 模型服务体系(model serving infrastructure)。将AI模型与应用系统封装为公共基础服务的能力, 实现“AI即服务(artificial intelligence as a service, AIaaS)”, 降低科研人员使用门槛。包括模型的评测与验证、容器化部署、版本管理与在线账户计费服务系统等, 面向所有科研课题组与业务部门共享, 让AI变成“水电”, 实现AI全面加速。

2.2.5 L5: 应用场景层

应用场景层的核心任务是聚焦业务, 深入理解业务的深层需求, 能够规划数字化转型、智能化转型, 能利用AI创造业务价值, 实现全新的“人工智能+”场景化应用的能力。

(1) L5.1: 园艺与设施智能(smart horticulture & facilities)。基于物联网(internet of things, IoT)与边缘计算实现温室及圃地的精细化管控。通过对光、温、水、肥、气等环境因子的实时调控, 实现“按需灌溉”与“精准施肥”。集成自动化遮阳、通风及补光系统, 构建植物生长的最优人工微环境, 大幅降低能耗并提升珍稀植物保育存活率。

(2) L5.2: 智能保育管理(intelligent conservation management)。打造覆盖植物全生命周期和业务全流程的数字化保育管理系统, 支持包含专业工作人员和社会公众在内的各领域植物保护人员大规模在线协作和数据积累。集成引种记录、定植档案、生长监测及物候观测数据, 利用AI优化迁地保护策略, 如濒危物种最佳繁育环境推荐、遗传多样性丧失预警, 实现从“经验管理”到“精准保育”的跨越。

(3) L5.3: 智能科研工作台(intelligent research workbench)。为科学家提供“低代码、一站式”的云端科研环境, 推动科研智能体在研究中广泛应用。例如集成常用生物信息学工具(BLAST, QIIME 2)与统计分析软件, 支持在线代码编写(notebooks)、实验流程编排及论文图表自动化生成。降低AI技术门槛, 使生物学家能专注于科学问题而非环境配置。

(4) L5.4: 数字孪生与智能管理(digital twin & smart operations management)。构建国家植物园的数字孪生体(digital twin), 实现物理空间与数字空间的实时映射。通过可视化仪表盘集中展示全园生态指标、游客流量、能源消耗及科研进展等。支持基于模拟仿真的应急演练与景观规划, 辅助管理层进行科学、动态的全局决策。

(5) L5.5: 公众服务与科普(public engagement & science communication)。构建沉浸式、交互式的智慧科普体系。例如拍照识花、增强现实(augmented reality, AR)技术复原古植物生态景观、“AI科普讲解员”个性化导览等。实现从单向灌输到双向互动的科普范式转变, 提升公众的生物多样性认知并引导公众参与植物保护事业。

2.2.6 扩展能力项

除了以上列出的25个关键能力项, 评估程序在每层都有一些可供选择的扩展能力项, 并不一定通用, 主要用于描述某些植物园的特色与亮点, 可供评测时自由选择。评分最终取参评能力项的平均分作为该层能力得分。例如, L5层的扩展能力项还包括: 安全韧性与应急响应(safety, security & resilience, L5.6)、植物资源产业化与成果转化(plant resource industrialization & commercialization, L5.7)、文旅融合与创意运营(cultural tourism integration & creative operations, L5.8)、全球参与及国际领导力(global engagement & international leadership, L5.9)等。如果某植物园在植物药产业化方面有成就, 就可选用L5.7, 如果某植物园创建并运维国际化组织或平台, 就可选用L5.9, 没有这些能力项目的机构, 默认选项为0 (无此业务), 不作答就不纳入评估。

以上是NBG-AICRM对AI能力项的分类框架与概述。该参考模型已经开源(https://www.github.com/ibiodiversity/NBG-AICRM), 每个能力项还附有技术参考、应用案例以及关键指标, 将在今后的工作

实践中持续更新, 可作为后续建设的重要参考。

2.3 能力成熟度评估框架

为量化评估植物园的AI建设水平, NBG-AICRM参考CMM, 引入6级成熟度量表(Level 0–5), 每个能力项都划分为0–5级水平, 可以根据等级评价的描述, 按0–5分来评分(表1)。详细的评估程序可通过在线网页访问(https://www.ibiodiversity.cn/App/NBG-AICRM/)。该程序除了给出每个能力项的得分(图2), 还可以生成AI能力的雷达图(图3), 直观显示整体发展方向是否均衡以及应该重点发展的方向。根据评测的分数分布, 评估程序可以调用DeepSeek, 在线给出能力评测的详细建议, 作为规划建设的参考。评估程序源代码可以通过Github 网页获得(https://www.github.com/ibiodiversity/NBG-AICRM), 用户可自行修改与部署。

3 NBG-AICRM的应用——场景驱动的架构设计

NBG-AICRM主要服务于AI能力的系统评估与建设规划, 除了这些宏观的指导作用, 在具体实践上, 还可以为应用场景的AI落地提供系统架构设计指导。下面以国家植物园的核心使命——“植物多样性保育”的应用场景为例, 展示上海辰山植物园在“智能保育”方向的架构设计实践。

3.1 架构推导逻辑

遵循NBG-AICRM的分层设计原则, 采用“场景驱动, 逆向推导”的方法论进行架构设计, 首先, 从L5层的应用场景出发, 对现状进行评估并做出详细的需求分析, 整理出智能应用的计划; 其次, 针对这些需求计划, 对L4层的智能分析能力做出评估, 找出优势与劣势, 寻求解决方案; 再次, 根据智能应用方案, 评估所需的L3层的能力, 规划出相匹配的数据应用系统与管理平台; 最后, 评估L2层的数据采集方案, 落实与上层系统相匹配的数据采集能力, 完善系统整体架构。总之, 从应用场景出发, 根据NBG-AICRM依次规划顶层智能应用(价值出口), 推导数据管理要求(数据中台), 落实数据采集能力(底层数据获取), 完成总体架构设计。此方法的优点是设计有框架指导, 有量化评估结果作为参考, 在保证完整性的同时能够重点突出。

表1 国家植物园AI能力成熟度评价

Table 1 Evaluation of AI capability maturity levels for national botanical gardens

成熟度级别 Maturity level	能力描述 Capability description	评估标准 Assessment criteria	分值 Score
Level 0	能力缺失 Capability absence	能力完全缺失, 且无法通过自建或外部渠道获得/不可用 The capability completely absent, and cannot be acquired or is unavailable	0
Level 1	外部依赖 External dependency	边缘业务, 委托第三方的业务/主要依赖外部合作; 主要通过租用、外部合作等方式获得/没有自主能力 Peripheral business, entrusted to third parties/primarily dependent on external partners; mainly obtained through leasing or external collaboration/lacking autonomous capability	1
Level 2	部分自主 Partial autonomy	属于主营业务; 有能力实现自研; 资源部分自主; 能满足单位主要需求, 但不充分 Part of the core business; capable of in-house development; resources partially autonomous; able to meet the organization’s primary needs, but not fully	2
Level 3	自主可控 Autonomous & controllable	主营业务; 有能力自研; 资源自主可控; 能满足单位全部需求 Core business; capable of independent in-house development; resources autonomous and controllable; able to meet all organizational needs	3
Level 4	国内领先 Domestic leading	主营业务; 有原创能力; 国内领先水平; 资源充足, 能满足自己需求且能提供公共服务 Core business; original innovation capability; domestically leading level; resources sufficient to meet internal needs and to provide public services	4
Level 5	国际领先 International leading	主营业务; 有行业领先的研发能力; 有国际影响力; 资源充足且能引领国际合作 Core business; possessing industry-leading research and development capability; having international influence; resources sufficient and able to lead international cooperation	5

以上是通用描述, 供定性把握。评估程序在具体能力项上可以有更客观的评判定义, 覆盖默认的描述, 如要评估公民科学能力, 添加自定义的评判标准更易判断(图2)。

The above description provides a general framework for qualitative assessment. For specific capability items, the evaluation process can adopt more objective judgment definitions to override the default descriptions. For example, adding customized evaluation criteria for “Citizen Science Capability” can facilitate easier judgment (see Fig. 2).



图2　国家植物园AI能力成熟度评价系统界面

Fig. 2　Interface of the AI capability maturity assessment system for national botanical gardens

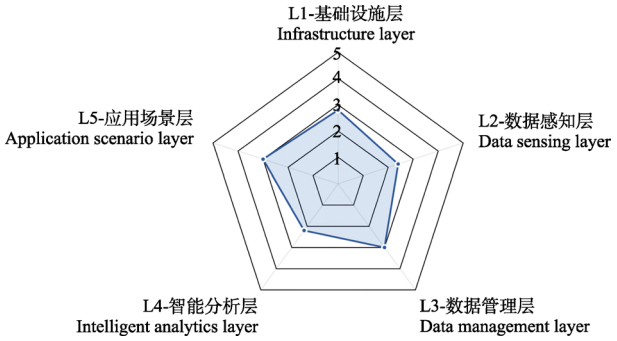


图3　国家植物园AI能力成熟度评价的雷达图

Fig. 3　Radar chart of AI capability maturity assessment for national botanical gardens

3.2　智能保育体系架构设计实例

以上海辰山植物园为例, 智能保育架构设计流程如下:

智能保育管理应用场景(L5.2)的目标是打造覆盖植物全生命周期和业务全流程的数字化保育管理系统, 集成引种记录、定植档案、生长监测及物候观测数据, 利用AI优化迁地保护策略, 如濒危物种最佳繁育环境推荐、遗传多样性丧失预警等, 实现从“分散经验管理”到“协同精准保育”的跨越。根据NBG-AICRM量化评估结果, 上海辰山植物园该项得分为4分, 即该应用场景属于主营业务, 有独立的研发能力, 已有园丁笔记、活植物管理系统等原创成熟产品, 也开始成果转化, 服务于国内同行。但距离完全数字化、智能化的保育体系尚有距离, AI应用尚未落地。工作内容上, 植物保育工作涉及到植物的野外调查与编目、资源评估、保护区合作、植物标本与DNA材料采集、种子库建设、活植物管理、物候观测、保育实验管理等非常复杂的任务, 在进行需求分析时, 考虑业务现状与部门工作的匹配, 划分为3条工作主线: 就地保护、植物资源管理和迁地保育, 分成3个子系统, 方便项目的规划与安排。

根据需求的细化分析, 按照NBG-AICRM架构, 逐层分解做规划, 在L4层定义顶层应用、L3层定义数据中台、L2层定义数据获取路径, 每一层中规划的功能点, 都可以与NBG-AICRM中的能力项形成映射。最终完成辰山植物园的“智能保育九宫格”体系架构设计(图4), 该架构将智能保育细分为3条工作线, 每条线按3个层次分解, 包括数据感知层的

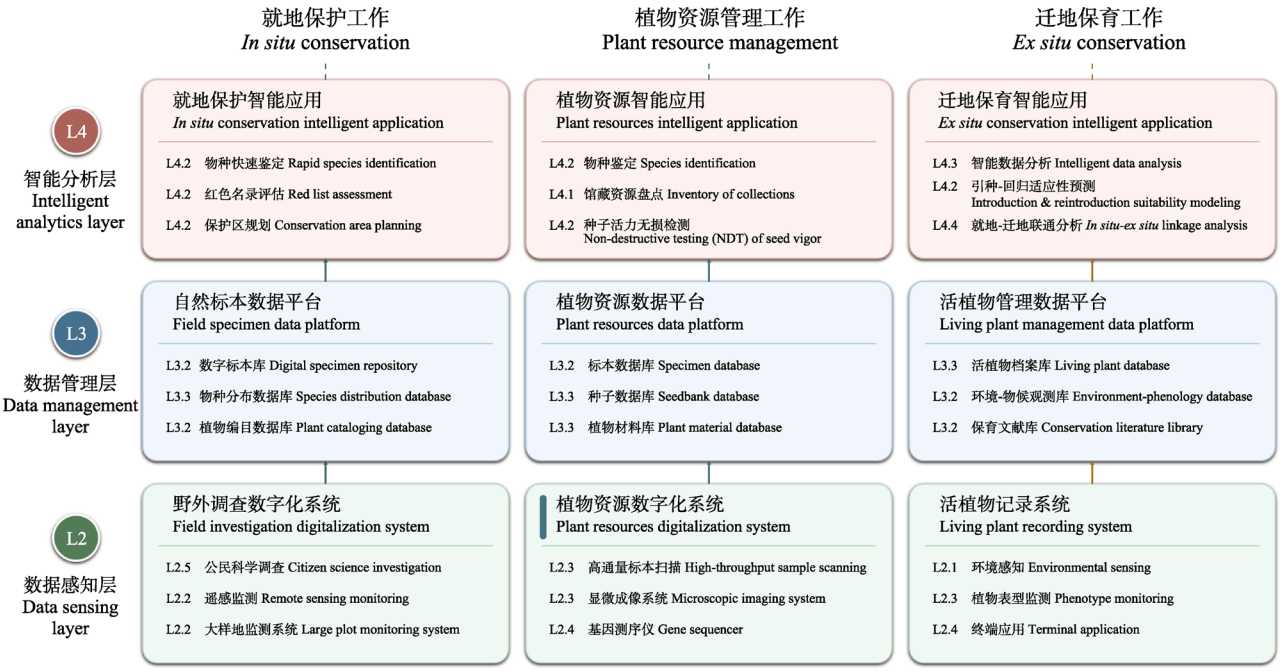


图4 上海辰山植物园智能保育九宫格体系架构图
Fig. 4 System architecture of the smart conservation matrix at Shanghai Chenshan Botanical Garden

关键数据获取能力、数据管理层的核心数据集与管理平台规划、智能分析层的智能应用规划，总体架构图呈现九宫格样式。该架构可以为保育工作的智能化提供清晰的战略指导。

4 AI应用的关键技术与案例研究

在总体规划、应用场景架构设计完成之后，具体到应用环节中，AI落地的关键是NBG-AICRM中的L4层(智能分析层)，即直接使用AI能力的层次。在植物园应用场景下，L4.1的通用模型服务可提供多语言植物志的翻译、物种属性知识提取、基于自然语言实现编程等智能化应用。L4.2的领域模型服务可提供专业领域的深度应用。L4.3的知识库与检索增强可实现对海量科研文献的分析处理。L4.4的模型服务体系可提供内部专业数据库的支持等服务能力。L4.5的科学建模与实验可推动领域内AI for Science研究范式的发展，加速科研创新。

为验证上述架构中L4层赋能L5层业务场景的可行性，我们选取了痛点最为突出的“数据分析与查询”环节，开发了基于LLM的垂直应用——SPA。

4.1 需求与技术分析

在迁地保育实践中，上海辰山植物园虽然有完善的活植物数据库系统，也开发了大量的常用功能，但总有些灵活的需求难以及时实现，业务人员常面临“数据在库中，查询需代码”的门槛。定制开发SQL查询有一定的技术门槛，耗时耗力。为此，我们采用AI Agent (智能体)模式，构建了Text-to-SQL交互范式(Liu et al., 2025)，利用LLM将自然语言问题自动转化为结构化查询语言，让系统精准理解复杂的业务逻辑，实现“所问即所得”的数据交互体验，从而极大释放了底层数据资产的价值。该应用旨在证明：在高质量数据底座(L3)的支持下，通用大模型(L4)能够显著降低专业业务(L5)的技术准入门槛。

4.2 系统架构与实现

智能植物保育管家系统被设计为一个嵌入式智能体，通过在传统的Web应用中调用LLM的API，实现核心服务的智能化。该系统以Flask作为Web服务框架，以MySQL作为数据库，其架构包括以下核心工作流(图5)：

(1)意图识别(intent recognition)与模式解析：用户通过自然语言输入查询需求。系统通过结合数据库Schema元数据与用户查询需求，构建提示词(prompt)，调用大语言模型API，理解用户意图，主要看用户问题是否在服务范围内，用户的查询需求在当前后台数据库的基础上能否实现。

(2) SQL生成(SQL generation)与校验：基于LLM，

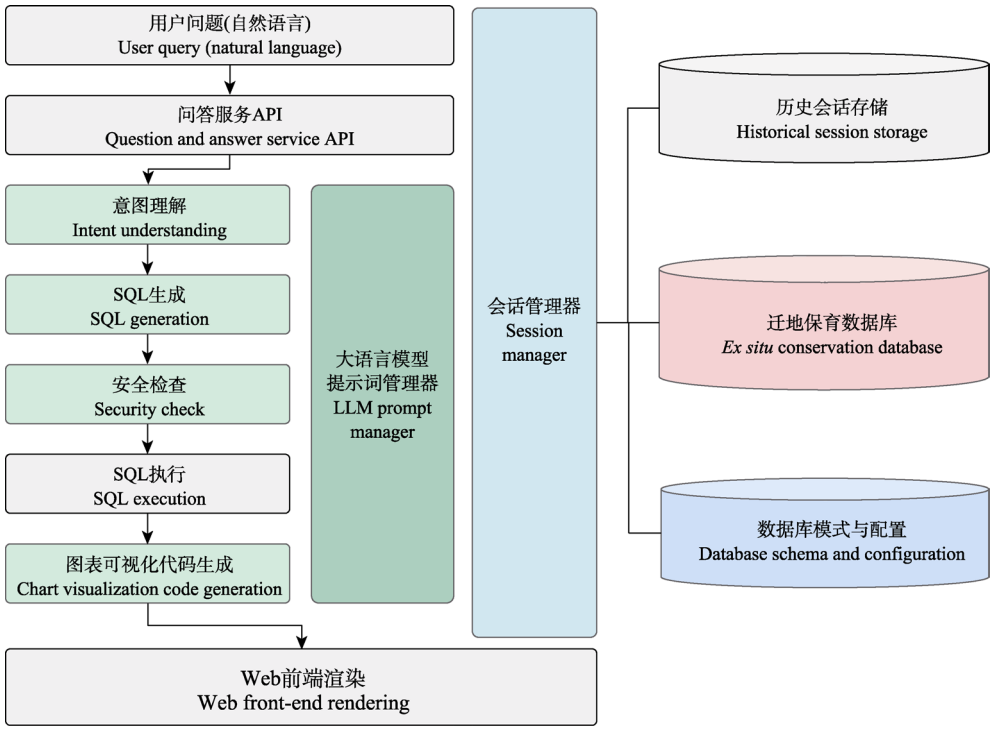


图5　智能植物保育管家(SPA)的核心架构

Fig. 5　Core architecture of the smart plant attendant (SPA). LLM, Large language model.

将自然语言转化为可执行的SQL语句，同时检查SQL代码的安全性。

(3) SQL执行(SQL execution): 获得LLM生成的SQL语句，系统的SQL执行器在只读权限下执行，结果数据集返回前端。

(4)数据可视化(data visualization): 调用LLM，提示词通过提供数据的JSON结构，要求生成基于eChart.js可视化库的数据可视化代码，最后前端将查询结果显示为数据表，并执行数据可视化代码，将数据显示为合适的图表样式，实现“即问即答即视”。

在实际的架构当中，还包括提示词管理器、会话管理器等其他必要组件，此处不再赘述。SPA系统开发中，分别采用了Qwen、DeepSeek、GLM等产品的开放API做测试，另外也基于Ollama推理框架，测试了本地部署的DeepSeek-R1 70b、Qwen3 32b、gpt-oss 20b等模型，验证了该系统的可行性(图6，图7)。

SPA系统目前已完成了技术可行性验证，并已开源(https://github.com/iBiodiversity/SPA)，可供数据管理员作为辅助工具使用。后续还需要建立行业基准测试数据库，创建领域评测问题集，开发自动化评测系统，给出各个模型在评测集上的量化对比效果，通过增加条件化提示词与查询示例等技术措施，持续提高准确率，并最终提供给植物园普通用户使用。

4.3　安全与合规机制

在实践中，AI的“幻觉”与数据安全是应用的核心挑战。SPA系统在设计中引入了多重风控机制: (1)权限隔离: 最终执行SQL语句的不是LLM，而是应用系统，且执行器仅拥有数据库的只读权限，从机制上杜绝了数据篡改与破坏的风险。(2)人机协同验证(human-in-the-loop): 生成的SQL语句在返给用户前，已经经过LLM的安全检查，在执行前还可添加用户确认步骤，用户可以看到SQL命令，如果觉得安全，再执行。当前阶段，此功能可以只开放给管理员，在充分验证后，也可以取消用户验证步骤。(3)完善的日志系统: SPA系统的每一步执行与LLM提供的每条命令，都保留了完整的自然语言与SQL对照日志，确保所有操作可追溯、可审计。(4)数据安全: 发给LLM的只是数据库字段结构说明，不包含实际数据。(5)私有化部署: SPA系统在内网环境部署，使用的LLM可以自由选择，可以选择本地部署的LLM，在互联网断开的情况依然可以正常工作。

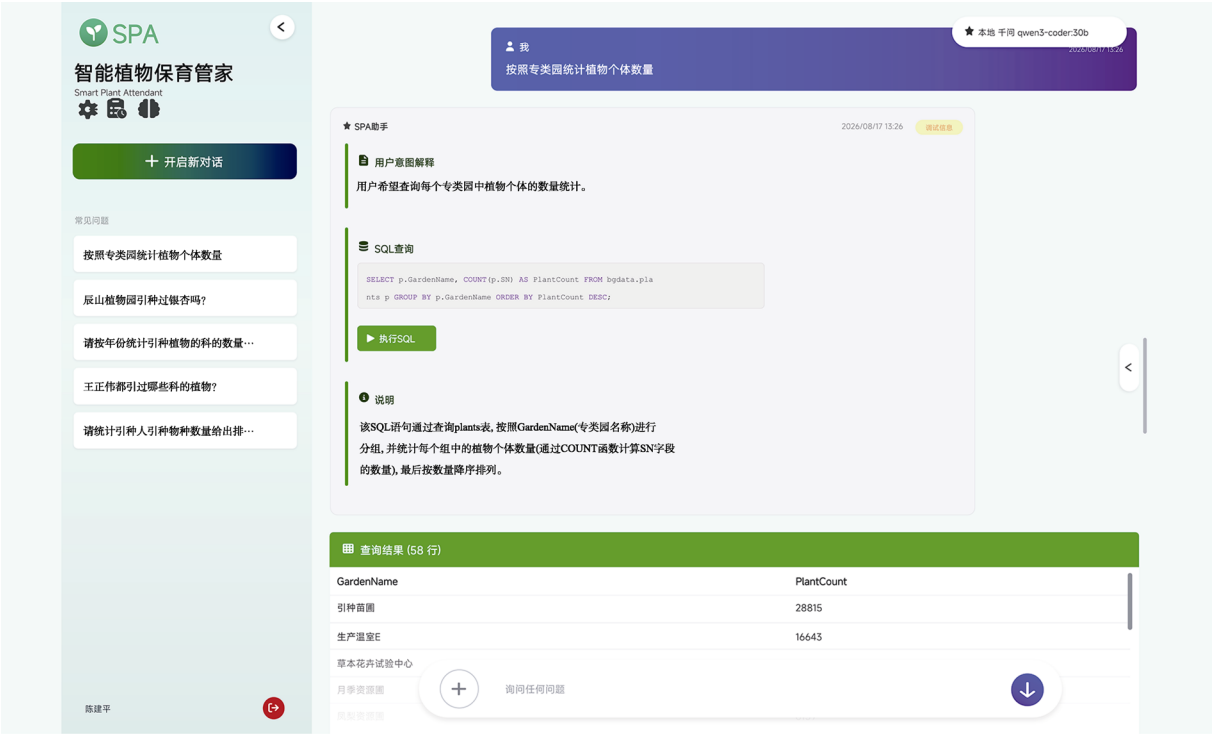


图6　智能植物保育管家(SPA)系统中基于大语言模型(LLM)的自然语言生成结构化查询语言(SQL)查询

Fig. 6　Large language model (LLM)-based natural language to structured query language (SQL) query generation in the smart plant attendant (SPA) system

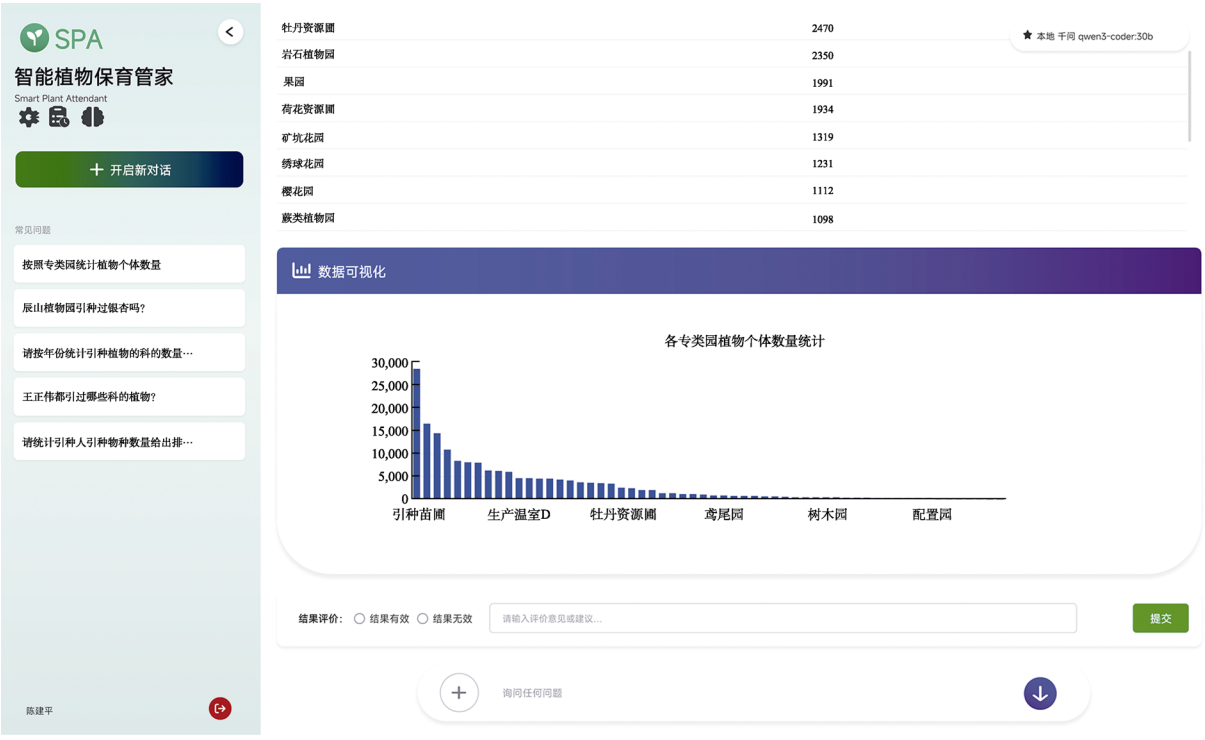


图7　智能植物保育管家(SPA)系统中的数据可视化

Fig. 7　Data visualization in the smart plant attendant (SPA) system

5 讨论

本文提出的NBG-AICRM及智能保育架构, 旨在为国家植物园的数字化与智能化转型构建理论框架与实施路径。尽管本研究初步确立了系统的顶层设计, 但其实际应用与演进仍面临若干挑战与局限, 主要体现在模型构建的抽象性、技术验证的充分性以及数据获取的制约性3个维度。

第一, 关于参考模型构建的启发性与演进逻辑。本研究所构建的能力分类体系, 本质上是对植物园复杂业务场景的一种概念化抽象与启发式归类(heuristic categorization)。鉴于现实业务的复杂性, 这种分类并非唯一的定式, 而是提供了一种将“AI赋能植物园”这一宏观命题进行系统分解的结构化视角。作为一个动态演进的理论架构, NBG-AICRM后续将随着应用实践与反馈, 通过版本迭代, 不断修正其定义与边界, 以适应不同发展阶段的需求。

第二, 关于技术实现的可扩展性与开源生态。为弥合理论模型与工程落地之间的鸿沟, NBG-AICRM在界定能力层级的基础上, 为每个能力分类项提供了相应的技术栈参考, 并关联了文献案例。然而, 技术列表的完备性仍有待提升。未来的工作可以通过构建NBG-AICRM的开放知识库, 通过开源模式持续扩充底层技术细节与应用范例, 使该参考模型从静态的架构图转化为动态的、可复用的技术资产, 从而持续赋能国家植物园体系建设。

第三, 关于应用案例的评估局限。在SPA系统的Text2SQL应用案例中, 本研究主要侧重于技术可行性的定性验证(qualitative feasibility study)。受限于当前植物保育领域缺乏公认的Text2SQL基准数据集(benchmark datasets)及标准化评测体系, 本研究尚未对不同LLM在该场景下的表现进行量化对比分析。尽管Text-to-SQL已是业界公认的成熟技术范式, 但在特定垂直领域的稳健性与准确率验证, 仍需依赖未来构建高质量的评测集并开展更为严谨的实证研究。

第四, 宏观生物学数据的获取瓶颈与感知层重构。AI模型在生物多样性保护领域的落地受制于高质量训练数据的匮乏。与基因组学等微观领域已形成的海量测序数据相比, 植物园的核心宏观生物学数据长期面临“获取成本高、标准化程度低、时空碎片化”的结构性困境。传统的人工调查范式难以满足AI算法对数据规模与维度的需求。为此, NBG-AICRM特别强调L2层(数据感知层)的战略地位, 建议以公民科学方法提升传统人工记录的成效, 并发展自动化传感器以突破数据瓶颈。通过构建大规模专家与公民科学协作网络, 建设“空–天–地一体化监测体系——利用遥感与无人机技术、机器人技术(L2.3)保障大尺度生境监测的时空覆盖, 结合物联网可穿戴传感器(L2.1)实现植物个体生理生态数据的连续高频采集。唯有建立工业化的数据生产管线(data pipeline), 构建全天候、全维度的感知网络, 方能为上层AI算法提供充足的高质量数据支撑, 从而推动植物迁地保育研究从以描述性、经验性为主的范式, 逐步向数据驱动的预测性范式转型。

6 结论

国家植物园体系建设是一项复杂的系统工程, AI技术的引入不仅是工具的升级, 更是管理范式与科研范式的深刻变革。本文的主要贡献在于提出了NBG-AICRM, 将抽象的AI能力解构为5层25个能力域, 配套成熟度量表, 为国家植物园的数字化规划与成效评估提供了量化的“标尺”。基于上海辰山植物园的实践构建了智能植物保育管家体系架构, 基于“场景驱动, 逆向推导”的原则, 设计了3条工作主线, 覆盖“智能应用-数据中台-数据采集” 3个层次的九宫格架构, 明确了建设路径, 并验证了AI应用落地的关键技术, 通过SPA系统实证了“高质量数据底座 + 通用大模型”模式在降低业务门槛、提升管理效能方面的可行性。

本文的局限在于提出的模型主要基于上海辰山植物园的实践经验, 虽力求普适性, 但在不同地理跨度与业务侧重的植物园中应用时, 仍需进行本地化适配。LLM应用的量化效果评估还有待解决, 需要建立领域公共基准测试数据集, 以及评测问题集与自动化评测系统, 才能量化评估每一种大模型的应用效果, 给出更加可靠的应用依据。此外, 随着多模态大模型的快速迭代, 未来的研究需进一步探索AI在植物分类学鉴定、濒危物种野外种群智能搜寻等更复杂场景中的应用潜力。

综上所述, 坚持“数据为基、场景驱动、安全可

控”的战略原则，稳步推进AI能力建设，将是实现国家植物园“中国特色、世界一流”目标的必由之路。

ORCID

陈建平 https://orcid.org/0000-0001-7884-2521
葛斌杰 https://orcid.org/0000-0002-4232-3567
金冬梅 https://orcid.org/0000-0001-7133-4460
胡永红 https://orcid.org/0000-0002-1275-7858

参考文献

Abramson J, Adler J, Dunger J, Evans R, Green T, Pritzel A, Ronneberger O, Willmore L, Ballard AJ, Bambrick J, Bodenstein SW, Evans DA, Hung CC, O’Neill M, Reiman D, Tunyasuvunakool K, Wu Z, Žemgulytė A, Arvaniti E, Beattie C, Bertolli O, Bridgland A, Cherepanov A, Congreve M, Cowen-Rivers AI, Cowie A, Figurnov M, Fuchs FB, Gladman H, Jain R, Khan YA, Low CMR, Perlin K, Potapenko A, Savy P, Singh S, Stecula A, Thillaisundaram A, Tong C, Yakneen S, Zhong ED, Zielinski M, Žídek A, Bapst V, Kohli P, Jaderberg M, Hassabis D, Jumper JM (2024) Accurate structure prediction of biomolecular interactions with AlphaFold 3. Nature, 630, 493–500.

Brun P, Karger DN, Zurell D, Descombes P, de Witte LC, de Lutio R, Wegner JD, Zimmermann NE (2024) Multispecies deep learning using citizen science data produces more informative plant community models. Nature Communications, 15, 4421.

Buschmann F, Meunier R, Rohnert H, Sommerlad P, Stal M (1996) Pattern-Oriented Software Architecture: A System of Patterns. John Wiley & Sons, Chichester.

Dijkstra EW (1982) On the role of scientific thought. In: Selected Writings on Computing: A Personal Perspective (ed. Dijkstra EW), pp. 60–66. Springer, New York.

E WN (2024) AI helps to establish a new paradigm for scientific research. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 39, 10–16. (in Chinese with English abstract) [鄂维南 (2024) AI助力打造科学研究新范式. 中国科学院院刊, 39, 10–16.]

Gillespie LE, Ruffley M, Exposito-Alonso M (2024) Deep learning models map rapid plant species changes from citizen science and remote sensing data. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 121, e2318296121.

Gu JQ, Chen JP, Lai JS (2024) Application of large language models in biodiversity research. Biodiversity Science, 32, 24258. (in Chinese with English abstract) [谷际岐, 陈建平, 赖江山 (2024) 大语言模型在生物多样性研究中的应用. 生物多样性, 32, 24258.]

Hey T, Tansley S, Tolle KM (2009) The Fourth Paradigm: Data-Intensive Scientific Discovery. Microsoft Research, Redmond.

Huang YF, Lu CY, Jia MM, Wang ZL, Su Y, Su YL (2023) Plant species classification of coastal wetlands based on UAV images and object-oriented deep learning. Biodiversity Science, 31, 22411. (in Chinese with English abstract) [黄雨菲, 路春燕, 贾明明, 王自立, 苏越, 苏艳琳 (2023) 基于无人机影像与面向对象-深度学习的滨海湿地植物物种分类. 生物多样性, 31, 22411.]

Li GJ (2024) AI4R: The fifth scientific research paradigm. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 39, 1–9. (in Chinese with English abstract) [李国杰 (2024) 智能化科研(AI4R): 第五科研范式. 中国科学院院刊, 39, 1–9.]

Li X, Yu HC (2024) A new paradigm of life science research driven by artificial intelligence. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 39, 50–58. (in Chinese with English abstract) [李鑫, 于汉超 (2024) 人工智能驱动的生命科学研究新范式. 中国科学院院刊, 39, 50–58.]

Liao JP, Ni DJ, He T, Huang HW (2023) Historical review, current status and future prospects of global botanical gardens. Biodiversity Science, 31, 23256. (in Chinese with English abstract) [廖景平, 倪杜娟, 何拓, 黄宏文 (2023) 全球植物园发展历史、现状与展望. 生物多样性, 31, 23256.]

Liu XY, Shen SY, Li BY, Ma PX, Jiang RZ, Zhang YX, Fan J, Li GL, Tang N, Luo YY (2025) A survey of Text-to-SQL in the era of LLMs: Where are we, and where are we going? IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering, 37, 5735–5754.

Lu XQ, Dong SS, Ma Y, Xu X, Qiu F, Zang MY, Wan YQ, Li LX, Yu CG, Liu Y (2025) Current status, challenges, and prospects of frontier technologies in biodiversity conservation applications. Biodiversity Science, 33, 24440. (in Chinese with English abstract) [卢晓强, 董姗姗, 马月, 徐徐, 邱凤, 臧明月, 万雅琼, 李孪鑫, 于赐刚, 刘燕 (2025) 前沿技术在生物多样性研究中的应用现状、挑战与展望. 生物多样性, 33, 24440.]

Paulk MC, Curtis B, Chrissis MB, Weber CV (1993) Capability maturity model, version 1.1. IEEE Software, 10, 18–27.

Ren H, He T, Wen SF, Dong H (2023) The main features of the world-class national botanical garden with Chinese characteristics. Biodiversity Science, 31, 23192. (in Chinese with English abstract) [任海, 何拓, 文世峰, 董晖 (2023) 中国特色、世界一流国家植物园的主要特征. 生物多样性, 31, 23192.]

Wan FM, Wan HW, Zhang ZR, Gao JX, Sun CX, Wang YC (2024) The application potential of unmanned aerial vehicle surveys in grassland plant diversity. Biodiversity Science, 32, 23381. (in Chinese with English abstract) [万凤鸣, 万华伟, 张志如, 高吉喜, 孙晨曦, 王永财 (2024) 草地植物多样性无人机调查的应用潜力. 生物多样性, 32, 23381.]

Xie G, Xuan J, Fu QD, Wei Z, Xue K, Luo HR, Gao JX, Li M (2025) Establishing an intelligent identification model for unmanned aerial vehicle surveys of grassland plant diversity. Biodiversity Science, 33, 24236. (in Chinese with English abstract) [谢淦, 宣晶, 付其迪, 魏泽, 薛凯, 雒海

瑞, 高吉喜, 李敏 (2025) 草地植物多样性无人机调查的物种智能识别模型构建. 生物多样性, 33, 24236.]

Xie G, Xuan J, Liu B, Luo YB, Wang YF, Zou XH, Li M (2024) FlowerMate 2.0: Identifying plants in China with artificial intelligence. The Innovation, 5, 100636.

Xu XH, Wang WW, Mi XC, Chen L, Ma KP (2023) The Chinese Forest Biodiversity Monitoring Network: 20-year achievements and outlook. Biodiversity Science, 31, 23354. (in Chinese with English abstract) [徐学红, 王巍伟, 米湘成, 陈磊, 马克平 (2023) 中国森林生物多样性监测网络(CForBio): 二十年进展与展望. 生物多样性, 31, 23354.]

Xu ZH, Liu SY, Zhao Y, Tu WQ, Chang ZF, Zhang ET, Guo J, Zheng D, Geng J, Gu GY, Guo CP, Guo LL, Wang J, Xu CY, Peng C, Yang T, Cui MQ, Sun WC, Zhang JT, Liu HT, Ba CQ, Wang HQ, Jia JC, Wu JZ, Xiao C, Ma KP (2020) Evaluation of the identification ability of eight commonly used plant identification application softwares in China. Biodiversity Science, 28, 524–533. (in Chinese with English abstract) [许展慧, 刘诗尧, 赵莹, 涂文琴, 常诏峰, 张恩涛, 郭靖, 郑迪, 耿鋆, 顾高营, 郭淳鹏, 郭璐璐, 王静, 徐春阳, 彭钏, 杨腾, 崔梦琪, 孙伟成, 张剑坛, 刘皓天, 巴超群, 王鹤琪, 贾竞超, 武金洲, 肖翠, 马克平 (2020) 国内8款常用植物识别软件的识别能力评价. 生物多样性, 28, 524–533.]

Zha DC, Bhat ZP, Lai KH, Yang F, Jiang ZM, Zhong SC, Hu X (2025) Data-centric artificial intelligence: A survey. ACM Computing Surveys, 57, Article 129.

Zhou XH, Yang J (2025) Applications and challenges of AI and LLMs in biodiversity conservation research and practices. Biodiversity Science, 33, 25179. (in Chinese with English abstract) [周宣宏, 杨军 (2025) AI和LLMs在生物多样性保护研究和实践中的应用与挑战. 生物多样性, 33, 25179.]

Zizka A, Andermann T, Silvestro D (2022) IUCNN-Deep learning approaches to approximate species' extinction risk. Diversity and Distributions, 28, 227–241.

(责任编委: 龙春林　责任编辑: 黄祥忠)

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 26054, pages 1–15
doi: 10.17520/biods.2026054
cstr: 32101.14.biods.2026054

•保护与治理对策

适应气候变化的生物多样性保护政策措施和行动进展：基于欧盟、美国与澳大利亚的分析

彭昀月[1], 靳彤[2], 刁澄怡[3], 申小莉[3*]

1. 大自然保护协会(美国)北京代表处, 北京 100600; 2. 世界银行驻华代表处, 北京 100020; 3. 中国科学院植物研究所植被与环境变化重点实验室, 北京 100093

摘要： 全球气候变化对人类社会及其赖以生存的自然环境影响深远。本文系统梳理了欧盟、美国与澳大利亚为适应气候变化，特别是在生物多样性保护领域所采取的政策、措施和行动。1990年，适应概念在气候变化领域正式提出；进入21世纪初，澳大利亚发布了首个《生物多样性和气候变化国家行动计划(2004–2007年)》(National Biodiversity and Climate Change Action Plan 2004–2007)。基于适应气候变化的生物多样性保护政策文本的关键词分析发现，欧盟重视基于生态系统的方法和提升生态系统连通性；美国关注入侵物种调查和控制、生态系统在气候适应中的作用，并制定了淡水生态系统的适应措施；澳大利亚强调制定政策和管理计划以及研究的重要性。从落地应用的措施与行动来说，包括基于生态系统的适应(EbA)在内的基于自然的解决方案(NbS)是国际社会普遍关注的适应措施，并被广泛纳入国家适应战略与行动计划。其他直接针对生物多样性的保护措施包括：改善生态系统状况，如生态系统保护和恢复；保护和管理大尺度景观，特别是扩大保护地网络和建设生态廊道；针对特定物种或生态系统的措施，如防控外来种入侵、减少其他威胁、辅助物种定居和扩散等；以及通过监测、规划和政策支撑预警和适应性管理。最后，本文总结了部分适应气候变化的生物多样性保护案例。通过梳理发达地区和国家的进展，本研究以期为完善我国适应气候变化的生物多样性保护政策与行动提供参考。

关键词： 气候变化适应；政策分析；基于自然的解决方案；基于生态系统的适应；自然保护地；实践案例

彭昀月, 靳彤, 刁澄怡, 申小莉 (2026) 适应气候变化的生物多样性保护政策措施和行动进展：基于欧盟、美国与澳大利亚的分析. 生物多样性, 34, 26054. doi: 10.17520/biods.2026054; cstr: 32101.14.biods.2026054.
Peng YY, Jin T, Diao CY, Shen XL (2026) Progress in biodiversity conservation policies, measures, and actions for climate change adaptation: An analysis based on the European Union, the United States, and Australia. Biodiversity Science, 34, 26054. doi: 10.17520/biods.2026054; cstr: 32101.14.biods.2026054.

Progress in biodiversity conservation policies, measures, and actions for climate change adaptation: An analysis based on the European Union, the United States, and Australia

Yunyue Peng[1], Tong Jin[2], Chengyi Diao[3], Xiaoli Shen[3*]

1 *The Nature Conservancy Beijing Representative Office, Beijing 100600, China*
2 *World Bank Group China Office, Beijing 100020, China*
3 *Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China*

ABSTRACT

Background & Aims: Global climate change profoundly impacts human society and the natural environment on which it depends. Our study systematically reviews the policies, measures and actions adopted by the European Union (EU), the United States and Australia to adapt to climate change, particularly within the biodiversity conservation domain. The concept of adaptation was formally introduced in the climate change field in 1990. By the early 21st century, Australia had released the first National Action Plan on Biodiversity and Climate Change. By reviewing progress in

收稿日期 Received: 2026-02-23; 接受日期 Accepted: 2026-07-08
基金项目：国家重点研发计划(2022YFE0209400) Supported by the National Key Research and Development Program of China (2022YFE0209400)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: xlshen@ibcas.ac.cn

developed regions and countries, this study aims to provide references for refining China's biodiversity conservation policies and actions in response to climate change.
Results: Based on the analysis of keywords extracted from biodiversity policy documents on climate change adaptation, we found that the EU emphasizes ecosystem-based approaches and strengthening ecosystem connectivity; the United States prioritizes research and control of invasive species, highlights the role of ecosystems in climate change adaptation, and has developed adaptation measures for freshwater ecosystems; Australia focuses on policy formulation and management planning while prioritizing research. Regarding implemented measures and actions, nature-based solutions (NbS) including ecosystem-based adaptation (EbA) represent widely recognized adaptation approaches internationally, which have been widely incorporated into national adaptation strategies and action plans. Other biodiversity-specific conservation measures included: improving ecosystem conditions through protection and restoration; protecting and managing large-scale landscapes, particularly expanding protected area networks and establishing ecological corridors; measures targeting specific species or ecosystems, such as controlling invasive species, reducing other threats, and assisting species settlement and dispersal; and conducting monitoring to support early warning and adaptive management. Finally, we report several best practices of biodiversity conservation for climate change adaptation.
Perspectives: China has integrated biodiversity-related climate impact monitoring and NbS into its major national strategies. However, existing policies are fragmented and poorly coordinated across different authorities, with inadequate monitoring systems, technical standards, assessment frameworks and demonstration cases for climate-driven biodiversity measures. This study proposes the following recommendations: (1) enhancing top-level policy design and cross-departmental policy coordination, including spatial planning optimization under future climate scenarios; (2) improving long-term biodiversity monitoring and early warning systems; (3) formulating practical implementation guidelines and technical specifications; (4) establishing evaluation mechanisms for adaptive management; (5) promoting demonstration pilots in ecologically vulnerable areas to disseminate practical experience.
Key words: climate change adaptation; policy analysis; nature-based solutions; ecosystem-based adaptation; protected areas; best practices

政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)第六次气候变化评估报告《气候变化2023综合报告》(Climate Change 2023: Synthesis Report) (IPCC, 2023)指出，目前全球的平均升温幅度约为1.1℃，如果全球升温超过1.5℃将会带来不可逆转的危害；沿用当前的气候政策，预计到2100年全球恐将升温3.2℃。2024年全球平均气温上升超过1.5℃，极有可能意味着全球进入长期升温超1.5℃的阈值期(Bevacqua et al., 2025; Cannon, 2025)。联合国环境规划署(United Nations Environment Programme, UNEP)最新报告进一步指出，在当前政策和近期发展路径下，全球升温超过1.5℃已被广泛认为不可避免(UNEP, 2026)。近几年来全球极端天气及气候事件频发，对人类社会及其赖以生存的生态系统影响深远。气候变化已成为最紧迫的全球危机之一，而随着全球变暖的加剧，气候变化造成的风险和不利影响将与日俱增。有证据表明，气候变化与生物多样性丧失会相互促进，形成恶性的双向反馈循环(Future Earth et al., 2025)。国际社会逐步认识到这一影响和威胁，提出了相关的行动目标。2022年，在《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD)第十五次缔约方大会(COP15)上达成的《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》(简称《昆蒙框架》)中，行动目标8提及要最大限度减少气候变化对生物多样性的影响，并通过基于自然的解决方案(nature-based solutions, NbS)和/或基于生态系统的方法(ecosystem-based approach)缓解、适应和减少风险及不利影响。在此背景下，本研究通过梳理发达地区和国家适应气候变化的生物多样性保护进展，以期为完善我国适应气候变化的生物多样性保护政策与行动提供参考。

1 适应气候变化的全球行动和国家政策

1.1 适应气候变化的全球行动

1990年，IPCC第一次气候变化评估报告将“适应”作为应对气候变化的措施，与“减缓”并列。1992年，世界环境与发展大会通过《联合国气候变化框架公约》(United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC)，将“适应”作为总体目

标纳入(郑大玮和潘志华, 2022)。2000年后, 随着国际社会对气候变化影响的认识不断加深, UNFCCC也越来越多地涉及到适应计划、行动和资金(孙傅和何霄嘉, 2014)。2001年, UNFCCC COP7决定在全球环境基金(Global Environment Facility, GEF)等资金支持下开展一系列气候变化适应行动, 同时设立气候变化特别基金、适应基金等资金机制; 2010年, COP16通过《坎昆适应框架》(Cacun Adaptation Framework), 加强国际气候适应行动, 并设立了绿色气候基金(Green Climate Fund); 2015年, COP21达成《巴黎协定》, 设定了全球适应目标(global goal on adaptation, GGA); 2022年, COP27设立了应对损失与损害基金等。

1.2 适应气候变化的国家政策

21世纪初期, 各国开始重视适应气候变化工作, 很多国家和地区都针对气候变化适应, 制定了国家战略和行动计划。欧盟于2007年发布《欧洲适应气候变化——欧盟行动选择》(Adapting to Climate Change in Europe—Options for EU Action), 2013年发布《欧盟适应气候变化战略》(EU Strategy on Adaptation to Climate Change); 英国是全球最早将气候适应纳入法律框架的国家之一, 2008年颁布了《气候变化法案》(Climate Change Act 2008); 我国于2008年将气候变化纳入国家可持续发展战略, 2013年发布《国家适应气候变化战略》。

气候适应的紧迫性近年来进一步凸显。2021年欧盟更新发布《打造气候韧性的欧洲——欧盟气候变化适应新战略》(Forging a Climate-resilient Europe—The New EU Strategy on Adaptation to Climate Change) (EU, 2021a); 2022年, 我国出台《国家适应气候变化战略2035》[①]; 2023年, 英国制定了第三个国家适应计划(Third National Adaptation Plan, NAP 3) (DEFRA, 2024), 美国发布《国家气候韧性框架》(National Climate Resilience Framework)[②]等。其他国家也制定了一系列适应气候变化的战略或规划, 实施了适应气候变化的行动, 涉及社会、经济的各个领域, 根据各国国情的不同, 适应优先事项也不尽相同。截至2023年8月, 全球85%的国家都至少制定了一份国家级适应规划指导文件, 同时有67%的国家分配了国内资金, 实施适应的优先事项(UNEP, 2023)。其中, 适应规划与采取适应行动的优先事项主要关注气候灾害、水资源、农业、林业、基础设施、人体健康、生态系统、生物多样性等领域。

1.3 NbS: 气候适应的关键措施

国际社会将NbS作为气候适应的重要手段。2022年, UNFCCC COP27通过《沙姆沙伊赫实施方案》(Sharm el-Sheikh Implementation Plan), 首次将NbS纳入COP决策文件, 鼓励NbS的实施。2023年, COP28就《巴黎协定》首次全球盘点等事项达成"阿联酋共识", 其中强调了采用NbS降低气候对生态系统和生物多样性的影响。多数国家(包括中国、英国、荷兰、阿根廷、巴西、南非等)出台更新的适应战略和适应计划中提到运用NbS或基于生态系统的适应(ecosystem-based adaptation, EbA)提升适应气候变化的能力。中国《国家适应气候变化战略2035》中也鼓励通过NbS有效发挥生态系统服务功能, 从而增强气候适应能力。

2 适应气候变化的生物多样性保护政策

气候变化给生态系统施加了额外的压力, 对生物多样性的影响日益显现, 如物种迁移和消失等。各国在认识到生物多样性适应气候变化的重要性和紧迫性后, 陆续制定了适应气候变化的生物多样性政策与行动计划。我国于2024年发布《中国生物多样性保护战略与行动计划(2023–2030年)》, 提出生物多样性与气候变化协同治理的优先行动, 包括加强气候对生物多样性的影响监测与预警, 采用NbS和基于生态系统的方法增强生态系统韧性及碳汇功能, 及制定气候变化影响评价技术规范等; 2025年印发《生物多样性保护重大工程实施方案(2025–2030年)》, 推进生物多样性与气候变化的"协同工程"。由于欧盟、美国及澳大利亚在适应气候变化的生物多样性政策方面起步较早, 体系成熟度处于全球领先位置, 下文总结了这3个地区的相关政策(政策汇总详见附录1)。

2.1 欧盟

2013年, 欧盟发布《气候变化和Natura 2000指南》(Guidelines on Climate Change and Natura 2000), 指导Natura 2000保护地网络气候变化适应的政策

① https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk03/202206/W020220613636562919192.pdf.
② https://bidenwhitehouse.archives.gov/wp-content/uploads/2023/09/National-Climate-Resilience-Framework-FINAL.pdf.

制定和管理(EU, 2021c)。Natura 2000是欧盟最重要的生物多样性保护措施之一, 涵盖了欧洲各地重要的自然保护区, 由《鸟类指令》(Birds Directive)和《栖息地指令》(Habitats Directive)划定, 通过构建自然保护地网络保护和管理欧洲重要的自然生态系统和珍稀濒危物种。《气候变化与Natura 2000指南》提出了在Natura 2000保护地应对气候负面影响的六大措施类型——减少现有压力、提高生态系统异质性、确保非生物环境条件、管理极端气候事件、提高连通性和其他措施, 涵盖了自然环境管理、加强保护地网络规划和建设等内容。同年发布《欧盟绿色基础设施战略》(EU Green Infrastructure Strategy), 提到采用绿色基础设施、基于生态系统的方法等适应气候变化和减少灾害风险, 通过创建生态网络、绿色走廊等有助于物种在气候变化下的迁移, 促进作为欧盟绿色基础设施重要支柱的Natura 2000网络的气候韧性(EU, 2023a)。

2017年, 欧盟发布《促进自然、人类和经济的行动计划》(An Action Plan for Nature, People and the Economy), 针对《鸟类指令》和《栖息地指令》指出采用NbS加强气候与生物多样性领域的合作、制定适应战略应对物种入侵以及气候变化对渔业的影响(EU, 2017)。2020年, 颁布了《欧盟2030年生物多样性战略》(EU Biodiversity Strategy for 2030), 认识到生物多样性丧失和气候危机的关联性, 强调需要采取协调行动, 包括每年将至少投入200亿欧元用于保护地建设、生态恢复等自然保护工作, 将气候行动的资金中的30%用于生物多样性和NbS, 确保建立一个跨欧洲的自然网络, 包含相互连通的保护地、缓冲区以及保护地外的其他地区, 促进物种迁移和气候适应(EU, 2021b)。2021年, 发布《欧盟气候变化适应战略》, 再次强调了应对生物多样性丧失和气候危机协调行动的重要性, 通过扩大NbS, 以及以科学为基础的生态系统恢复和管理, 帮助最大限度地降低气候等风险, 提高韧性; 同时, 该战略还提出将适应纳入《气候变化与Natura 2000指南》、《生物多样性友好型造林、再造林与植树指南》(Guidelines on Biodiversity-Friendly Afforestation, Reforestation and Tree Planting)以及《欧盟2030年森林新战略》(New EU Forest Strategy for 2030)加强与生物多样性等其他政策领域的协同作用(EU, 2021a)。2023年, 更新发布《欧盟传粉昆虫倡议修订版——传粉昆虫新政》(Revision of the EU Pollinators Initiative—A New Deal for Pollinators), 强调通过扩展栖息地网络、建立生态走廊来支持受气候变化影响的传粉物种的迁移和环境适应, 并识别脆弱区域, 制定和实施有针对性的气候影响减缓措施(EU, 2023b)。《外来入侵物种传入和扩散预防管理条例》(Regulation of the Prevention and Management of the Introduction and Spread of Invasive Alien Species)也提到, 在气候变化增加物种入侵风险的背景下, 开展入侵物种种类、分布和扩散范围的科学调查和综合评估(EU, 2014)。2024年, 通过《自然恢复法案》(Nature Restoration Law), 提出将NbS作为加强生态系统、栖息地和物种气候韧性的关键措施, 以及强调生态系统的保护、恢复和管理, 促进气候变化减缓与适应(EU, 2024)。这些政策和法规旨在应对气候变化对生物多样性的威胁, 同时提高生态系统的韧性和可持续性。

2.2 美国

美国应对气候变化的政策与行动极大地受到美国在任总统的影响(Craig, 2022)。奥巴马时期明确提及了气候适应问题, 2013年发布的第13653号行政令《使美国做好准备应对气候变化影响》(Preparing the United States for the Impacts of Climate Change)即提出了各级政府需要共同努力应对气候变化, 强调通过合作消除适应中的投资障碍和避免不适当的适应措施和激励措施[①]。2021年, 拜登上任后发布第14008号行政令《应对国内外气候危机》(Tackling the Climate Crisis at Home and Abroad)[②]和第14057号行政令《通过联邦可持续性催生清洁能源产业和就业》(Catalyzing Clean Energy Industries and Jobs through Federal Sustainability)[③], 要求联邦机构制定气候适应计划, 加强各部门的气候适应能力及恢复能力。

在生物多样性管理方面, 2012年, 美国鱼类和野生动物机构协会(Association of Fish and Wildlife Agencies, AFWA)、环境质量委员会(Council on

① https://www.govinfo.gov/content/pkg/DCPD-201300749/pdf/DCPD-201300749.pdf.
② https://www.federalregister.gov/documents/2021/02/01/2021-02177/tackling-the-climate-crisis-at-home-and-abroad.
③ https://www.federalregister.gov/documents/2021/12/13/2021-27114/catalyzing-clean-energy-industries-and-jobs-through-federal-sustainability.

Environmental Quality, CEQ)、大湖区印第安鱼类和野生动物委员会(Great Lakes Indian Fish & Wildlife Commission, GLIFWC)、国家海洋和大气管理局(National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA)以及美国鱼类和野生动物管理局(United States Fish & Wildlife Service, USFWS)发布了《国家鱼类、野生动物和植物气候适应战略》(National Fish, Wildlife & Plants Climate Adaptation Strategy), 制定了系统的生物多样性适应气候战略框架, 包括保护栖息地、管理物种和栖息地、加强管理能力、支持适应性管理、提高动植物气候影响和响应的认知、提高意识并激发行动以及减少现有非气候压力和威胁7个目标[①]。2014年, USFWS发布的《国家野生动物庇护区系统气候变化规划》(Planning for Climate Change on the National Wildlife Refuge System)明确在规划野生动物庇护区(wildlife refuge)体系时考虑气候变化影响因素, 但除规划外没有涉及具体的行动措施(Czech et al., 2014)。

2021年, 美国发布《内政部气候行动计划》(Department of the Interior Climate Action Plan), 提出加强生态连通性、保护国家重要景观、保护生物多样性和本地物种、与土著社区合作收集本地植物种质资源、应用NbS等生物多样性管理措施[②]。在该行动计划的指导下, USFWS与美国地质调查局(United States Geological Survey, USGS)共同开发了决策支持工具, 连通陆域和水域(国家保护地、国家公园、保护区等)的战略和行动来帮助物种适应气候变化, 根据生态系统敏感性和响应极端天气和灾害的量化结果制定资源管理战略、实施国家种质资源战略等。

同年, 美国内政部、农业部、商务部以及白宫环境质量委员会发起《保护与恢复美丽美国2021》(Conserving and Restoring America the Beautiful 2021)倡议, 特别关注气候变化对人类社会和生物多样性的影响[③]。在《2022年通胀削减法案: 与气候变化相关的条款》(Inflation Reduction Act of 2022 (IRA): Provisions Related to Climate Change)[④]和《基础设施投资与就业法案》(Infrastructure Investment and Jobs Act)[⑤]拨款支持下, 美国近几年实施了一系列计划和措施以增强生物多样性适应气候变化的能力。主要包括: (1)物种恢复条例。将受威胁和濒危物种引入其适宜栖息地, 从而更好地促进物种恢复。(2)野生动物通道试点计划。在道路上方和下方修建野生动物通道, 增加围栏、购置追踪和测绘工具等。(3)国家鱼类通道计划。拆除过时、不安全或陈旧的水坝、涵洞、堤坝等, 提升河流连通性, 恢复自由流动的水域和鱼类洄游通道。(4)恢复与韧性框架[⑥]。IRA拨款超过1.2亿美元, 用于重建和恢复受恶劣天气事件影响的国家野生动植物保护区和州级野生动植物管理区, 优先用于促进海岸带韧性和气候适应性、应对入侵物种威胁的项目以及支持自然资源恢复的数据收集工作。

此外, 美国内政部制定了《入侵物种战略计划(2021–2025年)》(United States Department of the Interior Invasive Species Strategic Plan 2021–2025), 包含了增强气候适应的战略, 通过应对干旱、火灾及沿海洪水等气候变化造成的影响以减轻气候对生物多样性的负面影响, 管理土地和水域以抵御入侵物种并适应干扰; 同时也提到了针对入侵物种采取早期探测与快速响应框架, 以及规划、设计和实施国家种质资源战略, 以提高气候韧性[⑦]。

2023年, 美国发布《国家气候韧性框架》(National Climate Resilience Framework), 针对生物多样性的管理提出: (1)保护、养护、连接和恢复湿地、珊瑚礁等生态系统, 为气候变化下的物种多样性保护提供支持; (2)将变化的气候状况纳入自然资源管理计划中, 力求保持景观的完整性和连通性, 建立迁徙走廊, 增强生态连通性; (3)应用NbS并将其与土著知识融入气候韧性规划和实施过程; (4)为避免因气候变化导致的物种分布范围扩大, 需预防、根除和控制入侵物种, 并将相关行动整合入更广泛的气候规划中(如基础设施、供应链和运输领域); (5)考虑火灾风险, 并将其纳入资源管理、防火减灾和应急管理行动中[⑧]。

① https://www.fishwildlife.org/application/files/5215/8134/7752/National_Fish_Wildlife_and_Plants_Climate_Adaptation_Strategy_2012.pdf.
② https://www.sustainability.gov/pdfs/doi-2021-cap.pdf.
③ https://www.doi.gov/sites/default/files/report-conserving-and-restoring-america-the-beautiful-2021.pdf.
④ https://www.congress.gov/crs_external_products/R/PDF/R47262/R47262.3.pdf.
⑤ https://www.congress.gov/bill/117th-congress/house-bill/3684/text.
⑥ https://www.fws.gov/sites/default/files/documents/2024-08/interior-department-to-take-action-to-restore-lands-and-waters.pdf.
⑦ https://www.doi.gov/sites/default/files/doi-invasive-species-strategic-plan-2021-2025-508.pdf.
⑧ https://bidenwhitehouse.archives.gov/wp-content/uploads/2023/09/National-Climate-Resilience-Framework-FINAL.pdf.

同年, 在海洋领域发布的《海洋气候行动计划》(Ocean Climate Action Plan)中提及到较多适应气候变化的生物多样性管理措施, 包括: (1)建立、连接、加强和扩大海洋保护地和海洋保护地网络, 利用适应性管理应对当前威胁和未来的气候影响, 考虑物种和栖息地范围的变化, 设计海洋保护地网络作为物种随气候变化而转移的垫脚石, 增强其生态连通性; (2)扩大监测和预测能力, 量化和评估海洋保护地及其管理在缓冲气候影响、适应气候变化和建立韧性方面的作用, 研究增强生态系统和野生动物韧性的方法以及适应性管理措施; (3)识别、保护和恢复对气候预备型渔业(climate-ready fisheries)、受保护物种以及依赖渔业的社区至关重要的海洋和海岸带栖息地; (4)利用脆弱性评估和情景规划等气候适应工具, 将气候相关知识纳入管理计划, 提高易受气候影响的受保护物种(包括海洋哺乳动物)的韧性, 建立和加强国内外合作, 确保区域的共同保护和管理; (5)扩大建模和监测工作, 调查气候变化对沿海和五大湖生态系统的威胁, 开发入侵物种检测和监测方法(Ocean Policy Committee, 2023)。

2.3 澳大利亚

澳大利亚非常重视气候和生物多样性问题, 较早地认识到了气候对生物多样性的影响, 并制定了《生物多样性和气候变化国家行动计划(2004–2007年)》(National Biodiversity and Climate Change Action Plan 2004–2007), 是全球第一个出台专项行动计划的国家(刘影等, 2014)。该计划提出了7个目标及相关行动计划: (1)提高关于气候变化对生物多样性影响的认知; (2)提升气候变化意识和对影响的应对能力; (3)减少对内陆水域和半水域生态系统的影响; (4)减少对海洋、河口和海岸带生态系统的影响; (5)减少对本地陆地物种、群落和陆地生态系统的影响; (6)减少入侵物种在未来气候下对生物多样性的影响; (7)将影响生物多样性的气候因素纳入自然资源管理和土地利用规划(Booth, 2012)。其他州级政府也出台了相关计划支持气候和生物多样性适应战略的实施, 如昆士兰州制定了《生物多样性和生态系统气候适应计划》(Biodiversity and Ecosystems Climate Adaptation Plan) (Moran & Boulter, 2018)。

2007年, 澳大利亚发布的《国家气候变化适应框架》(National Climate Change Adaptation Framework)提出制定一项气候变化对生物多样性和生态系统过程影响的国家级研究计划, 研究气候变化与生态系统的相互作用和综合影响, 以及气候变化对现有国家保护地体系、受威胁和迁徙物种保护管理战略的影响, 并制定指南, 在干扰(如火灾、洪水、入侵物种)管理工作中纳入气候变化因素(Australian Government, 2021b)。2021年, 更新发布了《国家气候韧性和适应战略(2021–2025年)》(National Climate Resilience and Adaptation Strategy 2021–2025), 在附录中专门提到自然领域的气候适应措施, 包括基于风险的保护规划、识别和保护可成为受威胁物种避难所的地区, 以及生态系统恢复(Australian Government, 2021c)。

《澳大利亚国家保护区体系战略(2009–2030年)》(Australia's Strategy for the National Reserve System 2009–2030)强调保护地的管理要适应气候变化, 需通过研究气候变化影响、识别受威胁物种的避难所、将气候变化纳入管理计划、建立完善的国家保护地体系来实现, 还需要应对入侵物种和维持适宜的火管理制度来管理干扰。《澳大利亚自然战略(2019–2030年)》(Australia's Strategy for Nature 2019–2030)里明确指出, 要在管理易受气候变化影响的物种和生态系统时考虑气候适应性和韧性, 在景观尺度保留、保护和恢复本地植被廊道, 了解气候变化可能对陆地、淡水和海洋系统及物种产生的影响, 以及促进其适应性和韧性的有效方法(Australian Government, 2021a)。《澳大利亚自然战略(2024–2030年)》(Australia's Strategy for Nature 2024–2030), 呼吁推行融合原住民知识体系的自然保护、韧性建设与气候适应的通用策略, 提出构建生态适宜的生境网络、在城市环境中打造连通的自然生境、开展退化区域生态修复、在保护地网络的规划设计与管理中充分考虑未来威胁情景、推行NbS/EbA等适应措施(Australian Government, 2025a); 该文件作为澳大利亚自然保护的统筹文件, 协调了国际与国内的相关政策行动, 包括UNFCCC、《国家适应计划》(National Adaptation Plan) (Australian Government, 2025b)等。《受威胁物种战略(2021–2031年)》(Threatened Species Strategy

2021–2031)识别了适应气候变化的重点行动领域, 制定了促进濒危物种适应气候变化的行动, 如开展栖息地恢复和再造林、减少物种面临的威胁、应对入侵害虫和杂草以及保护栖息地等; 同时考虑不同威胁的相互作用, 采取基于风险的保护规划, 并将气候变化造成的灾害等风险因素纳入规划, 识别和保护濒危物种庇护所, 保护和恢复栖息地廊道(Australian Government, 2021d)。《受威胁物种行动计划(2022–2032年)》(Threatened Species Action Plan 2022–2032)进一步制定了识别气候变化对重点物种和重点地区的影响, 并采取行动加强韧性和适应能力的行动目标。具体行动包括: (1)对于易受气候变化影响的物种, 在制定物种保护计划时需要纳入相应的气候适应措施, 积极减缓气候变化风险; (2)开展管理活动, 增强易受气候变化影响的重点物种和生态系统的恢复力并提高其适应能力; (3)增强韧性和适应能力, 包括恢复将来可成为避难所的栖息地、重建有助迁移的栖息地廊道, 应对其他威胁以减轻物种面临的总体压力(Australian Government, 2022)。此外, 2012年发布的《国家野生动物廊道计划: 景观保护框架》(National Wildlife Corridors Plan: A Framework for Landscape-scale Conservation)中也指出, 野生动物廊道是保护生物多样性和为气候变化做好准备的最有效工具之一(Australian Government, 2012)。

2.4 适应气候变化的生物多样性政策关键词分析

基于以上适应气候变化的生物多样性保护政策, 为了深入分析地区之间关注重点的差异, 根据气候适应的常见术语(如“impact” “risk” “resilient”)、生物多样性保护与管理行动的术语(如“conservation” “restoration” “management” “preserve” “maintain” “protected areas” “reserve” “corridor” “connectivity” “crossing” “refugee” “network” “buffer” “disturbance” “colonization”)和管理对象的术语(如“habitat” “ecosystem” “invasive species” “threatened species”), 提取欧盟、美国和澳大利亚政策关键词(附录1), 并按照关键词出现的频次进行定量统计, 每个政策文件中关键词出现1次或多次均记为1次, 使用R语言Wordcloud2包绘制词云图(图1)。结果显示, 欧盟认可采用基于生态系统的方法, 也重视生态系统连通性的加强; 美国对入侵物种的调查和应对极其重视, 关注生态系统的作用, 同时特别提及淡水生态系统的适应措施; 澳大利亚则对于研究气候影响、识别物种气候避难所和制定生物多样性管理规划较为重视。

同时, 依据关键词将生物多样性管理措施类型划分为12类(附录2), 分别为: (1)生态系统保护、恢复和管理; (2)建立和扩大保护地; (3)建立廊道和加强连通性; (4)辅助定居和扩散; (5)减少威胁; (6)将气候变化纳入保护管理计划; (7)气候风险及其管理; (8)可持续管理和发展; (9)灾害管理; (10)适应性管理; (11)基于生态系统的方法; (12)其他措施。统计关键词在3个地区的各个类型中的出现次数, 并计算占所有类型的比例(图2)。

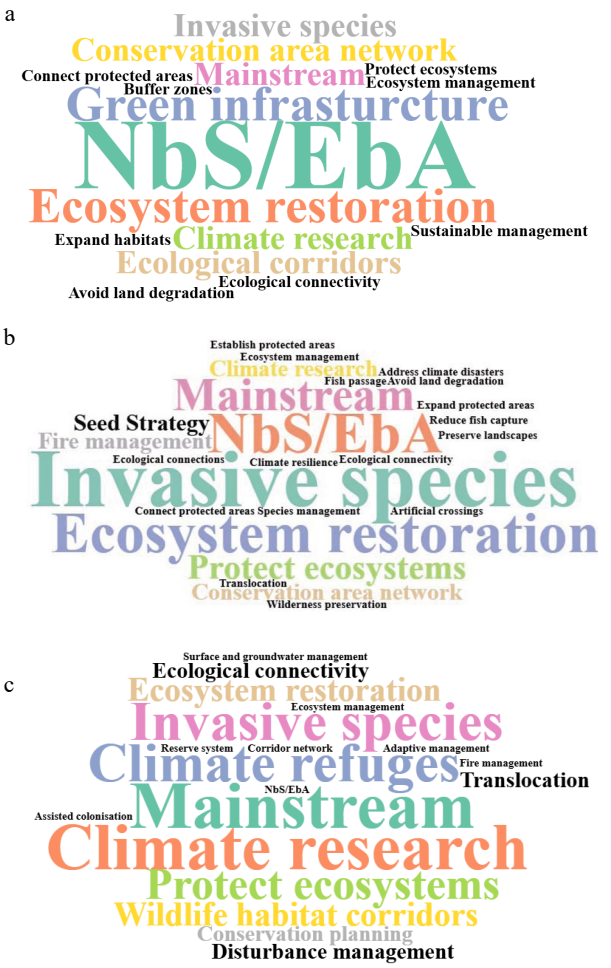


图1 欧盟(a)、美国(b)及澳大利亚(c)生物多样性适应气候变化政策的关键词频

Fig. 1 Keyword frequency of climate change adaptation-related biodiversity policies in the European Union (a), the United States (b), and Australia (c)

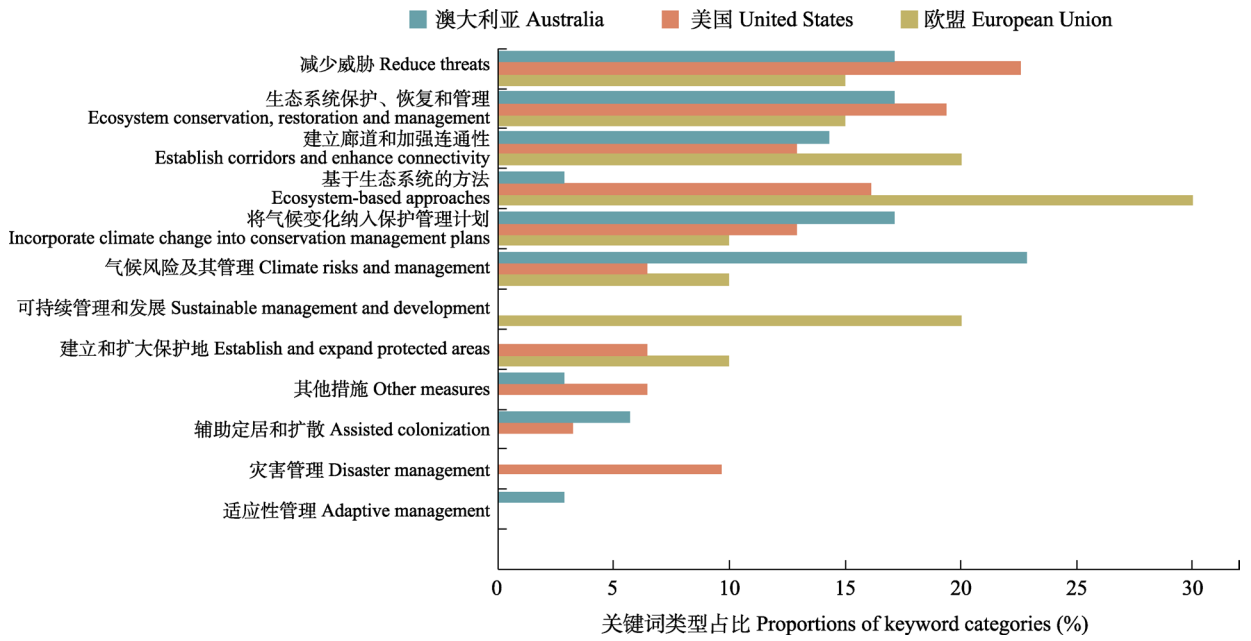


图2　欧盟、美国及澳大利亚生物多样性适应气候变化政策关键词类型统计

Fig. 2　The occurrence of keyword categories in climate change adaptation-related biodiversity policies of the European Union, the United States, and Australia

3　适应气候变化的生物多样性保护措施和行动

3.1　NbS的EbA措施

NbS作为伞形概念，囊括了基于自然应对气候变化的多种措施，包括EbA等，可支持这些措施在国际或多边协议框架中的传播和主流化。EbA是一种应对气候适应挑战的NbS，由世界自然保护联盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)联合大自然保护协会(The Nature Conservancy, TNC)等非政府组织在2008年UNFCC COP14上首次提出(王国勤等, 2020)，指通过提高生物多样性和生态系统服务来降低人类和社会经济系统在气候变化下的暴露度和脆弱性，增强其韧性，减少气候变化带来的不利影响。EbA措施不仅能有效减轻气候变化的不利影响，还会产生环境、社会与经济的多重效益(图3)。

气候变化对典型生态系统的主要威胁及其EbA措施包括: (1)森林生态系统。气候变化会导致森林火灾发生的强度和频率增加，研究表明，森林抚育间伐和疏伐可以有效降低火灾风险和规模(Stephens et al., 2012; Brodie et al., 2024)，同时还需要在间伐后清除地表堆积的木材，或将间伐和计划烧除结合进行(Keenan et al., 2021; Prichard et al., 2021)，来减轻火灾风险和火灾严重程度(Box 1)。(2)草原生态系统。气候变化引起草原退化和荒漠化风险增加，可以通过控制牲畜数量、围栏轮牧、添加季节性抗旱饲料、营造防护林(周广胜等, 2016)等增加植被覆盖率，减少土壤侵蚀，从而降低气候变化风险。(3)淡水生态系统。采用基于生态系统的方法，恢复河流湖泊的连通性、恢复与建造河流湿地来适应气候变化，可减缓水流速度、增强储水能力，但对于极端洪水的作用有限(Opperman et al., 2010)。森林保护与恢复也有助于增强水源涵养能力，减少径流量，降低洪水风险，但需注意树种的选择(Wu et al., 2022)。(4)海洋生态系统。保护、恢复与建设红树林、贝类礁、珊瑚礁、盐沼和沙丘等海岸带栖息地(Box 2)，形成自然屏障，有效减少沿海地区的洪水灾害及海岸侵蚀(Arkema et al., 2013; EEA, 2023)，但在抵御大型风暴潮、飓风、海啸时作用相对有限(Spalding et al., 2014; Salgado & Martinez, 2017)。(5)农业生态系统。考虑生物多样性、生态过程和生态系统服务的作用(Vignola et al., 2015)，利用农林复合系统(Harvey et al., 2017)、覆盖作物(El Chami et al., 2020)、作物多样化(Pautasso et al., 2012)、旱作农业等措施，可以提高

农作物的气候适应能力。(6)城市生态系统。建设绿色基础设施, 包括人工湿地、雨水花园、绿色屋顶、城市森林、城市绿地等, 有助于增强城市雨水下渗, 减轻内涝影响(Haase, 2017), 缓解热岛效应(Cortinovis et al., 2022)。

EbA作为一项“绿色”措施, 相比“灰色”工程设施, 其实施成本低、具有多重效益、更加灵活和可持续。“灰色”工程设施(如设计30年一遇的防洪大坝)往往只针对单一的气候危害, 没有考虑未来气候的不确定性或多种危害的相互作用。相比而言, 健康的生态系统在适应气候变化方面能发挥更加重要和持久的作用, 可以协同减轻气候变化的不利影响、提升环境与生物多样性效益, 并帮助社区适应气候变化、改善生计, 从而提高社区的整体福祉, 为社会和经济发展做出贡献(Ojea, 2015)。例如, 打造城市人工湿地既可以帮助缓解城市内涝、减轻气候变化带来的极端降水和洪水风险, 还能净化水质、调节微气候、增加生物多样性, 同时, 提供就业岗位和休闲游憩的场所、减少洪水带来的经济损失(Agaton & Guila, 2023)。由于EbA提供的社会、经济、环境的多重效益(Nalau et al., 2018), 被推荐为最不发达国家和发展中国家首选的气候变化适

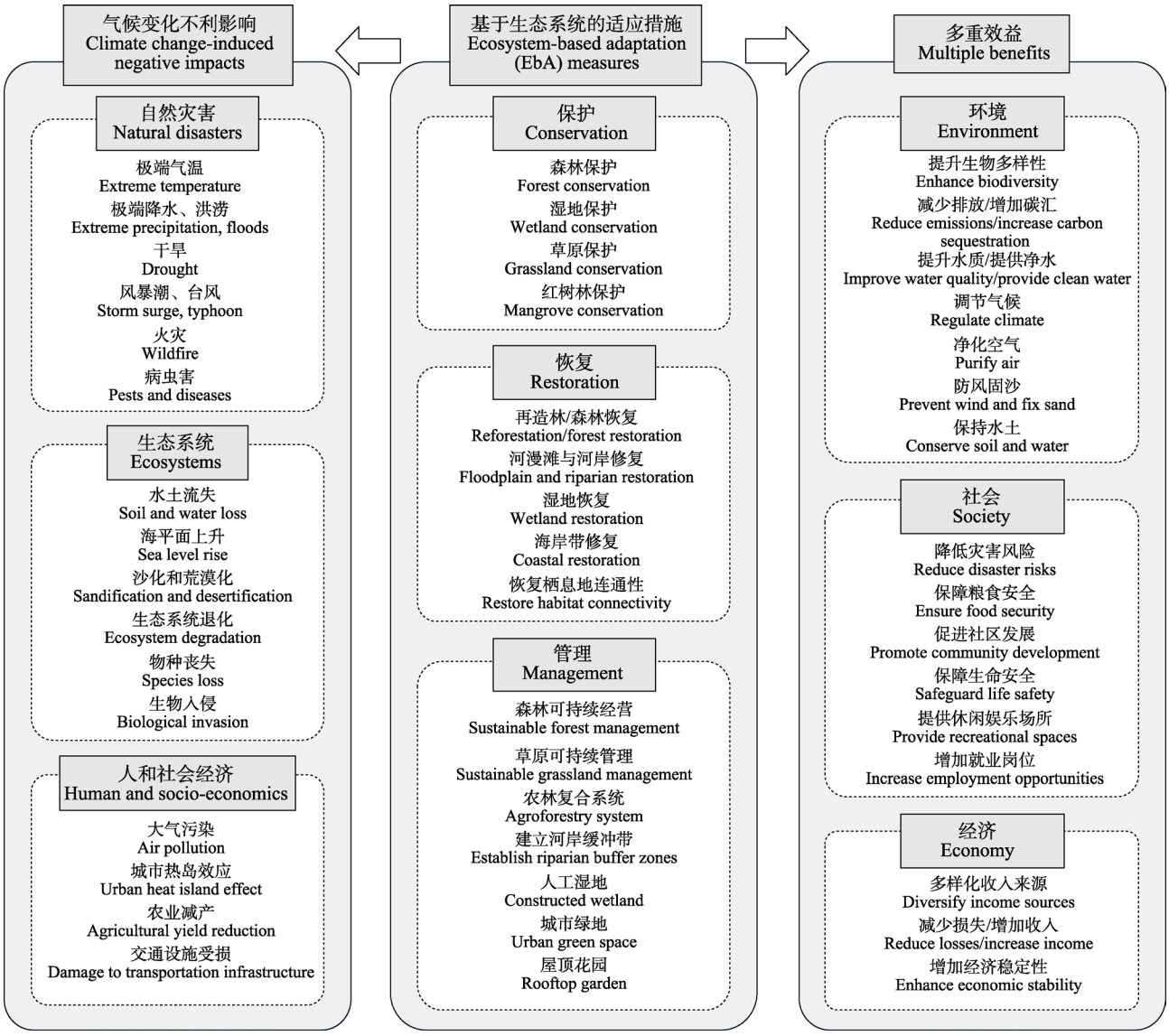


图3　基于生态系统的适应(EbA)措施应对气候变化的不利影响及其多重效益示例

Fig. 3　Examples of ecosystem-based adaptation (EbA) measures for addressing the adverse impacts of climate change and their multiple co-benefits

Box 1　澳大利亚——稀树草原火管理项目[①②]

数千年来，澳大利亚北部原住民通过小规模、可控的“冷燃烧(cool burning)”清理干草、减少可燃物堆积，防止大规模野火蔓延，但随着传统生活方式的改变而一度中断。大自然保护协会(The Nature Conservancy, TNC)在澳大利亚开展火管理项目，与原住民合作，在旱季早期天气凉爽湿润时实施冷燃烧，形成小范围、分散式的生境斑块镶嵌，从而降低旱季后期大火发生的概率和强度。

这种生境斑块镶嵌为野生动物提供了更多样的食物来源，也能限制野猫、狐狸等入侵性捕食者带来的危害，受益物种包括七彩文鸟(*Chloebia gouldiae*)、北方袋鼬(*Dasyurus hallucatus*)和黑足岩袋鼠(*Petrogale lateralis*)等。对这些物种而言，气候变暖延长旱季、加剧极端高温，使大规模、高强度野火的风险上升，而冷燃烧维持的细粒度生境镶嵌为动物提供了避难所和食物补给点，增强了它们应对火灾扰动的恢复力，也就是提升了生态系统在气候变化下的适应能力。同时，该方式还减少了温室气体排放，帮助原住民通过碳信用获得收入、恢复对土地的管理能力。

自2012年以来，该项目每年减少约100万t CO_2排放，累积产生约9,500万美元碳信用，每年为当地原住民带来超5,000万澳元收入。

Box 2　美国——阿拉巴马州牡蛎礁生态减灾修复项目[③]

阿拉巴马州位于美国墨西哥湾北部，其沿海地区在历史上分布着超过3 m高的潮下带牡蛎礁，防护后方海岸线上的盐沼湿地不受海浪侵蚀，也为海草床的生长提供了清洁的水质和稳定的环境。然而，在连年干旱、牡蛎(*Crassostrea virginica*)天敌爆发、飓风以及墨西哥湾漏油事件的影响下，墨西哥湾的牡蛎礁大量减少，并伴随着盐沼湿地、海草床以及滩涂的大面积退化。阿拉巴马州的部分海岸线因侵蚀而后退的速率最高可达每年1.86 m，这意味着在50年内该州将损失7,284 ha土地。

对此，大自然保护协会(The Nature Conservancy, TNC)与三家合作机构成立了海岸线修复联盟，共同发起了“100–1,000: 修复阿拉巴马州海岸”项目，旨在修复161 km的牡蛎礁，促进404 ha的盐沼湿地与海草床恢复，同时也为当地渔民社区带来可持续发展的机遇。项目运用“海岸带韧性工具(Coast Resilience)”，叠加当地海湾受灾风险程度、适宜牡蛎礁栖息地修复的生态条件和社会经济条件进行情景模拟与分析，识别出生态减灾修复的最佳地点。自2011年起，项目团队在多个位点设计并投放了牡蛎礁“防波堤”，包括礁球(Reef Balls^{TM})、牡蛎礁堡(Oyster Castle)、牡蛎壳袋(bags of shell)和牡蛎笼阵(Reefblk^{SM})，总长度达到3,600 m。

后期持续的监测结果显示，该项目有效减缓了海岸线侵蚀情况。在阿拉巴马港口处建造的牡蛎礁“防波堤”能清洁水质、稳定海岸线，促进了向陆侧海草床与盐沼湿地的扩张，在Swift Tract投放的牡蛎礁在生长4年后，将海岸线侵蚀速度从每年0.35 m降至每年0.02 m。另外，项目在实施过程中促进了水泥制造等产业，修复后的牡蛎礁还能为有经济价值的鱼、虾、蟹等生物提供栖息地，促进当地商业捕捞和休闲海钓等相关产业。

应方法(Bourne et al., 2016)。然而，在受气候变化影响较为严重的情况下，仍需采取工程措施或与工程措施结合实施，如建造或加固海堤、建设水利管道系统并利用湿地来预防洪涝风险等(World Bank, 2009)。

3.2　直接针对生物多样性的保护措施

气候变化改变动植物的物候期和生活习性，可能造成栖息地退化和适宜栖息地分布的变化，改变群落物种组成和种间关系等，增加生物多样性丧失风险，同时气候变化还可能增加生物入侵的概率(Staudinger et al., 2013)。气候变化改变不同类型生态系统的分布、动植物群落的组成和结构及其生活的非生物环境，最终影响生态系统功能和服务。例如，因为气候变暖，高寒生态系统向更高海拔移动，可能造成物种适宜生境的减少；降水减少导致湿地退化等(Grimm et al., 2013; 万辛如等, 2023)，可能导致水土涵养功能的退化。在气候变化背景下，现有直接针对生物多样性保护措施的有效性需要进一步评估。

适应气候变化的生物多样性管护措施可分为4类(Heller & Zavaleta, 2009; Mawdsley et al., 2009; Stein et al., 2013): (1)改善系统现状(Box 3)。恢复湿地、河流等生态系统；在现有保护区周围建立缓冲区或改善现有保护区的管理，如采用计划烧除的措施降低大规模火灾的风险。(2)保护和管理大尺度景观。建立新的保护地或扩大保护地规模；建立生态

① 资料来源: https://www.nature.org/en-us/about-us/where-we-work/asia-pacific/australia/stories-in-australia/bringing-indigenous-fire-back-to-northern-australia/.
② 资料来源: https://www.natureaustralia.org.au/what-we-do/our-priorities/climate-change/climate-change-stories/a-landmark-project-at-fish-river-station/.
③ 资料来源: https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/Alabama-Port-living-shorelines.pdf.

廊道, 构建相互连通的保护地网络, 或移除阻碍物种迁移和扩散的障碍。(3)针对特定物种或生态系统的措施。就地保护措施(Greenwood et al., 2016), 如通过施肥促使植物生长、放置枯枝落叶等材料帮助鸟类筑巢、改变地形坡度、调节排水沟水流等, 从而改变当地微气候和环境条件, 使环境更适宜物种生存(Box 4); 迁地保护, 将气候敏感或濒危物种迁入更适宜生存的生境(Box 3); 重新引入生态系统中的关键物种; 控制入侵物种(Box 5)。(4)通过监测、规划和政策支撑预警和适应性管理。监测气候变化对生物多样性的影响, 收集数据评估气候脆弱性; 模型预测未来物种的分布范围, 识别物种的关键气候避难区; 将气候变化因素纳入各项保护、管理计划和空间规划中(Schmitz et al., 2015); 实行适应性管理, 根据环境因素变化状况及时调整管理措施; 制定或修改野生动物和自然资源管理的相关法律法规和政策, 纳入对气候变化的应对措施等。

Box 3　西班牙——受气候变化威胁的两栖动物栖息地的适应、恢复和扩大[①]

西班牙塞哥维亚省的Montes de Valsaín山脉的两栖动物面临栖息地破坏、气候变化、疾病和繁殖地的退化等威胁。为此, 当地采取了一系列行动, 保护现有水域并在该地区创造新的适合各种两栖动物繁殖的空间, 包括: (1)诊断物种基线情况, 了解目前的生存状态; (2)采取针对栖息地的多种行动, 包括保护、恢复和扩大栖息地; (3)通过建造围栏保护水体, 防止牲畜践踏, 保护栖息地的完整性; (4)维护流动的水体, 避免堵塞, 确保动物有足够的水资源; (5)挖掘水池, 扩大水域面积, 提供更多的栖息地; (6)开展迁地保护, 将由于气候变化导致水域早期干涸而无法完成变态的两栖动物幼体转移到合适的环境中, 待其长成后再迁回原地; (7)进行监测和评估, 持续跟踪动物种群的状况和栖息地的变化。通过这些措施, 该地区现有的11种两栖动物物种生存环境得到改善, 在干旱时期, 水池成为哺乳动物和鸟类的饮水地, 吸引了大量其他野生动植物定居, 动物种群得以恢复和增长。

Box 4　芬兰——人造雪堆提高赛马环斑海豹的繁殖成功率[②]

赛马环斑海豹(*Phoca hispida saimensis*)是一种仅在芬兰赛马淡水湖中生活的海豹亚种, 由于栖息地丧失、误捕和气候变化等因素的威胁, 种群濒临灭绝。赛马环斑海豹通常在湖岸边堆积的冰雪中挖巢穴产崽和哺育幼崽, 巢穴提供了躲避捕食者和恶劣天气的庇护所。全球变暖直接影响赛马环斑海豹巢址的选择和可获得性, 因而影响其繁殖和生存。为了应对这一挑战, 芬兰实施了一系列适应措施, 包括栖息地的适应性管理和利益相关方的意识提升与行为改变。其中, 一项创新的解决方案是通过人工堆雪来改善海豹在温和冬季的繁殖栖息地, 从而促进它们适应气候变化。2013–2018年, 在LIFE Saimaa Seal项目执行期间, 共堆积了519个人造雪堆, 显著降低了幼崽死亡率(从近30%减少至8%–16%)。这一成果不仅为海豹的保护提供了新的思路, 也因其创新性和有效性荣获了世界自然保护联盟(IUCN)芬兰国家委员会颁发的2013–2014年度生物多样性奖。尽管人造雪堆的方法取得了短期成功, 但项目团队也意识到随着气候变化的加剧, 雪和冰的量可能成为未来的限制因素。因此, 项目已着手开发和测试长期人工巢穴结构, 以制定未来的保护计划。

Box 5　塞浦路斯——阻止斑鳍蓑鲷入侵的早期干预和清除措施[③]

塞浦路斯作为地中海生态系统的关键地区, 面临着斑鳍蓑鲷(*Pterois miles*)入侵的严峻挑战。这种原产于印度洋的鱼类在气候变化的影响下通过苏伊士运河进入地中海, 并逐渐扩散, 对当地生态系统构成威胁。塞浦路斯RELIONMED-LIFE项目旨在使塞浦路斯成为地中海斑鳍蓑鲷入侵的“第一道防线”, 通过早期监测、公众参与、清除行动和市场推广等措施控制斑鳍蓑鲷扩散, 具体包括: (1)研究斑鳍蓑鲷的生物学特征和分布模式, 深入了解其行为特征; (2)开展斑鳍蓑鲷的风险评估, 并将其纳入欧盟关注的外来入侵物种清单中; (3)开发早期监测系统, 包括地理信息系统交互平台和手机应用程序, 通过公民科学监测斑鳍蓑鲷的出现; (4)培训潜水员, 开展有针对性的清除活动, 以控制斑鳍蓑鲷的数量; (5)培训渔民, 鼓励他们积极参与斑鳍蓑鲷的清除工作; (6)开发首饰等商业产品, 鼓励人们将其作为商业资源加以利用; (7)制定区域管理计划, 对斑鳍蓑鲷的入侵进行全面管理和控制。

公众参与和市场推广有效地控制了斑鳍蓑鲷的入侵。此外, 项目利用培训、讲座等增加了公众对斑鳍蓑鲷的认识, 成功提高了管理措施的支持率。数据显示, 项目培训了上百名潜水员参与清除行动, 2019–2020年, 仅3天的清除行动就在约2 ha的近海区域内, 成功清除了超300条斑鳍蓑鲷。通过这些措施的实施, 塞浦路斯成功地控制了斑鳍蓑鲷的数量, 种群数量大幅下降, 防止了其对地中海生态系统的严重影响。

① 资料来源: http://adaptecca.es/en/casos-practicos/adaptation-restoration-and-creation-habitats-amphibians-threatened-climate-change-0.
② 资料来源: https://climate-adapt.eea.europa.eu/en/metadata/case-studies/creation-of-man-made-snowdrifts-for-improving-the-breeding-success-of-the-saimaa-ringed-seal/#adapt_options_anchor.
③ 资料来源: https://climate-adapt.eea.europa.eu/en/metadata/case-studies/preventing-lionfish-invasion-in-cyprus-through-early-response-and-targeted-removal.

4 结论

减缓气候变化对生物多样性的影响和促进生物多样性对气候变化的适应是气候变化与生物多样性协同治理的重要议题。运用NbS或EbA能够缓解气候变化, 降低其对生物多样性的影响, 并促进物种和生态系统的气候韧性。此外, 采取直接针对生物多样性的管护措施, 包括扩大保护地、建立生态廊道、监测气候影响等, 均有助于生物多样性适应气候变化。一些国家已将气候变化对生物多样性的影响、NbS及其他自然领域气候适应措施纳入其适应战略与行动计划, 并制定了生物多样性适应气候变化的行动指南。然而, 当前各国仍存在政策协同性不足、缺乏具体实施路径、缺乏成效评估体系等问题。

目前中国已在《中国生物多样性保护战略与行动计划(2023–2030年)》《国家适应气候变化战略2035》中纳入气候对生物多样性影响监测和NbS等措施, 然而这些政策措施分散在不同的政策中, 较为碎片化, 且由于气候变化适应和生物多样性保护分属不同主管部门, 存在主体权责不明、与气候变化相关政策缺乏协同管理机制、政策制定与执行缺乏统一性等问题[①]。在气候影响监测、生物多样性损失损害评估方面, 我国尚未建立完备的影响监测与响应机制, 相关技术方案和标准欠缺, 兼顾气候适应的生物多样性保护典型案例不足, 也缺失适应成效的评估体系。基于以上综述内容, 针对中国在适应气候变化背景下的生物多样性政策与实践, 提出如下建议: (1)强化气候变化与生物多样性相关政策的顶层协同设计, 将生物多样性保护目标纳入气候领域及陆地生态系统、淡水资源、海洋、农业等重点领域的适应政策和国家行动方案, 同时, 在生物多样性领域的政策、规划与行动中纳入气候变化影响与适应考量。比如, 在国土空间规划方案中考虑未来气候情景下物种分布范围的变化, 动态优化生态保护空间, 同时在保护地外围规划以气候适应为目标的协同保护空间。(2)加强气候变化影响下的生物多样性监测与研究, 完善长期监测网络, 掌握物种分布与群落结构的动态变化, 识别脆弱物种和生态系统并建立其风险评估和预警技术体系, 识别气候避难所和物种迁移廊道, 为生物多样性适应气候变化的管理与决策提供科学依据。(3)出台可操作可落地的行动方案与实施细则, 将顶层政策设计转化为具体的实施路径, 推广NbS优先行动, 建立跨部门、多层级的协调参与机制, 例如由林草和自然资源相关部门牵头, 联合生态环境相关部门制定技术标准和实施指南, 为生物多样性适应气候变化提供清晰的行动指引。(4)制定科学的成效评估体系, 及时评价生物多样性适应气候变化行动的效果, 动态跟踪政策实施成效, 推动实现气候变化影响下的物种、生态系统和自然保护地的适应性管理。(5)建设气候变化背景下生物多样性保护试点示范, 优先在受气候变化影响严重的生态脆弱区开展示范项目, 推动社区与公众参与, 总结落地经验并推广。总之, 在国家政策与规划中进一步明确和落实气候变化和生物多样性协同治理的目标和路径, 推动相关措施在全国范围内的探索、示范与推广, 将有助于我国应对气候变化和生物多样性丧失的双重挑战, 有力推进生态文明建设与可持续发展进程, 为构建人与自然和谐共生的生命共同体提供坚实支撑。

① 翁兴 (2024) 气候变化背景下中国生物多样性保护政策法律制度研究. 硕士学位论文, 重庆大学, 重庆.

ORCID

彭昀月 https://orcid.org/0009-0006-5572-4518
靳彤 https://orcid.org/0000-0003-2521-0381
刁澄怡 https://orcid.org/0009-0002-9682-3310
申小莉 https://orcid.org/0000-0003-2749-1121

参考文献

Agaton CB, Guila PMC (2023) Ecosystem services valuation of constructed wetland as a nature-based solution to wastewater treatment. Earth, 4, 78–92.

Arkema KK, Guannel G, Verutes G, Wood SA, Guerry A, Ruckelshaus M, Kareiva P, Lacayo M, Silver JM (2013) Coastal habitats shield people and property from sea-level rise and storms. Nature Climate Change, 3, 913–918.

Australian Government (2012) National Wildlife Corridors Plan: A Framework for Landscape-scale Conservation. https://ger.org.au/wp-content/uploads/2020/05/Commonwealth-of-Australia-2012-National-Wildlife-Corridors-Plan.pdf. (accessed on 2026-02-10)

Australian Government (2021a) Australia's Strategy for Nature 2019–2030. https://www.cbd.int/doc/world/au/au-nbsap-v3-en.pdf. (accessed on 2026-02-10)

Australian Government (2021b) National Climate Change Adaptation Framework. https://www4.unfccc.int/sites/NAPC/Country%20Documents/Parties/national_climate_change_adaption_framework.pdf. (accessed on 2026-02-10)

Australian Government (2021c) National Climate Resilience and Adaptation Strategy 2021–2025. https://www.agriculture.gov.au/sites/default/files/documents/national-climate-resilience-and-adaptation-strategy.pdf. (accessed on 2026-02-10)

Australian Government (2021d) Threatened Species Strategy 2021–2031. https://www.dcceew.gov.au/sites/default/files/documents/threatened-species-strategy-2021-2031.pdf. (accessed on 2026-02-10)

Australian Government (2022) Threatened Species Action Plan 2022–2032. https://www.dcceew.gov.au/sites/default/files/documents/threatened-species-action-plan-2022-2032.pdf. (accessed on 2026-02-10)

Australian Government (2025a) Australia's Strategy for Nature 2024–2030. https://www.dcceew.gov.au/sites/default/files/documents/australias-strategy-for-nature-2024-2030.pdf. (accessed on 2026-02-05)

Australian Government (2025b) National Adaptation Plan. https://www.dcceew.gov.au/sites/default/files/documents/national-adaptation-plan.pdf. (accessed on 2026-02-05)

Bevacqua E, Schleussner CF, Zscheischler J (2025) A year above 1.5℃ signals that Earth is most probably within the 20-year period that will reach the Paris Agreement limit. Nature Climate Change, 15, 262–265.

Booth TH (2012) Biodiversity and climate change adaptation in Australia: Strategy and research developments. Advances in Climate Change Research, 3, 12–21.

Bourne A, Holness S, Holden P, Scorgie S, Donatti CI, Midgley G (2016) A socio-ecological approach for identifying and contextualising spatial ecosystem-based adaptation priorities at the sub-national level. PLoS ONE, 11, e0155235.

Brodie EG, Knapp EE, Brooks WR, Drury SA, Ritchie MW (2024) Forest thinning and prescribed burning treatments reduce wildfire severity and buffer the impacts of severe fire weather. Fire Ecology, 20, 17.

Cannon AJ (2025) Twelve months at 1.5℃ signals earlier than expected breach of Paris Agreement threshold. Nature Climate Change, 15, 266–269.

Cortinovis C, Olsson P, Boke-Olén N, Hedlund K (2022) Scaling up nature-based solutions for climate-change adaptation: Potential and benefits in three European cities. Urban Forestry & Urban Greening, 67, 127450.

Craig RK (2022) Climate adaptation law and policy in the United States. Frontiers in Marine Science, 9, 1059734.

Czech B, Covington S, Crimmins TM, Ericson JA, Flather C, Gale M, Gerst K, Higgins M, Kaib M, Marino E, Moran T, Morton J, Niemuth N, Peckett H, Savignano D, Saperstein L, Skorupa S, Wagener E, Wilen B, Wolfe B (2014) Planning for Climate Change on the National Wildlife Refuge System. US Fish and Wildlife Service. https://www.fs.usda.gov/rm/pubs_journals/2014/rmrs_2014_czech_b001.pdf. (accessed on 2026-02-10)

DEFRA (Department for Environment, Food & Rural Affairs) (2024) Understanding Climate Adaptation and the Third National Adaptation Programme (NAP3). https://www.gov.uk/government/publications/third-national-adaptation-programme-nap3/understanding-climate-adaptation-and-the-third-national-adaptation-programme-nap3. (accessed on 2026-02-10)

El Chami D, Daccache A, El Moujabber M (2020) How can sustainable agriculture increase climate resilience? A systematic review. Sustainability, 12, 3119.

EU (European Union) (2014) Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the Prevention and Management of the Introduction and Spread of Invasive Alien Species. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1483614313362&uri=CELEX:32014R1143. (accessed on 2026-02-10)

EU (European Union) (2017) An Action Plan for Nature, People and the Economy. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52017DC0198. (accessed on 2026-02-10)

EU (European Union) (2021a) Forging a Climate-resilient Europe—The New EU Strategy on Adaptation to Climate Change. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2021:82:FIN. (accessed on 2026-02-10)

EU (European Union) (2021b) EU Biodiversity Strategy for 2030. https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en. (accessed on 2026-02-10)

EU (European Union) (2021c) Guidelines on Climate Change and Natura 2000. https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/59c03f44-f672-4f61-bbf7-5422479cf6bb. (accessed on 2026-02-10)

EU (European Union) (2023a) Green Infrastructure (GI)—Enhancing Europe's Natural Capital. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52013DC0249. (accessed on 2026-02-10)

EU (European Union) (2023b) Revision of the EU Pollinators Initiative—A New Deal for Pollinators. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2023:35:FIN&qid=1674555285177. (accessed on 2026-02-10)

EU (European Union) (2024) Regulation (EU) 2024/1991 of the European Parliament and of the Council of 24 June 2024 on Nature Restoration and Amending Regulation (EU) 2022/869. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2024/1991/oj/eng/pdf. (accessed on 2026-02-10)

Future Earth, The Earth League, WCRP (the World Climate Research Programme) (2025) 10 New Insights in Climate Science 2025/2026. https://10insightsclimate.science/wp-content/uploads/2026/01/10NICS-2025-Report_digital_v2.pdf. (accessed on 2026-05-12)

Greenwood O, Mossman HL, Suggitt AJ, Curtis RJ, Maclean IMD (2016) Using *in situ* management to conserve

biodiversity under climate change. Journal of Applied Ecology, 53, 885–894.

Grimm NB, Chapin III FS, Bierwagen B, Gonzalez P, Groffman PM, Luo YQ, Melton F, Nadelhoffer K, Pairis A, Raymond PA, Schimel J, Williamson CE (2013) The impacts of climate change on ecosystem structure and function. Frontiers in Ecology and the Environment, 11, 474–482.

Haase D (2017) Urban wetlands and riparian forests as a nature-based solution for climate change adaptation in cities and their surroundings. In: Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas (eds Kabisch N, Korn H, Stadler J, Bonn A), pp. 111–121. Springer, Cham.

Harvey CA, Martínez-Rodríguez MR, Cárdenas JM, Avelino J, Rapidel B, Vignola R, Donatti CI, Vilchez-Mendoza S (2017) The use of ecosystem-based adaptation practices by smallholder farmers in Central America. Agriculture, Ecosystems & Environment, 246, 279–290.

Heller NE, Zavaleta ES (2009) Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. Biological Conservation, 142, 14–32.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2023) Climate Change 2023: Synthesis Report. https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/. (accessed on 2026-02-10)

Keenan RJ, Weston CJ, Volkova L (2021) Potential for forest thinning to reduce risk and increase resilience to wildfire in Australian temperate *Eucalyptus* forests. Current Opinion in Environmental Science & Health, 23, 100280.

Liu Y, Zou YY, Zhu LC, Wu WL, Li P (2014) Major policies and measures on biodiversity adaptation to climate change: International experience and enlightenment. Biodiversity Science, 22, 407–413. (in Chinese with English abstract) [刘影, 邹玥屿, 朱留财, 吴伟玲, 李培 (2014) 生物多样性适应气候变化的国家政策和措施: 国际经验及启示. 生物多样性, 22, 407–413.]

Mawdsley JR, O'Malley RO, Ojima DS (2009) A review of climate–change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation. Conservation Biology, 23, 1080–1089.

Moran C, Boulter S (2018) Biodiversity and Ecosystems Climate Adaptation Plan. National Climate Change Adaptation Research Facility (NCCARF), Brisbane, Australia. https://www.qld.gov.au/__data/assets/pdf_file/0022/87610/b-e-cap.pdf. (accessed on 2026-02-10)

Nalau J, Becken S, MacKey B (2018) Ecosystem-based adaptation: A review of the constraints. Environmental Science & Policy, 89, 357–364.

Ocean Policy Committee (2023) Ocean Climate Action Plan. https://bidenwhitehouse.archives.gov/wp-content/uploads/2023/03/Ocean-Climate-Action-Plan_Final.pdf. (accessed on 2026-02-10)

Ojea E (2015) Challenges for mainstreaming ecosystem-based adaptation into the international climate agenda. Current Opinion in Environmental Sustainability, 14, 41–48.

Opperman JJ, Luster R, McKenney BA, Roberts M, Meadows AW (2010) Ecologically functional floodplains: Connectivity, flow regime, and scale. Journal of the American Water Resources Association, 46, 211–226.

Pautasso M, Döring TF, Garbelotto M, Pellis L, Jeger MJ (2012) Impacts of climate change on plant diseases—Opinions and trends. European Journal of Plant Pathology, 133, 295–313.

Prichard SJ, Hessburg PF, Hagmann RK, Povak NA, Dobrowski SZ, Hurteau MD, Kane VR, Keane RE, Kobziar LN, Kolden CA, North M, Parks SA, Safford HD, Stevens JT, Yocom LL, Churchill DJ, Gray RW, Huffman DW, Lake FK, Khatri-Chhetri P (2021) Adapting western North American forests to climate change and wildfires: 10 common questions. Ecological Applications, 31, e02433.

Salgado K, Martinez ML (2017) Is ecosystem-based coastal defense a realistic alternative? Exploring the evidence. Journal of Coastal Conservation, 21, 837–848.

Schmitz OJ, Lawler JJ, Beier P, Groves C, Knight G, Boyce DA Jr, Bulluck J, Johnston KM, Klein ML, Muller K, Pierce DJ, Singleton WR, Strittholt JR, Theobald DM, Trombulak SC, Trainor A (2015) Conserving biodiversity: Practical guidance about climate change adaptation approaches in support of land-use planning. Natural Areas Journal, 35, 190–203.

Spalding MD, Ruffo S, Lacambra C, Meliane I, Hale LZ, Shepard CC, Beck MW (2014) The role of ecosystems in coastal protection: Adapting to climate change and coastal hazards. Ocean & Coastal Management, 90, 50–57.

Staudinger MD, Carter SL, Cross MS, Dubois NS, Duffy JE, Enquist C, Griffis R, Hellmann JJ, Lawler JJ, O'Leary J, Morrison SA, Sneddon L, Stein BA, Thompson LM, Turner W (2013) Biodiversity in a changing climate: A synthesis of current and projected trends in the US. Frontiers in Ecology and the Environment, 11, 465–473.

Stein BA, Staudt A, Cross MS, Dubois NS, Enquist C, Griffis R, Hansen LJ, Hellmann JJ, Lawler JJ, Nelson EJ, Pairis A (2013) Preparing for and managing change: Climate adaptation for biodiversity and ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment, 11, 502–510.

Stephens SL, McIver JD, Boerner REJ, Fettig CJ, Fontaine JB, Hartsough BR, Kennedy PL, Schwilk DW (2012) The effects of forest fuel-reduction treatments in the United States. BioScience, 62, 549–560.

Sun F, He XJ (2014) Global progress in climate change adaptation policies and its implication for China. China Population Resources and Environment, 24(5), 1–9. (in Chinese with English abstract) [孙傅, 何霄嘉 (2014) 国际气候变化适应政策发展动态及其对中国的启示. 中国人口·资源与环境, 24(5), 1–9.]

UNEP (United Nations Environment Programme) (2023) Adaptation Gap Report 2023. https://www.unep.org/resources/

adaptation-gap-report-2023. (accessed on 2026-02-10)

UNEP (2026) Limiting Overshoot: Navigating Exceedance of 1.5°C and Pathways towards Return. United Nations Environment Programme, Nairobi.

Vignola R, Harvey CA, Bautista-Solis P, Avelino J, Rapidel B, Donatti C, Martinez R (2015) Ecosystem-based adaptation for smallholder farmers: Definitions, opportunities and constraints. Agriculture, Ecosystems & Environment, 211, 126–132.

Wan XR, Cheng CY, Bai DF, Zhang ZB (2023) Ecological impacts of climate change and adaptation strategies. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 38, 518–527. (in Chinese with English abstract) [万辛如, 程超源, 白德凤, 张知彬 (2023) 气候变化的生态影响及适应对策. 中国科学院院刊, 38, 518–527.]

Wang GQ, Fu C, Xu XB, Zhang LX (2020) Experience and inspiration of ecosystem-based adaptation from the perspective of South-South Cooperation on climate change. Environmental Protection, 48(13), 25–28. (in Chinese) [王国勤, 付超, 徐湘博, 张林秀 (2020) 气候变化南南合作视角下基于生态系统的适应的经验启示. 环境保护, 48(13), 25–28.]

World Bank (2009) Convenient Solutions to an Inconvenient Truth: Ecosystem-based Approaches to Climate Change. World Bank, Washington, DC.

Wu YF, Sun JX, Xu YJ, Zhang GX, Liu T (2022) Projection of future hydrometeorological extremes and wetland flood mitigation services with different global warming levels: A case study in the Nenjiang River basin. Ecological Indicators, 140, 108987.

Zheng DW, Pan ZH (2022) How to Adapt to Climate Change. China Meteorological Press, Beijing. (in Chinese) [郑大玮, 潘志华 (2022) 怎样适应气候变化. 气象出版社, 北京.]

Zhou GS, He QJ, Ji YH (2016) Advances in the international action and agricultural measurements of adaptation to climate change. Journal of Applied Meteorological Science, 27, 527–533. (in Chinese with English abstract) [周广胜, 何奇瑾, 汲玉河 (2016) 适应气候变化的国际行动和农业措施研究进展. 应用气象学报, 27, 527–533.]

(责任编委: 华方圆　实习责任编辑: 葛兴芳)

附录　Supplementary Material

https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2026054

彭昀月, 靳彤, 刁澄怡, 申小莉 (2026) 适应气候变化的生物多样性保护政策措施和行动进展: 基于欧盟、美国与澳大利亚的分析. 生物多样性, 34, 26054. doi: 10.17520/biods.2026054; cstr: 32101.14.biods.2026054.

附录1　欧盟、美国和澳大利亚的适应气候变化的生物多样性保护重要政策汇总

Appendix 1　Summary of key biodiversity conservation policies for climate change adaptation in the European Union (EU), the United States (US) and Australia

国家/地区 Country/region	政策 Policies	颁布时间 Year
欧盟 EU	《气候变化和 Natura 2000 指南》Guidelines on Climate Change and Natura 2000	2013
	《欧盟绿色基础设施战略》EU Green Infrastructure Strategy	2013
	《促进自然、人类和经济的行动计划》An Action Plan for Nature, People and the Economy	2017
	《欧盟 2030 年生物多样性战略》EU Biodiversity Strategy for 2030	2020
	《打造气候韧性的欧洲——欧盟气候变化适应新战略》Forging a Climate-Resilient Europe—the New EU Strategy on Adaptation to Climate Change	2021
	《欧盟传粉昆虫倡议修订版——传粉昆虫新政》Revision of the EU Pollinators Initiative—A New Deal for Pollinators	2023
	《外来入侵物种传入和扩散预防管理条例》Regulation of the Prevention and Management of the Introduction and Spread of Invasive Alien Species	2014
	《自然恢复法案》Nature Restoration Law	2024
美国 US	《国家鱼类、野生动物和植物气候适应战略》National Fish, Wildlife & Plants Climate Adaptation Strategy	2012
	《国家野生动物庇护区系统气候变化规划》Planning for Climate Change on the National Wildlife Refuge System	2014
	《内政部气候行动计划》Department of the Interior Climate Action Plan	2021
	《保护与恢复美丽美国 2021》Conserving and Restoring America the Beautiful 2021	2021
	《入侵物种战略计划(2021–2025 年)》United States Department of the Interior Invasive Species Strategic Plan 2021–2025	2021
	《国家气候韧性框架》National Climate Resilience Framework	2023
	《海洋气候行动计划》Ocean Climate Action Plan	2023
澳大利亚 Australia	《生物多样性和气候变化国家行动计划(2004–2007 年)》National Biodiversity and Climate Change Action Plan 2004–2007	2004
	《国家气候变化适应框架》National Climate Change Adaptation Framework	2007
	《澳大利亚国家保护区体系战略(2009–2030 年)》Australia's Strategy for the National Reserve System 2009–2030	2009
	《国家野生动物廊道计划: 景观保护框架》National Wildlife Corridors Plan: A Framework for Landscape-scale Conservation	2012
	《澳大利亚自然战略(2019–2030 年)》Australia’s Strategy for Nature 2019–2030	2019
	《国家气候韧性和适应战略(2021–2025 年)》National Climate Resilience and Adaptation Strategy 2021–2025	2021
	《受威胁物种战略(2021–2031 年)》Threatened Species Strategy 2021–2031	2021
	《受威胁物种行动计划(2022–2032 年)》Threatened Species Action Plan 2022–2032	2022
	《澳大利亚自然战略(2024–2030 年)》Australia’s Strategy for Nature 2024–2030	2024

彭昀月, 靳彤, 刁澄怡, 申小莉 (2026) 适应气候变化的生物多样性保护政策措施和行动进展: 基于欧盟、美国与澳大利亚的分析. 生物多样性, 34, 26054. doi: 10.17520/biods.2026054; cstr: 32101.14.biods.2026054.

附录2　适应气候变化的生物多样性保护政策关键词分类

Appendix 2　Classification of keywords in biodiversity conservation policies for climate change adaptation

关键词类别 Keyword categories	关键词 Keywords	关键词原文 Original keywords
将气候变化纳入保护管理计划 Incorporate climate change into conservation management plans	将气候变化纳入保护管理计划	Incorporate climate change into conservation management plans and natural resource management plans
基于生态系统的方法 Ecosystem-based approaches	基于生态系统的方法	Ecosystem-based approaches
适应性管理 Adaptive management	适应性管理	Adaptive management
气候风险及其管理 Climate risks and management	研究气候变化的影响	Research on climate impacts
	基于风险的保护规划	Risk-based conservation planning
	识别和保护可成为受威胁物种避难所的地区	Identify and conserve places that will be refugia for threatened species
	识别具有气候韧性的区域	Identify climate-resilient areas
	开发和应用针对特定物种的管理方法	Develop and apply species-specific management approaches
建立廊道和加强连通性 Establish corridors and enhance connectivity	构建生态连通的保护区域网络	Establish an ecologically connected network of conservation areas
	建立野生动物廊道网络	Establish a network of wildlife corridors
	绿色/生态走廊	Green/ecological corridors
	保护和恢复野生动物/栖息地廊道	Protect and restore wildlife/habitat corridors
	增强或恢复生态连通性	Enhance or improve ecological connectivity
	连通保护地	Connect protected areas
	建立新的生态连接	Establish new ecological connections
	在道路上方和下方修建野生动物通道	Construct wildlife crossings over and below busy roads
	建设鱼类通道及恢复水体连通性	Construct fish passage and restore aquatic connectivity
	维持地表和地下水系统的自然流动	Maintain natural flows of both surface and groundwater systems
生态系统保护、恢复和管理 Ecosystem conservation, restoration and management	生态系统恢复	Ecosystem restoration
	生态系统管理	Ecosystem management
	保护生态系统	Protect ecosystems
	荒野保护	Wilderness preservation
建立和扩大保护地 Establish and expand protected areas	建立缓冲区	Create buffer zones
	扩大栖息地	Expand habitats
	建立保护地	Establish protected areas
	扩大保护地	Expand protected areas
	保护国家重要景观	Preserve Nationally significant landscapes
	建立国家保护地体系	Establish the National Reserve System
减少威胁 Reduce threats	入侵物种研究调查和应对	Research, investigation and measures on invasive species
	避免、减少和扭转生态系统/土地退化和栖息地损失	Avoid, reduce and reverse ecosystem/land degradation and habitat loss
	减少破坏性捕捞实践、过度捕捞和非法贸易	Reduce destructive capture practices, over-harvesting and illegal trade
	在生物多样性保护管理地区管理干扰	Manage disturbance regimes (fires, floods, invasive species) in areas managed for biodiversity conservation
可持续管理和发展 Sustainable management and development	森林和农田可持续管理	Sustainably manage forests and farmland
	绿色和蓝色基础设施	Green and blue infrastructure
灾害管理 Disaster management	防火减灾与管理	Fire mitigation and management
	应对干旱、火灾及沿海洪水等气候变化影响	Address climate change impacts including drought, wildfire and coastal flooding

彭昀月, 靳彤, 刁澄怡, 申小莉 (2026) 适应气候变化的生物多样性保护政策措施和行动进展: 基于欧盟、美国与澳大利亚的分析. 生物多样性, 34, 26054. doi: 10.17520/biods.2026054; cstr: 32101.14.biods.2026054.

关键词类别 Keyword categories	关键词 Keywords	关键词原文 Original keywords
辅助定居和扩散 Assisted colonization	将受威胁和濒危物种引入其历史分布区以外的适宜栖息地	Introduce threatened and endangered species to suitable habitats outside their historical ranges (translocation)
	辅助物种定居	Assisted colonization
其他措施 Other measures	维持生态适宜的火管理制度	Maintain ecologically appropriate fire regimes
	实施国家种质资源战略	Implement National Seed Strategy

生物多样性 BIODIVERSITY SCIENCE

2026, 34 (7): 26157, pages 1–14
doi: 10.17520/biods.2026157
cstr: 32101.14.biods.2026157

•保护与治理对策•

生物多样性投资的底层逻辑、体系架构与运营模式

黎明[1*], 朱玉茹[1], 秦响玲[1], 李乔坤[1], 邢伟[2]

1. 湖北工业大学经济与管理学院, 武汉 430068; 2. 湖北工业大学土木建筑与环境学院, 武汉 430068

摘要: 在全球生物多样性持续丧失的严峻形势下, 生物多样性投资已从概念设计逐步发展为全球经济绿色转型的重要驱动力, 面对生物多样性风险日益凸显而投资理论框架尚不系统的现实问题, 本文旨在阐明生物多样性投资的底层逻辑与运行体系, 以期为自然资本与社会经济效益的深度融合提供理论依据。文章通过系统梳理生物多样性风险对企业运营的冲击路径, 明晰了生物多样性风险对企业成本、供应链、合规声誉等方面的传导机制, 形成了以自然价值量化为核心的生物多样性投资运行逻辑与关联生态架构, 同时就生物多样性投资多元化的运营模式及适用场景展开了讨论。通过解析生物多样性风险产生根源, 本文结合生物多样性价值的多维性导致产权界定困难、市场与政府双重失灵阻碍社会资本深度介入、企业认知不足导致评估框架设定难以精准锚定等现实困难, 对中国生物多样性投资实践针对性地从核证体系的制度化建构、额外性验证的管理建构和持续财政的制度化建构3个层面提出了建设路径。

关键词: 生物多样性投资; 体系架构; 运营模式; 自然资本; 风险传导

黎明, 朱玉茹, 秦响玲, 李乔坤, 邢伟 (2026) 生物多样性投资的底层逻辑、体系架构与运营模式. 生物多样性, 34, 26157. doi: 10.17520/biods.2026157; cstr: 32101.14.biods.2026157.
Li M, Zhu YR, Qin XL, Li QK, Xing W (2026) Underlying logic, system architecture, and operational models of biodiversity investment. Biodiversity Science, 34, 26157. doi: 10.17520/biods.2026157; cstr: 32101.14.biods.2026157.

Underlying logic, system architecture, and operational models of biodiversity investment

Ming Li[1*], Yuru Zhu[1], Xiangling Qin[1], Qiaokun Li[1], Wei Xing[2]

1 *School of Economics and Management, Hubei University of Technology, Wuhan 430068, China*
2 School of Civil Engineering, Architecture and Environment, Hubei University of Technology, Wuhan 430068, China

ABSTRACT

Background & Aims: Biodiversity investment has gradually evolved from a conceptual design into a key driver of the global economy's green transition against the ongoing global biodiversity loss. In response to the increasingly prominent biodiversity risks and the lack of a systematic investment theory framework, this paper aims to elucidate the underlying logic and operational system of biodiversity investment, thereby providing a theoretical foundation for the deep integration of natural capital with economic and social benefits.

Results: The study systematically reviewed the impact pathways of biodiversity risks on corporate operations. Following risk identification, it analyzed the theoretical foundations and logic underpinning biodiversity investment, established an integrated ecological architecture, and discussed various operational models and their respective application settings. Based on an analysis of the origin of biodiversity risks, this paper further elucidated the transmission channels through which biodiversity risks impact corporate costs, supply chains, and compliance and reputational standing. Consequently, it established a foundational logic anchored in the quantification of natural value, along with an associated ecological architecture.

收稿日期 Received: 2026-04-28; 接受日期 Accepted: 2026-07-21
基金项目: 国家自然科学基金(32570448; 32170375)、中国服务贸易协会项目(CATIS-PR-260201)、教育部人文社会科学研究项目(17YJC790176)、世界自然基金会国际合作项目(WWFPO3050)和中华环境保护基金会项目(ZXKY20250044) Supported by the National Natural Science Foundation of China (32570448; 32170375), Project of China Association of Trade in Services (CATIS-PR-260201), Humanities and Social Sciences Research Project of the Ministry of Education (17YJC790176), World Wide Fund for Nature International Cooperation Project (WWFPO3050), and China Environmental Protection Foundation Project (ZXKY20250044)
* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: dawn123456@163.com

Suggestions: This paper proposes three constructive pathways for biodiversity investment in China, grounded in an analysis of the practical challenges at hand. These challenges include ambiguous property rights arising from the multidimensional nature of biodiversity value, the dual failure of markets and governments that deters social capital, and limited corporate awareness that undermines the precision of assessment frameworks. The proposed pathways consist of institutionalizing a verification system, operationalizing additionality validation management, and establishing a sustained financing framework.

Key words: biodiversity investment; system architecture; operational models; natural capital; risk transmission

气候变化及人类活动导致全球物种数量下降了69%, 全球因生物多样性丧失所致的经济损失每年高达10万亿美元(NGFS, 2021)。《2024年全球风险报告》(Global Risks Report 2024)中将生物多样性丧失和生态系统崩溃列为全球最严峻的风险之一, 生物多样性保护工作已成为国际社会持续发展的重要议题(OECD, 2020)。尽管各国政府在生物多样性保护与恢复工作中已投入大量资金支持, 但全球生物多样性保护仍面临年均7,110亿美元的资金缺口, 现有资金保障体系难以满足生物多样性保护的资金需求(Deutz et al., 2020)。《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD)第十五次缔约方大会(COP15)通过的《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》(简称《昆蒙框架》), 强调了拓展生物多样性融资渠道及创新生物多样性金融模式来遏制生物多样性丧失, 呼吁推动全球企业参与并承担生态责任。

世界经济论坛(World Economic Forum, WEF)将生物多样性丧失定性为商业风险的重大诱因, 这也意味着该议题已从潜在关切演变为亟需应对的现实挑战(WEF, 2019)。企业运营依赖于生物多样性的持续利用, 但经营活动导致的环境负面影响正不断推高企业运营成本(IPBES, 2019), 尽管受影响程度存在行业差异, 但生物多样性丧失衍生的物理风险与转型风险亟需企业调整战略规划予以应对(Roeder & Utz, 2025)。企业已意识到相关风险, 正投入资金与资源以管理其与生物多样性之间的相互依存关系(de Silva et al., 2019), 越来越多的金融机构与大型企业将生物多样性投资纳入发展战略, 推动涵盖投融资、项目运营和风险管理的生物多样性金融服务不断发展(Lyu et al., 2024)。生物多样性投资研究更是聚焦于生物多样性的经济价值及其衰退带来的成本, 为企业参与生物多样性保护和可持续资源管理提供支撑(Houlden et al., 2021)。尽管商业领域对生物多样性风险传导机制普遍缺乏认知, 仅少数金融机构实质性参与该领域(UNEP & WCMC, 2019), 但随着公共部门与私营实体加速协同, 生物多样性投资议题正逐步纳入主流议程。

中国高度重视生物多样性保护工作, 自1992年签署《生物多样性公约》以来, 中国持续推进生物多样性保护实践, 并将其逐步纳入国家生态文明建设总体布局, 系统地制定了生物多样性保护工作机制。近年来, 尽管通过生物多样性绿色金融的重点建设, 已形成了财政、金融、实体企业、公益组织等多方协调推进生物多样性保护的局面, 但金融支持生物多样性保护工作仍处于区域性的探索创新阶段(黎明等, 2025a)。需要明确的是, 生物多样性金融着眼于系统性资金流的重塑, 而生物多样性投资则侧重于资本流动逻辑与市场收益预期, 因此在面临生态保护资金瓶颈的现实困境情形下, 亟需探索适配本土的生物多样性投资机制来应对生物多样性保护与恢复的需要(黎明等, 2026b)。因此, 本文拟通过深入剖析生物多样性投资的本质与特征, 探索生物多样性投资的体系架构与发展模式, 从而为生物多样性金融建设与创新提供支撑。

1 生物多样性风险的挑战与机遇

“双重重要性”理论框架的确立相对系统地解析了生物多样性危机与金融体系的交叉关联: 企业运营既依赖于自然资源供给, 又持续对环境产生负面影响(Roberts et al., 2021)。企业对自然造成的负面影响具有多样性和复杂性, 其表现形式包括土地利用变化、自然资源开发、环境污染及入侵物种扩散等, 这些影响贯穿于企业价值链的各个环节, 并因威胁路径和地理区位的差异而对不同物种和栖息地产生差异化作用。生物多样性风险可解析为物理风险、转型风险和系统性风险3个层面(图1), 其中物理风险直接源于气候事件、地质活动或生态系统破

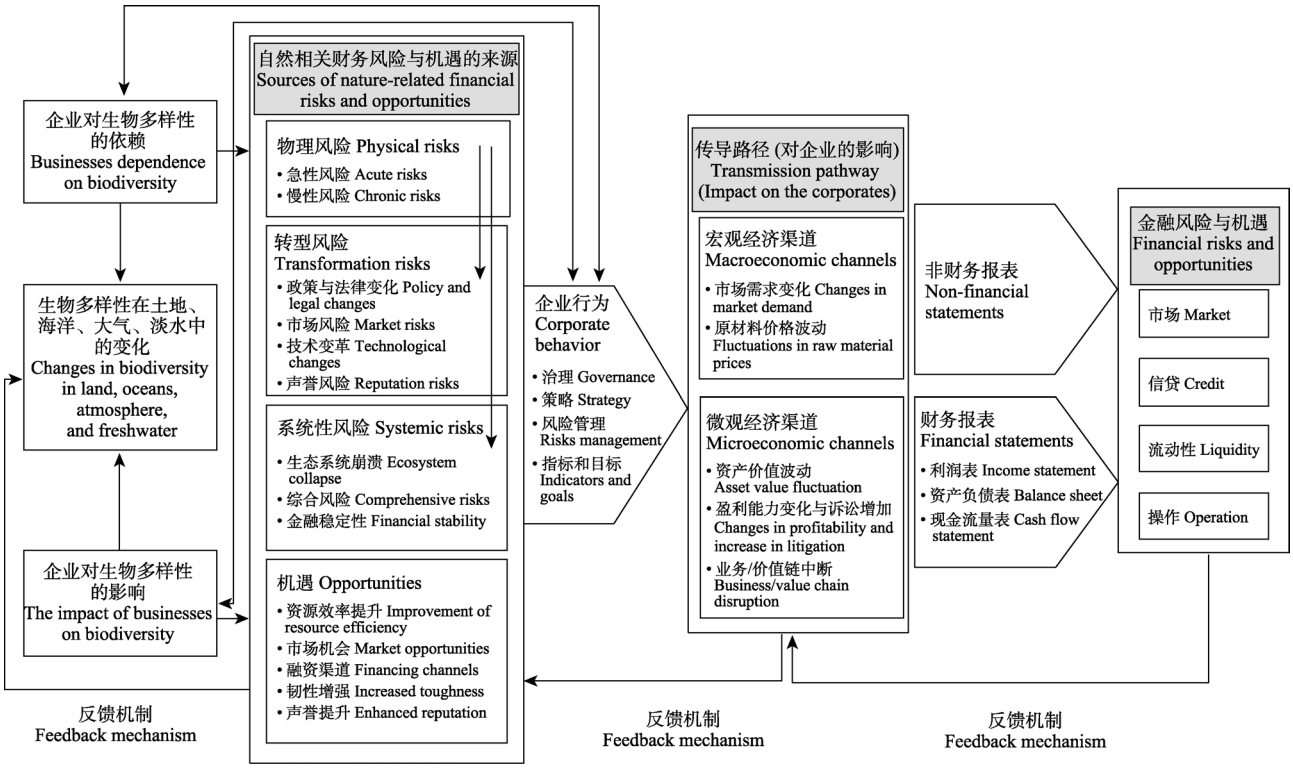


图1　企业应对生物多样性风险的传导与反馈机制(改编自TNFD, 2023)

Fig. 1　The transmission and feedback mechanisms of corporate responses to biodiversity risks (adapted from TNFD, 2023)

坏等生物与非生物条件变化对自然生产体系的冲击; 转型风险则产生于组织战略管理与可持续发展的错位, 如自然保护主导的法规政策革新、技术迭代和市场偏好转变等因素均能引发该类风险; 系统性风险整合了物理与转型风险, 其特征表现为两类风险通过传导效应形成级联互动, 在多重临界点叠加时可能导致系统性崩溃及关联经济损失。当然, 也有文献将生物多样性风险归纳为生物多样性丧失引发的物理风险, 以及为阻止生物多样性下降而制定的法律法规所带来的转型风险两种类型(Roeder & Utz, 2025)。这些风险通过微观经济渠道(如供应链中断、资产价值波动)和宏观经济渠道(如大宗商品价格波动), 最终转化为企业营收与现金流脆弱性等经济风险, 并进一步形成市场风险、信用风险和流动性风险等更广泛的金融风险。

生物多样性的丧失会显著减少生态系统服务的提供, 对高度依赖自然资源的行业而言, 生物多样性丧失更易导致供应链中断与生产成本增加等物理风险持续处于较高水平(Crisóstomo, 2025)。与此同时, 严格的环境法规使不合规企业面临法律后果、运营障碍与成本上升, 企业也面临监管机构、消费者等利益相关方要求其转向生物多样性友好模式所带来的转型风险(Giglio et al., 2023)。经济快速发展对生物多样性及生态系统造成的破坏性影响已引发全球广泛关注(Roberts et al., 2021), 相关国际机构持续对企业施加压力, 要求其运营活动规避环境负面影响并参与生物多样性保护与修复(Elmagrhi et al., 2019), 众多利益相关方也就企业参与生物多样性保护和积极应对生物多样性风险表达了关切(Carvajal et al., 2022)。国际社会也多次呼吁企业评估自身商业模式, 助力推动应对生物多样性危机所需的转型变革(Dasgupta, 2021)。在此背景下, 越来越多的企业开始考虑将生物多样性保护纳入企业重要性矩阵, 加强对自然栖息地和濒危物种保护的承诺(Smith et al., 2020)。生物多样性丧失已被国际社会确认为重要的商业风险, 对金融市场及其中介机构具有直接影响(FSB, 2024)。生物多样性丧失给企业运营带来了诸多风险, 涉及环境监管、企业声誉与金融渠道等多个层面(Garel et al., 2024)。企业能否实现生物多样性影响的有效管理可能显著影响企业竞争力与盈利能力, 并最终危及其长期生存能力(Velte, 2022)。研究指出, 全球约50%

的国内生产总值(gross domestic product, GDP)直接受生物多样性丧失的影响, 由此产生的经济风险可以导致金融领域的系统性风险(Svartzman et al., 2021; Kedward et al., 2023)。与企业发展的现实困境类似, 金融市场同样面临生物多样性风险的冲击, 主要证券交易所超过一半的市值都受到生物多样性风险的影响(Evison et al., 2023)。因此, 低估或忽视生物多样性风险可能会带来严重的金融后果(Garel et al., 2024), 理解生物多样性风险是否以及如何被金融市场定价至关重要(Starks, 2023)。

与风险相对应的是, 企业积极地应对可能伴生多重发展机遇, 从而开拓新兴市场, 获得绿色融资渠道, 实现精准生态营销, 并提升品牌声誉。在日益注重环境保护的经济环境中, 企业迫切需要将生物多样性保护作为其风险管理和战略规划的重要内容以保障其市场地位和财务健康, 环境实践不佳的企业可能面临较高的融资风险与融资成本(Bolton & Kacperczyk, 2024)。企业通过参与生物多样性保护, 借助品牌忠诚度与消费者信任度的提升带动企业销售额与市场份额的增长(Park et al., 2017), 有效规避企业合规风险以保障财务绩效(Bataineh et al., 2024)。CBD COP15之后, 生物多样性足迹被广泛用于衡量企业层面生物多样性影响(Garel et al., 2024)。Coqueret等(2025)发现, 生物多样性足迹与预期股票收益呈显著关联, 投资者正在将生物多样性足迹纳入其投资决策。Giglio等(2023)通过企业的10-K报告来衡量企业层面的生物多样性风险暴露程度, 发现生物多样性风险与企业股价和企业绩效直接挂钩。鉴于企业生物多样性信息批露与资产回报率之间的显著关联, 金融机构针对具备生物多样性风险管理的企业具有明显的投资偏向(Bassen et al., 2024)。随着金融机构参与生物多样性保护工作的不断深入, 生物多样性金融框架的建设有效衔接了企业生物多样性风险管理与生物多样性经济的协同, 更是依托投融资模式的创新在填补了生物多样性保护资金缺口的同时拓展了企业的持续发展与营收渠道。

2 生物多样性投资的运行逻辑

2.1 基于自然资产的投资逻辑

生态系统服务概念由Costanza (2020)定义为可持续福祉的生态特征、功能或过程, 其核心在于通过自然资本的系统核算将生态系统功能与人类福祉紧密关联(Hernández-Blanco et al., 2022)。该理论从供给服务、调节服务和支持服务等维度全面揭示了经济对自然的依赖性, 并强调通过生态服务的货币价值来综合衡量生态福祉及实现不同服务之间的权衡(Díaz et al., 2018)。在实践中, 政府及国际机构通过构建科学的生态核算体系, 将诸如森林固碳、水源涵养等生物多样性所提供的服务转化为可量化的金融资产单元, 使自然资本的外部性得以内化至市场交易体系, 通过生态服务付费机制与生物多样性信用市场的构建, 吸引社会资本参与生态保护与修复(黎明等, 2025b)。在此背景下, 生物多样性金融应运而生, 它以生物多样性价值为核心标的, 借助市场化机制与金融工具创新, 推动生物多样性保护与生态资金的有效配置(Karolyi & Tobin-de la Puente, 2023), 其本质是将生态系统服务功能转化为可量化与可交易的自然资本。据估算, 金融机构超过25%的金融投资流向了高度依赖脆弱生态系统的项目(Seidl et al., 2024), 金融服务业在生物多样性保护与自然资本市场的主导作用已逐渐显现(Williams et al., 2022)。

生态资产产权明晰与价值核算是生物多样性金融化的底层支撑, 通过划定自然资源资产所有权、建立生态系统生产总值核算体系, 将森林、湿地等生态系统的生态服务货币化, 将生物多样性的隐性生态价值转化为显性经济指标。自然相关财务信息披露工作组(Taskforce on Nature-related Financial Disclosures, TNFD)推出的《自然相关风险与机遇管理和披露框架》(Nature-related Risk and Opportunity Management and Disclosure Framework)中将生物多样性损耗纳入企业财务报表, 迫使资本市场重新定价自然资本。联合国环境规划署金融倡议(United Nations Environment Programme Finance Initiative, UNEP FI)已在40余家金融机构试点推广上述框架, 以保证金融机构能够在自然影响、依赖性、风险及机遇等评估工作中发挥积极作用(UNEP FI, 2023)。除了伦理、审美与精神价值之外, 生物多样性还承载着显著的经济价值, 其关联经济价值高达44万亿美元/年(Nedopil, 2023), 30%的全球保护地面积占比每年可新增640亿至4,540亿美元

的产出(Waldron et al., 2020)。生物多样性价值主要体现在资源开采的即时经济效益(Huggett, 2005)、资源阈值内的可持续利用(Ostrom, 2009)和生态保护与修复产生的时空收益。在经济活动对生物多样性的负面影响远超人类保护成效的现实情况下(Almond et al., 2020), 生物多样性的丧失已逐渐发展成为重大经济风险与金融风险的重要诱因(Dasgupta, 2021)。

2.2 生物多样性投资的底层逻辑

《昆蒙框架》针对全球生物多样性丧失提出了宏大的全球生物多样性保护目标, 但现实情况是生物多样性保护、恢复与持续管理均面临严重的资金缺口(Thompson, 2023), 以非逐利性的公共资金与公益捐赠等资金保障体系难以支持生物多样性保护的持续(Bos et al., 2015), 私营部门的资金参与可能是解决资金缺口的重要一环(Huwyler et al., 2016)。投资者倾向于兼具财务回报又有积极环境影响的营利性保护项目(Dempsey & Bigger, 2019)。生物多样性投资被认为在利用逐利资本补充保护资金方面可发挥关键作用(Fitzgerald et al., 2021), 投资者也对生物多样性保护项目呈现显著偏向性(Cooper & Trémolet, 2019)。财务回报可以通过可持续生产商品的溢价与生态系统服务付费机制实现, 环境影响则可能包括增加物种种群数量、恢复退化的生态系统、减少毁林以帮助缓解气候变化, 或以维持生物多样性的方式管理自然资源(图2)。当然, 营利性保护的发展框架将生物多样性视为经济资产(Christiansen, 2021), 偏离了自然资产的公共产品属性, 在监管机制与问责机制缺乏的情况下极易引发生态洗涤等漂绿行为(Greenwashing) (Thompson, 2022)。

基于风险管理理论, 本文构建了一个用于评估生物多样性投资项目在项目层级上影响力风险与金融风险的分析框架(图2)。该框架涵盖了组织或项目对风险的认知与应对能力、目标定义的明确程度、基于既往证据的潜在风险识别以及风险管控措施(Arena et al., 2010)。从制度逻辑的角度看, 追求兼顾影响力与利润目标的混合型制度逻辑比单一逻辑更具挑战性(Lehner et al., 2019), 这就对生物多样性投资所需知识、技能和资源提出了更高要求(Teruel-Sánchez et al., 2021)。两种逻辑之间可能产生权衡, 非营利的环境或社会项目的影响力风险偏高, 而财务优先的生物多样性投资项目则面临更为显著的金融风险(Brandstetter & Lehner, 2015)。如图2所示, 投资者可分为两种类型, 财务优先型投资者以追求良好财务回报为首要目标, 他们可能满足于明确的社会影响而降低对影响力风险的要求; 影响力优先型投资者则优先选择影响风险最小的项目, 要求严格的核证体系评估影响力风险但对财务风险的容忍度相对更高(Caseau & Grolleau, 2020)。影响力投资的混合逻辑体现为, 可持续金融模式通常被描绘成横跨传统投资与传统慈善的连续区间, 而影响力投资恰位于该区间的核心位置(Thompson, 2022)。Kish和Fairbairn (2018)指出, 财务回报可能会优先于影响力目标, 当投资项目未能实现预期的财务回报, 投资者可能会撤回支持。因而生物多样性投资的可信度受制于财务回报和环境影响, 投资人的长期支持依赖于项目承诺兑现情况与积极的运营业绩(Thompson & Bladon, 2020)。

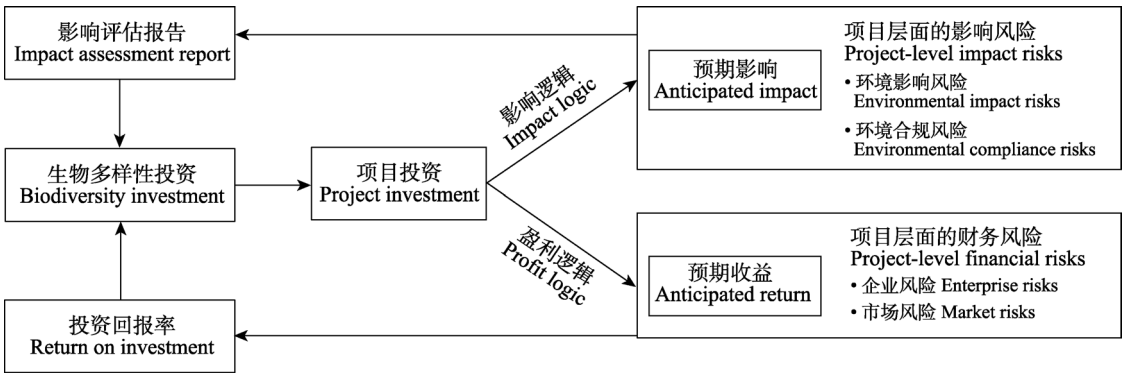


图2 评估生物多样性投资项目的影响力风险和金融风险分析框架
Fig. 2 Impact and financial risk assessment framework for biodiversity investment projects

3 生物多样性投资的体系架构

生物多样性投资体系的架构设计涵盖多元协同与市场驱动等核心机制, 应通过立法明确金融机构对生物多样性风险的披露义务与投资导向, 并结合TNFD等提出的国际框架的治理、战略、风险管理及指标披露等的要求, 将生物多样性影响评估全面纳入金融决策。在此体系中, 生物多样性投资企业同时扮演受益者与贡献者的双重角色, 能够在生态环境、地方经济、社会福祉与商业发展四大领域发挥积极作用, 其影响与可持续发展目标(Sustainable Development Goals, SDGs)、可交易自然资本单元量化标准、负责任投资原则(principles for responsible investment, PRI)及政府政策的实现密切相关。如图3所示, 生物多样性投资通过直接与间接的经济流动和贡献路径, 推动广泛的环境、社会与经济成果, 促进在地收益共享与社区福祉提升, 这些影响及其乘数效应可在价值链多个节点以投资回报率等形式量化体现。尤为重要的是, 生物多样性投资支持本地社区直接从生态保护中获益, 例如通过可持续粮食生产与水资源保护实现经济收益与生态增益, 具体表现为家庭收入提高、就业增加和环境改善, 进而增强社区购买力与服务能力, 不仅惠及本地也支持外部商业利益, 还可通过生态旅游或碳汇农业等项目合作吸引更多服务与中介机构参与, 激活地方经济。对企业而言, 生物多样性投资有助于降低关键环境风险、提升可交易自然资本, 增强区域对公共与私人投资的吸引力, 同时通过与社区、非政府组织及政府部门的深度合作, 推进资金保障机制与全民生态共治机制, 在创造代际延续生态价值的同时成为本地社会经济利益的分配者。

(1)多元协同机制。生物多样性投资具有显著的多元主体生态效益共享特征, 能够通过价值分配机制将生态保护的参与者与受益者动态联结。在这一框架中, 政府负责设定生态目标, 金融机构进行资金募集与金融工具设计, 在地社区或保护机构承担具体保护项目的实施(图3)。当实现预设生态目标时, 投资者可获得政府基于绩效支付的收益, 超出预期成效的部分还可通过附加条款为社区带来额外分成。这不仅帮助政府以财政杠杆调动社会资本(Dempsey, 2016), 也使投资者获得绿色资产溢价, 社区获得可持续生计, 从而共同推动形成以生物多样性为核心的经济生态系统。但生物多样性投资仍面临严峻的资金可持续性挑战, 在公共资源竞争加剧的背景下, 政府用于自然保护的预算往往有限且缺乏长期稳定性(Rydgren et al., 2020), 而依赖自愿市场机制的社会资本投融资则面临较大不确定性(Kedward et al., 2023)。尽管相关融资机制已取得一定进展, 但生物多样性领域的资金供给仍存在严重不足(Barbier et al., 2018)。Flammer等(2025)强调私营融资应发挥市场主导作用, Temel等(2018)则指出私营融资的短期收益特征与生物多样性保护的长效机制相悖, 但大量研究表明, 公私混合融资模式可能是生物多样性金融发展的最优解(Beverdam et al., 2025)。

(2)市场驱动机制。生物多样性投资的市场驱动因素可概括为政策法规的强制性约束、政府与非营利组织的公益性支付以及市场主体的自愿性参与3个层面(Madsen et al., 2010)。政策法规的强制性约束通过设立生态保护红线、强制企业通过实施补偿方案履行责任, 为栖息地修复提供可持续资金; 政府与非营利组织的公益性支付以公共资金或专项基金直接采购生态服务, 通过购买地役权、设立生态补偿计划等方式定向引导资金投入; 市场主体的自愿性参与则基于社会责任、商业利益或品牌价值等动机, 推动企业及个人自发投资生物多样性保护。而市场体系则推动生物多样性价值转化为可量化、可交易的金融资产, 通过生物多样性信用市场和生态债券发行机制等工具, 使生物多样性抵消的非市场价值得以具现。当前, 生物多样性自愿与强制市场正持续向金融业施加压力(Jacobs & Finney, 2019), 要求金融部门将生物多样性因素实质性纳入金融决策体系并引导私营与机构资金参与生物多样性增益项目(Nedopil, 2023)。

4 生物多样性投资的业务模式

生物多样性投资的业务模式可依据运作机制与工具创新程度划分为传统服务主导型与资本市场驱动型两类范式, 传统模式以公共资金体系保障生态基础设施, 依托政策性工具与公益资金调配提供基础性融资, 主要适用于核心栖息地等底线保护

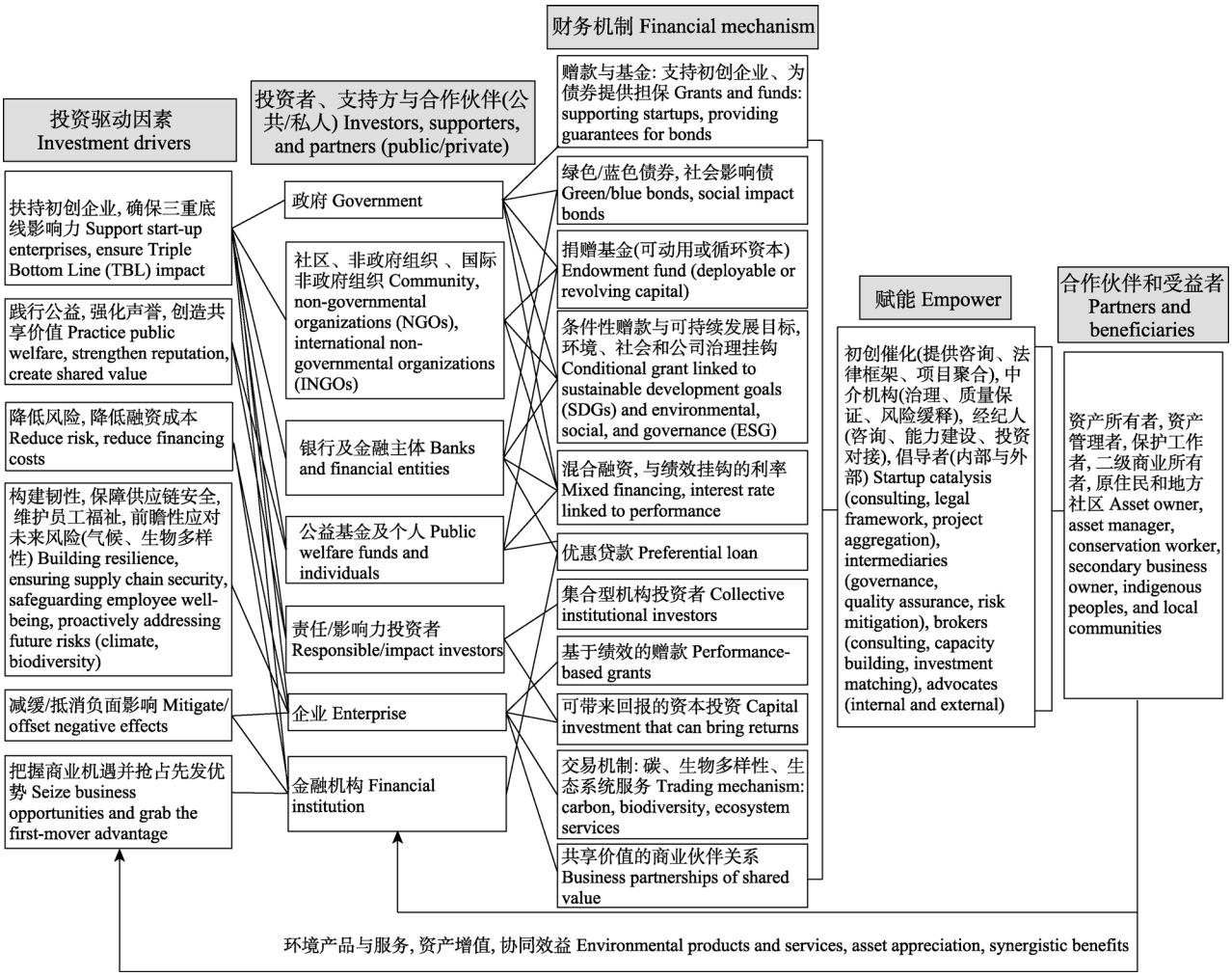


图3　生物多样性投资的体系架构
Fig. 3　System architecture of biodiversity investment

场景(Meyers et al., 2020); 资本市场模式则依托全民生态共治机制推进自然资本价值转化, 通过市场化创新机制将自然资本转化为可交易金融标的, 内容涉及生物多样性抵消、生态标签构建和自然资产证券化等生态系统服务付费体系(黎明等, 2025a)。如表1所示, 当前生物多样性投资主要聚焦于生物多样性协同效益、生物多样性保护与基于自然的解决方案(nature-based solutions, NbS)的生态增益3个层面。3个层面的生物多样性投资均依托绿色债券、专项基金等金融工具, 通过生态系统服务付费机制形成资本驱动, 系统性衔接企业实践与《昆蒙框架》目标, 最终导向全球土地利用方式、海洋可持续管理与生态系统功能提升等生物多样性保护关键环节。其中, 生物多样性协同效益投资通过优化生产系统降低生态足迹, 涵盖可持续农业(目标1/10)、责任林业及蓝色经济; 而生物多样性保护与修复投资直接针对生态系统恢复, 典型如淡水与海洋栖息地修复(目标2/3/19); NbS价值增益投资则属于生态金融的创新, 以气候韧性基础设施为核心(目标8/11)。

《昆蒙框架》中"30×30目标"被视为维持生物多样性、保障人类福祉和地球健康所需的最低限度要求。而"30×30目标"的实现意味着必须加强对保护地与保育区的管理投入, 支持社区管理区域, 将环境改善措施融入农业、林业、渔业、采矿业和旅游业等"生产性陆地与海洋景观", 并为生活在这些区域及周边社区提供支持(黎明等, 2026a)。如表1所示, CBD敦促各规模机构使其融资和项目规划决策与《昆蒙框架》保持一致(CBD, 2022)。为确保企业更好地关注生物多样性, 各利益相关方需要共同推动构建有效支持生物多样性诉讼(Phelps

表1　生物多样性投资模式

Table 1　Biodiversity investment models

生物多样性投资 Biodiversity investment	投资方向 Investment direction	环境目标 Environmental goals	《昆蒙框架》目标 KMGBF goal	金融产品 Financial products
生物多样性协同效益投资 Biodiversity co-benefits investment	生产性土地利用/农业: 在不增加环境足迹的前提下, 提高现有土地的作物产量/质量 Productive land use/agriculture: improve crop yield/quality on existing land without increasing the environmental footprint	生物多样性, 自然资源保护, 污染预防与控制, 气候变化减缓, 气候变化适应 Biodiversity, natural resource conservation, pollution prevention and control, climate change mitigation, climate change adaptation	1/10	土地退化零增长基金(LDN): 催化变革性资本, 联合公共和私人投资者, 为推进可持续农业与土地退化零增长的项目融资(UNCCD & Mirova, 2017) Land Degradation Neutrality (LDN) Fund: mobilizes catalytic capital by combining public and private investments to finance projects promoting sustainable agriculture and land degradation neutrality (UNCCD & Mirova, 2017)
	林业和种植园: 如符合国际最佳实践的可持续森林生产和经营 Forestry and plantations: sustainable forest production and management aligned with international best practices	生物多样性, 自然资源保护, 气候变化减缓 Biodiversity, natural resource conservation, climate change mitigation	10/16	荷兰通用储蓄银行(ASN)生物多样性基金: 通过对项目和企业的全球投资, 重点关注可持续林业、农林业、海洋与渔业以及生态旅游领域, 为生物多样性的保护、维护和恢复做出贡献(GFI, 2022) Algemene Spaarbank voor Nederland (ASN) Biodiversity Fund: invests globally in projects and companies focusing on sustainable forestry, agroforestry, marine and fisheries sectors, and ecotourism, contributing to biodiversity conservation, maintenance, and restoration (GFI, 2022)
	淡水/海洋可持续生产: 通过可持续渔业和渔业实践(渔具限制与改进、捕捞量与采购程序、船只改造、减少兼捕) Freshwater/marine sustainable production: sustainable fisheries practices (e.g., gear restrictions and improvements, catch limits, procurement standards, vessel retrofitting, and bycatch reduction)	生物多样性, 自然资源保护 Biodiversity, natural resource conservation	10/5	可持续海洋基金(SOF): 通过投资于可持续渔业、水产养殖和海洋相关可再生能源项目等一系列领域, 支持海洋资源的可持续利用(Mirova, 2021) Sustainable Ocean Fund (SOF): supports sustainable use of marine resources through investments in fisheries, aquaculture, and ocean-related renewable energy projects (Mirova, 2021)
生物多样性保护和/或恢复投资 Biodiversity conservation and/or restoration investments	淡水和海洋栖息地保护或恢复: 如海草床、珊瑚礁和红树林, 旨在保护重要物种、改善栖息地并提供服务或重要生态功能 Freshwater and marine habitat conservation/restoration: e.g., seagrass beds, coral reefs, mangroves, aimed at protecting key species, improving habitats, and maintaining ecosystem functions	生物多样性, 自然资源保护, 气候变化减缓 Biodiversity, natural resource conservation, climate change mitigation	1/2/3/4/11/19	DWS Concept ESG蓝色经济基金: 主要投资于解决海洋酸化、减少海洋污染、海洋保护、可持续资源管理和渔业可持续性等问题的公司(DWS, 2025) DWS Concept ESG Blue Economy Fund: invests in companies addressing ocean acidification, marine pollution reduction, conservation, sustainable resource management, and fisheries sustainability (DWS, 2025)
基于自然的解决方案的生态增益投资 Investments in nature-based solutions (NbS) for ecological enhancement	应对洪水和土壤/水盐碱化 Flood mitigation and soil/water salinization control	生物多样性, 自然资源保护, 气候变化减缓, 气候变化适应 Biodiversity, natural resource conservation, climate change mitigation, climate change adaptation	2/8/11	湿地环境影响力债券: 通过减轻海岸侵蚀、海平面上升、风暴潮和侵扰性洪水对社区的影响, 为路易斯安那州重要的沿海湿地恢复项目弥合资金缺口(EDF, 2018) Wetland Environmental Impact Bond: bridges financing gaps for coastal wetland restoration projects in Louisiana, addressing coastal erosion, sea-level rise, storm surges, and flooding impacts (EDF, 2018)

《昆蒙框架》指《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》。投资方向、环境目标、《昆蒙框架》目标数据来源: IFC, 2022。

KMGBF refers the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Data source of investment direction, environmental goals, KMGBF goal: IFC, 2022.

et al., 2021)和生物多样性成效披露框架的政治环境。通过构建强制性披露框架与监测体系, 使投资者得以清晰判断企业所披露内容与证据质量, 并进一步影响生物多样性金融产品规范的形成, 以标

准化产品开发流程。以欧洲绿色债券(European green bonds, EuGB)为例, 欧盟基于法律框架对EuGB的发行设立了统一标准, 要求该类债券必须遵循欧盟分类标准并符合环境目标(EC, 2026)。哥伦比亚金融监管局(Superintendencia Financiera de Colombia, SFC)鼓励运用哥伦比亚绿色分类标准识别融资与投资机遇、评估投资组合与绿色资产的契合度, 以及设计可持续金融产品与解决方案。当然, 监测成本过高, 缺乏符合生态现实意义的指标体系也是制约生物多样性投资的重要障碍(Gómez-Baggethun & Muradian, 2015)。农业或林业投资基金常采用可持续认证或碳信用替代指标来彰显投资的生物多样性价值(West et al., 2023)。但该类指标难以完全对标生物多样性成果(Medina & Scales, 2024), 因此现阶段亟需构建标准化的指标评估体系来客观比较生态影响、减少漂绿并指导企业的生态实践。

5 生物多样性投资的现实困境

生物多样性金融可理解为支持CBD三大目标的私营或公共融资, 即“保护生物多样性、可持续利用其组成部分以及公正和公平地分享利用遗传资源所产生的惠益” (Svensson et al., 2025)。生物多样性金融不仅涵盖为保护、可持续利用和修复生态系统所投入的公共与私有资本流动, 也包括金融机构与非金融企业为管理生物多样性相关风险所采取的战略投资。生物多样性投资作为衔接生态保护与经济发展的关键创新机制, 对生物多样性危机、推动可持续发展具有至关重要的作用, 同时对标《昆蒙框架》目标达成发挥着核心驱动功能(Chopra et al., 2024)。现实情况表明, 生物多样性资金配置格局、生物多样性保护资金缺口、生物多样性投资成本效益核算等关键信息的缺失已成为制约生物多样性金融持续发展的突出问题。WEF (2019)指出, 投资者普遍缺乏对生物多样性相关风险和机遇的认知, 学界同样面临生物多样性风险评估和生物多样性融资数据匮乏等现实窘境。

5.1 度量体系的多维性制约着标准化路径的可行性

生物多样性在经济学属性上具有典型的公共物品特征, 诸如清洁水源、气候调节、授粉服务等生态系统服务具有非排他性与非竞争性, 难以通过市场价格机制实现有效配置。与此同时, 生物多样性保护与利用之间存在着显著的正外部性与负外部性, 双重外部性结构导致保护面临“供给不足”与“公地悲剧”的双重困境。从庇古税(Pigovian Tax) (政府干预)与科斯定理(Coase Theorem) (市场主导)的经典理论分野来看, 在生物多样性投资产权明晰的场景下, 生物多样性信用的市场化交易在理论上是可行的, 但生物多样性价值的多维性、空间的溢出效应以及时间的滞后效应, 使得产权界定在绝大多数场景下面临根本性困难。正因如此, 生物多样性投资的制度边界并非固定不变, 而随着DNA条形码等产权界定技术和制度设计能力的演进动态调整。与碳信用的“碳库”概念不同, 生物多样性价值无法通过单一尺度予以测度, 只能借助物种多样性、遗传多样性、结构多样性和功能多样性等代理指标来间接反映(Troiano et al., 2026), 这也导致生物多样性投资的度量指标和交易单位必然高度依赖于具体的生态情境和干预类型, 这使得该领域难以简单复制碳市场的标准化路径。务实且具有学理依据的方案是建立一套共同的质量标准和原则, 用以评估特定地点的生物多样性代理指标, 并在统一框架下形成若干被广泛接受的核心度量指标, 同时保留适应地方差异的弹性空间。这也恰好回应了公共经济学中关于“可投资区间”的理论约束, 即在生态价值可计量、产权可界定的范围内审慎推进市场化工具。

5.2 双重失灵的制度叠加制约治理机制的有效运行

生物多样性信用等市场工具虽然被寄予厚望, 但其本质上属于缺乏协调的自愿性市场体系, 面临可通约性、基线设定与额外性、持久性与泄漏等多重挑战。而且商品化可能导致市场结果与保护目标错位, 这也意味着生物多样性信用需要配合严格的监管机制才可能对生物多样性产生积极作用(Theis & Poesch, 2024)。这揭示了市场机制在自然资本领域的先天局限, 缺乏强力监管制度框架下的信用交易非但难以实现生态增益, 反而可能沦为“漂绿”的工具。当前, 资金短缺与制度障碍的交融已成为生物多样性保护的核心瓶颈所在, 高度依赖自愿市场的资金来源缺乏长期制度化保障, 市场的逐利行为可能导致资金配置严重失衡, 发达地区与“明星物种”占用大量资源, 而关键生态区长期面临资金匮

乏。与此同时，自然资源产权界定不清、配套的财税与土地政策供给不足，评估与披露体系亦尚不健全等制度基础设施的缺失，直接制约了融资、交易和退出机制的顺畅运行，也使风险定价与监管能力明显滞后，集中暴露了政府在制度供给与规则建构方面的职能缺位。更为严重的是，市场失灵与政府失灵形成了制度性叠加，政府的政策信号不稳定导致私营资本观望，而市场的短期逐利逻辑又难以匹配生态修复的代际周期，二者形成了一种“双向锁定”的治理困境。已有研究指出，社会资本不太可能替代有效的公共政策来应对生物多样性危机，没有重大的公共政策变革和公共投资，私人投资不可能实现规模化(zu Ermgassen et al., 2025)。合理的路径是在现阶段鼓励市场探索，给予其一定的试错空间，通过建立政府监管与市场创新之间制度性的对话机制助推混合投资机制的发展。

5.3 需求侧认知模糊制约制度设计的精准锚定

生物多样性的社会价值在传统市场中未能有效内化到商品和服务的价格中，这使其价值难以在私营部门的决策中得到充分反映。当前大量企业及金融机构对生物多样性风险缺乏敏感性，未能将其有效纳入风险评估与资产定价体系(Jin, 2025)。财务动机是投资自然的最常见驱动因素，而监管体系的缺失与有限生物多样性评价指标可能导致市场参与者持续依赖被动策略。经济合作与发展组织(Organization for Economic Co-operation and Development, OECD)的研究指出，社会投资可能面临市场失灵、政策缺口和投资壁垒等诸多关键约束，监管和客户需求等外部压力则直接推动投资者采取撤资策略(OECD, 2020)。因此，生物多样性市场的成熟程度受需求侧认知不足的制约，企业对生物多样性信用的使用场景和价值主张缺乏系统理解，导致审查流程或评估框架的设计难以精准锚定。具体而言，面临生物多样性风险的企业，通常在生物多样性监管转型加剧后市场估值降低，从而面临更高的生产成本、更低的盈利能力以及更高的监管合规成本，因此不得不关注影响力投资(Bach et al. 2025)。由于生物多样性交易涉及的受益主体与付费主体难以清晰界定，而市场需求的表达本身就有赖于制度环境的塑造，这就导致度量体系的适配性、审查程序的弹性空间与需求认知的成熟度三者互为约束，共同构成了生物多样性投资在制度设计层面所面临的基础性命题。这既不能寄望于纯粹的市场自发秩序，也无法通过单一的行政命令予以解决，而需要在承认市场有限性的前提下整合治理框架，在生态保护目标与资本运行逻辑之间寻求制度的动态平衡。

6 基于中国生态实践的政策建议

中国生物多样性投资实践为混合融资(公共资本撬动私人资本)与结果导向型支付提供了丰富的自然实验场景。但当前实践更多体现了制度试错的非成熟范式，是对生态价值内生化这一核心命题的多元路径探索，其本质是在生态系统的公共品属性与资本市场的逐利逻辑之间构建制度桥梁。如何建立兼顾生态保护完整性与资本回报可持续性的治理框架，以及如何在产权模糊的公共品领域规避金融化挤出社区参与和制度套利等内生风险仍有待长期数据的检验。因此，本文立足于具体实践涉及的关键科学问题，针对性地构建建设路径以破解生物多样性投资面临的现实困难。

6.1 抵押担保机制的实践与核证体系的制度化建构

江苏东台落地的全国首笔“湿地生物多样性保护碳汇贷”，以滨海湿地每年约1.25万吨的碳汇作为补充质押，将碳汇价值成功转化为抵押品；青海玉树则针对野血牦牛(*Bos grunniens*)遗传资源保护，创新推出“活体牦牛抵押 + 养殖收益权质押”组合担保模式，将贷款利率与草畜平衡、纯种存栏量等生态指标挂钩。这些尝试旨在通过未来生态收益的预期折现来缓解信贷市场中的信息不对称与抵押约束，这也在局部场景中验证了金融工具介入生物多样性保护的技术可行性，为破解“抵押物缺失”这一传统信贷瓶颈提供了差异化思路，构成了中国在该领域从理论走向实践的重要探索基础。然而此类创新的有效性高度依赖于生态绩效指标的可验证性与司法可执行性，在标准核证体系与区域互认制度缺失的情况下，此类创新极易滑向“关系型信贷”而非可复制的市场契约。针对上述局限，建议加快建立统一、科学且兼顾地方差异的生态绩效指标核证体系，推动DNA条形码、遥感监测与人工智能识别等技术的深度融合，建立覆盖主要生态系统类型

的生物多样性核算方法学, 并引入第三方独立核证机制, 确保信用定价具备可重复、可审计的计量经济学基础。同时在制度层面明确生态绩效指标的司法可执行性规范, 将“预期折现”从个案实践上升为制度化、标准化的信贷操作流程。

6.2 信用交易机制的实践与额外性验证的管理建构

中国正尝试将生物多样性净增益转化为可计量的信用单位并引入市场交易, 以江苏盐城“生物多样性信用”首单认购为代表, 首次明确了滨海湿地保护所产生的“每公顷每年”的生物多样性信用值。该实践标志着中国在生物多样性信用交易领域迈出了标准化的关键一步, 为生态价值内生化提供了可观测、可比较的市场载体。虽然该路径与国际通行的碳信用逻辑同构, 却面临着严峻的额外性与泄漏验证困境。具体而言, 生物多样性的空间溢出效应使得因投资而额外产生的保护成效难以严格对应特定交易行为; 同时生态效益的时间滞后效应进一步增加了因果推断的复杂性。学术上尚未解决基线选择与反事实推断的方法论争议, 这也导致当前信用定价的合理性缺乏严谨的计量经济学支撑。针对这一困境, 建议在方法论层面加强生物多样性信用核算的基础研究, 重点突破基线动态设定与反事实推断的方法学瓶颈, 推动结果导向型支付理念的实践化。同时在制度层面构建信用发行的动态调整与追索机制, 将额外性验证从事前承诺转变为事中监测与事后审计相结合的闭环管理流程, 并在技术层面加快建设覆盖主要生态类型的生物多样性监测网络以实现生物多样性增益的长期追踪验证。

6.3 系统性工程融资的实践与持续财政的制度化建构

中国开发性金融与地方专项债支持的大尺度生态修复, 本质上是将生物多样性保护纳入公共基础设施供给框架, 其资金回报预期主要依托土地溢价、旅游衍生收益及政府跨周期财政平滑等间接机制。此类模式在较短时间内有效汇聚了大量长期资本, 为跨区域、跨流域的系统性生态治理提供了坚实的资金保障, 尤其是地方专项债的灵活运用显著提升了基层政府实施大型生态工程的能力。但大量硬质工程建设与标准化的施工方案可能忽视生态系统的非线性响应特征, 可能诱发基础设施过剩而生态恢复不足的效率损失。而且此类项目高度依赖土地财政与政府信用背书, 在缺乏直接市场收益逻辑的情况下, 长期运行的现金流难以覆盖运维成本与本息压力, 形成生态政绩与财政可持续之间的深层冲突。因此, 建议在制度层面明确划定公共财政与私人资本的职能边界, 将大尺度生态修复中的底线型保护与修复型治理进行区分管理, 前者由公共财政兜底, 后者可适度引入市场化机制。发展混合融资模式引导私人资本进入生态保护领域, 通过公共资金以劣后级出资、担保及政治风险保险等方式降低私人资本的风险感知, 同时将财政补改投挂钩、专项债收益平滑等机制纳入制度化与透明化的轨道, 防范隐性负债的无序扩张。项目实施则需构建生态成效后评估与动态调整机制, 使工程方案能够根据生态系统反馈进行适应性修正, 真正实现NbS自然向好工程设计。

参考文献

Almond REA, Grooten M, Petersen T (2020) Living Planet Report 2020: Bending the Curve of Biodiversity Loss. https://www.wwf.org.uk/sites/default/files/2020-09/LPR20_Full_report.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Arena M, Arnaboldi M, Azzone G (2010) The organizational dynamics of enterprise risk management. Accounting, Organizations and Society, 35, 659–675.

Bach TN, Hoang K, Le T (2025) Biodiversity risk and firm performance: Evidence from US firms. Business Strategy and the Environment, 34, 1113–1132.

Barbier EB, Burgess JC, Dean TJ (2018) How to pay for saving biodiversity. Science, 360, 486–488.

Bassen A, Buchholz D, Lopatta K, Rudolf AR (2024) Biodiversity management and stock price crash risk. Business Strategy and the Environment, 33, 4788–4805.

Bataineh MJ, Sánchez-Sellero P, Ayad F (2024) Green is the new black: How research and development and green innovation provide businesses a competitive edge. Business Strategy and the Environment, 33, 1004–1023.

Beverdam J, Hubacek K, Scholtens B, Sijtsma F (2025) Improving biodiversity resilience requires both public and private finance: A life-cycle analysis of biodiversity finance. Ecological Economics, 234, 108607.

Bolton P, Kacperczyk M (2024) Are carbon emissions associated with stock returns? Comment. Review of Finance, 28, 107–109.

Bos M, Pressey RL, Stoeckl N (2015) Marine conservation finance: The need for and scope of an emerging field. Ocean & Coastal Management, 114, 116–128.

Brandstetter L, Lehner OM (2015) Opening the market for impact investments: The need for adapted portfolio tools. Entrepreneurship Research Journal, 5, 87–107.

Carvajal M, Nadeem M, Zaman R (2022) Biodiversity disclosure, sustainable development and environmental initiatives: Does board gender diversity matter? Business Strategy and the Environment, 31, 969–987.

Caseau C, Grolleau G (2020) Impact investing: Killing two birds with one stone? Financial Analysts Journal, 76, 40–52.

CBD (Convention on Biological Diversity) (2022) COP15: Nations Adopt Four Goals, 23 Targets for 2030 in Landmark UN Biodiversity Agreement. https://www.cbd.int/article/cop15-cbd-press-release-final-19dec2022. (accessed on 2025-09-01)

Chopra R, Nobanee H, Chakraborty D, Hamill PA (2024) Investing in nature: Unpacking trends and gaps in biodiversity finance research. Development and Sustainability in Economics and Finance, 2, 100023.

Christiansen J (2021) Fixing fictions through blended finance: The entrepreneurial ensemble and risk interpretation in the blue economy. Geoforum, 120, 93–102.

Cooper G, Trémolet S (2019) Investing in Nature: Private Finance for Nature-based Resilience. https://www.environmental-finance.com/assets/files/reports/tnc-investing-in-nature.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Coqueret G, Giroux T, Zerbib OD (2025) The biodiversity premium. Ecological Economics, 228, 108435.

Costanza R (2020) Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. Ecosystem Services, 43, 101096.

Crisóstomo R (2025) Quantifying firm-level risks from nature deterioration. arXiv, doi: 10.48550/arXiv.2501.14391.

Dasgupta P (2021) The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review. https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e92b2e90e07660f807b47/The_Economics_of_Biodiversity_The_Dasgupta_Review_Full_Report.pdf. (accessed on 2025-09-01)

de Silva GC, Regan EC, Pollard EHB, Addison PFE (2019) The evolution of corporate no net loss and net positive impact biodiversity commitments: Understanding appetite and addressing challenges. Business Strategy and the Environment, 28, 1481–1495.

Dempsey J (2016) Enterprising Nature: Economics, Markets, and Finance in Global Biodiversity Politics. Wiley-Blackwell, New Jersey.

Dempsey J, Bigger P (2019) Intimate mediations of for-profit conservation finance: Waste, improvement, and accumulation. Antipode, 51, 517–538.

Deutz A, Heal G, Niu R, Swanson E, Townshend T, Zhu L, Delmar A, Meghji A, Sethi SA, Tobin-de la Puente J (2020). Financing Nature: Closing the Global Biodiversity Financing Gap. https://www.paulsoninstitute.org/wp-content/uploads/2020/10/FINANCING-NATURE_Full-Report_Final-with-endorsements_101420.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Díaz S, Pascual U, Stenseke M, Martín-López B, Watson RT, Molnár Z, Hill R, Chan KMA, Baste IA, Brauman KA, Polasky S, Church A, Lonsdale M, Larigauderie A, Leadley PW, van Oudenhoven APE, van der Plaat F, Schröter M, Lavorel S, Aumeeruddy-Thomas Y, Bukvareva E, Davies K, Demissew S, Erpul G, Failler P, Guerra CA, Hewitt CL, Keune H, Lindley S, Shirayama Y (2018) Assessing nature's contributions to people. Science, 359, 270–272.

DWS (2025) DWS Concept ESG Blue Economy LC. https://funds.dws.com/en-ch/equity-funds/lu2306921490-dws-concept-esg-blue-economy-lc/. (accessed on 2025-09-01)

EC (European Commission) (2026) Corporate Sustainability Reporting. https://finance.ec.europa.eu/financial-markets/company-reporting-and-auditing/company-reporting/corporate-sustainability-reporting_en. (accessed on 2026-07-13)

EDF (Environmental Defense Fund) (2018) Financing Resilient Communities and Coastlines: How Environmental Impact Bonds Can Accelerate Wetland Restoration in Louisiana and Beyond. https://www.edf.org/sites/default/files/documents/EIB_Report_August2018.pdf. (accessed on 2026-04-26)

Elmagrhi MH, Ntim CG, Elamer AA, Zhang QJ (2019) A study of environmental policies and regulations, governance structures, and environmental performance: The role of female directors. Business Strategy and the Environment, 28, 206–220.

Evison W, Low LP, O'Brien D (2023) Managing Nature Risks: From Understanding to Action. https://www.pwc.com/gx/en/strategy-and-business/content/sbpwc-2023-04-19-Managing-nature-risks-v2.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Fitzgerald DB, Smith DR, Culver DC, Feller D, Fong DW, Hajenga J, Niemiller ML, Nolfi DC, Orndorff WD, Douglas B, Maloney KO, Young JA (2021) Using expert knowledge to support Endangered Species Act decision-making for data-deficient species. Conservation Biology, 35, 1627–1638.

Flammer C, Giroux T, Heal GM (2025) Biodiversity finance. Journal of Financial Economics, 164, 103987.

FSB (Financial Stability Board) (2024) Stocktake on Nature-related Risks: Supervisory and Regulatory Approaches and Perspectives on Financial Risk. https://www.fsb.org/uploads/P180724.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Garel A, Romec A, Sautner Z, Wagner AF (2024) Do investors care about biodiversity? Review of Finance, 28, 1151–1186.

GFI (Green Finance Institute) (2022) ASN Biodiversity Fund. https://hive.greenfinanceinstitute.com/gfihive/revenues-for-nature/case-studies/asn-biodiversity-fund/. (accessed on 2025-09-01)

Giglio S, Kuchler T, Stroebel J, Zeng X (2023) Biodiversity Risk. https://www.nber.org/system/files/working_papers/w31137/w31137.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Gómez-Baggethun E, Muradian R (2015) In markets we trust? Setting the boundaries of market-based instruments in ecosystem services governance. Ecological Economics, 117, 217–224.

Hernández-Blanco M, Costanza R, Chen HJ, deGroot D, Jarvis D, Kubiszewski I, Montoya J, Sangha K, Stoeckl N, Turner K, van't Hoff V (2022) Ecosystem health, ecosystem services, and the well-being of humans and the rest of nature. Global Change Biology, 28, 5027–5040.

Houlden V, Jani A, Hong A (2021) Is biodiversity of

greenspace important for human health and wellbeing? A bibliometric analysis and systematic literature review. Urban Forestry & Urban Greening, 66, 127385.

Huggett AJ (2005) The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. Biological conservation, 124, 301–310.

Huwyler F, Käppeli J, Tobin J (2016) Conservation Finance from Niche to Mainstream: The Building of an Institutional Asset Class. https://www.longfinance.net/documents/1254/Credit_Suisse__McKinsey_2016_-_Conservation_Finance.pdf. (accessed on 2025-09-01)

IFC (International Finance Corporation) (2022) Biodiversity Finance Reference Guide. https://www.ifc.org/content/dam/ifc/doc/mgrt/biodiversity-finance-reference-guide.pdf. (accessed on 2025-09-01)

IPBES (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (2019) Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/downloads/spm_unedited_advance_for_posting_htn.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Jacobs BL, Finney B (2019) Defining sustainable business—Beyond greenwashing. Virginia Environmental Law Journal, 37, 89–131.

Jin WW (2025) When nature disrupts: Biodiversity risk and corporate supply chain resilience. Finance Research Letters, 86, 108518.

Karolyi GA, Tobin-de la Puente J (2023) Biodiversity finance: A call for research into financing nature. Financial Management, 52, 231–251.

Kedward K, Ryan-Collins J, Chenet H (2023) Biodiversity loss and climate change interactions: Financial stability implications for central banks and financial supervisors. Climate Policy, 23, 763–781.

Kish Z, Fairbairn M (2018) Investing for profit, investing for impact: Moral performances in agricultural investment projects. Environment and Planning A: Economy and Space, 50, 569–588.

Lehner OM, Harrer T, Quast M (2019) Building institutional legitimacy in impact investing: Strategies and gaps in financial communication and discourse. Journal of Applied Accounting Research, 20, 416–438.

Li M, Qin XL, Zhu YR, Xiong W (2026a) Carbon vs. biodiversity priority? Trade-offs and synergies under REDD+ and OECMs frameworks. Journal of Huazhong Agricultural University, 45(3), 182–195. (in Chinese with English abstract) [黎明, 秦响玲, 朱玉茹, 熊文 (2026a) 碳优先还是生物多样性优先? REDD+与OECMs框架下的策略权衡. 华中农业大学学报, 45(3), 182–195.]

Li M, Qin XL, Zhu YR, Xiong W (2026b) Theoretical framework and operational mechanisms of value realization in biodiversity offsetting for nature reserves. Biodiversity Science, 34, 25241. (in Chinese with English abstract) [黎明, 秦响玲, 朱玉茹, 熊文 (2026b) 自然保护区生物多样性抵消价值实现的理论框架与运行机制. 生物多样性, 34, 25241.]

Li M, Qin XL, Zhu YR, Yang Q (2025a) Operational mechanisms, framework architectures, and paradigmatic exploration in biodiversity finance development. China Forest Products Industry, 62(12), 101–108. (in Chinese with English abstract) [黎明, 秦响玲, 朱玉茹, 杨倩 (2025a) 生物多样性金融发展运行机制、框架体系与模式探索. 林产工业, 62(12), 101–108.]

Li M, Zhu YR, Qin XL (2025b) The internal logic and realization path of green investment and development of biodiversity. Hainan Finance, (8), 34–41. (in Chinese with English abstract) [黎明, 朱玉茹, 秦响玲 (2025b) 生物多样性绿色投资发展的内在逻辑与实现路径. 海南金融, (8), 34–41.]

Lyu YW, Bai YY, Zhang JN (2024) Green finance policy and enterprise green development: Evidence from China. Corporate Social Responsibility and Environmental Management, 31, 414–432.

Madsen B, Carroll N, Brands KM (2010) State of Biodiversity Markets: Offset and Compensation Programs Worldwide. https://www.ecosystemmarketplace.com/wp-content/uploads/2015/09/sbdmr.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Medina C, Scales IR (2024) Finance and biodiversity conservation: Insights from rhinoceros conservation and the first wildlife conservation bond. Oryx, 58, 90–99.

Meyers D, Bohorquez J, Cumming T, Emerton L, van den Heuvel O, Riva M, Victurine R (2020) Conservation Finance: A Framework. https://static1.squarespace.com/static/57e1f17b37c58156a98f1ee4/t/5e8c97ecf33f8960fc2cbda3/1586272239963/Conservation+Finance+Framework.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Mirova (2021) Althelia Sustainable Ocean Fund: Impact Report 2021. https://www.mirova.com/sites/default/files/2021-07/SOF%20Report%202021%20AW.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Nedopil C (2023) Integrating biodiversity into financial decision-making: Challenges and four principles. Business Strategy and the Environment, 32, 1619–1633.

NGFS (Network for Greening the Financial System) (2021) Biodiversity and Financial Stability: Exploring the Case for Action. https://www.ngfs.net/system/files/import/ngfs/medias/documents/biodiversity_and_financial_stability_exploring_the_case_for_action.pdf. (accessed on 2025-09-01)

OECD (Organization for Economic Co-operation and Development) (2020) A Comprehensive Overview of Global Biodiversity Finance. https://www.oecd.org/en/publications/a-comprehensive-overview-of-global-biodiversity-finance_25f9919e-en.html. (accessed on 2025-09-01)

Ostrom E (2009) A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. Science, 325, 419–422.

Park E, Kim KJ, Kwon SJ (2017) Corporate social responsibility as a determinant of consumer loyalty: An examination of ethical standard, satisfaction, and trust. Journal of Business Research, 76, 8–13.

Phelps J, Aravind S, Cheyne S, Pedrini ID, Fajrini R, Jones

CA, Lees AC, Mance A, Nagara G, Nugraha TP, Pendergrass J, Purnamasari U, Rodriguez M, Saputra R, Sharp SP, Sokolowki A, Webb EL (2021) Environmental liability litigation could remedy biodiversity loss. Conservation Letters, 14, e12821.

Roberts L, Hassan A, Elamer A, Nandy M (2021) Biodiversity and extinction accounting for sustainable development: A systematic literature review and future research directions. Business Strategy and the Environment, 30, 705–720.

Roeder R, Utz S (2025) From diversity to confusion? The challenge of biodiversity footprint quantification. Business Strategy and the Environment, 34, 5887–5900.

Rydgren K, Auestad I, Halvorsen R, Hamre LN, Jongejans E, Töpper JP, Sulavik J (2020) Assessing restoration success by predicting time to recovery—But by which metric? Journal of Applied Ecology, 57, 390–401.

Seidl A, Cumming T, Arlaud M, Crossett C, van den Heuvel O (2024) Investing in the wealth of nature through biodiversity and ecosystem service finance solutions. Ecosystem Services, 66, 101601.

Smith T, Beagley L, Bull J, Milner-Gulland EJ, Smith M, Vorhies F, Addison PFE (2020) Biodiversity means business: Reframing global biodiversity goals for the private sector. Conservation Letters, 13, e12690.

Starks LT (2023) Presidential address: Sustainable finance and ESG issues—Value versus values. The Journal of Finance, 78, 1837–1872.

Svartzman R, Bolton P, Despres M, Pereira Da Silva LA, Samama F (2021) Central banks, financial stability and policy coordination in the age of climate uncertainty: A three-layered analytical and operational framework. Climate Policy, 21, 563–580.

Svensson J, Mao JQ, Droste N (2025) What do we (not) know about biodiversity finance governance? Current Opinion in Environmental Sustainability, 75, 101541.

Temel J, Jones A, Jones N, Balint L (2018) Limits of monetization in protecting ecosystem services. Conservation Biology, 32, 1048–1062.

Teruel-Sánchez R, Briones-Peñalver AJ, Bernal-Conesa JA, de Nieves-Nieto C (2021) Influence of the entrepreneur's capacity in business performance. Business Strategy and the Environment, 30, 2453–2467.

Theis S, Poesch M (2024) Mitigation bank applications for freshwater systems: Control mechanisms, project complexity, and caveats. PLoS ONE, 19, e0292702.

Thompson BS (2022) Blue bonds for marine conservation and a sustainable ocean economy: Status, trends, and insights from green bonds. Marine Policy, 144, 105219.

Thompson BS (2023) Impact investing in biodiversity conservation with bonds: An analysis of financial and environmental risk. Business Strategy and the Environment, 32, 353–368.

Thompson BS, Bladon AJ (2020) Scrutinizing impact investment in sustainable fisheries. Frontiers in Ecology and the Environment, 18, 374–375.

TNFD (Taskforce on Nature-related Financial Disclosures) (2023) Recommendations of the Taskforce on Nature-related Financial Disclosures. https://tnfd.global/wp-content/uploads/2023/08/Recommendations_of_the_Taskforce_on_Nature-related_Financial_Disclosures_September_2023.pdf. (accessed on 2025-09-01)

Troiano M, zu Ermgassen SO, Duffus NE, Hawkins I, Gall S, Mascia R, Whitney M, Thomas H, Hirons M (2026) Can biodiversity markets deliver inclusive and collaborative nature recovery? Lessons from different habitat banking models in England. Environmental Policy and Governance, 36, 727–745.

UNCCD (UN Convention to Combat Desertification), Mirova (2017) Land Degradation Neutrality Fund: An Innovative Fund Project Dedicated to Sustainable Land Use. https://www.cbd.int/financial/un/unccd-ldnfund2017.pdf. (accessed on 2025-09-01)

UNEP FI (United Nations Environment Programme Finance Initiative) (2023) The 2023 Climate Risk Landscape. https://www.mainstreamingclimate.org/wp-content/uploads/2023/07/UNEP-FI-2023-Climate-Risk-Landscape.pdf. (accessed on 2025-09-01)

UNEP (United Nations Environment Programme), WCMC (World Conservation Monitoring Centre) (2019) Protected Area Profile from the World Database of Protected Areas. https://wedocs.unep.org/rest/api/core/bitstreams/89cf19b3-068d-4506-a83d-a1f782f13dad/content. (accessed on 2025-09-01)

Velte P (2022) Meta-analyses on corporate social responsibility (CSR): A literature review. Management Review Quarterly, 72, 627–675.

Waldron A, Adams V, Allan J, Arnell A, Asner G, Atkinson S, Baccini A, Baillie J, Balmford A, Austin BJ (2020) Protecting 30% of the Planet for Nature: Costs, Benefits and Economic Implications. https://www.conservation.cam.ac.uk/files/waldron_report_30_by_30_publish.pdf. (accessed on 2025-09-01)

WEF (World Economic Forum) (2019) The Global Risks Report 2019. https://www3.weforum.org/docs/WEF_Global_Risks_Report_2019.pdf. (accessed on 2025-09-01)

West TAP, Wunder S, Sills EO, Börner J, Rifai SW, Neidermeier AN, Frey GP, Kontoleon A (2023) Action needed to make carbon offsets from forest conservation work for climate change mitigation. Science, 381, 873–877.

Williams NE, Sistla SA, Kramer DB, Stevens KJ, Roddy AB (2022) Resource users as land-sea links in coastal and marine socioecological systems. Conservation Biology, 36, e13784.

zu Ermgassen SO, Hawkins I, Lundhede T, Liu Q, Thorsen BJ, Bull JW (2025) The current state, opportunities and challenges for upscaling private investment in biodiversity in Europe. Nature Ecology & Evolution, 9, 515–524.

(责任编委: 徐靖　实习责任编辑: 葛兴芳)