



ISSN 1005-0094
CODEN SHDUEM

BIODIVERSITY SCIENCE

生物多样性

第27卷 第1期
2019年1月

Vol. 27 No. 1
January 2019

钱江源国家公园生物多样性保护与管理专辑



主 办
中国科学院生物多样性委员会
中国植物学会
中国科学院植物研究所
中国科学院动物研究所
中国科学院微生物研究所

Biodiversity Committee, CAS
Botanical Society of China
Institute of Botany, CAS
Institute of Zoology, CAS
Institute of Microbiology, CAS

<http://www.biodiversity-science.net>

生物多样性

SHENGWU DUOYANGXING

第27卷 第1期 2019年1月

目次

编者按

- 1 生物多样性监测与研究是国家公园保护的基础
米湘成

研究报告

- 5 钱江源国家公园体制试点区功能分区对黑鹿保护的有效性评估
余建平 申云逸 宋小友 陈小南 李 晟 申小莉
- 13 古田山国家级自然保护区白颈长尾雉的分布格局及其季节变化
任 鹏 余建平 陈小南 申小莉 宋 琥 张田田 余永泉 丁 平
- 24 古田山常绿阔叶林不同演替群落的萌生特征
池秀莲 王庆刚 郭 强 杨 弦 唐志尧
- 33 古田山 10 种主要森林群落类型的 α 和 β 多样性格局及影响因素
翁昌露 张田田 巫东豪 陈声文 金 毅 任海保 于明坚 罗媛媛
- 42 基于近低空遥感技术的国家公园功能分区边界识别: 以钱江源国家公园体制试点区为例
李 杰 李巍岳 付 晶 高 峻 杨 蕾 何苇航
- 51 基于土地利用变化情景的生态系统服务价值评估: 以钱江源国家公园体制试点区为例
孙孝平 李 双 余建平 方彦君 张银龙 曹铭昌

- 64 钱江源国家公园体制试点区农户生计资本评价及其空间特征
李 双 孙孝平 方彦君 张银龙 曹铭昌

生物编目

- 76 钱江源国家公园体制试点区鸟类多样性与区系组成
钱海源 余建平 申小莉 丁 平 李 晟
- 81 古田山国家级自然保护区木腐真菌物种多样性及分布
李 通 李俊凝 魏玉莲

保护论坛

- 88 基于保护地役权的自然保护区适应性管理方法探讨: 以钱江源国家公园体制试点区为例
王宇飞 苏红巧 赵鑫蕊 苏 杨 罗 敏
- 97 法国大区公园经验对钱江源国家公园体制试点区跨界治理体系构建的启示
张 晨 郭 鑫 翁苏桐 高 峻 付 晶

综述

- 104 国家公园生态系统完整性评价研究进展
代云川 薛亚东 张云毅 李迪强
- 114 西双版纳宣言
- 116 致谢2018年度审稿专家

封面: 钱江源国家公园体制试点区内保存有全球罕见的典型低海拔亚热带常绿阔叶林, 建有全境森林动态样地监测平台、全境网格化动物多样性监测平台、森林冠层生物多样性监测平台和亚热带森林生物多样性与生态系统功能实验平台, 形成天-空-地一体化监测网络。封面展示了钱江源国家公园的部分监测体系、林冠景观及红外相机拍摄到的动物。(照片提供者: 伊晓霞、任海保、邴艳红、范清平、王宁宁、于明坚和钱江源国家公园办公室)

BIODIVERSITY SCIENCE

Vol. 27 No. 1 January 2019

CONTENTS

Editorial

- 1 **Biodiversity monitoring and research are basis of national park conservation**
Xiangcheng Mi

Original Papers

- 5 **Evaluating the effectiveness of functional zones for black muntjac (*Muntiacus crinifrons*) protection in Qianjiangyuan National Park pilot site**
Jianping Yu, Yunyi Shen, Xiaoyou Song, Xiaonan Chen, Sheng Li and Xiaoli Shen
- 13 **Seasonal variation in the distribution of Elliot's pheasant (*Syrnaticus ellioti*) in Gutianshan National Nature Reserve**
Peng Ren, Jianping Yu, Xiaonan Chen, Xiaoli Shen, Xiao Song, Tiantian Zhang, Yongquan Yu and Ping Ding
- 24 **Sprouting characteristics of communities during succession in an evergreen broad-leaved forest on Gutian Mountain, East China**
Xiulian Chi, Qinggang Wang, Qiang Guo, Xian Yang and Zhiyao Tang
- 33 **Drivers and patterns of α - and β -diversity in ten main forest community types in Gutianshan, eastern China**
Changlu Weng, Tiantian Zhang, Donghao Wu, Shengwen Chen, Yi Jin, Haibao Ren, Mingjian Yu and Yuanyuan Luo
- 42 **Using low-altitude UAV remote sensing to identify national park functional zoning boundary: A case study in Qianjiangyuan National Park pilot**
Jie Li, Weiyue Li, Jing Fu, Jun Gao, Lei Yang and Weihang He
- 51 **Evaluation of ecosystem service value based on land use scenarios: A case study of Qianjiangyuan National Park pilot**
Xiaoping Sun, Shuang Li, Jianping Yu, Yanjun Fang, Yinlong Zhang and Mingchang Cao

- 64 **Evaluation of the spatial characteristics of farmer livelihood assets in the Qianjiangyuan National Park pilot**
Shuang Li, Xiaoping Sun, Yanjun Fang, Yinlong Zhang and Mingchang Cao

Bioinventories

- 76 **Diversity and composition of birds in the Qianjiangyuan National Park pilot**
Haiyuan Qian, Jianping Yu, Xiaoli Shen, Ping Ding and Sheng Li
- 81 **Species diversity and distribution of wood-decaying fungi in Gutianshan National Nature Reserve**
Tong Li, Junning Li and Yulian Wei

Forum

- 88 **Conservation easement-inspired adaptive management methods for natural protected areas: A case study on Qianjiangyuan National Park pilot**
Yufei Wang, Hongqiao Su, Xinrui Zhao, Yang Su and Min Luo
- 97 **Cross-border governance system construction of Qianjiangyuan National Park pilot by referring to the experience of French regional parks**
Chen Zhang, Xin Guo, Sutong Weng, Jun Gao and Jing Fu

Review

- 104 **Summary comments on assessment methods of ecosystem integrity for national parks**
Yunchuan Dai, Yadong Xue, Yunyi Zhang and Diqiang Li
- 114 **The Xishuangbanna Declaration on Plant Conservation**

Cover Illustration: Qianjiangyuan National Park pilot is covered by typical lowland subtropical evergreen broad-leaved forest. Four biodiversity monitoring platforms have been built in the Park: Park-wide mid-subtropical forest dynamic plot monitoring platform, Park-wide forest animal biodiversity monitoring network, forest canopy biodiversity monitoring platform, biodiversity–ecosystem functioning experiment in China (BEF-China). The integration of space–sky–ground monitoring network provides valuable data for biodiversity monitoring and conservation management. The pictures show parts of monitoring platform, canopy landscape and animals taken by infrared camera in the Park. (Photo credit: Xiaoxia Yi, Haibao Ren, Yanhong Bing, Qingping Fan, Ningning Wang, Mingjian Yu, and the Office of Qianjiangyuan National Park)



•编者按•

生物多样性监测与研究是国家公园保护的基础

米湘成*

(中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

Biodiversity monitoring and research are basis of national park conservation

Xiangcheng Mi*

State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

随着经济的发展,我国逐渐认识到自然环境保护工作的重要性,实施了“退耕还林(草)”、“天然林保护”等系列重大生态工程,建设了各类保护地,自然环境得到恢复。Chen等(2019)发现,近30年来全球的植被叶面积在增加,中国植被仅占全球植被面积的6.6%,却为全球植被叶面积净增长贡献了25%,且中国的植被叶面积增长的42%来自森林。这一结果与我国八次森林资源清查的结果一致,我国森林覆盖率已经由1976年的12.8%提高到2013年的21.63%,人工林蓄积量提高了15倍(许传德, 2014)。在天然植被保护方面,到2016年底我国各类自然保护地已达1.15万处之多,占国土面积18%以上(彭杨靖等, 2018)。但是,我国的自然保护地体系对珍稀濒危的哺乳动物和鸟类的栖息地覆盖程度比较高,而对珍稀濒危植物、两栖和爬行动物的生境,以及水源涵养、土壤保持、防风固沙与碳固定等主要生态服务功能的关键区域覆盖比例较低(Xu et al, 2017b)。这些没有被保护地覆盖的生物多样性或生态系统服务功能的关键地区往往是原生或干扰较少的生态系统,它们所提供的服务功能远高于次生或人工生态系统(Watson et al, 2018),因此我国保护地体系需要进一步完善顶层设计。另一方面,我国10类保护地之间存在着管理交叉重叠、生态系统碎片化等问题,影响生态系统的完整性(唐小平, 2014; 钟林生等, 2016)。针对这些问题,党的十八届三中全会提出了建立国家公园体制,并于2017年9月发布了《建立国家公园体

制总体方案》,尝试“建立以国家公园为主体的自然保护地体系”,提出了“生态保护第一、国家代表性、全民公益性”的三大理念(马克平, 2017; 杨锐, 2017)。

国家公园是具有国家代表性的、大面积重要的自然或接近自然的生态系统,同时具有独特的自然景观和丰富的科学内涵(马克平, 2014),保护其完整性和原真性成为建立国家公园的首要目标。对生态系统和生物多样性的监测和研究,是国家公园内大面积自然生态系统保护的基础。

首先,长期监测和研究将进一步加深人们对生态系统的理解和认识,使国家公园的管理和规划建设在坚实的科学基础之上。我国20世纪80年代开始逐步建立长期定位研究网络,到2004年建成了国家生态系统观测研究网络,虽然取得明显进展,但目前人们对生态系统长期动态过程的认识还相当有限。例如在黄石国家公园,人们经过长期研究发现:因为干扰和气候变化,公园内的生态系统在不断变化中,一些原来看似有破坏性的因素(如森林火灾)却能增加生态系统的异质性和对入侵的抵御能力。国家公园原定的目标从而由保护自然或原始状态的生态系统转变为保护生态过程(Wallace, 2004)。针对国家公园内的典型生态系统进行长期监测和研究,会不断加深人们对这些生态系统的认识,优化和更新国家公园保护的目標和策略。

第二,遥感和地面监测相结合使得对国家公园大尺度长期监测成为可能。传统的地面监测方法费

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: mixiangcheng@ibcas.ac.cn

时费力,难以对大面积的生态系统过程进行连续监测。但大尺度生态系统过程(如:动物的迁徙、火灾)有时甚至超出国家公园的范围,为了保护动物廊道,北美倡导了沿落基山脉从黄石公园到加拿大育空省的3,500 km黄石-育空保护行动(Yellowstone to Yukon Conservation Initiative, Y2Y) (Chester & Hilty, 2019)。随着遥感技术的发展,近地面遥感开始应用于长期监测国家公园大尺度生态系统过程。如Soulard等(2016)利用遥感手段监测了加州的优胜美地国家公园(Yosemite National Park)内火灾对山地草甸的影响,逐月比较了1985–2012年26个火烧草甸和没有火干扰草甸的LandSat卫星NDVI(归一化植被指数)变化趋势,发现火烧草甸周边的常绿植被已经被1996年的火灾所破坏而无法恢复。Xu等(2017a)利用遥感手段发现,虽然我国大熊猫国家公园的大熊猫濒危等级已经从濒危降为易危,但其2013年的栖息地比1988年破碎化程度更高。

此外,分子、红外相机等手段也能应用于监测。例如: Sawaya等(2014)在加拿大的班夫国家公园采用分子生物学方法分析了棕熊(*Ursus arctos*)和黑熊(*U. americanus*)的种群遗传结构,发现47%的黑熊和27%的棕熊利用了野生动物通道,证明野生动物通道有利于恢复因为公园内道路阻隔造成的种群间的遗传隔离。在我国虎豹国家公园采用2,000台红外相机监测着27只东北虎(*Panthera tigris altaica*)和42只远东豹(*P. pardus orientalis*)的种群动态,而尚未利用的东北虎潜在栖息地基本在中国境内(McLaughlin, 2016)。

钱江源国家公园体制试点区(以下简称钱江源国家公园)作为我国亚热带常绿阔叶林地区国家公园体制试点的样本,保存着罕见的大面积低海拔、地带性的典型常绿阔叶林,国家二级重点保护野生植物长柄双花木(*Disanthus cercidifolius* var. *longipes*)的天然种群面积达5,000多亩,栖息着国家一级重点保护野生动物黑麂(*Muntiacus crinifrons*)和白颈长尾雉(*Syrmaticus ellioti*),既是典型生态系统的保护地,也成为亚热带常绿阔叶林生态系统和生物多样性维持机制研究的理想平台。2005年中国科学院植物研究所联合浙江大学和浙江师范大学等在钱江源国家公园建立了24 ha森林动态样地,开启了长期定位研究。经过多年的努力,在这里建立了4个生态系统和生物多样性监测和研究平台:

(1)全境森林动态样地监测平台。包含1个24 ha样地、14个1–5 ha样地和约600个分布于全境1 km × 1 km网格的20 m × 20 m或30 m × 30 m样方。对样地内胸径≥1 cm的植株挂牌、定位、测量胸径并鉴定到种;每5年复查一次,监测亚热带森林生态系统和生物多样性的变化(祝燕等, 2008)。

(2)全境网格化动物多样性监测平台。把整个国家公园划分为268个1 km × 1 km网格,每个网格内布设红外相机和自动录音设备,监测大型兽类、雉类和森林鸣禽的多样性和种群动态(余建平, 2019)。

(3)森林冠层生物多样性监测平台。由一个高度为60 m、塔臂长度为60 m的塔吊系统组成,以塔吊为中心建立140 m × 160 m的样地,用以监测林冠生物多样性格局动态和生态学过程。

(4)亚热带森林生物多样性与生态系统功能实验平台(简称BEF平台)。该平台是由中国、德国和瑞士三国科学家联合建立的、世界上唯一在亚热带森林的BEF平台。BEF平台的主实验样地由两块样地构成,分为566个1亩的小样地,总面积40 ha,种植约30万株苗木,实验乔木物种丰富度设置为6级: 0、1、2、4、8、16,灌木物种丰富度设置为4级: 0、2、4、8 (Bruehlheide et al, 2014)。该平台旨在研究亚热带森林生物多样性与生态系统功能的关系及其作用机制。

钱江源国家公园可以作为国家公园与科研院所和大专院校联合开展监测和研究的重要基地。这些平台已吸引了众多的科研院所联合展开研究。本期“钱江源国家公园生物多样性保护与管理专辑”报道上述平台的部分研究成果,并针对钱江源国家公园集体林占比高、科学管控难,存在着自然保护与社区发展冲突等问题,从农户生计资本、地役权和跨界管理等方面探讨了国家公园的体制建设、社区共管等问题。利用全境网格化动物多样性监测平台红外相机的监测数据,余建平(2019)评估了钱江源国家公园的功能分区对黑麂保护的有效性,任鹏等(2019)发现了白颈长尾雉的分布格局是由水源和海拔等多个环境变量共同决定,温度的变化和不同海拔段的选择是造成季节分布格局的主要原因。利用全境森林动态样地监测平台,池秀莲等(2019)发现,古田山常绿阔叶林萌生能力随林分年龄的增大而下降,且受海拔、坡向等地形因素的影响。翁昌露等(2019)发现海拔和群落类型是古田山森林群落 α 和 β 多样性的主要影响因子,表明生境过滤等在

群落生物多样性维持中的重要作用。钱海源等(2019)介绍了钱江源国家公园鸟类多样性与区系组成,发现鸟类种数占全省的52%,在鸟类保护中有重要作用。李通等(2019)分析了古田山森林木腐真菌的物种组成和地理成分,发现林分中倒木直径大小和腐烂程度是影响木腐真菌生长与分布的重要因子。李杰等(2019)利用近地面遥感技术结合实地植被调查,评估了钱江源国家公园现有分区存在的主要问题,为国家公园合理的功能区划提供了一种可行的方法。孙孝平等(2019)模拟了到2025年4种可能的土地利用策略情景下,钱江源国家公园的生态系统服务及其价值的变化,为国家公园管理的科学决策提供了理论支持。李双等(2019)分析了农户生计资本和空间分布特征,提出改善区内农户生计状况的建议,试图缓解自然保护与社区居民发展可能的冲突;王宇飞等(2019)设计了一套基于细化保护需求的保护地地役权制度,进行适应性管理,试图解决我国南方自然保护地集体林占比高等问题;张晨等(2019)建议借鉴法国大区公园经验,形成一个政府主导、企业、社区居民和第三方组织共同参与的多元主体协同治理组织框架,来解决国家公园跨界管理存在的行政区划碎片化和分割的问题。最后,代云川等(2019)综述了国家公园生态系统完整性评价的三种主要方法,同时探讨了目前国家公园生态系统完整性评价中存在的一些问题,提出需要注重自然-经济-社会的结合与统一。

参考文献

- Bruehlheide H, Nadrowski K, Assmann T, Bauhus J, Both S, Buscot F, Chen X-Y, Ding B, Durka W, Erfmeier A, Gutknecht JLM, Guo D, Guo L-D, Härdtle W, He J-S, Klein A-M, Kühn P, Liang Y, Liu X, Michalski S, Niklaus PA, Pei K, Scherer-Lorenzen M, Scholten T, Schuldt A, Seidler G, Trogisch S, von Oheimb G, Welk E, Wirth C, Wubet T, Yang X, Yu M, Zhang S, Zhou H, Fischer M, Ma K, Schmid B (2014) Designing forest biodiversity experiments: General considerations illustrated by a new large experiment in subtropical China. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 74–89.
- Chen C, Park T, Wang X, Piao S, Xu B, Chaturvedi RK, Fuchs R, Brovkin V, Ciais P, Fensholt R, Tømmervik H, Bala G, Zhu Z, Nemani RR, Myneni RB (2019) China and India lead in greening of the world through land-use management. *Nature Sustainability*, 2, 122–129.
- Chester CC, Hilty JA (2019) The Yellowstone to Yukon Conservation Initiative as an adaptive response to climate change. In: *Handbook of Climate Change and Biodiversity* (eds Leal Filho W, Barbir J, Preziosi R), pp. 179–193. Springer International Publishing, Cham.
- Chi XL, Wang QG, Guo Q, Yang X, Tang ZY (2019) Sprouting characteristics of communities during succession in an evergreen broad-leaved forest on Gutian Mountain, East China. *Biodiversity Science*, 27, 24–32. (in Chinese with English abstract) [池秀莲, 王庆刚, 郭强, 杨弦, 唐志尧 (2019) 古田山常绿阔叶林不同演替群落的萌生特征. *生物多样性*, 27, 24–32.]
- Dai YC, Xue YD, Zhang YY, Li DQ (2019) Summary comments on assessment methods of ecosystem integrity for national parks. *Biodiversity Science*, 27, 104–113. (in Chinese with English abstract) [代云川, 薛亚东, 张云毅, 李迪强 (2019) 国家公园生态系统完整性评价研究进展. *生物多样性*, 27, 104–113.]
- Li J, Li WY, Fu J, Gao J, Yang L, He WH (2019) Using low-altitude UAV remote sensing to identify national park functional zoning boundary: A case study in Qianjiangyuan National Park pilot. *Biodiversity Science*, 27, 42–50. (in Chinese with English abstract) [李杰, 李巍岳, 付晶, 高峻, 杨蕾, 何苇航 (2019) 基于近低空遥感技术的国家公园功能分区边界识别: 以钱江源国家公园体制试点区为例. *生物多样性*, 27, 42–50.]
- Li S, Sun XP, Fang YJ, Zhang YL, Cao MC (2019) Evaluation of the spatial characteristics of farmer livelihood assets in the Qianjiangyuan National Park pilot. *Biodiversity Science*, 27, 64–75. (in Chinese with English abstract) [李双, 孙孝平, 方彦君, 张银龙, 曹铭昌 (2019) 钱江源国家公园体制试点区农户生计资本评价及其空间特征. *生物多样性*, 27, 64–75.]
- Li T, Li JN, Wei YL (2019) Species diversity and distribution of wood-decaying fungi in Gutianshan National Nature Reserve. *Biodiversity Science*, 27, 81–87. (in Chinese with English abstract) [李通, 李俊凝, 魏玉莲 (2019) 古田山国家级自然保护区木腐真菌物种多样性及分布. *生物多样性*, 27, 81–87.]
- Ma KP (2014) Nature conservation is the first priority for a national park. *Biodiversity Science*, 22, 415–417. (in Chinese) [马克平 (2014) 国家公园首先是自然保护基地. *生物多样性*, 22, 415–417.]
- Ma KP (2017) A significant achievement in the development of national parks in China. *Biodiversity Science*, 25, 1031–1032. (in Chinese) [马克平 (2017) 中国国家公园建设取得标志性进展. *生物多样性*, 25, 1031–1032.]
- McLaughlin K (2016) Tiger land. *Science*, 353, 744–745.
- Peng YJ, Fan J, Xing SH, Cui GF (2018) Overview and classification outlook of natural protected areas in mainland China. *Biodiversity Science*, 26, 315–325. (in Chinese with English abstract) [彭杨靖, 樊简, 邢韶华, 崔国发 (2018) 中国大陆自然保护地概况及分类体系构想. *生物多样性*, 26, 315–325.]
- Qian HY, Yu JP, Shen XL, Ding P, Li S (2019) Diversity and composition of birds in the Qianjiangyuan National Park pilot. *Biodiversity Science*, 27, 76–80. (in Chinese with

- English abstract) [钱海源, 余建平, 申小莉, 丁平, 李晟 (2019) 钱江源国家公园体制试点区鸟类多样性与区系组成. 生物多样性, 27, 76–80.]
- Ren P, Yu JP, Chen XN, Shen XL, Song X, Zhang TT, Yu YQ, Ding P (2019) Seasonal variation in the distribution of Elliot's pheasant (*Syrnaticus ellioti*) in Gutianshan National Nature Reserve. *Biodiversity Science*, 27, 13–23. (in Chinese with English abstract) [任鹏, 余建平, 陈小南, 申小莉, 宋斌, 张田田, 余永泉, 丁平 (2019) 古田山国家级自然保护区白颈长尾雉的分布格局及其季节变化. 生物多样性, 27, 13–23.]
- Sawaya MA, Kalinowski ST, Cleverger AP (2014) Genetic connectivity for two bear species at wildlife crossing structures in Banff National Park. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281, 20131705.
- Soulard CE, Albano CM, Villarreal ML, Walker JJ (2016) Continuous 1985–2012 Landsat monitoring to assess fire effects on meadows in Yosemite National Park, California. *Remote Sensing*, 8, 371.
- Sun XP, Li S, Yu JP, Fang YJ, Zhang YL, Cao MC (2019) Evaluation of ecosystem service value based on land use scenarios: A case study of Qianjiangyuan National Park pilot. *Biodiversity Science*, 27, 51–63. (in Chinese with English abstract) [孙孝平, 李双, 余建平, 方彦君, 张银龙, 曹铭昌 (2019) 基于土地利用变化情景的生态系统服务价值评估: 以钱江源国家公园体制试点区为例. 生物多样性, 27, 51–63.]
- Tang XP (2014) On the system of national parks and the path of development in China. *Biodiversity Science*, 22, 427–430. (in Chinese) [唐小平 (2014) 中国国家公园体制及发展思路探析. 生物多样性, 22, 427–430.]
- Wallace LL (2004) *After the Fires: The Ecology of Change in Yellowstone National Park*. Yale University Press, Yale University Press. New Haven and London.
- Wang YF, Su HQ, Zhao XR, Su Y, Luo M (2019) Conservation easement-inspired adaptive management methods for natural protected areas: A case study on Qianjiangyuan National Park pilot. *Biodiversity Science*, 27, 88–96. (in Chinese with English abstract) [王宇飞, 苏红巧, 赵鑫蕊, 苏杨, 罗敏 (2019) 基于保护地役权的自然保护地适应性管理方法探讨: 以钱江源国家公园体制试点区为例. 生物多样性, 27, 88–96.]
- Watson JEM, Evans T, Venter O, Williams B, Tulloch A, Stewart C, Thompson I, Ray JC, Murray K, Salazar A, McAlpine C, Potapov P, Walston J, Robinson JG, Painter M, Wilkie D, Filardi C, Laurance WF, Houghton RA, Maxwell S, Grantham H, Samper C, Wang S, Laestadius L, Runtting RK, Silva-Chávez GA, Ervin J, Lindenmayer D (2018) The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 2, 599–610.
- Weng CL, Zhang TT, Wu DH, Chen SW, Jin Y, Ren HB, Yu MJ, Luo YY (2019) Drivers and patterns of α - and β -diversity in ten main forest community types in Gutianshan National Nature Reserve, eastern China. *Biodiversity Science*, 27, 33–41. (in Chinese with English abstract) [翁昌露, 张田田, 巫东豪, 陈声文, 金毅, 任海保, 于明坚, 罗媛媛 (2019) 古田山10种主要森林群落类型的 α 和 β 多样性格局及影响因素. 生物多样性, 27, 33–41.]
- Xu CD (2014) Forest management in China from eight forest resources inventories. *Forest Economics*, 4, 8–11. (in Chinese with English abstract) [许传德 (2014) 从连续八次森林资源清查数据看我国森林经营. 林业经济, (4), 8–11.]
- Xu W, Viña A, Kong L, Pimm SL, Zhang J, Yang W, Xiao Y, Zhang L, Chen X, Liu J, Ouyang Z (2017a) Reassessing the conservation status of the giant panda using remote sensing. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 1635–1638.
- Xu W, Xiao Y, Zhang J, Yang W, Zhang L, Hull V, Wang Z, Zheng H, Liu J, Polasky S, Jiang L, Xiao Y, Shi X, Rao E, Lu F, Wang X, Daily GC, Ouyang Z (2017b) Strengthening protected areas for biodiversity and ecosystem services in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 114, 1601–1606.
- Yang R (2017) Conservation first, national representative, and commonwealth: the three concepts of China's National Park System Construction. *Biodiversity Science*, 25, 1040–1041. (in Chinese) [杨锐 (2017) 生态保护第一、国家代表性、全民公益性——中国国家公园体制建设的三大理念. 生物多样性, 25, 1040–1041.]
- Yu JP, Shen YY, Song XY, Chen XN, Li S, Shen XL (2019) Evaluating the effectiveness of functional zones for black muntjac (*Muntiacus crinifrons*) protection in Qianjiangyuan National Park pilot site. *Biodiversity Science*, 27, 5–12. (in Chinese with English abstract) [余建平, 申云逸, 宋小友, 陈小南, 李晟, 申小莉 (2019) 钱江源国家公园体制试点区功能分区对黑麂保护的有效性评估. 生物多样性, 27, 5–12.]
- Zhang C, Guo X, Weng ST, Gao J, Fu J (2019) Cross-border governance system construction of Qianjiangyuan National Park pilot by referring to the experience of French regional parks. *Biodiversity Science*, 27, 97–103. (in Chinese with English abstract) [张晨, 郭鑫, 翁苏桐, 高峻, 付晶 (2019) 法国大区公园经验对钱江源国家公园体制试点区跨界治理体系构建的启示. 生物多样性, 27, 97–103.]
- Zhong LS, Deng Y, Chen T, Tian CD (2016) New regional space—Discussion on construction of national park system. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 31, 126–133. (in Chinese with English abstract) [钟林生, 邓羽, 陈田, 田长栋 (2016) 新地域空间——国家公园体制构建方案讨论. 中国科学院院刊, 31, 126–133.]
- 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 dynamics 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, 张佃文, 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.]

(责任编辑: 周玉荣)



•研究报告•

钱江源国家公园体制试点区功能分区对黑麂保护的有效性评估

余建平¹ 申云逸² 宋小友¹ 陈小南¹ 李 晟² 申小莉^{3*}

1 (钱江源国家公园生态资源保护中心, 浙江开化 324300)

2 (北京大学生命科学学院, 北京 100871)

3 (中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

摘要: 功能分区是统一协调国家公园不同保护管理目标的主要措施, 对于国家公园的有效管理有重要意义。钱江源国家公园是我国首批国家公园体制试点区之一, 被分为核心保护区、生态保育区、游憩展示区和传统利用区4个部分, 对应不同的保护管理措施。本研究分析了钱江源国家公园体制试点区现有功能分区与其首要保护对象黑麂(*Muntiacus crinifrons*)的适宜栖息地之间的空间关系。在红外相机调查获取的94个黑麂分布点的基础上, 结合海拔、地形、植被特征、人为活动干扰等15个环境特征变量, 采用MaxEnt模型预测国家公园内黑麂适宜栖息地的空间分布。结果表明, 黑麂倾向于出现在森林较为原始和道路密度较低的区域, 其适宜栖息地面积42.5 km², 占国家公园总面积的16.9%。其中, 69.3%的黑麂适宜栖息地位于核心保护区, 30.4%位于生态保育区, 表明国家公园现有功能分区能很好地满足黑麂栖息地保护的需求。此结果也证明黑麂可以作为其分布范围内保存较好的亚热带森林生态系统的指示性物种。通过生境恢复、廊道建设和跨省共建促进黑麂栖息地的完整性保护, 是加强该区域黑麂栖息地保护的关键措施。

关键词: 国家公园; 功能分区; 黑麂; 物种分布模型; 廊道

Evaluating the effectiveness of functional zones for black muntjac (*Muntiacus crinifrons*) protection in Qianjiangyuan National Park pilot site

Jianping Yu¹, Yunyi Shen², Xiaoyou Song¹, Xiaonan Chen¹, Sheng Li², Xiaoli Shen^{3*}

1 Center of Ecology and Resources, Qianjiangyuan National Park, Kaihua, Zhejiang 324300

2 School of Life Sciences, Peking University, Beijing 100871

3 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

Abstract: Functional zoning is a method of classifying areas to define human use and is of great significance for the effective management of protected areas. Qianjiangyuan National Park is one of the ten national park pilot sites in China and is divided into four functional zones, the core protection zone, ecological conservation zone, recreation zone and traditional utilization zone. Each zone is assigned a different level of protection and corresponding management measures. This study examined the spatial overlap of existing functional zones in Qianjiangyuan and suitable habitats for its target conservation species, the endangered black muntjac (*Muntiacus crinifrons*). We constructed distribution models based on 94 occurrence locations obtained from camera-trapping surveys from 2014–2018 using MaxEnt. Fifteen covariates related to altitude, topography, vegetative characteristics and human disturbance were used in the MaxEnt models to predict suitable habitats for the black muntjac. The results showed that the black muntjac tended to inhabit areas with intact forest and low road density. We identified 42.5 km² of suitable habitat, which accounted for 16.9% of the land in Qianjiangyuan National Park. Of this suitable habitat, 69.3% and 30.4% were located in the core protection zone and ecological conservation zone, respectively, which indicated that the existing zone designations can protect black muntjac habitat appropriately. These results also indicated that the black

收稿日期: 2018-09-13; 接受日期: 2019-01-02

基金项目: 科技部重点研发项目(2017YFC0503802)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: xlshen@ibcas.ac.cn

muntjac may serve as an indicator species of the subtropical primary forests where it lives. Promoting habitat integrity for the black muntjac by restoring habitat, constructing corridors and managing across provinces will be key to strengthening the protection of the black muntjac in the region.

Key words: national park; functional zones; black muntjac; species distribution model; corridor

建立国家公园体制试点和以国家公园为主体的自然保护地体系是解决我国现有保护地管理碎片化问题的关键举措。《建立国家公园体制总体方案》中提出国家公园体制建设的三大理念,即“生态保护第一、国家代表性、全民公益性”(杨锐, 2017)。国家公园以保护大尺度生态过程和生态系统为首要目标,同时坚持全民共享,着眼于提升生态系统服务功能,为公众提供亲近自然、体验自然的机会,以及开展不损害生态系统的原住民生产生活设施改造,以此阐明了国家公园以保护为主,兼顾科研、教育、游憩和社区发展等综合功能的总体定位(王毅, 2017; 杨锐, 2017; 中办发(2017) 55号)。

功能分区是实现保护地自然资源保护和可持续利用的技术保障(虞虎等, 2017)。通过将国家公园在空间上划分为不同的功能区,将保护、游憩、社区发展等不同的管理目标限定在不同的功能分区范围内,达到有效协调和监管保护和利用双重目标的目的。科学划定功能分区,是实现国家公园多目标管理的重要基础。目前,各个国家公园体制试点区尚未采用统一的功能分区方案,各自划定的分区名称、数量、面积和措施不尽相同(唐芳林等, 2017)。2018年2月,国家林业局发布《国家公园功能分区规范》,提出国家公园可划分为严格保护区、生态保育区、传统利用区和科教游憩区的功能分区方案,为国家公园的功能分区提供了指导和参照。

钱江源国家公园体制试点区(以下简称钱江源国家公园)建立于2016年6月,位于浙江省衢州市开化县境内,总面积252 km²,空间范围包括原古田山国家级自然保护区(81 km²)、钱江源国家森林公园(45 km²),以及连接两地的生态区域。该国家公园以保护钱塘江水源地、中亚热带低海拔常绿阔叶林自然生态系统,以及国家一级重点保护野生动物黑麂(*Muntiacus crinifrons*)、白颈长尾雉(*Syrnaticus elliotti*)及其栖息地为主要目标。钱江源国家公园设置核心保护区、生态保育区、游憩展示区及传统利用区4个功能分区,分别占国家公园总面积的

28.7%、53.8%、3.2%和14.3%。此分区方案的划定依据土地利用类型,居民点、人口和道路分布,数字高程模型,以及分等级的重点保护动植物资源分布图层,并综合考虑土地权属等管理需求(虞虎等, 2017)。其中,核心保护区包括了古田山国家级自然保护区的核心区和缓冲区,以及钱江源国家森林公园的特级保护区和一级保护区,以保护亚热带常绿阔叶林为主的生态系统、珍稀动植物种类及其栖息地为主要目标;生态保育区作为核心保护区的生态屏障,主要目标为维持较大的原生生境或已遭受不同程度破坏而需要自然恢复的区域;游憩展示区的主要目标是满足户外体验、生态休闲、环境教育、科普活动等小体量生态游憩项目的开展;传统利用区的目标则是在国家公园自然资源和生态环境得到良好保护的前提下,引导社区传统农林业经济可持续发展,保存特有文化及其遗存物。

本研究拟评估钱江源国家公园现有功能分区是否能满足区内首要保护物种黑麂的生态需求。根据钱江源国家公园总体规划,其核心保护区与生态保育区是保护黑麂及其栖息地的主要分区。黑麂是我国东部地区的特有种,仅分布在安徽、江西、浙江、福建等4省39县,分布区总面积7.65万km²(盛和林, 1987)。黑麂同时也是受威胁物种,为国家一级重点保护野生动物,被IUCN物种红色名录评估为“易危VU”物种。黑麂主要分布在海拔1,200 m以下、较少受到人为干扰的常绿阔叶林和针阔叶混交林(盛和林, 1987; 陈声文等, 2016)。中国科学院植物研究所和古田山国家级自然保护区管理局合作,从2014年起建立覆盖古田山保护区全域的红外相机监测网络,积累了区内黑麂分布的一手数据(陈声文等, 2016)。本研究拟采用物种分布模型(species distribution model, SDM)预测钱江源国家公园内的黑麂适宜栖息地,并将分布预测结果与国家公园功能分区叠加进行空间分析,计算核心保护区与生态保育区对黑麂适宜栖息地的覆盖度,从能否满足保护目标生态需求的角度,评估当前功能分区划分的合理性与有效性。

1 材料与方法

钱江源国家公园位于浙江省开化县, 与安徽省休宁县和江西省婺源县、德兴市毗邻, 包括苏庄、长虹、何田、齐溪4个乡镇的19个行政村和72个自然村, 区内总人口9,744人(截至2017年)。国家公园海拔最低点位于苏庄镇双溪口, 最高点位于石耳山, 海拔跨度为170–1,260 m。按气候植被带划分, 该区域属于中亚热带常绿阔叶林植被带, 随海拔上升依次分布有常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林、针阔叶混交林、针叶林4种天然森林植被类型, 以及低海拔人工种植的杉木(*Cunninghamia lanceolata*)林、油茶(*Camellia oleifera*)等经济林木。区内低海拔地区保存着以甜槠(*Castanopsis eyrei*)、木荷(*Schima superba*)和青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca*)为优势种的大面积中亚热带常绿阔叶林典型地带性植被, 是国家公园重点保护的天然生态系统类型。

黑麂种群密度较低, 活动隐秘, 红外相机调查技术是能够大量获取此类野生动物野外分布数据的最有效方法之一(李晟等, 2014)。本研究的黑麂分布数据来自古田山国家级自然保护区2014年5月至2018年4月红外相机网格化监测项目(陈声文等, 2016)。古田山保护区被分为93个1 km × 1 km网格, 每个网格内布设1台红外相机, 单轮调查周期4个月; 4个月后, 工作人员将相机移动至同一网格内的下一位点(图1)。将一年时间里单个网格内的调查位点依次记为调查点A、B、C。所有调查位点之间的间隔距离大于300 m。2015年5月至2016年4月期间, 相机持续安放在同一位点(即调查点A); 而在其他调查年里, 红外相机轮流安放在调查点A、B、C。在后续的分析中, 我们将0.5 h内同一位点上多次拍摄到的黑麂记录合并为1次独立探测。

根据已有研究, 植被类型、海拔、坡度、人为活动干扰是影响黑麂分布的主要因素(盛和林, 1987; 鲍毅新等, 2006), 因此, 选择与之相关的16个变量作为可能影响黑麂分布的环境因子(表1), 用于构建后续的物种分布模型。具体包括以下几类: (1)根据浙江省2014年森林资源二类调查数据提取的5个与地表覆被和植被类型相关的分类变量, 分别为土地利用类型、森林类型、森林完整性、林龄、优势树种(参照国家林业局《国家森林资源连续清查技术规范》(办资字〔2014〕42号)标准划分); (2)基于

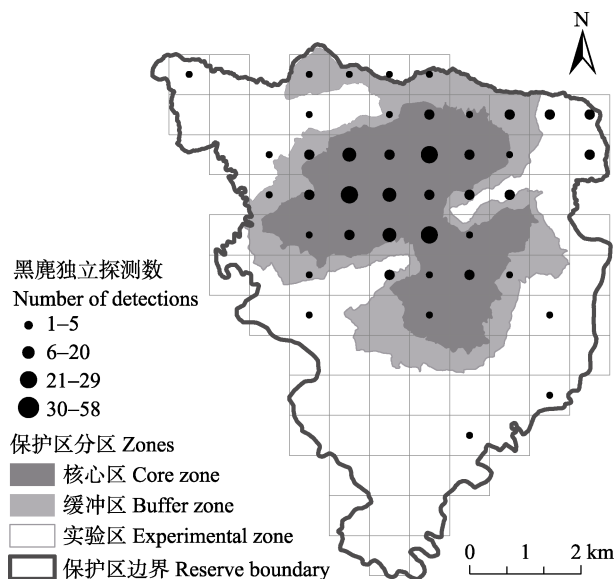


图1 古田山国家级自然保护区2014–2018年红外相机调查网格与黑麂记录位点

Fig. 1 Camera-trapping survey grids and the occurrence locations of black muntjac in the Gutianshan National Nature Reserve, 2014–2018

1:10,000矢量化地形图提取的海拔和地形地貌特征, 后者包括坡度、坡向(方位角45–225度划分为阳坡, 225–360度和0–45度划分为阴坡)、地表崎岖度(Riley, 1999)、河流密度和最近河流距离等6个连续变量; (3)根据1:10,000矢量化地形图提取的5个反映人为活动干扰的连续变量, 分别为主干道、总道路和居民点的密度, 以及调查点与最近道路和居民点的距离。使用ArcGIS 10.3.1生成以上各环境因子空间分辨率为50 m的栅格数据, 用于栖息地质量评估。使用Pearson相关系数检查连续变量之间的相关性, 使用Spearman相关系数检验分类变量与其他变量之间的相关性。如果任意两变量之间相关系数的绝对值大于0.7(即 $r^2 > 0.5$), 则仅保留其中之一。

采用MaxEnt模型(Phillips & Dudík, 2008)预测钱江源国家公园内的黑麂适宜栖息地。使用5折交叉检验, 即在模型构建过程中, 随机选择20%的数据作为测试集, 剩余80%的数据作为训练集。其他参数保持模型默认值, 结果以Logistic形式输出各栅格的黑麂分布概率。取5次模型预测结果的平均值作为最终黑麂分布预测的结果。采用Jackknife方法评估各环境因子对黑麂分布影响的重要性和贡献率。采用受试者工作特征曲线(receiver operating characteristic curve, ROC)下面积(area under the

表1 用于钱江源国家公园体制试点区内黑麂适宜栖息地评估的环境因子

Table 1 Environmental variables used to construct the distribution models of black muntjac in the Qianjiangyuan National Park pilot site

变量 Variables	代码 Code	变量类型 Data type	范围/类型 Range/Content
海拔 Elevation (m)	ELE	连续 Continuous	170–1,260
坡度 Slope (°)	Slope	连续 Continuous	0–53.2
坡向 Aspect	Aspect	分类 Categorical	阳坡/阴坡 Warm/cold aspect
地表崎岖度 Ruggedness (m)	TRI	连续 Continuous	0–52.7
土地利用类型 Land use type	LU	分类 Categorical	乔木林、竹林、疏林、特殊灌木林地、苗圃等13类 Forest, bamboo forest, shrub, special shrub land, nursery etc.
森林类型 Forest type	FOR_type	分类 Categorical	针叶林、阔叶林、针阔混交林、非林地 Conifer, broadleaf, conifer and broadleaf mixed forest, and non-forest
森林完整性 Forest intactness	FOR_int	分类 Categorical	无干扰的原始林、轻度干扰的天然林、重度干扰的天然林或人工林 Primary forest, natural forest with light disturbance, natural forest with heavy disturbance/planted forests
林龄 Age of stand	FOR_age	分类 Categorical	幼龄林、中龄林、近熟林、成熟林、过熟林、非林地 Young forest, middle-aged forest, near-mature forest, mature forest, over-ripe forest, non-forest land
优势树种 Dominant species	FOR_spp	分类 Categorical	马尾松, 黄山松, 池杉等共60类 <i>Pinus massoniana</i> , <i>Pinus taiwanensis</i> , <i>Taxodium ascendens</i> , etc.
主干道密度 Density of large roads (m/km ²)	LRD_den	连续 Continuous	0–2.01
总道路密度 Density of all roads (m/km ²)	TRD_den	连续 Continuous	0.04–4.37
与最近道路距离 Distance to nearest road (m)	TRD_dist	连续 Continuous	0–3,750
居民点密度 House density (m ² /km ²)	HOU_den	连续 Continuous	0–75,100
与最近居民点距离 Distance to nearest house (m)	HOU_dist	连续 Continuous	0–2,650
河流密度 River density (m/km ²)	RIV_den	连续 Continuous	0.40–2.22
与最近河流距离 Distance to nearest river (m)	RIV_dist	连续 Continuous	0–1,150

curve, AUC)评估模型预测精度。AUC取值范围通常在0.5–1之间, 越接近1表明模型预测结果的精度越高, 采用MaxEnt方法计算所得的AUC值在0.80–0.90为良好, 0.90–1.00为优秀(Phillips & Dudík, 2008)。

模型输出结果为0–1连续分布的栅格数值, 表示黑麂的分布概率。选取最大化训练敏感性和特异性(maximum training sensitivity and specificity, MTSS)阈值法(Phillips & Dudík, 2008)将最终预测结果二值化, 重分类为0和1, 其中, 0为不适宜栖息地, 1为适宜栖息地, 导入ArcGIS中作进一步的分析。将黑麂分布预测结果与钱江源国家公园边界图层和功能分区图层叠加, 计算不同分区内黑麂适宜栖息地的面积与占比。采用FRAGSTATS3(McGarigal et al, 2002)计算适宜栖息地斑块面积、数量及破碎化程度等景观生态学参数(表2)。其中, 核心栖息地定义为单个栖息地斑块在去除距离边缘100 m区域后的剩余部分, 核心栖息地面积比例定义为单个栖息地斑块内核心栖息地面积占该斑块总面积的百分比。

2 结果

经过4年的持续监测, 共在42个调查网格的94个调查位点上记录到435次黑麂独立探测。在模型构建的变量筛选中, 仅坡度与地表崎岖度之间的相关系数绝对值大于0.7, 因此删去地表崎岖度, 采用其他15个变量进行后续分析。

模型ROC曲线显示, 5次模型预测结果的AUC平均值为0.864 ± 0.03, 达到良好水平, 因此采用5次模型预测结果的平均值作为最终黑麂分布概率的预测结果。模型预测的黑麂适宜栖息地面积为42.5 km², 占钱江源国家公园面积的16.9%, 其中, 29.4 km² (69.3%)的适宜栖息地位于核心保护区, 13.0 km² (30.4%)的适宜栖息地位于生态保育区, 另有0.3%的适宜栖息地位于传统利用区。从空间分布来看, 黑麂适宜栖息地主要分布在古田山国家级自然保护区的核心区和缓冲区, 以及与其相连的部分外围地区, 面积占全部适宜面积的52.6%; 其次分布在钱江源国家森林公园的特级和一级保护区。除

此之外, 黑麂在长虹乡西北侧与江西婺源县交界的部分地区、古田山保护区的实验区、齐溪镇东南部也有分布(图2)。

Jackknife检验在5次模型重复预测过程中得到一致结果。结果显示, 单因素模型中, 使用总道路

密度训练模型的效果最好, 该模型可以获得包含所有预测变量模型52.8% (SE = 1.4%)的信息; 其次是使用森林完整性变量训练的模型, 可以获得全模型47.1% (SE = 0.6%)的信息; 这两个变量对模型的贡献率均明显高于其他变量。在剔除单个变量的模型

表2 钱江源国家公园体制试点区内黑麂适宜栖息地及6个最大斑块的特征

Table 2 Characteristics of the suitable habitat patches, including the six largest patches, of black muntjac in the Qianjiangyuan National Park pilot site

斑块编号 Patch ID	斑块面积 Area (ha)	核心栖息地面积 Core area (ha)	核心栖息地数量 Number of core area	核心栖息地面积比例 Core area percentage (%)
所有斑块 All patches	4,254	1,992	92	46.8
1	52	10	2	19.4
2	68	13	5	20.0
3	262	171	1	65.2
4	273	92	13	33.9
5	660	195	14	34.9
6	2,395	1,457	28	60.8

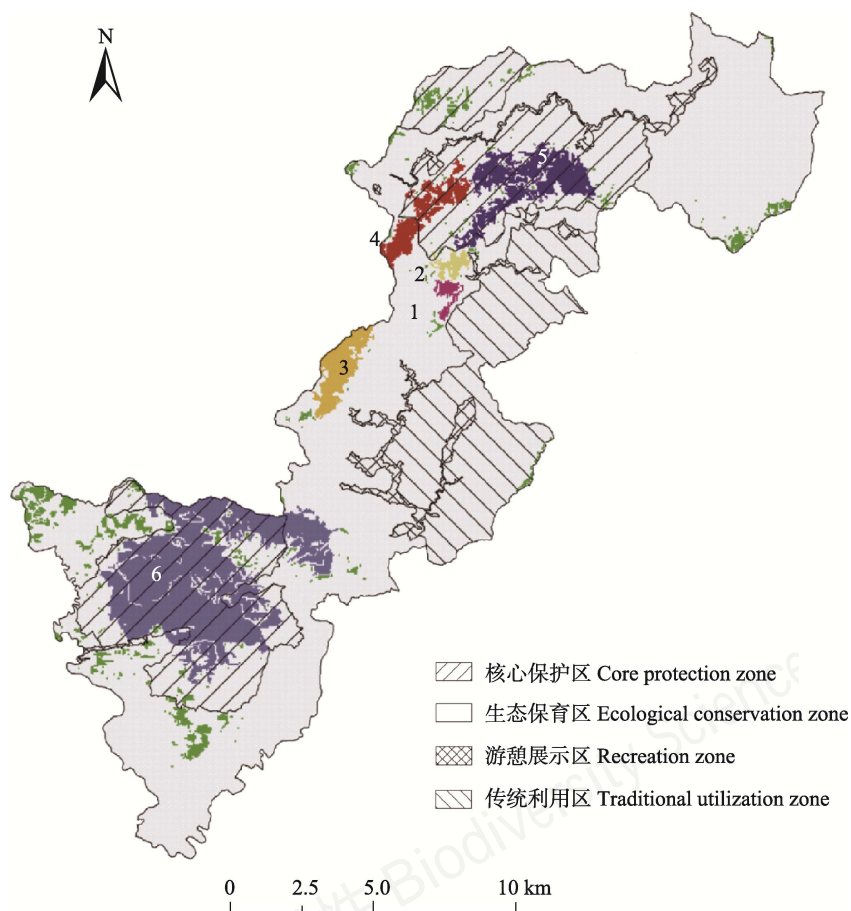


图2 钱江源国家公园体制试点区内黑麂适宜栖息地分布图。编号1-6为面积最大的6个栖息地斑块, 以不同颜色显示, 绿色斑块为其余的适宜栖息地。

Fig. 2 Distribution of black muntjac suitable habitat patches in the Qianjiangyuan National Park pilot site. Number 1-6 marks the 6 largest suitable habitat patches, represented in different colors; the left patches are shown in green.

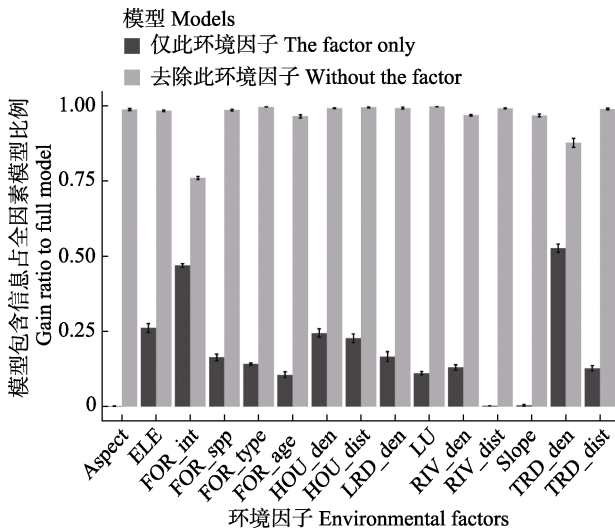


图3 Jackknife检验评估制约黑麂分布的主要环境因子及其相对贡献。代码含义见表1。

Fig. 3 Results of Jackknife evaluation on the relative importance of environmental variables to the presence of black muntjac. Please refer to Table 1 for code definition.

中,剔除森林完整性变量时模型解释量下降最大,降至全模型的76.2% (SE = 0.52%);其次是剔除总道路密度变量后的模型,解释量下降至全模型的87.9% (SE = 1.5%)。此结果表明,总道路密度和森林完整性是黑麂分布的重要预测因子。黑麂倾向于分布在森林较为原始、道路密度较低的地区(图3)。

FRAGSTATS分析结果表明,钱江源国家公园内共有黑麂适宜栖息地斑块412块,面积从0.25 ha至2,395 ha,平均斑块面积13.7 ha。所有黑麂适宜栖息地斑块包含的核心栖息地面积为1,992 ha,占适宜栖息地总面积的46.8%。核心栖息地面积超过1 ha的栖息地斑块共有16个,其中,面积最大的为古田山保护区核心区内的栖息地斑块(见图2编号1),总面积为2,395 ha,核心面积为1,457 ha。共有6个斑块的核心栖息地面积大于10 ha,详细信息见表2。从空间分布来看(图2),斑块1、2、4、5依次相邻,而斑块3与6相对独立,但不排除斑块3、4、6在钱江源国家公园区外西北一侧通过白际山脉相互连通。

3 讨论

我国国家公园、自然保护区等保护地普遍采用功能分区的方式对区内进行差异化管理,以实现生态系统和生物多样性的保护和可持续利用的目的。我国第一个自然保护区成立于1956年,保护区功能分区也经历了早期依据专家知识人为划定到采用

ArcGIS等空间分析工具辅助决策划分的过程(呼延佼奇等, 2014)。目前,较多的学者对国内保护地的功能分区方法进行了探讨,主要采用了物种适宜栖息地评估(Li et al, 1999; 陈利顶等, 2000; Xu et al, 2014)、最小费用距离算法(Liu & Li, 2008; 徐卫华等, 2010)和聚类分析(史军义等, 1998; 陶晶等, 2012)等评估方法。国际上,目前普遍采用系统保护规划软件,如Marxan (Ball & Possingham, 2000)、Marxan with Zones (Watts et al, 2009)等,综合考虑保护目标及保护成本的空间分布特征,采用选址优化算法,获得在满足设定保护目标前提下保护成本最低的空间配置,作为保护地的功能分区方案。国内保护地往往面临保护对象空间分布信息缺乏的限制,因而此类方法还应用较少。

钱江源国家公园主要依据土地利用类型,居民点、人口和道路数据,数字高程模型,重点保护动植物资源分布图层等多个空间信息图层划定功能分区。其中,重点保护动植物资源被定性地划分为一般、中等、较多、极多4个等级。黑麂作为中国东部地区的特有濒危物种,同时也是钱江源国家公园首要的保护对象,有必要专门评估钱江源国家公园功能分区能否满足区内黑麂保护的需求。我们的研究发现,钱江源国家公园的核心保护区和生态保育区覆盖了99.7%的黑麂适宜栖息地,有利于区内黑麂适宜栖息地的保护。同时,研究结果显示,黑麂倾向于出现在森林较为原始和道路密度较低的地区,表明黑麂可以作为其分布区域内较少受到人为干扰的森林生态系统的指示性物种。

栖息地丧失和破碎化是黑麂面临的主要威胁之一(郑祥等, 2006)。受人口增长、经济发展的影响,以常绿阔叶林为代表的原生地带性植被遭到破坏,造成黑麂栖息地面积减少,也加剧了不同栖息地斑块之间的隔离,将会限制黑麂种群的增长和扩散。我们的分析表明,钱江源国家公园内的黑麂适宜栖息地的平均斑块面积(13.7 ha)小于单只黑麂的家域面积(雄性 200 ± 25 ha, 雌性 68 ± 22 ha^①),较为破碎。因此,国家公园的管理应着眼于黑麂栖息地的恢复和廊道建设,通过栖息地改造提高低海拔人工杉木林的物种多样性,促进人工林和次生林的演替,以

① 陈小南 (2014) 基于粪便 DNA 的黑麂婚配制及家域的研究. 硕士学位论文, 浙江师范大学, 浙江金华.

增加黑麂适宜栖息地的面积;同时通过建立廊道等措施,加强栖息地斑块之间的连通性,促进黑麂在不同斑块之间的移动,以及斑块间种群的基因交流,以达到促进黑麂种群数量增长的目的。恢复黑麂栖息地同时也能促进该地区森林生态系统的恢复,提高森林的水土涵养、碳存储等生态系统功能(Liu et al, 2018)。

本研究使用的黑麂分布数据集中在古田山保护区,有偏差的空间取样可能影响预测结果的准确性。为实现更可靠的物种分布预测及保护成效评估,需要建立覆盖钱江源国家公园全区的监测网络。同时,在解读本研究结果时需要注意,钱江源国家公园在西北一侧毗邻安徽和江西省,在区外连接沿白际山脉分布的森林。因此,现有分析显示的多个黑麂栖息地斑块(如斑块3、4、6)尽管在国家公园境内被隔离,实则可能通过区外沿白际山脉分布的森林相互连通。因此,需要在更大的空间尺度上(如以白际山脉为研究区域)预测黑麂适宜栖息地的分布,才能全面准确地掌握该地区黑麂栖息地的空间分布特征,制定科学有效的保护管理措施。钱江源国家公园在区外临近安徽省休宁县岭南省级自然保护区和江西省婺源国家级鸟类自然保护区,通过跨省共建实现对国家公园区外、白际山脉沿线地区的森林生态系统的保护,是促进国家公园内黑麂保护,以及实现生态系统完整性保护的重要措施。

4 保护管理建议

基于本研究的结果与讨论,我们针对钱江源国家公园试点区今后的监测规划和保护管理提出以下3点建议:(1)将已有的覆盖古田山自然保护区范围的红外相机网格化监测体系扩展到整个国家公园,以监测全区范围内黑麂的分布与活动特征;(2)将钱江源国家公园周边,特别是沿白际山脉分布的区域纳入监测和研究范围,从区域景观尺度评估黑麂栖息地斑块的分布和连通性,为景观廊道的规划、栖息地管理和恢复提供指导;(3)国家公园牵头与周边地区的保护地、林场、社区开展广泛的跨区合作与共建,开展联合监测、联合巡护等活动并建立长效机制,对这一区域的黑麂种群所赖以生存的栖息地进行整体保护与管理,控制国家公园内外对黑麂及其栖息地的各类威胁,以确保黑麂种群的长期续存和发展。

致谢:感谢钱江源国家公园专项课题项目为古田山国家级自然保护区网格化红外相机监测项目提供部分经费支持。赖祯熙、赖正淦、姜永清、江福春、汪树龙、赖森炎、赖洪焰、曹正维、吴元根、余淦奎、汪先德、程生建、余华有和汪灶生长期参与该监测项目的外业工作,在此一并表示感谢!

参考文献

- Ball IR, Possingham H (2000) Marxan (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing. http://courses.washington.edu/cfr590/software/Marxan1810/marxan_manual_1_8_2.pdf. (accessed on 2019-01-01)
- Bao YX, Zheng X, Ge BM (2006) An assessment and protective strategy of black muntjac (*Muntiacus crinifrons*) habitat in Zhejiang Province. *Acta Ecologica Sinica*, 26, 2425–2431. (in Chinese with English abstract) [鲍毅新, 郑祥, 葛宝明 (2006) 浙江黑麂栖息地评价及保护对策. *生态学报*, 26, 2425–2431.]
- Chen LD, Fu BJ, Liu XH (2000) Landscape pattern design and wildlife conservation in nature reserve—Case study of Wolong Nature Reserve. *Journal of Nature Resources*, 15, 164–169. (in Chinese with English abstract) [陈利顶, 傅伯杰, 刘雪华 (2000) 自然保护区景观结构设计与物种保护——以卧龙自然保护区为例. *自然资源学报*, 15, 164–169.]
- Chen SW, Yu JP, Chen XN, Shen XL, Li S, Ma KP (2016) Camera-trapping survey on the diversity of mammal and pheasant species in Gutianshan National Nature Reserve, Zhejiang Province. *Acta Theriologica Sinica*, 36, 292–301. (in Chinese with English abstract) [陈声文, 余建平, 陈小南, 申小莉, 李晟, 马克平 (2016) 利用红外相机网络调查古田山自然保护区的兽类及雉类多样性. *兽类学报*, 36, 292–301.]
- Huyan JQ, Xiao J, Yu BW, Xu WH (2014) Research progress in function zoning of nature reserves in China. *Acta Ecologica Sinica*, 34, 6391–6396. (in Chinese with English abstract) [呼延俊奇, 肖静, 于博威, 徐卫华 (2014) 我国自然保护区功能分区研究进展. *生态学报*, 34, 6391–6396.]
- Li S, Wang DJ, Xiao ZS, Li XH, Wang TM, Feng LM, Wang Y (2014) Camera-trapping in wildlife research and conservation in China: Review and outlook. *Biodiversity Science*, 22, 685–695. (in Chinese with English abstract) [李晟, 王大军, 肖治术, 李欣海, 王天明, 冯利民, 王云 (2014) 红外相机技术在我国野生动物研究与保护中的应用与前景. *生物多样性*, 22, 685–695.]
- Li WJ, Wang ZJ, Ma ZJ, Tang HX (1999) Designing the core zone in a biosphere reserve based on suitable habitats: Yancheng Biosphere Reserve and the red crowned crane (*Grus japonensis*). *Biological Conservation*, 90, 167–173.

- Liu XH, Li JH (2008) Scientific solutions for the functional zoning of nature reserves in China. *Ecological Modelling*, 215, 237–246.
- Liu XJ, Trogisch S, He JS, Niklaus PA, Bruelheide H, Tang ZR, Erfmeier A, Scherer-Lorenzen M, Pietsch KA, Yang B, Kuhn P, Scholten T, Huang YY, Wang C, Staab M, Leppert KN, Wirth C, Schmid B, Ma KP (2018) Tree species richness increases ecosystem carbon storage in subtropical forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285, 20181240.
- McGarigal K, Cushman SA, Neel MC, Ene E (2002) FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html. (accessed on 2019-01-01)
- Phillips SJ, Dudík M (2008) Modeling of species distributions with MaxEnt: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175.
- Riley SJ (1999) Index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences*, 5, 23–27.
- Sheng HL (1987) China's endemic species: Black muntjac. *Chinese Journal of Zoology*, 52(2), 48–51. (in Chinese) [盛和林 (1987) 中国特产动物——黑鹿. *动物学杂志*, 52(2), 48–51.]
- Shi JY, Ma LS, Yang KL, Fan JC, Shi RH (1998) Fuzzy division of functional areas in Wolong Nature Reserve. *Journal of Sichuan Forestry Science and Technology*, 19, 6–16. (in Chinese with English abstract) [史军义, 马丽莎, 杨克珞, 范继才, 史蓉红 (1998) 卧龙自然保护区功能区的模糊划分. *四川林业科技*, 19, 6–16.]
- Tang FL, Wang MJ, Li GQ (2017) Discussion on zoning for national park function. *Forest Construction*, (6), 1–7. (in Chinese with English abstract) [唐芳林, 王梦君, 黎国强 (2017) 国家公园功能分区探讨. *林业建设*, (6), 1–7.]
- Tao J, Zang RG, Hua CL, Wen QZ (2012) Discussion on the functional zoning of forest ecosystem nature reserve. *Forest Resources Management*, (6), 47–50, 56. (in Chinese with English abstract) [陶晶, 臧润国, 华朝朗, 温庆忠 (2012) 森林生态系统类型自然保护区功能区划探讨. *林业资源管理*, (6), 47–50, 56.]
- Wang Y (2017) Practice and innovation for overarching institution design of China's national park. *Biodiversity Science*, 25, 1037–1039. (in Chinese) [王毅 (2017) 中国国家公园顶层制度设计的实践与创新. *生物多样性*, 25, 1037–1039.]
- Watts ME, Ball IR, Stewart RS, Klein CJ, Wilson K, Steinback C, Lourival R, Kircher L, Possingham HP (2009) Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. *Environmental Modelling and Software*, 24, 1513–1521.
- Xu WH, Luo C, Ouyang ZY, Zhang L (2010) Designing regional nature reserves group: The case study of Qinling Mountain Range, China. *Acta Ecologica Sinica*, 30, 1648–1654. (in Chinese with English abstract) [徐卫华, 罗翀, 欧阳志云, 张路 (2010) 区域自然保护区群规划——以秦岭山系为例. *生态学报*, 30, 1648–1654.]
- Xu WH, Vina A, Qi ZX, Ouyang ZY, Liu JG, Liu W, Wan H (2014) Evaluating conservation effectiveness of nature reserves established for surrogate species: Case of a giant panda nature reserve in Qinling Mountains, China. *Chinese Geographical Science*, 24, 60–70.
- Yang R (2017) Conservation first, national representative, and commonwealth: The three concepts of China's National Park System Construction. *Biodiversity Science*, 25, 1040–1041. (in Chinese) [杨锐 (2017) 生态保护第一、国家代表性、全民公益性——中国国家公园体制建设的三大理念. *生物多样性*, 25, 1040–1041.]
- Yu H, Chen T, Zhong LS, Zhou R (2017) Functional zoning of the Qianjiangyuan National Park System Pilot Area. *Resources Science*, 39, 20–29. (in Chinese with English abstract) [虞虎, 陈田, 钟林生, 周睿 (2017) 钱江源国家公园体制试点区功能分区研究. *资源科学*, 39, 20–29.]
- Zheng X, Bao YX, Ge BM, Zheng RQ (2006) Seasonal changes in habitat use of black muntjac (*Muntiacus crinifrons*) in Zhejiang. *Acta Theriologica Sinica*, 26, 201–205. (in Chinese with English abstract) [郑祥, 鲍毅新, 葛宝明, 郑荣泉 (2006) 黑鹿栖息地利用的季节变化. *兽类学报*, 26, 201–205.]

(责任编辑: 李俊生 责任编辑: 闫文杰)



•研究报告•

古田山国家级自然保护区白颈长尾雉的分布格局及其季节变化

任 鹏¹ 余建平² 陈小南² 申小莉³ 宋 琥¹
张田田¹ 余永泉² 丁 平^{1*}

1 (浙江大学生命科学学院, 杭州 310058)

2 (钱江源国家公园生态资源保护中心, 浙江开化 324300)

3 (中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

摘要: 为了解浙江省古田山国家级自然保护区内白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti*)的分布格局和季节变化, 2014年5月至2016年4月, 我们对其进行了为期2年的网格化监测。共有44个公里网格拍摄到白颈长尾雉, 独立探测数量为211次, 雌雄性比为1:1.64。白颈长尾雉主要分布在实验区和缓冲区, 其探测率在常绿落叶阔叶混交林、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)林、针阔叶混交林、人工油茶(*Camellia oleifera*)林和常绿阔叶林中依次递减, 主要分布在海拔600–800 m。冬、春两季, 白颈长尾雉活动强度和区域相对较小, 而夏、秋两季活动强度和区域相对增加, 其分布在海拔段($F_{4,12} = 3.76, P < 0.05$)和季节间($F_{3,12} = 3.34, P < 0.05$)都存在显著差异。对海拔和气候因子进行回归分析发现, 日平均气温和海拔对白颈长尾雉是否出现均有极显著影响($P < 0.01$); 白颈长尾雉月探测率和探测到白颈长尾雉位点的海拔均与月平均气温呈极显著正相关($P < 0.001$), 而与月平均降水量无显著线性关系($P > 0.05$)。这表明白颈长尾雉的活动在很大程度上受海拔和气温影响, 随月平均气温的升高有向高海拔迁移的趋势。模型选择和多模型推断显示, 最优模型仅保留“100 m内水源”这一个变量, 次优模型是“100 m内水源 × 海拔”, 最优和次优模型的权重分别为0.18和0.14, “100 m内水源”和“海拔”是影响白颈长尾雉在保护区内分布的重要因子, 重要值分别为0.82和0.51。因此, 白颈长尾雉的分布并非仅由某一个或几个环境变量决定, 而是由多个环境变量共同决定。气温的变化和对不同海拔段的选择是导致白颈长尾雉形成不同季节分布格局的原因。

关键词: 红外相机技术; 白颈长尾雉; 分布特征; 气候; 模型选择和多模型推断

Seasonal variation in the distribution of Elliot's pheasant (*Syrnaticus ellioti*) in Gutianshan National Nature Reserve

Peng Ren¹, Jianping Yu², Xiaonan Chen², Xiaoli Shen³, Xiao Song¹, Tiantian Zhang¹, Yongquan Yu², Ping Ding^{1*}

1 College of Life Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058

2 Center of Ecology and Resources, Qianjiangyuan National Park, Kaihua, Zhejiang 324300

3 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

Abstract: Here we studied the seasonal variation in the distribution pattern of Elliot's pheasant (*Syrnaticus ellioti*) in Gutianshan National Nature Reserve, in Zhejiang Province, China. From May 2014 to April 2016, Elliot's pheasants were monitored with camera traps as part of the grid monitoring system. Elliot's pheasants were detected in 44 1 km × 1 km survey blocks, 211 independent times. The observed sex ratio was F : M = 1 : 1.64. These results showed that Elliot's pheasant is mainly distributed in the buffer and experimental zones. Within the reserve, the detection rate of Elliot's pheasant decreased over the gradient from mixed evergreen and deciduous broad leaf forest, *Cunninghamia lanceolata* forest, mixed coniferous and broad leaf forest to artificial *Camellia oleifera* forest and evergreen broad leaf forest. Elliot's pheasant mainly lived at

收稿日期: 2018-07-15; 接受日期: 2018-10-12

基金项目: 浙江省科技计划(2015C02016)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: dingping@zju.edu.cn

altitudes of 600–800 m. In winter and spring, their activity intensity was lower and the active area of Elliot's pheasant was relatively smaller compared with the summer and autumn. In short, the distribution between altitudinal intervals ($F_{4,12} = 3.76$, $P < 0.05$) and seasons ($F_{3,12} = 3.34$, $P < 0.05$) differed significantly. Performing a regression analysis on altitudinal intervals and climatic factors showed that the daily average temperature and altitudinal intervals both significantly influenced the presence of Elliot's pheasant ($P < 0.01$). Both the monthly detection rate of Elliot's pheasant and the altitude at which Elliot's pheasant was detected had a significant positive correlation with the monthly mean temperature ($P < 0.001$), but had no significant linear relationship with the monthly mean rainfall ($P > 0.05$). These results showed that the presence of Elliot's pheasant was largely influenced by altitude and temperature. Elliot's pheasants tended to move to higher altitude as the average monthly temperature increased. According to the results of model selection and multimodel inference, the optimal model only included by the variable "source of water within 100 meters", and the suboptimal model was "source of water within 100 meters \times altitude", with weights of 0.18 and 0.14. This means that "source of water within 100 meters" and "altitude" were important factors affecting the distribution of Elliot's pheasant, whose importance values were 0.82 and 0.51, respectively. Overall, the distribution of Elliot's pheasant was determined by various environmental variables, rather than one and/or several environmental variables. In addition, the changes in temperature and the range of altitudinal intervals led to the differing seasonal distribution pattern of Elliot's pheasant.

Key words: camera-trapping; Elliot's pheasant; distribution pattern; climate; model selection and multimodel inference

理解物种与其栖息地的关系及影响物种分布的因素是生态学、生物地理学和保护生物学领域有待深入研究的重要科学问题(Morrison et al, 1998; Sexton et al, 2009; Wiens, 2011), 是自然保护地选择与设计的重要依据(Scott et al, 1993)。全球气候变化可使生物季节性活动时间发生改变, 并导致物种分布区向高纬度和高海拔地区迁移(Walther et al, 2002; Parmesan & Yohe, 2003; Parmesan, 2006), 山地物种对土地利用和气候变化尤为敏感(La Sorte & Jetz, 2010; Laurance et al, 2011; Sekercioglu et al, 2012)。因此, 深入了解影响物种空间分布格局的生态因素对于阐明生物多样性格局、群落构建格局与动态、物种对全球变化的响应(McCain & Colwell, 2011), 以及自然保护地的设计与管理具有重要意义(Cabeza & Moilanen, 2001)。

白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti*)隶属于鸡形目雉科长尾雉属, 为典型的地栖性森林鸟类, 是我国特有的国家I级重点保护野生动物, 被IUCN红色名录列为近危(Near Threatened, NT)(BirdLife International, 2016), 《中国脊椎动物红色名录》列为易危(Vulnerable, VU)(蒋志刚等, 2016)。白颈长尾雉栖息于海拔200–1,900 m之间的常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林、常绿针阔叶混交林中, 也在针叶林、竹林和灌丛中活动, 其中阔叶林和混交林最为重要(丁平和诸葛阳, 1988)。不同地区白颈长尾雉分布的

海拔高度有差异, 但主要分布在中低山段(刘鹏和张微微, 2017)。由于受栖息地片断化、适宜栖息地面积不断缩小和捕猎等因素的胁迫, 白颈长尾雉已成为受到广泛关注的受胁物种(丁平, 2015)。

尽管人们已对白颈长尾雉的栖息地类型和特征(丁平和诸葛阳, 1988; 丁平等, 2001)、栖息地选择与利用(丁平等, 2002a, b; 刘鹏和张微微, 2017)、活动与扩散(彭岩波和丁平, 2005; 蔡路昀等, 2007; 徐言朋等, 2007)等问题开展了较为深入的研究, 但以往的研究主要是基于野外直接观察、无线电遥测跟踪技术和痕迹法等方法进行, 在调查样本量上受到较大限制, 无法在局域尺度上反映该物种栖息地利用和空间分布格局。

空间尺度是预测物种分布的重要要素之一, 尺度选择在物种分布模型构建及其应用中起着至关重要的作用(Seo et al, 2009)。目前已有的白颈长尾雉物种分布研究主要集中在较大区域的分布格局, 而有关局域尺度上白颈长尾雉的空间分布格局及其影响因素的研究较少(丁平, 2015)。为此, 本研究采用红外相机技术, 在古田山国家级自然保护区(以下简称“古田山保护区”)开展白颈长尾雉的分布与栖息地利用及其季节变化的全域调查, 以期为全球气候变化背景下白颈长尾雉栖息地的保护与管理, 以及该雉适宜栖息地与海拔分布对气候变化响应预测模型的构建提供科学依据。

1 研究区域概况

古田山保护区位于浙江省开化县西北部, 与江西省婺源县、德兴市毗邻, 地理位置在 $118^{\circ}03'49.7''$ – $118^{\circ}10'12.2''$ E, $29^{\circ}10'19.4''$ – $29^{\circ}17'41.4''$ N之间。该保护区于2001年经国务院批准升格为国家级自然保护区, 以中国特有的珍稀濒危物种白颈长尾雉和黑麂(*Muntiacus crinifrons*), 以及典型的亚热带常绿阔叶林为主要保护对象。保护区总面积 81.07 km^2 , 其中核心区 21.56 km^2 , 缓冲区 17.32 km^2 , 实验区 42.19 km^2 (图1)。山脉呈近东西或北东走向, 总的地势是北高南低, 保护区最低海拔为 260 m , 最高海拔 $1,258 \text{ m}$ 。该保护区属中亚热带湿润季风区, 受夏季风影响较大, 一年中气候有明显的季节性变化。本区年均降水天数 142.5 d , 年均降水量 $1,963.7 \text{ mm}$, 相对湿度为 92.4% 。年均气温 15.3°C , 无霜期约为 250 d 。该区域动植物资源丰富, 植物区系组成兼具南北特点, 是联系华南到华北的典型过渡带(于明坚等, 2001)。

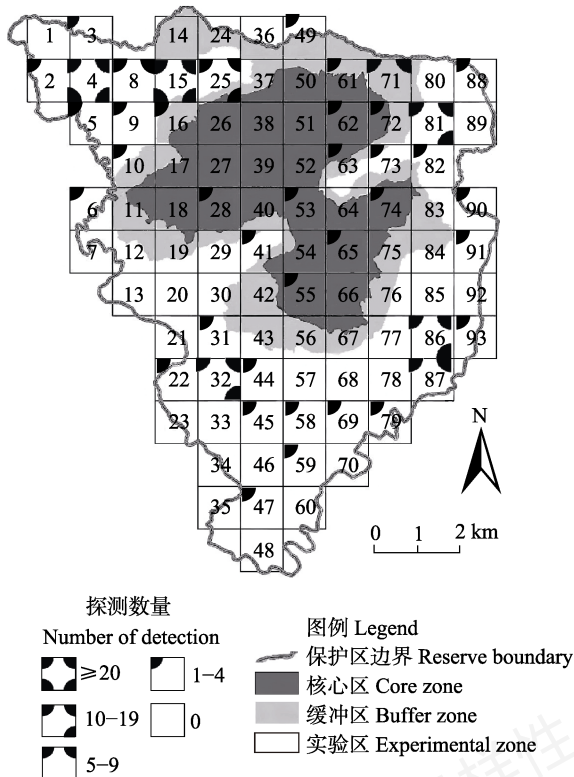


图1 古田山国家级自然保护区内白颈长尾雉分布图
Fig. 1 Distribution of Elliot's pheasant in Gutianshan National Nature Reserve

2 研究方法

2.1 红外相机布设与生境因子记录

保护区被划分为93个公里网格(每个网格为 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$) (图1), 2014年5月至2016年4月, 在每个网格内布设1台红外相机进行监测(陈声文等, 2016)。2014年5月至2015年4月, 在每个网格内选取3个监测点, 每4个月按照不同监测点移动相机位置; 2015年5月至2016年4月每个网格内的相机位置固定, 每4个月收集1次数据。相机固定于乔木或较粗的灌木上, 置放高度为 $40\text{--}80 \text{ cm}$ 之间, 镜头与地面大致平行, 确保视野开阔, 能感应并拍摄到在地面活动的动物个体。设置相机朝向时尽量避免早晚阳光直接射入镜头和红外感应窗口。统一红外相机的设置, 包括红外补光、日期、拍摄间隔(1.0 s)和录像时长等。及时检查与更新SD卡和电池, 尽量确保每台相机运转正常。最终有效调查网格数86个, 红外相机累积有效工作时长为 $54,244$ 个工作日(trap-days)。

根据植物物种的重要值并结合植被外貌, 判定相机布放位置的植被类型(常绿落叶阔叶混交林、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)林、针阔叶混交林、人工油茶(*Camellia oleifera*)林和常绿阔叶林)、森林起源(原始林、次生林、人工林)、乔木郁闭度、灌木层盖度和草本层盖度。详细记录相机周围 100 m 内是否有水源(溪流)以及相机布放位点的海拔、坡位、坡度。通过当地气象部门获得2014年5月至2016年4月保护区的气候数据, 包括日平均气温、月平均气温和月平均降水量等。根据浙江省的气候特征(杨诗芳和毛裕定, 2008; 郁珍艳等, 2014), 在本研究中, 四季时间的划分为: 春季(3月15日至5月31日, 共78天), 夏季(6月1日至9月29日, 共121天), 秋季(9月30日至12月8日, 共69天), 冬季(12月9日至次年3月14日, 共96天)。另外, 根据 10 m 等高距的地形图, 利用ArcMap 10.2计算各海拔段的表面积。

2.2 数据处理

在ACD See 2.5软件下对获得的白颈长尾雉照片和视频进行鉴定, 记录触发日期、触发时间、数量、雌雄、成幼等数据。同一相机在 30 min 内连续多次拍到的同一物种的所有图像记为1份独立有效照片(Yasuda, 2004; Michalski & Peres, 2007), 并只保留个体数量最多的一张作为有效照片。拍摄到的白颈长尾雉幼体由于无法辨别雌雄, 没有进入统计

分析。

以“探测率”(单位调查工作量下的探测数量)比较白颈长尾雉在不同生境类型、季节和海拔间的差异(刘芳等, 2012), 计算公式如下:

$$\text{探测率} = \frac{\text{探测数量}}{\text{相机数量} \times \text{单个相机有效工作日}} \times 100 \quad (1)$$

进一步将网格内白颈长尾雉的探测数量转化为0 (未拍摄到)和1 (拍摄到)数据, 利用二元逻辑斯蒂回归模型对影响白颈长尾雉空间分布格局的主要栖息地特征参数进行分析。利用“glmulti”软件包, 基于AICc的判定方法, 对上述记录的9个栖息地变量(植被类型、森林起源、乔木郁闭度、灌木盖度、草本盖度、100 m内水源、海拔、坡位、坡度)进行相关性分析, 对于相关系数高的变量, 选择生态学意义重要的变量进入模型, 筛选出用于模型分析的变量。利用模型选择和多模型推断(model selection and multimodel inference)分析决定白颈长尾雉出现与否的重要环境因素(Wang et al, 2009)。

另外, 由于气候数据(日平均气温、月平均气温和月平均降水量)是整个保护区区域的平均值而非相机周围的小气候数据, 因此将气候数据和海拔数据相结合来进行线性回归和广义线性回归(逻辑斯蒂回归)分析, 探讨海拔和气候对白颈长尾雉活动的影响。首先, 分析气温和海拔对白颈长尾雉活动的影响, 对2年白颈长尾雉在网格内是否出现的数据与日平均气温和海拔数据进行逻辑斯蒂回归分析。其次, 探究白颈长尾雉探测率是否受气温和降水量的影响, 利用两年月平均气温和月降水量的数据, 对白颈长尾雉月探测率进行线性回归分析。在回归分析前, 对数据进行标准化处理以消除量纲的影响, 即 $(x_i - \bar{x})/\sigma$ (x_i 为数据点 i , \bar{x} 为均值, σ 为标准差), 同时对变量进行相关性分析, 以避免回归分析中的多重共线性问题。所有数据在R 3.4.2软件中处理完成(R Development Core Team, 2017)。

3 结果

3.1 空间分布

2014–2016年全域公里网格监测共计包括323个有效位点, 白颈长尾雉的探测数量为211次, 共在44个网格内被拍摄到, 占保护区总网格数的47.3%。其中冬春两季白颈长尾雉出现的网格数为18, 占总出现网格数的40.9%。两年监测结果显示,

雌雄性比为1:1.64 (80♀:131♂)。白颈长尾雉主要分布在实验区和缓冲区, 核心区较少(图1), 其中洪源(网格4)和石耳山(网格15)附近的实验区和缓冲区是白颈长尾雉分布最集中的区域。

从2年白颈长尾雉探测率(图2)和分布特征(图3)可知, 白颈长尾雉在秋季最为活跃, 探测率为0.90, 其次是夏季, 探测率为0.43, 冬季活动强度最小, 探测率仅为0.06。也就是说, 白颈长尾雉在冬季活动强度和区域最小, 春季开始增加, 夏季活动强度和区域进一步扩大, 到秋季活动强度和区域均达到最大。

3.2 栖息地特征

在相机所放置的5种植被类型中均探测到白颈长尾雉的活动。其中在常绿落叶阔叶混交林中的探测率最大, 为0.48; 其次是杉木林、针阔叶混交林和人工油茶林, 分别为0.41、0.33和0.26, 常绿阔叶林中探测率最小, 仅为0.16。根据10 m等高距地形图, 小于400 m、400–600 m、600–800 m、800–1,000 m、大于1,000 m各海拔段的表面积分别为28.58 km²、33.40 km²、23.67 km²、14.78 km²、37.50 km²。通过对白颈长尾雉在不同海拔段的探测率和不同海拔段的表面积分析可知, 白颈长尾雉主要分布在600–800 m海拔段; 800 m及以上海拔段探测率较低, 尽管大于1,000 m的海拔段面积最大, 但探测率仅为0.14, 表明白颈长尾雉在高海拔段的分布较少(图4e)。冬、春两季探测率较低, 表明白颈长尾雉活动强度相对较弱, 此时主要分布在海拔较低的区域(≤ 800 m), 而夏、秋两季活动强度增加, 探测率增加, 特别是秋季, 在海拔段600–800 m, 白颈长尾雉的探测率高达2.02, 远高于其他海拔段(图4a, b, c, d)。对白颈长尾雉在不同海拔段和季节间的探测率进行无重复双因素方差分析发现, 探测率在海拔段

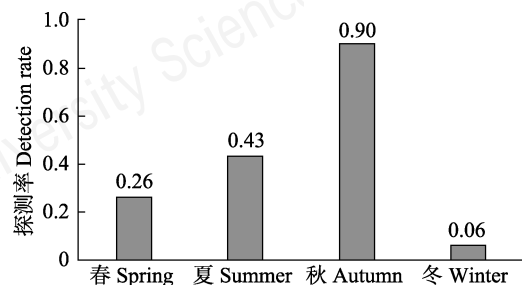


图2 白颈长尾雉不同季节的探测率

Fig. 2 Seasonal differences of the detection rate of Elliot's pheasant

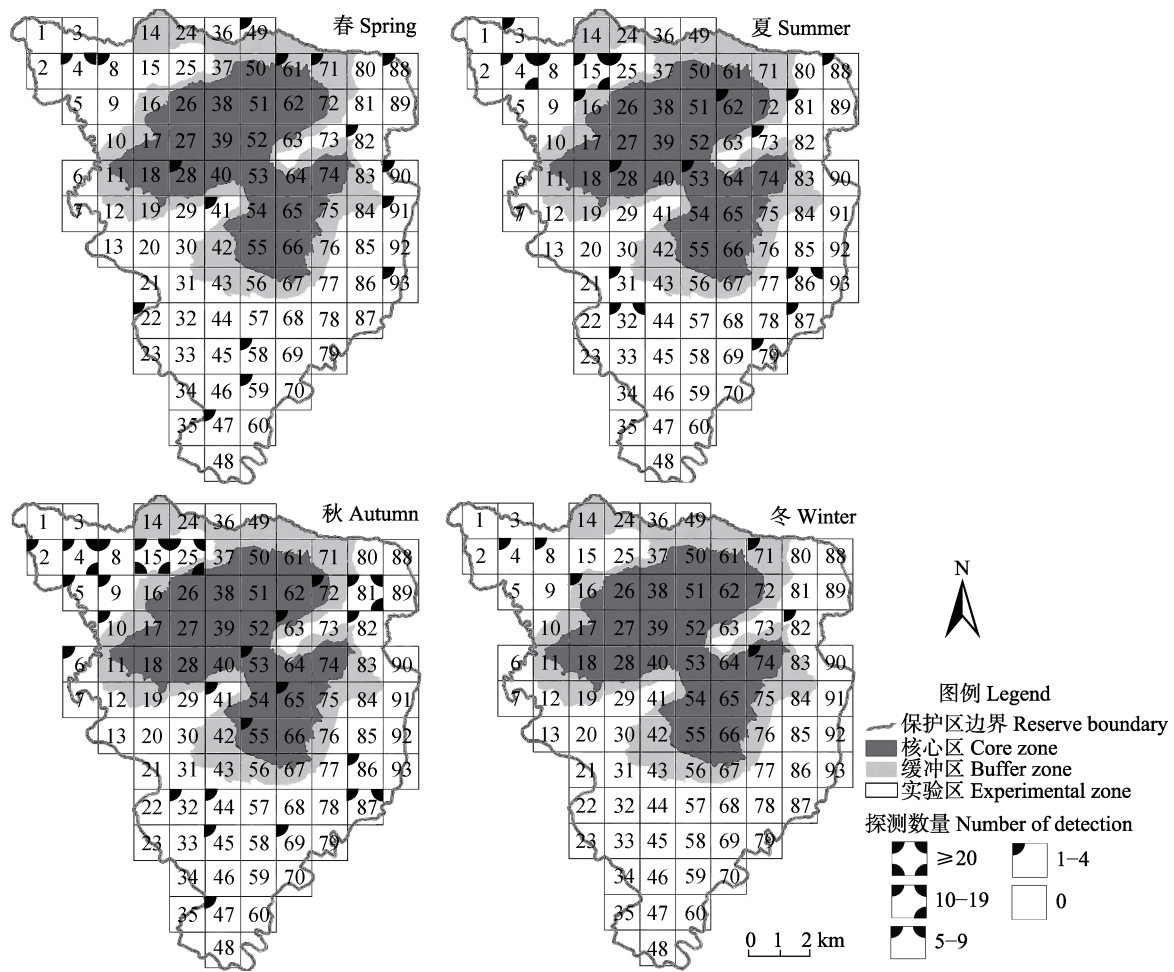


图3 古田山国家级自然保护区不同季节白颈长尾雉分布图
Fig. 3 Seasonal patterns of Elliot's pheasant distribution in Gutianshan National Nature Reserve

和季节间都存在显著差异($F_{4,12} = 3.76, P = 0.041$; $F_{3,12} = 3.34, P = 0.046$), 表明海拔段和季节对白颈长尾雉的分布均有显著影响。

3.3 气候和海拔的影响

对变量进行相关性分析的结果显示, 平均气温和海拔的Pearson相关系数仅为0.028 ($P = 0.534$), 月平均气温和月平均降水量的相关系数仅为0.563 ($P = 0.004$), 均较小, 因此变量间的共线性较弱。回归分析的结果表明(表1), 白颈长尾雉的活动受海拔和气温影响, 随海拔高度增加而降低, 随日平均气温的升高而增加, 且白颈长尾雉对气温变化的响应更为强烈(回归系数: 日平均气温 0.643 > 海拔 0.259)。日平均气温对雌雄个体均有极显著影响, 且雄性个体对气温变化的响应更为敏感(回归系数: 雄性0.685 > 雌性0.563), 而海拔仅对雌性个体有显著影响。白颈长尾雉月探测率与月平均气温具有显

著的正相关, 而与月平均降水量无显著的线性关系。探测到白颈长尾雉位点的海拔与月平均气温呈显著的正相关, 而与月平均降水量无显著的线性关系。

3.4 模型选择

变量间相关性分析结果显示(表2), 森林起源和海拔、森林起源和植被类型、100 m内水源和坡位3组变量间的相关系数(分别为-0.452、-0.415、-0.421, $P < 0.001$)相对较高; 在相机放置的整个保护区内, 绝大部分区域乔木郁闭度较高, 梯度变化不明显; 另外考虑到植被类型和森林起源为非有序数据(数据间并非呈梯度变化)等因素, 在进一步的模型分析中将不包括植被类型、森林起源、坡位和乔木郁闭度等4个变量。最终选择海拔高度、坡度、100 m内水源、灌木盖度和草本盖度5个变量构建模型进行分析。

模型分析结果显示, 最优模型(Delta = 0)是仅

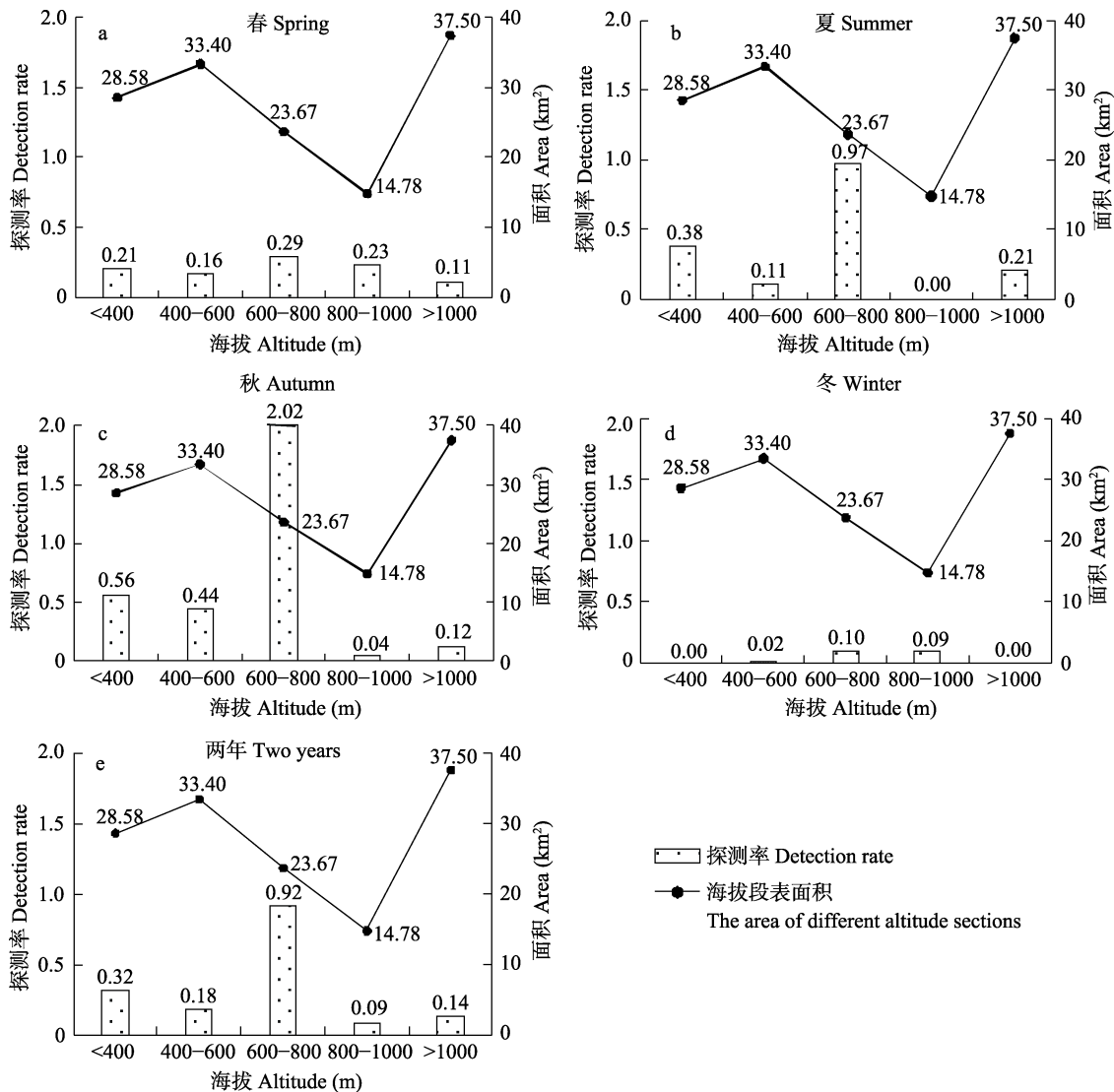


图4 白颈长尾雉在不同海拔段的探测率

Fig. 4 The detection rate of Elliot's pheasant in different altitude sections

保留“100 m内水源”这一个变量，最优模型的权重为0.18，但第二至第四优的模型 $\Delta AICc < 2$ ，即最优模型并不明显优于其他备选模型(表3)。因此，对所有可能的模型($2^5 - 1 = 31$)进行模型平均，计算上述变量的重要值和在模型中的回归系数(表4)，进而判断变量的重要程度和影响方向。结果表明，“100 m内水源”和“海拔”的变量重要值较高，分别为0.82和0.51。从模型标准化回归系数来看，白颈长尾雉的出现与100 m内水源($\beta = 1.026, P = 0.031$)呈正相关，即100 m范围内存在水源，白颈长尾雉的出现概率趋于升高，与海拔($\beta = -0.172, P = 0.044$)呈负相关，即海拔越高，白颈长尾雉的出现概率趋于降低，另外3个参数(坡度、草本盖度、灌木盖度)与白颈长尾

雉的出现没有显著的相关性($P > 0.05$)。由此可见，100 m内水源和海拔是白颈长尾雉在古田山保护区内空间分布的重要影响因子。

4 讨论

4.1 白颈长尾雉在保护区内的分布特征

从两年红外相机监测结果可知，白颈长尾雉在古田山保护区内的主要分布区域并不在核心区，而是在实验区和缓冲区。核心区大部分区域海拔大于800 m，且坡度大，不利于白颈长尾雉的活动，导致高海拔区域的探测率较低。这与浙江水坞山区(主要分布在海拔200–600 m之间)(杨月伟等, 1999; 丁平等, 2002a)的调查结果相似，白颈长尾雉主要栖息

表1 逻辑斯谛回归和线性回归分析结果

Table 1 The results of logistic regression and linear regression analysis

自变量 Independent variable		回归系数 Coefficients	标准误差 Standard error	z	P
逻辑斯谛回归 Logistic regression, $P < 0.0001$					
雌 + 雄 Female + male	海拔 Altitude	-0.259	0.100	-2.592	0.0095**
	日平均气温 Daily average temperature	0.643	0.108	5.937	0.0000***
雌 Female	海拔 Altitude	-0.307	0.145	-2.119	0.0341*
	日平均气温 Daily average temperature	0.563	0.156	3.6	0.0003***
雄 Male	海拔 Altitude	-0.216	0.115	-1.874	0.061
	日平均气温 Daily average temperature	0.685	0.129	5.314	0.0000***
线性回归 Linear regression, $P < 0.0001$					
雌 + 雄 Female + male	月平均气温 Month average temperature	6.231	0.980	6.361	0.0000***
	月平均降水量 Month average precipitation	-1.104	0.980	-1.127	0.273
线性回归 Linear regression, $P < 0.0001$					
海拔 Altitude	月平均气温 Month average temperature	6.107	0.413	14.803	0.0000***
	月平均降水量 Month average precipitation	0.000	0.002	0.182	0.856

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

表2 栖息地特征参数间的相关系数

Table 2 Correlation coefficients among the characteristic parameters of habitat

生境因子 Habitat factor	植被类型 Vegetation type	森林起源 Forest origin	乔木郁闭度 Tree canopy closure	灌木盖度 Shrub coverage	草本盖度 Herbaceous coverage	100 m内水源 Source of water in 100 meters	海拔 Altitude (m)	坡位 Position
森林起源 Forest origin	-0.415***							
乔木郁闭度 Tree canopy closure	0.135*	-0.142*						
灌木盖度 Shrub coverage	0.146**	0.018	0.111*					
草本盖度 Herbaceous coverage	-0.059	0.142*	-0.08	0.069				
100 m内水源 Source of water in 100 meters	-0.125*	0.032	0.127*	0.082	-0.145**			
海拔 Altitude (m)	0.244***	-0.452***	0.087	0.041	-0.188***	0.287***		
坡位 Position	0.118*	-0.092	0.043	-0.195***	-0.056	-0.421***	0.185***	
坡度 Gradient	0.041	0.003	0.181**	0.281***	-0.186***	0.06	0.154**	-0.095

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

在低海拔区域。

生境是野生动物赖以生存的环境, 动物偏好选择和利用某种生境特征是其适应环境的一种行为。植被乔木层盖度是影响白颈长尾雉栖息地选择的最主要因素(丁平和诸葛阳, 1988; 丁平等, 2001), 之前的研究表明, 乔木层盖度在60%以上的栖息地能为白颈长尾雉提供良好的繁殖、食物、隐蔽、夜宿和活动等条件, 白颈长尾雉可长期在该类栖息地内生存, 是其最适宜栖息地(丁平, 2015)。在古田

山保护区, 绝大多数植被的乔木层盖度大于60%, 其中76.8%的植被盖度大于80%, 因此, 古田山保护区内大部分植被均为白颈长尾雉的适宜栖息地, 白颈长尾雉在自然保护区内的活动区域与分布可能更多地受栖息地可利用因子的影响。白颈长尾雉对不同植被类型的栖息地适应性存在差异(丁平和诸葛阳, 1989a): 阔叶林、混交林是最适生境, 针叶林、杉木林等为次适生境(丁平和诸葛阳, 1988)。在所有公里网格中, 4号和15号网格的白颈长尾雉探测数

表3 模型平均各参数的组合结果

Table 3 The result of combined the parameters of the model average

模型组合 Model combination	自由度 df	似然对数 Log-Likelihood	AICc	Delta	权重 Weight
e	2	-59.12	122.39	0.00	0.18
a × e	3	-58.26	122.80	0.42	0.14
b × e	3	-59.01	124.30	1.91	0.07
d × e	3	-59.01	124.30	1.91	0.07
a × d × e	4	-57.99	124.46	2.07	0.06
c × e	3	-59.12	124.53	2.14	0.06
a	2	-60.33	124.79	2.40	0.05
a × b × e	4	-58.24	124.96	2.57	0.05
a × c × e	4	-58.26	124.99	2.60	0.05
b × d × e	4	-58.85	126.16	3.77	0.03
a × d	3	-60.01	126.30	3.91	0.02
c × d × e	4	-59.00	126.47	4.09	0.02
b × c × e	4	-59.01	126.49	4.10	0.02
a × b × d × e	5	-57.94	126.60	4.22	0.02
a × c × d × e	5	-57.99	126.69	4.30	0.02
a × b	3	-60.26	126.80	4.41	0.02
a × c	3	-60.26	126.80	4.41	0.02
a × b × c × e	5	-58.24	127.20	4.81	0.02
d	2	-62.09	128.32	5.94	0.01
b × c × d × e	5	-58.82	128.36	5.97	0.01
c	2	-62.14	128.42	6.04	0.01
a × b × d	4	-59.98	128.43	6.04	0.01
a × c × d	4	-60.00	128.46	6.07	0.01
b	2	-62.18	128.50	6.11	0.01
a × b × c	4	-60.18	128.84	6.45	0.01
a × b × c × d × e	6	-57.93	128.88	6.49	0.01
c × d	3	-62.08	130.43	8.04	0.00
b × d	3	-62.09	130.46	8.08	0.00
b × c	3	-62.14	130.56	8.17	0.00
a × b × c × d	5	-59.96	130.63	8.24	0.00
b × c × d	4	-62.08	132.62	10.24	0.00

a: 海拔; b: 草本盖度; c: 灌木盖度; d: 坡度; e: 100 m内水源。

a, Altitude; b, Herbaceous coverage; c, Shrub coverage; d, Gradient; e, Source of water in 100 meters.

表4 各变量的重要值、模型回归系数及P值

Table 4 Importance values, model regression coefficient and the P-value of variables

模型平均 Model averaging	100 m内水源 Source of water in 100 meters	海拔 Altitude	坡度 Gradient	草本盖度 Herbaceous coverage	灌木盖度 Shrub coverage
重要值 Importance value	0.82	0.51	0.30	0.27	0.26
标准化回归系数 β Standardized regression coefficient β	1.026	-0.172	0.096	0.122	0.009
P	0.031*	0.044*	0.299	0.438	0.570

* $P < 0.05$.

量最多,这两个公里网格特征为:平均海拔高度为600 m左右;4号网格以常绿落叶阔叶林为主,占网格面积的50%,针叶林占30%左右;15号网格以针阔叶混交林为主,占网格面积的65%,杉木林占20%左右;各林相交错分布。其他白颈长尾雉出现较多的网格(如分布较集中的8、25、32、71、81、86和87等网格),均是常绿落叶阔叶林、针阔叶混交林、针叶林和杉木林等各林相交错分布的区域,那些单一林相占优势的生境中,白颈长尾雉分布较少,与之前的研究结果一致。本研究中白颈长尾雉在常绿落叶阔叶混交林中的探测率最大,表明常绿落叶阔叶混交林是白颈长尾雉活动最频繁的区域,但在常绿阔叶林中,白颈长尾雉的探测率最小。白颈长尾雉一般在林下植被比较简单空旷的阔叶林中活动,而古田山保护区内以甜槠(*Castanopsis eyrei*)为单优势群落的常绿阔叶林终年郁闭度高(胡正华等,2004),林下植被较复杂,特别是草本盖度较高,会影响白颈长尾雉在林下地面的活动(丁平等,2001),这是导致研究区域中白颈长尾雉在常绿阔叶林中分布较少的原因。另外,白颈长尾雉在人工油茶单一林相中分布较少,这是因为人工油茶林内草本稀疏简单,采茶时人为干扰强度大,而单一林相的杉木林林下较开阔,适宜多种草本植物生长,可为白颈长尾雉提供一定的食物资源,且草本盖度不大,使得杉木林也成为白颈长尾雉经常活动的区域。同时,白颈长尾雉在不同生境类型中的分布差异显著,表明植被类型对白颈长尾雉的分布有显著影响。

白颈长尾雉受不同季节食物资源的变化和繁殖活动的影响,存在一定的迁移(石建斌和郑光美,1997;彭岩波和丁平,2005;蔡路昀等,2007),其活动区域大小和日活动距离随季节而变化(石建斌和郑光美,1997;蔡路昀等,2007),还存在栖息地内季节性的垂直迁移(丁平和诸葛阳,1989a,b;石建斌

和郑光美, 1997; 徐言朋等, 2007)。本研究依据白颈长尾雉探测率和探测数量的不同, 发现在夏秋两季, 由于食物资源丰富, 白颈长尾雉的活动强度增加, 活动范围扩大, 核心区的种群数量有所增加。冬春两季, 白颈长尾雉的活动范围缩小, 日活动时间缩短以及死亡造成个体数减少等因素都会导致冬春两季节被拍到的次数减少。虽然夏秋两季探测到白颈长尾雉的平均海拔高度大于冬春两季, 但并不能据此判断白颈长尾雉的垂直迁移方向, 因为探测率的增加能够表明活动强度的增强, 并不能指明活动的方向。因此我们进一步对海拔和气候因子进行了回归分析, 发现白颈长尾雉随日平均气温的升高活动增强, 随海拔升高而降低, 且气温对白颈长尾雉的影响更大, 另外探测到白颈长尾雉位点的海拔与月平均气温呈显著的正相关, 白颈长尾雉随月平均气温的升高有向高海拔迁移的趋势, 因此其在气温较高的夏秋两季向高海拔迁移, 而冬春两季更多地是在低海拔活动。气温和海拔对雌雄个体的影响有所不同, 海拔仅对雌性个体有显著影响, 且雌性个体对气温的响应更为敏感, 这可能是繁殖期的雌性对气温的要求更为严格, 需要更适宜的气温条件进行繁殖活动, 各海拔段的气温差异较大, 导致雌性对海拔的选择更明确, 表现为海拔对雌性个体有显著影响。另外月平均降水量对白颈长尾雉的探测数量、探测位点的海拔分布均无显著影响, 而月平均气温均有显著影响, 这些均表明气温是影响白颈长尾雉活动的重要因素。

4.2 影响白颈长尾雉分布的环境因子

以往的研究结果显示, 水源是影响白颈长尾雉栖息地利用的主要因素(丁平等, 2002a; 徐言朋等, 2007; 陈俊豪等, 2009), 而灌木层、草本层和地被层因子为白颈长尾雉提供其所需食物条件和隐蔽条件, 进而在其栖息地利用上起着重要作用(杨月伟等, 1999)。本研究结果同样表明, “100 m内水源”和“海拔”是两个影响古田山保护区白颈长尾雉活动与分布的最重要变量, 其中水源与白颈长尾雉分布呈正相关, 海拔高度与白颈长尾雉分布呈负相关。最优和次优模型分别为“100 m内水源”和“100 m内水源 × 海拔”, 但从模型的权重来看, 最优和次优模型的权重并不高, 仅为0.18和0.14, 表明白颈长尾雉的分布并非仅由某一个或几个环境变量决定, 而

是由多种环境变量共同决定。本研究所选进入模型的5个栖息地环境变量没有涉及到种内(密度效应、婚配制、领域)和种间(捕食、竞争)关系、食物资源、光照、气温、湿度、土壤等一系列生物和非生物的影响因素, 这应是最优模型权重不高的原因。

虽然利用红外相机监测白颈长尾雉的分布存在一定的局限性, 如无法对同一个体进行连续监测(O'Brien & Kinnaird, 2008), 缺失了白颈长尾雉活动的动态过程, 但其所具有的优势, 如隐蔽性、对监测对象的无损性、可进行长期较大范围的野外监测等(Tricia & Don, 1999; Lu et al, 2005), 使得红外相机非常适合监测警觉性高、数量稀少的大型地栖林鸟(Li et al, 2010; 赵玉泽等, 2013)。

综上所述, 古田山保护区绝大部分区域均适宜白颈长尾雉栖息与活动, 白颈长尾雉在自然保护区内主要生活在平均海拔高度为600–800 m左右的实验区与缓冲区, 在不同区域的活动与分布则主要受“100 m内水源”和“海拔”两个因素的影响, 同时气温的变化导致白颈长尾雉形成了不同的季节分布格局。另外, 根据此次的调查结果, 针对白颈长尾雉的保护应加强对实验区与缓冲区保护, 特别是对这些区域内水源的保护, 确保与白颈长尾雉生存有关的这一关键生境因子的安全。

参考文献

- BirdLife International (2016) *Syrnaticus ellioti*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22679325A92810598. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22679325A92810598.en>. (accessed on 2018-10-10)
- Cabeza M, Moilanen A (2001) Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 16, 242–248.
- Cai LY, Xu YP, Jiang PP, Ding P, Yao XH, Xu XR, Wang GB (2007) Home range and daily moving distance of Elliot's pheasant. *Journal of Zhejiang University (Science Edition)*, 34, 679–683. (in Chinese with English abstract) [蔡路昀, 徐言朋, 蒋萍萍, 丁平, 姚小华, 徐向荣, 王国兵 (2007) 白颈长尾雉的活动区和日活动距离. *浙江大学学报(理学版)*, 34, 679–683.]
- Chen JH, Huang XF, Lu CH, Yao XH, Yu ZP (2009) Spatial niches of *Syrnaticus ellioti* and *Lophura nycthemera* in autumn and winter. *Chinese Journal of Ecology*, 28, 2546–2552. (in Chinese with English abstract) [陈俊豪, 黄晓凤, 鲁长虎, 姚小华, 余泽平 (2009) 白颈长尾雉与白鹇秋冬季空间生态位比较. *生态学杂志*, 28, 2546–2552.]
- Chen SW, Yu JP, Chen XN, Shen XL, Li S, Ma KP (2016)

- Camera-trapping survey on the diversity of mammal and pheasant species in Gutianshan National Nature Reserve, Zhejiang Province. *Acta Theriologica Sinica*, 36, 292–301. (in Chinese with English abstract) [陈声文, 余建平, 陈小南, 申小莉, 李晟, 马克平 (2016) 利用红外相机网络调查古田山自然保护区的兽类及雉类多样性. *兽类学报*, 36, 292–301.]
- Ding P (2015) *Syrnaticus ellioti*. In: Chinese Pheasants (ed. Zheng GM), pp. 261–296. Higher Education Press, Beijing. (in Chinese) [丁平 (2015) 白颈长尾雉. 见: 中国雉类(郑光美主编), 261–296页. 高等教育出版社, 北京.]
- Ding P, Li Z, Jiang SR, Zhuge Y (2002a) Studies on the factors affecting patch use degree by Elliot's pheasant. *Journal of Zhejiang University (Science Edition)*, 29, 103–108. (in Chinese with English abstract) [丁平, 李智, 姜仕仁, 诸葛阳 (2002a) 白颈长尾雉栖息地小区利用度影响因子研究. *浙江大学学报(理学版)*, 29, 103–108.]
- Ding P, Yang YW, Li Z, Jiang SR, Zhuge Y (2001) Vegetation characteristics of habitats used by Elliot's pheasant. *Journal of Zhejiang University (Science Edition)*, 28, 557–562. (in Chinese with English abstract) [丁平, 杨月伟, 李智, 姜仕仁, 诸葛阳 (2001) 白颈长尾雉栖息地的植被特征研究. *浙江大学学报(理学版)*, 28, 557–562.]
- Ding P, Yang YW, Li Z, Jiang SR, Zhuge Y (2002b) Studies on the selection of roosting sites of Elliot's pheasant. *Journal of Zhejiang University (Science Edition)*, 29, 564–568. (in Chinese with English abstract) [丁平, 杨月伟, 李智, 姜仕仁, 诸葛阳 (2002b) 白颈长尾雉夜宿地选择研究. *浙江大学学报(理学版)*, 29, 564–568.]
- Ding P, Zhuge Y (1988) The study on breeding ecology of *Syrnaticus ellioti* Swinhoe. *Acta Ecologica Sinica*, 8, 44–50. (in Chinese with English abstract) [丁平, 诸葛阳 (1988) 白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti* Swinhoe)的生态研究. *生态学报*, 8, 44–50.]
- Ding P, Zhuge Y (1989a) *Syrnaticus ellioti*. *Chinese Journal of Zoology*, 24(2), 39–42. (in Chinese) [丁平, 诸葛阳 (1989a) 白颈长尾雉. *动物学杂志*, 24(2), 39–42.]
- Ding P, Zhuge Y (1989b) The ecology of rare pheasants in the western areas of Zhejiang Province. *Journal of Zhejiang University (Science Edition)*, 16, 302–309. (in Chinese with English abstract) [丁平, 诸葛阳 (1989b) 浙江西部山区珍稀雉类生态学研究. *浙江大学学报(理学版)*, 16, 302–309.]
- Hu ZH, Yu MJ, Xu XH, Fu HL (2004) *Castanopsis eyrei* community characteristics in Gutianshan Natural Reserve, Zhejiang Province. *Chinese Journal of Ecology*, 23, 15–18. (in Chinese with English abstract) [胡正华, 于明坚, 徐学红, 付海龙 (2004) 浙江古田山自然保护区甜槠群落特征研究. *生态学杂志*, 23, 15–18.]
- Jiang ZG, Jiang JP, Wang YZ, Zhang E, Zhang YY, Li LL, Xie F, Cai B, Cao L, Zheng GM, Dong L, Zhang ZW, Ding P, Luo ZH, Ding CQ, Ma ZJ, Tang SH, Cao WX, Li CW, Hu HJ, Ma Y, Wu Y, Wang YX, Zhou KY, Liu SY, Chen YY, Li JT, Feng ZJ, Wang Y, Wang B, Li C, Song XL, Cai L, Zang CX, Zeng Y, Meng ZB, Fang HX, Ping XG (2016) Red List of China's Vertebrates. *Biodiversity Science*, 24, 500–551. (in Chinese and in English) [蒋志刚, 江建平, 王跃招, 张鹖, 张雁云, 李立立, 谢锋, 蔡波, 曹亮, 郑光美, 董路, 张正旺, 丁平, 罗振华, 丁长青, 马志军, 汤宋华, 曹文宣, 李春旺, 胡慧建, 马勇, 吴毅, 王应祥, 周开亚, 刘少英, 陈跃英, 李家堂, 冯祚建, 王燕, 王斌, 李成, 宋雪琳, 蔡蕾, 臧春鑫, 曾岩, 孟智斌, 方红霞, 平晓鸽 (2016) 中国脊椎动物红色名录. *生物多样性*, 24, 500–551.]
- La Sorte FA, Jetz W (2010) Projected range contractions of montane biodiversity under global warming. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 277, 3401–3410.
- Laurance WF, Useche DC, Shoo LP, Herzog SK, Kessler M, Escobar F (2011) Global warming and the vulnerability of tropical biota: Where do the thermal specialists live? *Biological Conservation*, 144, 548–557.
- Li S, McShea WJ, Wang DJ, Shao LK, Shi XG (2010) The use of infrared-triggered cameras for surveying phasianids in Sichuan Province, China. *Ibis*, 152, 299–309.
- Liu F, Li DQ, Wu JG (2012) Using infra-red cameras to survey wildlife in Beijing Songshan National Nature Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 32, 730–739. (in Chinese with English abstract) [刘芳, 李迪强, 吴记贵 (2012) 利用红外相机调查北京松山国家级自然保护区的野生动物物种. *生态学报*, 32, 730–739.]
- Liu P, Zhang WW (2017) Seasonal changes in habitat selection of *Syrnaticus ellioti* in Guanshan National Nature Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 37, 6005–6013. (in Chinese with English abstract) [刘鹏, 张微微 (2017) 官山自然保护区白颈长尾雉季节性生境选择. *生态学报*, 37, 6005–6013.]
- Lu XL, Jiang ZG, Tang JR, Wang XJ, Xiang DQ, Zhang JP (2005) Auto-trigger camera traps for studying giant panda and its sympatric wildlife species. *Acta Zoologica Sinica*, 51, 495–500.
- McCain CM, Colwell RK (2011) Assessing the threat to montane biodiversity from discordant shifts in temperature and precipitation in a changing climate. *Ecology Letters*, 14, 1236–1245.
- Michalski F, Peres CA (2007) Disturbance-mediated mammal persistence and abundance–area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology*, 21, 1626–1640.
- Morrison ML, Marcot BG, Mannan RW (1998) *Wildlife–Habitat Relationships: Concepts and Applications*, 2nd edn. The University of Wisconsin Press, Madison.
- O'Brien T, Kinnaird M (2008) A picture is worth a thousand words: The application of camera trapping to the study of birds. *Bird Conservation International*, 18, 144–162.
- Parmesan C (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 37, 637–669.

- Parmesan C, Yohe G (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421, 37–42.
- Peng YB, Ding P (2005) Factors affecting movement of spring dispersal of Elliot's pheasants. *Zoological Research*, 26, 373–378. (in Chinese with English abstract) [彭岩波, 丁平 (2005) 白颈长尾雉春季扩散活动的影响因子. *动物学研究*, 26, 373–378.]
- R Development Core Team (2017) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Scott JM, Davis F, Csuti B, Noss R, Butterfield B, Groves C, Anderson H, Caicco S, Derchia F, Edwards TC, Ulliman J, Wright RG (1993) GAP analysis: A geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs*, 57, 1–41.
- Sekercioglu CH, Primack RB, Wormworth J (2012) The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation*, 148, 1–18.
- Seo C, Thorne JH, Hannah L, Thuiller W (2009) Scale effects in species distribution models: Implications for conservation planning under climate change. *Biology Letters*, 5, 39–43.
- Sexton JP, McIntyre PJ, Angert AL, Rice KJ (2009) Evolution and ecology of species range limits. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 40, 415–436.
- Shi JB, Zheng GM (1997) The seasonal changes of habitats of Elliot's pheasant. *Zoological Research*, 18, 275–283. (in Chinese with English abstract) [石建斌, 郑光美 (1997) 白颈长尾雉栖息地的季节变化. *动物学研究*, 18, 275–283.]
- Tricia LC, Don ES (1999) Using remote photography in wildlife ecology: A review. *Wildlife Society Bulletin*, 27, 571–581.
- Walther GR, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJ, Fromentin JM, Hoegh-Guldberg O, Bairlein F (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 389–395.
- Wang HY, Zhang XY, Zou GH (2009) Frequentist model averaging estimation: A review. *Journal of Systems Science & Complexity*, 22, 732–748.
- Wiens JJ (2011) The niche, biogeography and species interactions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366, 2336–2350.
- Xu YP, Zheng JW, Ding P, Jiang PP, Cai LY, Huang XF, Yao XH, Xu XR, Yu ZP (2007) Seasonal change in ranging of Elliot's pheasant and its determining factors in Guanshan National Nature Reserve, Jiangxi. *Biodiversity Science*, 15, 337–343. (in Chinese with English abstract) [徐言朋, 郑家文, 丁平, 蒋萍萍, 蔡路昀, 黄晓风, 姚小华, 徐向荣, 余泽平 (2007) 官山白颈长尾雉活动区域海拔高度的季节变化及其影响因素. *生物多样性*, 15, 337–343.]
- Yang SF, Mao YD (2008) Temperature change and four seasons division in Zhejiang Province in the last 50 years. *Journal of Zhejiang Meteorology*, 29(4), 1–6. (in Chinese) [杨诗芳, 毛裕定 (2008) 浙江省近50年气温变化及四季划分. *浙江气象*, 29(4), 1–6.]
- Yang YW, Ding P, Jiang SR, Zhuge Y (1999) Factors affecting habitat used by Elliot's pheasant (*Syrnaticus ellioti*) in mixed coniferous and broadleaf forests. *Acta Zoologica Sinica*, 45, 279–286. (in Chinese with English abstract) [杨月伟, 丁平, 姜仕仁, 诸葛阳 (1999) 针阔混交林内白颈长尾雉栖息地利用的影响因子研究. *动物学报*, 45, 279–286.]
- Yasuda M (2004) Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: A case study on mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study*, 29, 37–46.
- Yu MJ, Hu ZH, Yu JP, Ding BY, Fang T (2001) Forest vegetation types in Gutianshan Natural Reserve in Zhejiang. *Journal of Zhejiang University (Agriculture and Life Sciences)*, 27, 375–380. (in Chinese with English abstract) [于明坚, 胡正华, 余建平, 丁炳扬, 方腾 (2001) 浙江古田山自然保护区森林植被类型. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 27, 375–380.]
- Yu ZY, Wu LH, Gao DW, Fan GF (2014) Investigation of methods for season division in Zhejiang Province. *Meteorological Science and Technology*, 42, 474–481. (in Chinese with English abstract) [郁珍艳, 吴利红, 高大伟, 樊高峰 (2014) 浙江省四季划分方法探讨. *气象科技*, 42, 474–481.]
- Zhao YZ, Wang ZC, Xu JL, Luo X, An LD (2013) Activity rhythm and behavioral time budgets of wild Reeves's pheasant (*Syrnaticus reevesii*) using infrared camera. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 6021–6027. (in Chinese with English abstract) [赵玉泽, 王志臣, 徐基良, 罗旭, 安丽丹 (2013) 利用红外照相技术分析野生白冠长尾雉活动节律及时间分配. *生态学报*, 33, 6021–6027.]

(特邀责任编辑: 李晟 责任编辑: 闫文杰)



•研究报告•

古田山常绿阔叶林不同演替群落的萌生特征

池秀莲¹ 王庆刚^{2*} 郭强³ 杨弦³ 唐志尧³

1 (中国中医科学院中药资源中心, 道地药材国家重点实验室培育基地, 北京 100700)

2 (中国农业大学资源与环境学院生态科学与工程系, 生物多样性与有机农业北京市重点实验室, 北京 100193)

3 (北京大学城市与环境学院生态学系, 北京大学地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871)

摘要: 萌生是植物营养繁殖的重要方式之一, 树木的萌生更新对群落结构的维持、植被的动态和演替具有重要意义。本研究基于古田山常绿阔叶林内处于不同演替阶段的25个30 m × 30 m样方中胸径 ≥ 5 cm的木本植物萌生茎发生情况的调查数据, 应用线性回归模型分析了不同演替群落的萌生特征及其地形解释。结果发现: (1)样地内共有56种木本植物存在萌生现象, 占总物种数的53.8%。(2)群落(样方)水平的萌生能力与海拔显著负相关, 与坡度和坡向的相关性较弱。(3)群落水平的萌生能力与林分年龄显著负相关; 在控制地形因子的影响下, 林分年龄对萌生指标解释量仍然达到20%–30%。萌生个体数和萌生物种丰富度所占比例随林分年龄显著下降, 萌生物种主茎的平均胸径随林分年龄显著增加。研究表明, 古田山常绿阔叶林萌生能力随林分年龄的增大而下降, 可能由演替序列上物种组成的变化(即萌生能力较强物种的多度下降)和群落结构的变化(即大径级个体增多)导致。另外, 萌生能力受到海拔、坡向等地形因素的影响。

关键词: 森林更新; 萌生茎; 林分年龄; 地形

Sprouting characteristics of communities during succession in an evergreen broad-leaved forest on Gutian Mountain, East China

Xiulian Chi¹, Qinggang Wang^{2*}, Qiang Guo³, Xian Yang³, Zhiyao Tang³

1 National Resource Center for Chinese Materia Medica, China Academy of Chinese Medical Sciences, State Key Laboratory Breeding Base of Dao-di Herbs, Beijing 100700

2 Department of Ecology and Ecological Engineering, College of Resources and Environmental Sciences, and Key Laboratory of Biodiversity and Organic Farming of Beijing City, China Agricultural University, Beijing 100193

3 Department of Ecology, College of Urban and Environmental Sciences, The Key Laboratory for Earth Surface Processes of the Ministry of Education, Peking University, Beijing 100871

Abstract: Sprouting is an important vegetative reproduction strategy. Sprouting in woody plants is especially of great significance for maintaining forest structure and influencing vegetation dynamics and succession. In this study, we collected sprout data from 25 plots (30 m × 30 m) in an evergreen broad-leaved forest on Gutian Mountain, Zhejiang Province, East China for all trees with diameter at breast height (DBH) equal to or greater than 5 cm. Based on this data, we used general linear regression models to explore the characteristics and the effects of topographic factors and forest age on sprouting ability in forest communities during succession. We found that (1) 53.8% (56/104) of species in this forest showed evidence of sprouting. (2) The plot-level sprouting ability decreased significantly with elevation and marginally decreased significantly with aspect. (3) The plot-level sprouting ability decreased significantly with forest age. Forest age explained 20%–30% of the variation in sprouting ability after being fitted with the models using topographical factors. Both the number of sprouting genets and the proportion of sprouted species richness decreased significantly, while the mean DBH of sprouting genets increased significantly with forest age. This study shows that a decrease in community sprouting ability coupled with an increase in forest age may result from changes in both species composition (i.e. a decreasing number of individuals, but a higher sprouting ability) and structure (i.e. an increasing in proportion of larger individuals) during forest succession. In

收稿日期: 2018-08-09; 接受日期: 2019-01-09

基金项目: 国家自然科学基金(31500337; 81603236)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: wangqg@cau.edu.cn

addition, the sprouting ability of forest communities is also affected by topographical factors, such as elevation and aspect.

Key words: forest regeneration; sprouts; forest age; topography

萌生是植物适应干扰胁迫的重要更新策略(Bond & Midgley, 2001; Del Tredici, 2001)。与实生策略依赖于种子进行有性繁殖不同,萌生是在根颈、树干基部的木质瘤、根部等产生萌生枝苗,从而形成多茎干植株(Bellingham & Sparrow, 2000; 闫恩荣等, 2005)。许多木本植物在受到干扰后,通过萌生补充新的枝干,从而持续占据原有生态位,完成原位更新。因此,植物的萌生对物种周转,植被的演替、恢复和保护有重要的意义(Bond & Midgley, 2001, 2003; Wang et al, 2007; Clarke et al, 2010)。然而,以往研究多从种子雨、种子库、幼苗动态等方面关注植物实生更新及其对多样性维持的重要意义,关于萌生更新策略及其在群落结构和动态中的作用研究仍不足(Wang et al, 2007; Shen et al, 2011)。

目前有关植物萌生的研究多集中于火干扰或干旱胁迫较严重的区域(Paula & Pausas, 2006; Paula et al, 2006, 2009)。例如, Verdú (2000)在地中海地区发现,以实生更新为主的物种其果实类型通常为干果,种子小而轻,适合于风媒传播,并且具有较快的生长速率;而以萌生更新为主的物种则多具肉果,种子大而重,且多为硬叶植物,生长速率较慢。表明具有不同更新策略的物种,能够通过改变其生活史策略,适应局域环境并达到稳定共存。国内学者也针对我国温带和亚热带森林内萌生策略的重要性开展了一系列研究(如Wang et al, 2007; Ye et al, 2014; 叶铎等, 2017, 2018)。其中Wang等(2007)在浙江天童山的研究发现,萌生对该地区受损常绿阔叶林的更新和恢复发挥了重要作用。尽管萌生策略作为群落内植物更新的重要方式,被广泛地认为能够显著影响群落组成及动态变化,但以往多数研究仅关注某一特定演替阶段的群落,忽略了萌生策略在不同演替阶段的相对重要性(胡正华和于明坚, 2006; 陈沐等, 2007; 苏建荣等, 2012)。

当干扰强度较低、种间竞争关系稳定时,物种更倾向于采取实生更新的策略(陈沐等, 2007)。而在经过干扰(如砍伐、火烧、台风、泥石流等)后的森林恢复和演替过程中,萌生更新的作用可能会发生

变化(Kammesheidt, 1998; Shen et al, 2011; 苏建荣等, 2012)。由于萌生更新具有抗干扰能力强、幼年期生长迅速等优点,群落演替前期时萌生植株通常较多,对群落树种多样性的维持发挥了重要作用;到了演替中期,萌生个体开始进入种子繁殖阶段,实生更新植株逐渐增多,萌生更新逐渐弱化。随着演替的进行,群落整体萌生能力变化的原因可以概括为两类:第一,树木的萌生能力与其母树所处的生长发育阶段密切相关,大多数植物在幼树期的萌生能力较强,成年后的萌生能力会有所下降或丧失(Kammesheidt, 1998; Pausas, 2001; 刘常幸等, 2014)。随着演替的进行,大径级树木的个体比例会增加,从而导致整体萌生能力下降。第二,随着演替的进行,物种组成和结构会发生变化,可能会造成某些萌生能力强的物种多度下降甚至消失,从而造成群落整体萌生能力下降。在我国湿润气候区开展植物萌生能力随演替阶段变化的研究,并厘清其可能的原因,将对我国热带和亚热带森林资源管理和保护具有一定的指导意义。

我国热带和亚热带森林多分布于地形复杂多变的山区,有研究表明地形对植物萌生格局有显著影响(如刘海波等, 2014; Ye et al, 2014; 郭屹立等, 2015)。在以空间代替时间的群落演替平台开展研究时,有必要考虑地形引起的生境异质性对萌生格局的潜在影响。为此,本研究将基于古田山常绿阔叶林内处于不同演替阶段的25个30 m × 30 m样方中胸径≥ 5 cm的木本植物萌生更新发生情况的调查数据,分析揭示该地区常绿阔叶林不同演替群落的萌生特征,并考虑地形的影响,以期从萌生更新的角度深化对常绿阔叶林群落演替过程中植物相关更新机制的理解。

1 研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于浙江省开化县古田山国家级自然保护区(29°8'18"–29°17'29" N, 118°03'49"–118°11'12" E),总面积为8,107 ha。该区域的年均温为15.3℃,年降

水量为1,963.7 mm (胡正华和于明坚, 2006)。该地区地带性植被类型为亚热带常绿阔叶林, 但现有植被主要由伐木迹地恢复演替形成, 因恢复时间不同形成不同的演替群落(Bruelheide et al, 2011)。处于演替前期的群落优势物种多为马尾松(*Pinus massoniana*)和短柄枹栎(*Quercus serrata*)等, 演替后期的群落优势物种则多为甜槠(*Castanopsis eyrei*)和木荷(*Schima superba*)等(Lang et al, 2012)。

1.2 样方设置

2008年, 为深入探讨生物多样性与生态系统功能的关系, “中国亚热带森林生物多样性与生态系统功能试验研究项目 (Biodiversity-Ecosystem Functioning China project, 简称BEF-China)”在古田山国家级自然保护区开展(Bruelheide et al, 2011)。BEF-China研究组在整个保护区范围内布设了27个面积大小为30 m × 30 m的样方。根据各样方的历史砍伐活动记录将其划分为5个演替阶段, 每个演替阶段包括的样方重复数分别为5、4、5、6、7个, 对应样方的平均林龄大致为< 20年、20–39年、40–59年、60–79年、≥ 80年。

1.3 萌生更新调查

2010年9月, 研究组成员对样方内胸径 ≥ 5 cm的所有树木个体及其基部萌生茎干(以下称“萌茎”)进行了复查, 主要测量并记录了所有个体及萌茎的胸径、树高、空间位置以及生活状态等。本研究参照已有研究报道, 以多茎干(multi-stemmed)的萌生现象来代表萌生更新(Del Tredici, 2001; 叶锋等, 2017)。考虑在实际调查过程中无法对植株根部进行挖掘观测, 本研究将多茎干植株中胸径最大的记录为主茎, 其他从主茎基部生出且与主茎物种相同的较小的萌生植株均视为萌茎。复查发现其中2个样方(均处于第一演替阶段)内所有胸径10 cm及以上的植株均被砍伐, 原有群落结构破坏殆尽, 所以本研究仅选用了剩余的25个样方的调查数据。

1.4 萌生能力指标计算

萌茎数量是表征萌生能力强弱的常用指标。5 cm是一般林业调查的起测胸径, 胸径5 cm以上萌茎比小径级的萌茎具有较高的存活率, 是森林结构和生物量的主要贡献者, 比较能反映群落发展趋势。因此, 本研究只统计群落内胸径 ≥ 5 cm的存活萌茎数量来表征其萌生能力。

本研究采用萌生率(ratio of the number of

sprouts to the number of main stems, RS)、萌生个体比例(proportion of sprouting individuals among all individuals, PMSI)以及萌生个体平均萌茎数(number of sprouts per sprouting individual, NSMSI) 3个指标表征物种和群落(样方)水平的萌生能力(Nanami et al, 2004), 具体公式如下:

萌生率(RS) = 某一物种(或样方)的萌茎数/该物种(或样方)所有个体数 (1)

萌生个体比例(PMSI) = 某一物种(或样方)的萌生个体数/该物种(或样方)所有个体数 (2)

萌生个体平均萌茎数(NSMSI) = 某一物种(或样方)的萌茎数/该物种(或样方)的萌生个体数 (3)

其中, RS = PMSI × NSMSI。NSMSI越大, 表示萌生能力越强; PMSI越大, 表示萌生现象越普遍(Nanami et al, 2004; 周赛霞等, 2011)。RS是反映萌生特征的综合指标, 其值越大, 可能是萌生现象普遍及萌生能力强的共同结果, 也可能是其中一方面绝对优势的结果(Nanami et al, 2004)。

1.5 林分年龄及地形因子的测定

由于根据历史砍伐事件难以精确确定林分年龄, BEF-China研究组进一步利用各样方胸径大小位列第五的大树(简称“第五大树”)的胸径估测了林分年龄(Bruelheide et al, 2011)。具体方法如下: 首先调查测量了各样方内所有胸径 ≥ 10 cm树木的大小, 并随机钻取其中159株树木的树芯, 根据年轮定年后, 构建树龄和胸径的异速生长方程。然后将各样方第五大树的胸径代入异速生长方程, 估算得到树龄, 并以此树龄指代对应群落(样方)的具体年龄。这一方法所得林分年龄与根据历史砍伐记录确定的演替阶段具有很显著的相关关系($r = 0.880$, $P < 0.001$, Bruelheide et al, 2011)。本研究直接用估算的林分年龄表征群落演替先后。

地形因子包括海拔、坡度和坡向。在每个样方的中心位置用Garmin Geoko 201 GPS (Garmin, 美国)测定海拔, 选择样方内能代表样方平均坡度的位置用地质罗盘仪测定坡度和坡向。测得25个样方平均海拔为540 m (250–900 m), 平均坡度为34° (14°–47°), 平均坡向为188° (7°–358°)。在分析过程中, 将坡向按 $|\text{坡向度数} - 180| \div 57.3$ 进行转化。通过该公式计算以后, 所有的坡向值位于0 (朝南)–3.14 (朝北)之间。

1.6 数据分析

采用一元线性回归方法分析群落萌生能力指标RS、PMSI、NSMSI与林分年龄、地形因子(海拔、坡度及坡向)之间的关系。为了控制地形因素的影响,首先采用多元回归方法分析群落萌生能力与海拔、坡度及坡向的关系,并获得模型的残差,然后利用一元线性回归方法分析林分年龄与模型残差的关系。

为了检验萌生能力随演替阶段变化是否与树木生活阶段变化有关,我们采用一元线性回归检验了萌生物种主茎平均胸径与林分年龄的关系。为了检验萌生能力随演替阶段的变化是否与树种组成和结构变化有关,我们采用一元线性回归分别检验了萌生物种丰富度、萌生物种丰富度占样方内所有物种丰富度的比例、萌生物种个体数与林分年龄的关系。

以上所有分析与作图均在R软件(R Core Team, 2016)中完成。

2 结果

2.1 萌生特征

样方调查共发现古田山常绿阔叶林内胸径 ≥ 5 cm的木本植物3,420株,隶属于35科65属104种,其中隶属于23科40属56种的567株树木具萌生现象,萌茎总数为931株。萌生物种的数量及其个体数分别占有木本植物物种总数及其个体总数的53.8%和16.6%。萌生物种的萌生能力差异较大,萌生率(RS)介于0.02–2.00,平均值为 0.41 ± 0.43 ;萌生个体比例(PMSI)介于0.02–1.00,平均值为 0.29 ± 0.28 ;萌生个体平均萌茎数(NSMSI)介于1–4,平均值为 1.35 ± 0.61 。其中,甜槠、石栎(*Lithocarpus glaber*)和木荷是古田山常绿阔叶林的重要组成树种,其萌茎总数均超过100株,NSMSI也均大于1.5,萌生能力较强(表1)。

每个样方的萌茎总数介于10–181株,平均值为 37.2 ± 38.5 株;样方(群落)的RS介于0.05–0.89,平均值为 0.27 ± 0.23 ;PMSI介于0.04–0.41,平均值为 0.17 ± 0.11 ;NSMSI介于1.00–2.41,平均值为 1.48 ± 0.40 。

2.2 萌生能力与地形因子的关系

群落(样方)水平的RS与PMSI均随海拔升高呈显著下降的趋势($P < 0.05$),海拔对群落RS和PMSI

的解释量分别为25.8%和26.2% (表2)。海拔与群落NSMSI呈边缘显著负相关($P = 0.0522$),海拔对群落NSMSI的解释量为15.4% (表2)。坡度和坡向对群落RS、PMSI、NSMSI的解释量在1.5%–12.9%,且群落RS、PMSI、NSMSI均随坡度和坡向(朝北)而下降(表2);但除了群落PMSI与坡向呈边缘显著($P = 0.0781$)外,其余各项关系均不显著($P > 0.10$,表2)。

2.3 萌生能力与林分年龄的关系

群落(样方)水平的RS、PMSI、NSMSI均随林分年龄的增加而呈显著的下降趋势($P < 0.05$)。林分年龄对群落RS、PMSI和NSMSI的解释量分别达到38.3%、29.5%和32.2% (表2,图1)。RS、PMSI和NSMSI与地形因子回归模型的残差与林分年龄仍然表现为显著的负相关关系($P < 0.05$,图1)。林分年龄对萌生指标与地形因子回归模型残差的解释量分别达到20%–30% (图1)。这说明在排除地形因素的影响下,萌生状况仍随林分年龄的增大而下降,但林分年龄的解释力略有下降。

萌生个体数和萌生物种丰富度所占比例均随林分年龄的增大而显著下降($P < 0.05$),解释量分别为45.2%和36.4% (图2)。萌生物种主茎的平均胸径随林分年龄的增大而显著增加($R^2 = 0.720$, $P < 0.05$,图2)。

3 讨论

作为实生更新困难树种的一种补偿策略(何东等, 2009),萌生更新能够保证植物在受到干扰或环境胁迫下快速占领原有空间资源,坚守其固有生态位,维持其种群在群落中的稳定性(Bond & Midgley, 2001)。萌生更新对受干扰后的森林植被尤其是次生森林植被的恢复和重建具有重要作用。本研究发现古田山常绿阔叶林内53.8%的树种具有萌生特性,且不同演替群落萌生能力存在差异,而这种差异与林分年龄和地形都密切相关。

3.1 林分年龄对萌生能力的影响

本研究发现古田山亚热带常绿阔叶林群落萌生能力随演替阶段的发展呈显著下降的趋势,表明萌生更新在演替早期对群落结构的维持具有重要作用,而随演替阶段的发展萌生更新的作用逐渐减弱(闫恩荣等, 2005; 苏建荣等, 2012)。这与国内外气候湿润的热带、亚热带地区的研究结果一致(Kammesheidt, 1998; 陈沐等, 2007; Shen et al,

表1 所有个体数排名前20的萌生物种的萌生特征统计
Table 1 Statistics of sprouting characteristics for top 20 sprouting species in number of main stems

种 Species	科 Family	所有个体数 No. of main stems	单株个体数 No. of single stems	萌生个体数 No. of sprouting genets	萌生率 Ratio of the number of sprouts to the number of main stems (RS)	萌生个体比例 Proportion of sprouting individuals among all individuals (PMSI)	萌生个体平均萌生数 No. of sprouts per sprouting individual (NSMSI)
木荷 <i>Schima superba</i>	山茱萸科 Theaceae	564	489	75	0.21	0.13	1.55
甜槠 <i>Castanopsis eyrei</i>	壳斗科 Fagaceae	424	317	107	0.57	0.25	2.24
马尾松 <i>Pinus massoniana</i>	松科 Pinaceae	308	299	9	0.03	0.03	1.00
石栎 <i>Lithocarpus glaber</i>	壳斗科 Fagaceae	302	199	103	0.53	0.34	1.55
短柄栲 <i>Quercus serrata</i>	壳斗科 Fagaceae	124	117	7	0.06	0.06	1.00
格药枥 <i>Eurya muricata</i>	山茱萸科 Theaceae	113	106	7	0.08	0.06	1.29
褐叶青冈 <i>Cyclobalanopsis stewardiana</i>	壳斗科 Fagaceae	106	75	31	0.39	0.29	1.32
虎皮楠 <i>Daphniphyllum oldhamii</i>	交让木科 Daphniphyllaceae	88	74	14	0.18	0.16	1.14
青冈栎 <i>Cyclobalanopsis glauca</i>	壳斗科 Fagaceae	86	61	25	0.50	0.29	1.72
鹿角杜鹃 <i>Rhododendron latouchae</i>	杜鹃花科 Ericaceae	86	67	19	0.33	0.22	1.47
小叶青冈 <i>Cyclobalanopsis myrsinifolia</i>	壳斗科 Fagaceae	73	70	3	0.05	0.04	1.33
杨梅 <i>Myrica rubra</i>	杨梅科 Myricaceae	65	40	25	0.65	0.38	1.68
栲树 <i>Castanopsis fargesii</i>	壳斗科 Fagaceae	56	43	13	0.27	0.23	1.15
马银花 <i>Rhododendron ovatum</i>	杜鹃花科 Ericaceae	56	52	4	0.07	0.07	1.00
黄山松 <i>Pinus taiwanensis</i>	松科 Pinaceae	53	52	1	0.02	0.02	1.00
野漆树 <i>Toxicodendron succedaneum</i>	漆树科 Anacardiaceae	51	41	10	0.25	0.20	1.30
红楠 <i>Machilus thunbergii</i>	樟科 Lauraceae	48	43	5	0.17	0.10	1.60
黄瑞木 <i>Adinandra millettii</i>	山茱萸科 Theaceae	45	35	10	0.27	0.22	1.20
苦槠 <i>Castanopsis sclerophylla</i>	壳斗科 Fagaceae	44	30	14	0.41	0.32	1.29
红枝柴 <i>Meliosma oldhamii</i>	清风藤科 Sabiaceae	44	40	4	0.09	0.09	1.00

表2 萌生能力与林分年龄和地形因子的一元线性回归分析结果

Table 2 Relationships between sprouting ability and forest age and topographical factors

萌生能力指标 Sprouting ability index	变量 Variables	回归斜率 Coefficient	解释量 Explained variation (R^2)	P
萌生率 Ratio of the number of sprouts to the number of main stems (RS)	海拔 Elevation	-0.0007	0.258	0.0095
	坡度 Slope	-0.0041	0.017	0.5328
	坡向 Aspect	-0.0677	0.085	0.1567
	林分年龄 Forest age	-0.0058	0.383	0.0010
萌生个体比例 Proportion of sprouting individuals among all individuals (PMSI)	海拔 Elevation	-0.0003	0.262	0.0089
	坡度 Slope	-0.0019	0.018	0.5193
	坡向 Aspect	-0.0378	0.129	0.0781
	林分年龄 Forest age	-0.0023	0.295	0.0050
萌生个体平均萌茎数 Number of sprouts per sprouting individual (NSMSI)	海拔 Elevation	-0.0009	0.154	0.0522
	坡度 Slope	-0.0065	0.015	0.5601
	坡向 Aspect	-0.0697	0.031	0.3997
	林分年龄 Forest age	-0.0091	0.322	0.0031

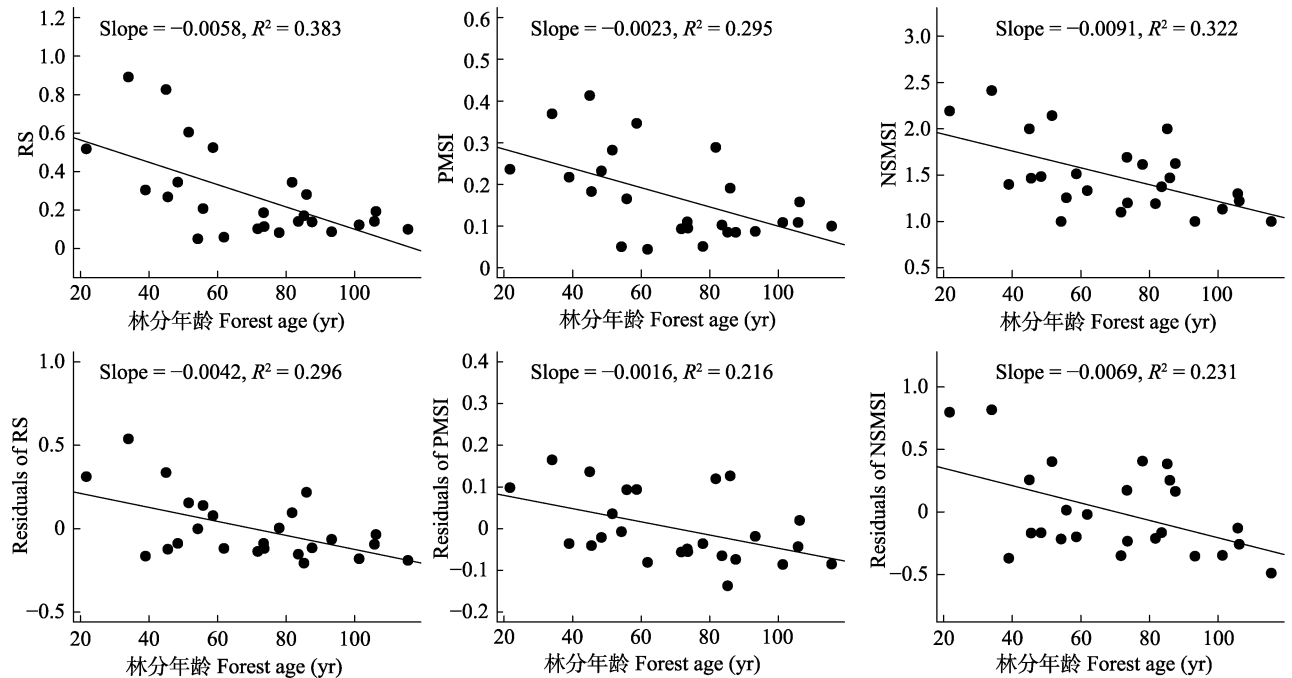


图1 群落萌生率(RS)、萌生个体比例(PMSI)、萌生个体平均萌茎数(NSMSI)及经地形因子拟合解释变异后各萌生能力指标的剩余残差与林分年龄的关系。实线代表线性关系显著即 $P \leq 0.05$ 。RS表示萌生率,即样方内萌茎数与个体数之比;PMSI表示萌生个体比例,即样方内萌生个体数与所有个体数之比;NSMSI表示萌生个体平均萌茎数,即样方内的萌茎数与萌生个体数之比。

Fig. 1 Relationships between the ratio of the number of sprouts to the number of main stems (RS), the proportion of sprouting individuals among all individuals (PMSI) and the number of sprouts per sprouting individual (NSMSI) of communities and their residuals after being fitted models by topographical factors and forest age. Solid lines indicate significant relationship with P -value less than 0.05.

2011)。不同演替阶段的物种组成与结构变化可能是导致萌生作用变化的原因。首先,随着林分年龄的增长,尽管萌生物种的丰富度并未发生显著变化(始终都在15种以上,图2),但是具体的物种类型发

生了变化。例如,石栎、甜槠、木荷、青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca*)等萌生物种在不同演替阶段均有分布,而马尾松、短柄枹栎、褐叶青冈(*Cyclobalanopsis stewardiana*)、红枝柴(*Meliosma*

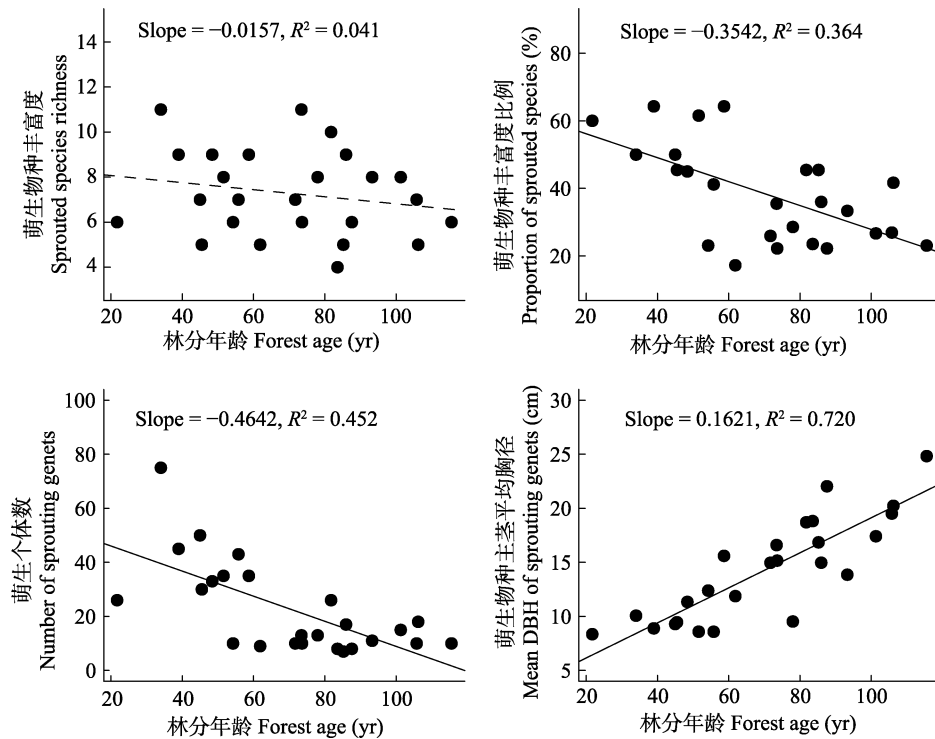


图2 萌生物种丰富度、萌生物种丰富度比例、萌生个体数及萌生物种主茎平均胸径与林分年龄的关系。实线代表线性关系显著即 $P < 0.05$ ，虚线代表线性关系不显著即 $P > 0.05$ 。

Fig. 2 Relationships between sprouted species richness, proportion of sprouted species, number of sprouting genets, mean diameter at breast height (DBH) of sprouting genets and forest age. Solid lines indicate significant relationship with P -value less than 0.05, while dash lines indicate insignificant relationship with P -value greater than 0.05.

oldhamii)等萌生物种在演替早期更常见, 鹿角杜鹃(*Rhododendron latoucheae*)、毛花连蕊茶(*Camellia fraterna*)、灰白蜡瓣花(*Corylopsis glandulifera*)、锥栗(*Castanea henryi*)等萌生物种则较常出现在演替后期。其次, 虽然群落内萌生物种的丰富度随林分年龄增大无显著变化, 但群落内总物种丰富度随之显著增大(Bruelheide et al, 2011), 萌生物种丰富度所占的比例及萌生个体数均显著下降(图2), 这在一定程度上可能降低了群落整体萌生现象的发生频率及其萌生能力。这一现象与苏建荣等(2012)的研究结果也较为一致, 他们发现云南普洱地区季风常绿阔叶林干扰后不同恢复阶段(15年、30年及老龄林)的群落内萌生物种及其个体多度所占比例(相当于本研究的萌生个体比例PMSI)均随恢复时间延长呈减少趋势, 萌生乔木物种丰富度无显著变化, 但其比例呈减少趋势。

本研究还发现, 萌生物种主茎平均大小随林分年龄增长而增大(图2), 即总体表现为萌生物种成年个体的比例随林分年龄增大而增加。由于成年树通

常具有较强的抵御胁迫的能力, 并且将更多资源投入到有性生殖, 从而使得许多成年树的萌生能力下降甚至丧失(Kammesheidt, 1998; 刘常幸等, 2014), 进而可能引起演替后期群落水平萌生能力的下降。

另外, 土壤养分尤其是氮元素在有机质表层的稳固性随着林龄的增大会增强, 使得养分的可利用性逐渐减少(Gower et al, 1996), 有可能限制了萌生物种根、茎资源(如碳水化合物)的存储, 从而使得萌生受限(Shen et al, 2011), 引起群落水平萌生能力随林分年龄增长而减弱。

3.2 地形对萌生能力的影响

地形常通过引起温度、降水(方精云等, 2004)等因素的差异, 直接或间接地对植物的更新和分布产生影响。本研究发现, 海拔对古田山常绿阔叶林群落萌生能力影响较大, 并且在低海拔物种的萌生能力更强。这可能是由于海拔与群落的受干扰程度存在一定关联。例如Sandel和Svenning (2013)研究发现, 局地到全球尺度的毁林现象多集中于人们较易到达的地形较平坦的低海拔地段。因此, 低海拔区

域内较强的人为干扰会促进物种选择萌生更新方式, 以迅速占领原有的空间和生境资源^①。Bellingham和Sparrow (2009)在新西兰的温带森林中有类似发现, 尽管高海拔样地内萌生发生的频率高于低海拔地区, 但潜在的原因是靠近树线的高海拔地区受环境胁迫较严重。刘海波等(2014)在湖南八大公山25 ha亚热带山地常绿落叶混交样地的研究发现, 高海拔位置土层较厚, 低海拔的山谷受雨水冲刷作用大, 土壤生产力较低, 实生更新能力受限制, 因此在低海拔山谷生境内倾向于通过增强萌生能力来维持种群的稳定。郭屹立等(2015)则在广西弄岗喀斯特季节性雨林样地中发现萌生常发生于土壤和水分条件较差的高海拔地段(山脊)。由此可见, 萌生现象与海拔没有适合于所有地区的一致关系, 但不难发现海拔可以通过影响环境胁迫程度或干扰状况来影响萌生更新。

此外, 我们发现坡向与萌生能力也有一定的关系, 即朝南坡向的生境内物种的萌生能力更强。这可能是由于坡向影响了辐射量等微气候条件, 从而影响了萌生更新, 但还需要更多的研究来验证这种推测。

总之, 古田山常绿阔叶林演替序列中, 萌生的作用随着林分年龄的增加而逐渐下降, 同时海拔和坡向等地形因素也影响萌生状况。萌生能力随林分年龄的动态与物种组成的变化(即萌生能力较强物种的多度随演替而下降)和群落结构的变化(即大径级个体随着演替逐渐增多)有关。本研究加深了我们对萌生随演替序列变化的认识, 对亚热带常绿阔叶林的恢复和保护提供了科学参考。

致谢: 感谢BEF-China项目组搭建的样方平台, 感谢古田山自然保护区工作人员及当地居民提供的支持和帮助。

参考文献

- Bellingham PJ, Sparrow AD (2000) Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos*, 89, 409–416.
- Bellingham PJ, Sparrow AD (2009) Multi-stemmed trees in montane rain forests: Their frequency and demography in relation to elevation, soil nutrients and disturbance. *Journal of Ecology*, 97, 472–483.
- Bond WJ, Midgley JJ (2001) Ecology of sprouting in woody plants: The persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 45–51.
- Bond WJ, Midgley JJ (2003) The evolutionary ecology of sprouting in woody plants. *International Journal of Plant Sciences*, 164, S103–S114.
- Bruelheide H, Böhnke M, Both S, Fang T, Assmann T, Baruffol M, Bauhus J, Buscot F, Chen XY, Ding BY, Durka W, Erfmeier A, Fischer M, Geissler C, Guo DL, Guo LD, Hardtle W, He JS, Hector A, Krober W, Kuhn P, Lang AC, Nadrowski K, Pei KQ, Scherer-Lorenzen M, Shi XZ, Scholten T, Schuldt A, Trogisch S, von Oheimb G, Welk E, Wirth C, Wu YT, Yang XF, Zeng XQ, Zhang SR, Zhou HZ, Ma KP, Schmid B (2011) Community assembly during secondary forest succession in a Chinese subtropical forest. *Ecological Monographs*, 81, 25–41.
- Chen M, Cao M, Lin LX (2007) Research advances in regeneration of woody plants by sprouting. *Chinese Journal of Ecology*, 26, 1114–1118. (in Chinese with English abstract) [陈沐, 曹敏, 林露湘 (2007) 木本植物萌生更新研究进展. *生态学杂志*, 26, 1114–1118.]
- Clarke PJ, Lawes MJ, Midgley JJ (2010) Resprouting as a key functional trait in woody plants—challenges to developing new organizing principles. *New Phytologist*, 188, 651–654.
- Del Tredici P (2001) Sprouting in temperate trees: A morphological and ecological review. *Botanical Review*, 67, 121–140.
- Fang JY, Shen ZH, Cui HT (2004) Ecological characteristics of mountains and research issues of mountain ecology. *Biodiversity Science*, 12, 10–19. (in Chinese with English abstract) [方精云, 沈泽昊, 崔海亭 (2004) 试论山地的生态特征及山地生态学的研究内容. *生物多样性*, 12, 10–19.]
- Gower ST, Mcmurtrie RE, Murty D (1996) Aboveground net primary production decline with stand age: Potential causes. *Trends in Ecology and Evolution*, 11, 378–382.
- Guo YL, Wang B, Xiang WS, Ding T, Lu SH, Wen SJ, Huang FZ, Li DX, Li XK (2015) Sprouting characteristics of tree species in 15-hm² plot of northern tropical karst seasonal rain forest in Nonggang, Guangxi, southern China. *Chinese Journal of Ecology*, 34, 955–961. (in Chinese with English abstract) [郭屹立, 王斌, 向悟生, 丁涛, 陆树华, 文淑均, 黄甫昭, 李冬兴, 李先琨 (2015) 弄岗北热带喀斯特季节性雨林15 hm²样地木本植物萌生特征. *生态学杂志*, 34, 955–961.]
- He D, Wei XZ, Li LF, Jiang MX, Yang JY, Yu J (2009) Population structure and dynamics of *Cercidiphyllum japonicum* in riparian zones of the Shennongjia Mountains region, central China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 33, 469–481. (in Chinese with English abstract) [何东, 魏新增, 李连发, 江明喜, 杨敬元, 喻杰 (2009) 神农架山地河岸带连香树的种群结构与动态. *植物生态学报*, 33,

^① 田磊 (2015) 古田山5 ha样地木本根萌植物影响因子数值分析. 硕士学位论文, 浙江师范大学, 浙江金华.

- 469–481.]
- Hu ZH, Yu MJ (2006) Species diversity in four successional communities of evergreen broad-leaved forest in Gutian Mountain, Zhejiang Province. *Chinese Journal of Ecology*, 25, 603–606. (in Chinese with English abstract) [胡正华, 于明坚 (2006) 浙江古田山常绿阔叶林演替序列研究: 群落物种多样性. *生态学杂志*, 25, 603–606.]
- Kammesheidt L (1998) The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. *Plant Ecology*, 139, 155–165.
- Lang AC, Hardtle W, Baruffol M, Böhnke M, Bruelheide H, Schmid B, von Wehrden H, von Oheimb G (2012) Mechanisms promoting tree species co-existence: Experimental evidence with saplings of subtropical forest ecosystems of China. *Journal of Vegetation Science*, 23, 837–846.
- Liu CX, Jin Y, Yu JP, Chen SW, Tian L, Wang YQ, Chen JH (2014) Characteristics of root sprouting trees of *Castanopsis eyrei* and *Schima superba* communities in 1 hm² forest plot at Chawan, Gutianshan National Nature Reserve. *Journal of Zhejiang University (Science Edition)*, 41, 573–582, 592. (in Chinese with English abstract) [刘常幸, 金毅, 余建平, 陈声文, 田磊, 王云泉, 陈建华 (2014) 古田山茶湾样地甜槠-木荷林根萌特征分析. *浙江大学学报(理学版)*, 41, 573–582, 592.]
- Liu HB, Wang QG, Lu JM, Xu YZ, Lu ZJ, Qiao XJ, Bao DC, Guo YL, Meng HJ, Jiang MX (2014) Root-sprouting ability in an evergreen and deciduous broad-leaved mixed forest. *Chinese Science Bulletin (Chinese Version)*, 59, 3491–3498. (in Chinese with English abstract) [刘海波, 王庆刚, 路俊盟, 徐耀粘, 卢志军, 乔秀娟, 鲍大川, 郭屹立, 孟红杰, 江明喜 (2014) 八大公山常绿落叶阔叶混交林根萌能力. *科学通报*, 59, 3491–3498.]
- Nanami S, Kawaguchi H, Tateno R, Li CH, Katagiri S (2004) Sprouting traits and population structure of co-occurring *Castanopsis* species in an evergreen broad-leaved forest in southern China. *Ecological Research*, 19, 341–348.
- Paula S, Cervelló CP, Pausas JG (2006) Fire as a germination cue: A review for the Mediterranean Basin. *Forest Ecology and Management*, 234, S176.
- Paula S, Pausas JG (2006) Leaf traits and resprouting ability in the Mediterranean Basin. *Functional Ecology*, 20, 941–947.
- Paula S, Arianoutsou M, Kazanis D, Tavsanoğlu C, Lloret F, Buhk C, Ojeda F, Luna B, Moreno JM, Rodrigo A, Espelta JM, Palacio S, Fernández-Santos B, Fernandes PM, Pausas JG (2009) Fire-related traits for plant species of the Mediterranean Basin. *Ecology*, 90, 1420.
- Pausas JG (2001) Resprouting vs. seeding: A Mediterranean perspective. *Oikos*, 94, 193–194.
- R Core Team (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Sandel B, Svenning JC (2013) Human impacts drive a global topographic signature in tree cover. *Nature Communications*, 4, 1–7.
- Shen YX, Yang GR, Huang J (2011) Comparison of tree sprouting in three regeneration stages of an evergreen broadleaved forest in a karst landscape, SW China. *Acta Ecologica Sinica*, 31, 126–132.
- Su JR, Liu WD, Zhang ZJ, Li SF (2012) Sprouting characteristic in restoration ecosystems of monsoon evergreen broad-leaved forest in south-central of Yunnan Province. *Acta Ecologica Sinica*, 32, 805–814. (in Chinese with English abstract) [苏建荣, 刘万德, 张志钧, 李帅峰 (2012) 云南中南部季风常绿阔叶林恢复生态系统萌生特征. *生态学报*, 32, 805–814.]
- Verdú M (2000) Ecological and evolutionary differences between Mediterranean seeders and resprouters. *Journal of Vegetation Science*, 11, 265–268.
- Wang XH, Kent M, Fang XF (2007) Evergreen broad-leaved forest in Eastern China: Its ecology and conservation and the importance of resprouting in forest restoration. *Forest Ecology and Management*, 245, 76–87.
- Yan ER, Wang XH, Shi JY, Wang XB, Wang LY (2005) Sprouting ecology of woody plants: A research review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 16, 2459–2464. (in Chinese with English abstract) [闫恩荣, 王希华, 施家月, 王希波, 王良衍 (2005) 木本植物萌枝生态学研究进展. *应用生态学报*, 16, 2459–2464.]
- Ye D, Dong RR, Mi XC, Lu W, Zheng ZJ, Yu MJ, Ni J, Chen JH (2017) Characteristics and effects of sprouting on species diversity in a subtropical evergreen broad-leaved forest in Gutianshan, East China. *Biodiversity Science*, 25, 393–400. (in Chinese with English abstract) [叶铎, 董瑞瑞, 米湘成, 芦伟, 郑振杰, 于明坚, 倪健, 陈建华 (2017) 古田山常绿阔叶林萌生特征及其与群落物种多样性的关系. *生物多样性*, 25, 393–400.]
- Ye D, Qian HY, Wang LY, Jin FM, Ni J, Chen SW, Song YF, Chen JH (2018) Sprouting characteristics of woody species in a subtropical evergreen broad-leaved forest in Gutianshan of Qianjiangyuan National Park, East China. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 3562–3568. (in Chinese with English abstract) [叶铎, 钱海源, 王璐瑶, 金芳梅, 倪健, 陈声文, 宋云峰, 陈建华 (2018) 钱江源国家公园古田山常绿阔叶林木本植物的萌生更新特征. *生态学报*, 38, 3562–3568.]
- Ye J, Hao ZQ, Wang XG, Bai XJ, Xing DL, Yuan ZQ (2014) Local-scale drivers of multi-stemmed tree formation in *Acer*, in a temperate forest of Northeast China. *Chinese Science Bulletin*, 59, 320–325.
- Zhou SX, Jiang MX, Bao DC, Tao M, Huang HD (2011) Population structure and regenerative characteristics of major tree species of rare plant community in Houhe Nature Reserve. *Guihaia*, 31, 209–216. (in Chinese with English abstract) [周赛霞, 江明喜, 鲍大川, 陶敏, 黄汉东 (2011) 后河自然保护区珍稀植物群落结构及更新特性. *广西植物*, 31, 209–216.]

(责任编辑: 米湘成 责任编辑: 闫文杰)



•研究报告•

古田山10种主要森林群落类型的 α 和 β 多样性格局及影响因素

翁昌露^{1,2} 张田田² 巫东豪² 陈声文³ 金毅²
任海保⁴ 于明坚² 罗媛媛^{1*}

1 (中国计量大学生命科学学院, 杭州 310018)

2 (浙江大学生命科学院, 杭州 310058)

3 (钱江源国家公园生态资源保护中心, 浙江开化 324300)

4 (中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

摘要: 古田山国家级自然保护区地处中亚热带, 地形复杂, 森林群落类型丰富。我们在保护区内10种主要森林群落类型中网格化布置并调查了79个20 m × 20 m样地, 分析了不同群落类型内及相互间的 α (Shannon-Wiener指数)、 β (Horn-Morisita相异性指数)多样性分布格局及其影响因素。结果表明: (1) α 多样性主要受到群落类型、海拔和坡向的影响。 α 多样性在不同群落类型间差异显著, 并且随海拔升高、坡向从南到北, α 多样性增大。(2) β 多样性主要受到群落类型和海拔的影响, 受空间距离的影响不显著。不同群落类型间的 β 多样性显著大于同一群落类型内部, 并且随海拔升高 β 多样性增大。总体而言, 群落类型和海拔是古田山森林群落 α 和 β 多样性的主要影响因子, 表明生境过滤等机制对该区域的森林物种多样性格局起着主要作用。

关键词: 群落构建; 亚热带森林; α 多样性; β 多样性; 海拔; 坡向; 森林群落类型

Drivers and patterns of α - and β -diversity in ten main forest community types in Gutianshan, eastern China

Changlu Weng^{1,2}, Tiantian Zhang², Donghao Wu², Shengwen Chen³, Yi Jin², Haibao Ren⁴, Mingjian Yu², Yuanyuan Luo^{1*}

1 College of Life Sciences, China Jiliang University, Hangzhou 310018

2 College of Life Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058

3 Center of Ecology and Resources, Qianjiangyuan National Park, Kaihua, Zhejiang 324300

4 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

Abstract: Located in the subtropical zone of China, Gutianshan National Nature Reserve (GNNR) contains a variety of forest community types and is rugged in terrain. Here, we established 79 forest plots, each 20 m × 20 m in area, within the ten main community types of GNNR. Based on this, we analyzed the α - (Shannon-Wiener index) and β - (Horn-Morisita dissimilarity index) diversity patterns of and between these community types and their underlying driving factors. We found that: (1) Community type, elevation and aspect were the most important determinants of α -diversity. α -diversity showed significant differences between community types, and increased with elevation and northness. (2) Community type and elevation, but not spatial distance significantly affected β -diversity. β -diversity between community types was higher than within community type, and β -diversity also increased with increasing elevation. These results show that community type and elevation are the main influencing factors of the α - and β -diversity patterns in GNNR forests, and further suggest the importance of drivers, such as habitat filtering, on the assembly of GNNR forests.

Key words: community assembly; subtropical forests; α diversity; β diversity; elevation; aspect; community type

收稿日期: 2018-06-20; 接受日期: 2019-01-31

基金项目: 浙江省科技计划(2015C02016)、科技部基础性工作专项专题(2015FY210200-17)和国家自然科学基金(31361123001)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: yyluo@sohu.com

物种多样性分布格局及其影响因素是生物多样性研究中的热点问题。 α 和 β 多样性是物种多样性研究中的两个常用指标,其中 α 多样性是对群落物种丰富度和均匀度的评估, β 多样性则度量群落的物种组成沿环境梯度的周转速率(Whittaker, 1972; 马克平, 1994; 马克平等, 1995)。

森林群落的物种多样性分布格局受到多种因素影响(李亚藏等, 2006; Qian et al, 2014), 包括非生物环境因子、群落类型和空间距离等(唐志尧和方精云, 2004; Guillem et al, 2006; Gatti et al, 2015; Tello et al, 2015; 王月霞等, 2016)。很多研究发现非生物环境因子例如地形是影响森林群落 α 和 β 多样性的重要因子(Whittaker & Niering, 1965; Vazquez & Givnish, 1998; Wang et al, 2002), 但也有研究发现群落类型是影响森林 α 和 β 多样性的重要因子(王月霞等, 2016)。此外, 空间距离通过扩散限制等过程也可影响森林 β 多样性, 表现为随着空间距离增加, 物种组成相似程度减小, 群落间 β 多样性增大(Hubbell, 2001; 牛克昌等, 2009; Blundo et al, 2016)。

迄今, 国内外学者对于植物物种多样性格局已开展过大量的研究(Gallardo-Cruz et al, 2009; Qian & Shimono, 2012; 蒙洋等, 2017), 主要集中在两个尺度: (1)单个大型样地的尺度, 如Legendre等(2009)对古田山24 ha亚热带常绿阔叶林 β 多样性及影响因素的研究, Condit (2005)对热带地区13个大型样地森林物种 α 多样性的比较研究; (2)区域尺度, 如王志恒等(2004)对高黎贡山种子植物物种丰富度沿海拔梯度变化的研究, López-Martínez等(2012)对墨西哥尤卡坦半岛次生热带干林木本植物不同尺度 β 多样性影响因素的研究。但以往研究中对单个自然保护区尺度($\sim 100 \text{ km}^2$)上的多种类型森林群落 α 和 β 多样性及其差异驱动机制的研究还较少, 仅见卢训令等(2010)对河南省伏牛山自然保护区物种多样性的研究。

古田山国家级自然保护区(以下简称古田山保护区)地处中亚热带地区, 地形复杂, 森林群落类型较为丰富(吴征镒, 1980; 陈灵芝等, 1997; 宋永昌, 1999), 区内分布着常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林、针阔叶混交林、针叶林和人工林等多种群落类型(于明坚等, 2019), 为我们提供了良好的研究对象。本文以古田山保护区内79个 $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$ 森林群落样地调查数据为基础, 拟探讨如下问题: (1)古田

山森林的 α 和 β 物种多样性分布格局如何? (2) α 和 β 多样性分布格局分别主要受到哪些因子的影响?

1 材料与方法

1.1 研究地点

古田山保护区($118^{\circ}03'49.7''$ – $118^{\circ}11'12.2''$ E; $29^{\circ}10'19.4''$ – $29^{\circ}17'41.4''$ N)属于白际山脉的一部分, 位于浙江省开化县西北部, 与江西省婺源县、德兴市毗邻。保护区总面积为8,107 ha, 主峰青尖海拔约为1,258 m。古田山属于亚热带季风气候区, 山体呈东北–西南走向, 受夏季风影响较大, 四季分明, 降水丰富, 年平均降水量约1,963.7 mm, 相对湿度92.4%。年平均气温约为 15.3°C , 最高气温 38.1°C , 最低气温 -6.8°C , 生长期总积温为 $5,221.5^{\circ}\text{C}$, 无霜期约250 d。保护区的土壤类型主要有红壤、黄红壤、红黄壤及沼泽土, 前三者合计超过全区总面积的80%。

1.2 群落类型划分

森林群落类型划分主要参照《中国植被》(吴征镒等, 1980)的分类原则, 高级分类单位以生态外貌为主要依据, 中低级分类单位依据优势种和标志种相结合的原则。其中, 优势度以各木本植物种类的重要值表示。我们将所有种类先分为2类: 针叶植物和阔叶植物, 再将后者分为2类: 常绿阔叶植物和落叶阔叶植物。若某一类的重要值不超过另一类的2倍则划分为混交林, 超过则划分为纯林。根据上述分类原则, 将古田山保护区内的群落类型分为以下10种: 常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林、黄山松(*Pinus taiwanensis*)林、黄山松针阔叶混交林、落叶阔叶林、马尾松(*Pinus massoniana*)林、马尾松针阔叶混交林、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)林、杉木针阔叶混交林和油茶(*Camellia oleifera*)林(于明坚等, 2019)。

1.3 样地设置及调查

在10种森林群落类型的代表性地段选择79个面积为 $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$ 的样地(图1)进行调查, 每种群落类型面积及所选样地数目见表1。将每个样地划分成16个 $5 \text{ m} \times 5 \text{ m}$ 小样方, 在每个小样方中逐株调查胸径 $\geq 2.5 \text{ cm}$ 的木本植物, 记录其种类、胸径和坐标等。

记录每个样地的经纬度和各种地形因子(包括海拔、坡度和坡向等)。其中, 经纬度在样地几何中

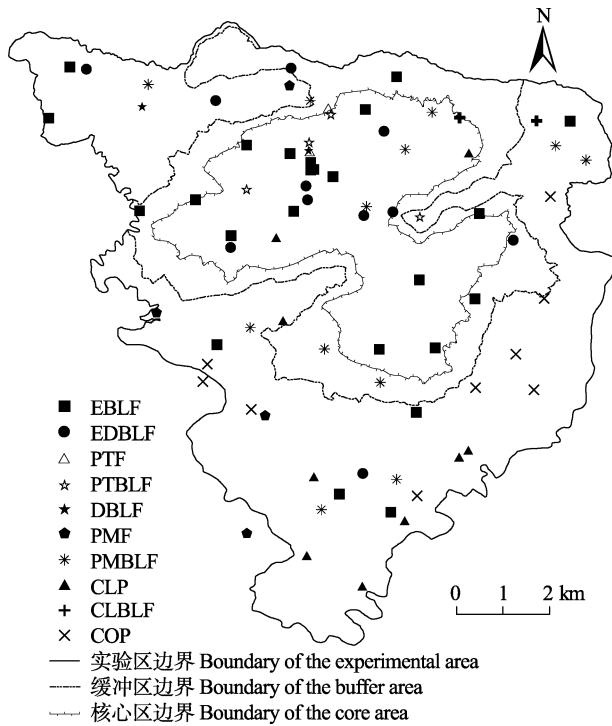


图1 79个森林群落样地分布图。EBLF、EDBLF、PTF、PTBLF、DBLF、PMF、PMBLF、CLP、CLBLF和COP的含义见表1。

Fig. 1 The locations of 79 forest community plots. EBLF, EDBLF, PTF, PTBLF, DBLF, PMF, PMBLF, CLP, CLBLF and COP are the same as in Table 1.

心点测定, 海拔为每个20 m × 20 m样地4个顶点海拔的平均值; 坡度为样地4个角中任意3个所构成的4个平面与水平面夹角的平均值; 坡向为这4个平面

与正北方向夹角的平均值。空间距离为两个样地中心点水平面投影的直线距离。

1.4 多样性指数

α 多样性用Shannon-Wiener指数(H')来衡量。采用Rarefaction方法比较不同森林群落类型间物种 α 多样性的差异, 方法如下: 针对一种群落类型, 先确定单个样地所含的平均植株个体数 N ; 然后从这种群落类型的所有个体中随机抽取 N 个植株, 重复100次, 得到100个物种丰富度值, 即为该群落类型的样地水平物种丰富度。

β 多样性采用 Horn-Morisita 相异性指数 (Horn-Morisita dissimilarity index, C_{MH}) 来衡量 (Wolda, 1983)。

$$H' = -\sum p_i \ln p_i \tag{1}$$

$$C_{MH} = 2\sum(a_i b_i)/(d_a d_b) N_a N_b \tag{2}$$

$$d_a = \sum a_i^2 / N_a^2 \tag{3}$$

$$d_b = \sum b_i^2 / N_b^2 \tag{4}$$

式中, p_i 为物种相对多度, a_i 和 b_i 分别为A和B样地中第 i 种的个体数目, N_a 为样地A的物种数, N_b 为样地B的物种数。

1.5 数据分析

为检验地形因子和群落类型等对 α 多样性的影响, 采用lme4软件包中的lmer函数(Bates et al, 2014)和stats软件包中的anova函数分别进行多元回归和方差分析。为比较森林群落 β 多样性分布格局的驱动因子, 进行了非度量多维标度排序(non-metric

表1 各森林群落类型面积及样地个数、取样面积

Table 1 The area of each forest community type, the number of each plot and sample area

群落类型 Community type	群落面积 Community area (ha)	样地个数 Number of plots	取样面积 Sample area (ha)
常绿阔叶林 Evergreen broad-leaved forest (EBLF)	4,778.9	24	0.96
常绿落叶阔叶混交林 Evergreen and deciduous broad-leaved mixed forest (EDBLF)	444.1	11	0.44
黄山松林 <i>Pinus taiwanensis</i> forest (PTF)	14.3	2	0.08
黄山松针阔叶混交林 <i>Pinus taiwanensis</i> and broad-leaved trees mixed forest (PTBLF)	152.7	4	0.16
落叶阔叶林 Deciduous broad-leaved forest (DBLF)	18.5	2	0.08
马尾松林 <i>Pinus massoniana</i> forest (PMF)	217.8	4	0.16
马尾松针阔叶混交林 <i>Pinus massoniana</i> and broad-leaved trees mixed forest (PMBLF)	329.6	12	0.48
杉木林 <i>Cunninghamia lanceolata</i> plantation (CLP)	549.8	9	0.36
杉木针阔叶混交林 <i>Cunninghamia lanceolata</i> and broad-leaved trees mixed forest (CLBLF)	30	2	0.08
油茶林 <i>Camellia oleifera</i> plantation (COP)	1,516.1	9	0.36

multidimensional scaling, NMDS)和偏Mantel检验等分析。NMDS用于分析不同群落间 β 多样性分布的大致情况,通过vegan软件包中的metaMDS函数(Oksanen et al, 2016)完成。偏Mantel检验的多元回归手段用于检验空间距离(通过经纬度计算得出)、地形因子和群落类型对 β 多样性分布格局的影响,通过phytools软件包中的multi.mantel函数(Revell, 2012)完成。组间比较采用 t -检验,多重比较的 P 值采用Holm法调整,通过stats软件包中的pairwise.t.test函数完成。以上所有统计分析通过R3.2.4软件(R Core Team, 2016)完成。

2 结果

2.1 α 多样性分布格局及其影响因素

对10种森林群落类型Shannon-Wiener指数的比较显示,不同群落类型间的 α 多样性差异显著($P < 0.05$),表现为杉木林和油茶林的 α 多样性显著低于其他群落类型(图2)。用Rarefaction方法比较后发现,不同群落类型间的 α 多样性差异也较显著($P < 0.05$, 附录1)。方差分析也发现,对 α 多样性影响最大的因

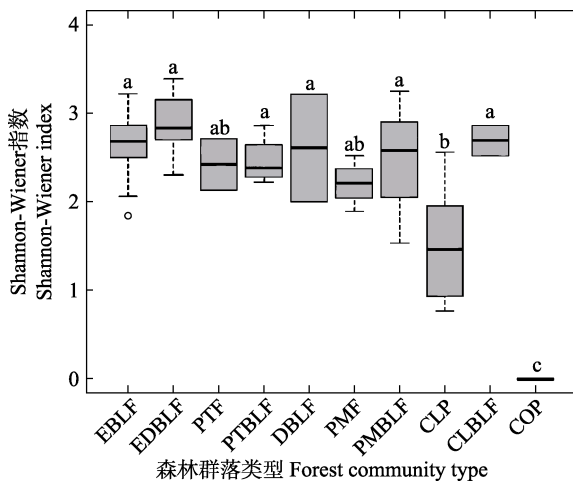


图2 古田山国家级自然保护区不同类型群落 α 多样性的差异。柱形上方的英文字母不同表示柱形间有显著差异($P < 0.05$, Holm法修正),否则无显著差异。EBLF、EDBLF、PTF、PTBLF、DBLF、PMF、PMBLF、CLP、CLBLF和COP的含义见表1。

Fig. 2 The difference of α diversity in different community types in Gutianshan National Nature Reserve. The different letter on the top of the column shows that there is significant difference between the groups ($P < 0.05$, Holm method correction), otherwise there is no significant difference. EBLF, EDBLF, PTF, PTBLF, DBLF, PMF, PMBLF, CLP, CLBLF and COP are the same as in Table 1.

素是群落类型($P < 0.001$; 表2),其他还包括海拔与坡向。随海拔升高,群落的 α 多样性有上升趋势($P < 0.001$; 图3);随坡向更加偏北,群落的 α 多样性也有上升趋势($P < 0.001$; 图4)。

2.2 β 多样性分布格局及其影响因素

通过NMDS分析样地间 β 多样性的分布情况发现,同一群落类型内部和不同群落类型间物种组成均存在差异(图5)。具体表现为:同一群落类型的样地通常分布较为聚集,如油茶林、杉木林、马尾松针阔叶混交林等;不同森林类型的样地通常分布较

表2 地形和群落类型对古田山国家级自然保护区森林群落 α 多样性(Shannon-Wiener指数)影响的方差分析结果

Table 2 Variance analysis results of the effects of topography and forest community type on forest community α diversity (Shannon-Wiener index) in Gutianshan National Nature Reserve

	自由度 Degree of freedom	总方差 Total variance	均方差 Mean variance	F	P
海拔 Elevation	1	15.716	15.716	91.393	< 0.001
坡度 Slope	1	0.550	0.550	3.200	0.078
东西向 East-west	1	0.414	0.414	2.407	0.126
南北向 South-north	1	0.828	0.828	4.817	0.032
群落类型 Community type	9	42.872	4.764	27.702	< 0.001
残差 Residuals	65	11.177	0.172		

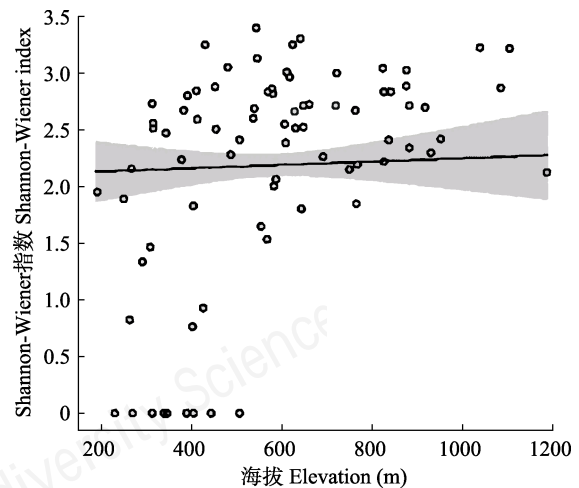


图3 古田山国家级自然保护区森林群落 α 多样性(Shannon-Wiener指数)随海拔梯度的变化。圆圈为实际观测值;实线为拟合值;阴影为95%置信区间。

Fig. 3 The forest community α diversity (Shannon-Wiener index) along an altitudinal gradient in Gutianshan National Nature Reserve. The circles are actual observations; the solid line is the fitted value; the shadow is 95% confidence intervals.

为分散, 如油茶林、杉木林和马尾松针阔叶混交林等; 也有一些森林类型有交错分布, 如常绿阔叶林与黄山松针阔叶混交林、常绿落叶阔叶混交林、马尾松针阔叶混交林等。

各森林群落类型的Horn-Morisita指数比较结果

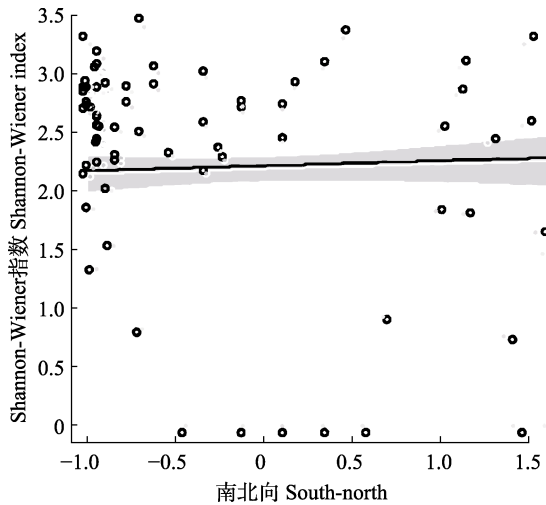


图4 古田山国家级自然保护区森林群落 α 多样性(Shannon-Wiener指数)随南北向的变化。圆圈为实际观测值; 实线为拟合值; 阴影为95%置信区间。

Fig. 4 The forest community α diversity (Shannon-Wiener index) along the north direction in Gutianshan National Nature Reserve. The circles are actual observations; the solid line is the fitted value; the shadow is 95% confidence intervals.

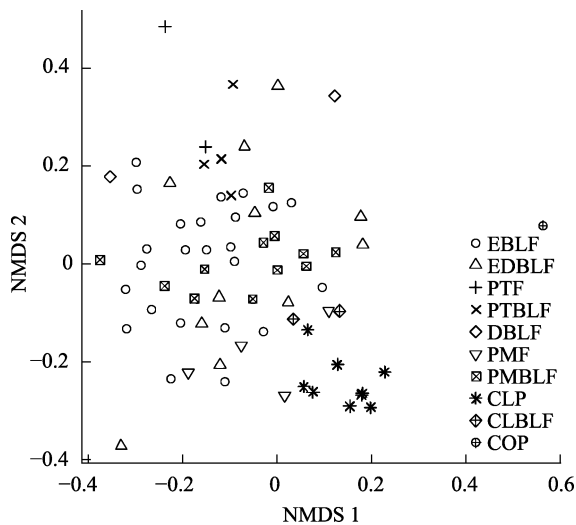


图5 古田山国家级自然保护区不同类型群落物种组成的非度量多维尺度分析排序结果。EBLF、EDBLF、PTF、PTBLF、DBLF、PMF、PMBLF、CLP、CLBLF和COP的含义见表1。

Fig. 5 Non-metric Multidimensional scaling (NMDS) result of species composition of the different community types in Gutianshan National Nature Reserve. EBLF, EDBLF, PTF, PTBLF, DBLF, PMF, PMBLF, CLP, CLBLF and COP are the same as in Table 1.

显示, 不同群落类型间的 β 多样性显著大于同一群落类型内部(图6)。偏Mantel检验的多元回归发现, 空间距离、群落类型和地形共同解释了 β 多样性变异的26.21% ($P < 0.001$)。其中, 群落类型和海拔对 β 多样性有显著影响, 坡度、坡向和空间距离对 β 多样性无显著影响(表3)。具体表现为, 群落间的海拔差异增大, β 多样性也随之增大(图7, 附录2)。空间距离单独对 β 多样性变异的解释度为1.44% ($P < 0.001$), 群落类型和地形共同的解释度达到26.16% ($P < 0.001$)。

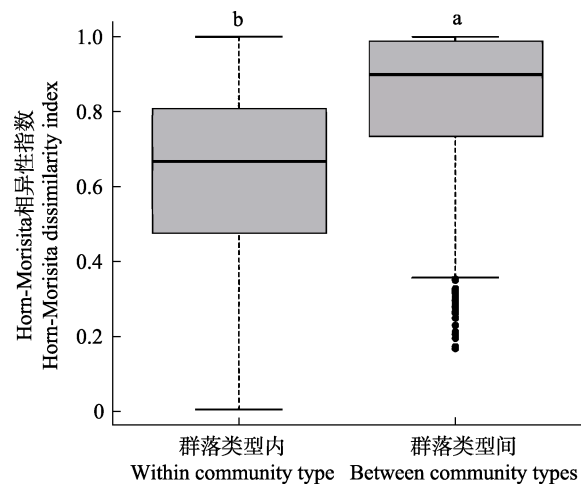


图6 同种群落类型内部和不同群落类型间 β 多样性(Horn-Morisita相异性指数)的比较。柱形图上方的英文字母不同表示柱形间有显著差异($P < 0.05$, t -检验), 否则无显著差异。

Fig. 6 Comparison of β diversity (Horn-Morisita dissimilarity index) within the same community type and between different community types. The different letter on the top of the column shows that there is significant difference between the groups ($P < 0.05$, t -test), otherwise there is no significant difference.

表3 空间距离、地形和群落类型对古田山国家级自然保护区森林群落 β 多样性(Horn-Morisita指数)的影响($R^2 = 0.262$)
Table 3 Effects of geographical distance, topography and community type on forest community β diversity (Horn-Morisita index) in Gutianshan National Nature Reserve ($R^2 = 0.262$)

	效应 Effect	t	P
空间距离 Spatial distance	0.002	1.497	0.415
海拔 Elevation	0.066	15.148	0.001
坡度 Slope	-0.006	-1.635	0.391
南北向 North-South	0.0052	1.370	0.347
东西向 East-West	0.0035	0.836	0.635
群落类型 Community type	0.2393	25.415	0.001

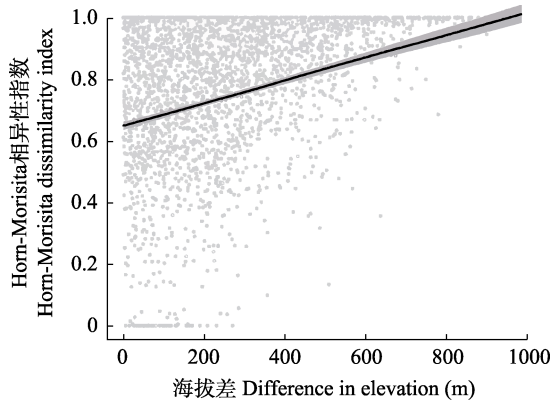


图7 古田山国家级自然保护区森林群落 β 多样性(Horn-Morisita相异性指数)随海拔梯度的变化。圆点为实际观测值;实线为拟合值;阴影为95%置信区间。

Fig. 7 The forest community β diversity (Horn-Morisita dissimilarity index) along an altitudinal gradient in Gutianshan National Nature Reserve. The circles are actual observations; the solid line is the fitted value; the shadow is 95% confidence intervals.

3 讨论

3.1 α 多样性分布格局和影响因素

对古田山保护区10种森林群落类型Shannon-Wiener指数的比较发现,不同森林群落类型间 α 多样性存在巨大差异。例如,杉木林和油茶林这两种人工林的 α 多样性明显低于其他8种群落类型,表明人类干扰可能降低了森林生物多样性。并且Rarefaction方法和方差分析均显示群落类型对 α 多样性有重要影响,进一步说明群落类型在较大程度上决定了古田山保护区森林群落的 α 多样性格局。

海拔是一类特殊的环境因子,反映了水分、温度和光照等因素的综合情况(Whittaker & Niering, 1965; Gallardo-Cruz et al, 2009; 郑江坤等, 2009)。一般认为, α 多样性随海拔升高呈下降趋势;也有研究表明,随海拔升高, α 多样性先增大后减小(Rahbek, 1977; 沈泽昊等, 2000);或呈现出其他更复杂的变化规律(Peet, 1981; Baruch, 1984; Itow, 1991)。古田山保护区森林群落的 α 多样性随海拔升高而增大,这一趋势与很多其他地区的研究结果并不一致。造成这种现象的原因可能是古田山海拔梯度较小(样地最高海拔不超过1,200 m),高海拔样地光照等条件较为充足,并且热量没有成为植物分布的限制因素,受到人为干扰也较少,因而高海拔样地反而具有较高的物种多样性。海拔对森林群落多样性的显著影响表明古田山群落物种在海拔梯度上的生态

需求分化可能较明显,有必要进一步研究驱动该格局的潜在环境因子。

坡向直接影响森林的光照,进而作用于森林植物的光合作用和生境过滤,影响到生物多样性分布格局(郑江坤等, 2009; 吴昊, 2017)。古田山保护区森林群落 α 多样性受到坡向的一定影响,随样地坡向更加偏北, α 多样性有升高趋势,可能是由于南坡光照强、温度高、蒸发量大、湿度较小,土壤风化强、有机质积累少等多种原因导致南坡物种丰富度较低。

3.2 β 多样性分布格局和影响因素

本研究发现古田山保护区森林群落 β 多样性表现为,同一类型群落样地分布通常较为集中,其中以杉木林和油茶林分布最为集中。古田山保护区的杉木林和油茶林均属于人工林,其中杉木林与马尾松阔叶混交林、杉木针阔叶混交林等的分布有部分交错。杉木林在保护区内被严格保护,正在向针阔叶混交林演替(马丹炜等, 2002; 钱海源等, 2018);而油茶林因始终受到人为管理(如下层植物的清理),物种组成单一,与其他群落类型差异较大。

但是,常绿阔叶林分布较为发散,并且与黄山松针阔叶混交林、常绿落叶阔叶混交林、马尾松针阔叶混交林的分布有交错。该地区的常绿落叶阔叶混交林主要占据低海拔沟谷地带;马尾松针阔叶混交林主要生长于较高海拔山脊;黄山松针阔叶混交林除山脊外,在更高海拔区域也有分布(于明坚等, 2001)。而常绿阔叶林广泛分布在海拔300–1,150 m范围内,估计与常绿落叶阔叶混交林、马尾松针阔叶混交林和黄山松针阔叶混交林之间均有物种扩散和生境交错等过程,故与这三种群落类型的物种组成均较为相似。

此外,古田山保护区不同群落类型样地的分布通常较为分散。不同群落类型间的 β 多样性大于同一群落类型内部的 β 多样性,说明群落类型在一定程度上代表了独特的物种组成。因此,维持该地区群落类型的多样性也有利于维持该地区森林群落的物种多样性。该发现与王月霞等(2016)对于整个浙江省范围内多种群落类型 β 多样性的研究一致。

森林群落类型对古田山保护区物种 β 多样性的影响最大,然后是地形因子。群落类型(效应值0.2393)的影响甚至高于海拔(效应值0.066)。群落类型与森林物种多样性格局的紧密关系,可能与生境

条件的过滤作用有关(Wilson & Gitay, 1995; 蒙洋等, 2017)。海拔差异对于 β 多样性的正效应反映了与海拔相关的环境因子例如水分、温度和光照等因素(Whittaker & Niering, 1965; 治民生等, 2004)对于群落构建的重要作用。另一方面, 空间距离对 β 多样性格局没有显著作用, 可能是由于与其他相似研究的尺度相比(Myers et al, 2013; 王月霞等, 2016), 古田山保护区的空间尺度较小(样地距离范围绝大多数在10 km以内), 扩散限制等过程对于群落组成的影响较不明显。

综上所述, 古田山不同森林群落类型 α 、 β 多样性主要受到群落类型和地形(主要为海拔)的影响, 表明生境过滤过程对于保护区尺度上森林群落的构建起重要作用。该区域群落类型多样, 各群落类型有其独特的 α 、 β 多样性。对于森林保护来说, 自然森林群落类型的多样化有利于维持该区域森林群落物种多样性。

致谢: 感谢浙江大学王月霞、骆杨青等同学参与古田山样地调查及数据录入等工作, 感谢赖正淦、赖祯熙等在样地调查工作中付出的辛勤劳动, 感谢浙江大学刘金亮、仲磊和韦博良等同学在论文修改上提出宝贵意见。

参考文献

- Baruch Z (1984) Ordination and classification of vegetation along an altitudinal gradient in the Venezuelan Páramos. *Vegetatio*, 55, 115–126.
- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2014) lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1–7. <https://CRAN.R-project.org/packages=lme4/>. (accessed on 2018-12-08)
- Blundo C, González-Espinosa M, Malizia LR (2016) Relative contribution of niche and neutral processes on tree species turnover across scales in seasonal forests of NW Argentina. *Plant Ecology*, 217, 359–368.
- Chen LZ, Chen QL, Liu WH (1997) Forest diversity and its geographical distribution in China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [陈灵芝, 陈清朗, 刘文华 (1997) 中国森林多样性及其地理分布. 科学出版社, 北京.]
- Condit R (2005) Tropical tree α -diversity: Results from a worldwide network of large plots. *Journal of Surgical Research*, 25, 61–69.
- Gallardo-Cruz JA, Pérez-García EA, Meave JA (2009) β -diversity and vegetation structure as influenced by slope aspect and altitude in a seasonally dry tropical landscape. *Landscape Ecology*, 24, 473–482.
- Gatti RC, Castaldi S, Lindsell JA, Marchetti M, Maesano M, Paola AD, Paparella F, Valentini R (2015) The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. *Ecological Research*, 30, 119–132.
- Guillem C, Jérôme C, Richard C, Salomon A, Suzanne L, Rolando P (2006) Determinants and spatial modeling of tree β -diversity in a tropical forest landscape in Panama. *Journal of Vegetation Science*, 17, 83–92.
- Hubbell SP (2001) *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Itow S (1991) Species turnover and diversity patterns along an elevation broad-leaved forest coenocline. *Journal of Vegetation Science*, 2, 477–484.
- Legendre P, Mi XC, Ren HB, Ma KP, Yu MJ, Sun F, He FL (2009) Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. *Ecology*, 90, 663–674.
- López-Martínez JO, Hernández-Stefanoni JL, Dupuy JM, Meave JA (2012) Partitioning the variation of woody plant β -diversity in a landscape of secondary tropical dry forests across spatial scales. *Journal of Vegetation Science*, 24, 33–45.
- Li YC, Liang YL, Zhang DB (2006) Preliminary discussion the influence factor and protection of forest biodiversity. *Journal of Henan Forestry Science and Technology*, 26(4), 31–33. (in Chinese with English abstract) [李亚藏, 梁彦兰, 张东斌 (2006) 浅谈森林生物多样性的影响因素及其保护. 河南林业科技, 26(4), 31–33.]
- Lu XL, Hu N, Ding SY, Fan YL, Liao BH, Zhai YJ, Liu J (2010) The pattern of plant species diversity of Funiu Mountain Nature Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 30, 5790–5798. (in Chinese with English abstract) [卢训令, 胡楠, 丁圣彦, 范玉龙, 廖秉华, 翟元杰, 柳静 (2010) 伏牛山自然保护区物种多样性分布格局. 生态学报, 30, 5790–5798.]
- Ma DW, Zhang G, Wang YH, Wang DM (2002) Studies on species diversity of forest vegetation on Qingcheng Mountain. *Journal of Sichuan University (Natural Science Edition)*, 39, 115–123. (in Chinese with English abstract) [马丹炜, 张果, 王跃华, 王道模 (2002) 青城山森林植被物种多样性的研究. 四川大学学报(自然科学版), 39, 115–123.]
- Ma KP (1994) Measurement of biotic community diversity. I. The measurement of α diversity. *Chinese Biodiversity*, 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 CR, Liu YM (1995) Measurement of biotic community diversity. II. The measurement of β diversity. *Chinese Biodiversity*, 3, 38–43. (in Chinese) [马克平, 刘灿然, 刘玉明 (1995) 生物群落多样性的测度方法. II. β 多样性的测度方法. 生物多样性, 3, 38–43.]
- Meng Y, Qiu Y, Zhang L, Wang CL, Zang ZH, Zhang XY, Shen GZ, Yan CF, Chen QS (2017) Effects of geographical distance and differences in climate and altitude on species

- dissimilarity of vascular plant communities in the Dulongjiang River Watershed Area. *Biodiversity Science*, 25, 1313–1320. (in Chinese with English abstract) [蒙洋, 邱月, 张亮, 王翠玲, 臧振华, 张学耀, 申国珍, 闫彩凤, 陈全胜 (2017) 地理距离、海拔和气候差异对独龙江流域维管植物群落物种空间相异性的影响. *生物多样性*, 25, 1313–1320.]
- Myers SC, Clarkson BR, Reeves PN, Clarkson BD (2013) Wetland management in New Zealand: Are current approaches and policies sustaining wetland ecosystems in agricultural landscapes? *Ecological Engineering*, 56, 107–120.
- Niu KC, Liu YN, Shen ZH, He FL, Fang JY (2009) Community assembly: The relative importance of neutral theory and niche theory. *Biodiversity Science*, 17, 579–593. (in Chinese with English abstract) [牛克昌, 刘怿宁, 沈泽昊, 何芳良, 方精云 (2009) 群落构建的中性理论和生态位理论. *生物多样性*, 17, 579–593.]
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H (2016) *vegan: Community Ecology Package*. R package Version 2.0–4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan/>. (accessed on 2018-12-08)
- Peet RK (1981) Forest vegetation of the Colorado Front Range: Patterns of species diversity. *Vegetatio*, 45, 3–75.
- Qian H, Hao ZQ, Zhang J (2014) Phylogenetic structure and phylogenetic diversity of angiosperm assemblages in forests along an elevational gradient in Changbaishan, China. *Journal of Plant Ecology*, 7, 154–165.
- Qian H, Shimono A (2012) Effects of geographic distance and climatic dissimilarity on species turnover in alpine meadow communities across a broad spatial extent on the Tibetan Plateau. *Plant Ecology*, 213, 1357–1364.
- Qian HY, Zhang TT, Chen SW, Wu DH, Wu CP, Yuan WG, Jin Y, Yu MJ (2018) Community structures and biodiversities of broad-leaved forest and two types of plantations in Gutianshan National Nature Reserve, Zhejiang Province. *Guihaia*, 38, 1371–1381. (in Chinese with English abstract) [钱海源, 张田田, 陈声文, 巫东豪, 吴初平, 袁位高, 金毅, 于明坚 (2018) 古田山自然保护区阔叶林与两种人工林的群落结构和生物多样性. *广西植物*, 38, 1371–1381.]
- Rahbek C (1977) The relationship among area, elevation, and regional species richness in neotropical birds. *The American Naturalist*, 149, 875–902.
- Revell LJ (2012) *Phytools: An R package for phylogenetic comparative biology (and other things)*. *Methods in Ecology & Evolution*, 3, 217–223.
- R Core Team (2016) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>. (accessed on 2018-12-08)
- Song YC (1999) Perspective of the vegetation zonation of forest region in eastern China. *Acta Botanica Sinica*, 41, 541–552. (in Chinese with English abstract) [宋永昌 (1999) 中国东部森林植被带划分之我见. *植物学报*, 41, 541–552.]
- Shen ZH, Zhang XS, Jin YX (2000) Spatial pattern analysis and topographical interpretation of species diversity in the forests of Dalaoling in the region of the Three Gorges. *Acta Botanica Sinica*, 42, 620–627. (in Chinese with English abstract) [沈泽昊, 张新时, 金义兴 (2000) 三峡大老岭森林物种多样性的空间格局分析及其地形解释. *植物学报*, 42, 620–627.]
- Tang ZY, Fang JY (2004) A review on the elevational patterns of plant species diversity. *Biodiversity Science*, 12, 20–28. (in Chinese with English abstract) [唐志尧, 方精云 (2004) 植物物种多样性的垂直分布格局. *生物多样性*, 12, 20–28.]
- Tello JS, Myers JA, Macía MJ, Fuentes AF, Cayola L, Arellano G, Loza IM, Torrez V, Cornejo M, Miranda T, Jørgensen PM (2015) Elevational gradients in β -diversity reflect variation in the strength of local community assembly mechanisms across spatial scales. *PLoS ONE*, 10, 1371.
- Vazquez GJA, Givnish TJ (1998) Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlan. *Journal of Ecology*, 86, 999–1020.
- Wang GH, Zhou GS, Yang LM, Li ZQ (2002) Distribution, species diversity and life-form spectra of plant communities along an altitudinal gradient in the northern slopes of Qilian-shan Mountains, Gansu, China. *Plant Ecology*, 165, 169–181.
- Wang ZH, Chen AP, Piao SL, Fang JY (2004) Pattern of species richness along an altitudinal gradient on Gaoligong Mountains, Southwest China. *Biodiversity Science*, 12, 82–88. (in Chinese with English abstract) [王志恒, 陈安平, 朴世龙, 方精云 (2004) 高黎贡山种子植物物种丰富度沿海拔梯度的变化. *生物多样性*, 12, 82–88.]
- Wang YX, Jin Y, Wu CP, Weng DM, Ye LX, Chen DL, Yu JP, Liu JL, Zhong L, Yu MJ (2016) Taxonomic and phylogenetic α and β diversities of major subtropical forest community types in Zhejiang Province. *Biodiversity Science*, 24, 863–874. (in Chinese with English abstract) [王月霞, 金毅, 吴初平, 翁东明, 叶立新, 陈德良, 余建平, 刘金亮, 仲磊, 于明坚 (2016) 浙江省主要亚热带森林群落类型物种和谱系水平的 α 和 β 多样性比较. *生物多样性*, 24, 863–874.]
- Whittaker RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213–251.
- Whittaker RH, Niering WA (1965) Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona: A gradient analysis of the south slope. *Ecology*, 46, 429–452.
- Wilson J, Gitay H (1995) Limitations to species coexistence: Evidence for competition from field observations, using a patch model. *Journal of Vegetation Science*, 6, 369–376.
- Wolda H (1983) Diversity, diversity indices and tropical cockroaches. *Oecologia*, 58, 290–298.
- Wu H (2017) Species richness and environmental interpretation of pine and oak forest community in Qinling Mountains. *Ecology and Environmental Sciences*, 26, 931–938. (in

- Chinese with English abstract) [吴昊 (2017) 秦岭松栎林群落物种丰富度特征及其环境解释. 生态环境学报, 26, 931–938.]
- 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.]
- Ye MS, Guan WB, Tan H, Ma KM, Liu GH, Wang XL (2004) The α diversity of shrubs community in the arid valley of the Minjiang River. Acta Ecologica Sinica, 24, 1123–1130. (in Chinese with English abstract) [冶民生, 关文彬, 谭辉, 马克明, 刘国华, 汪西林 (2004) 岷江干旱河谷灌丛 α 多样性分析. 生态学报, 24, 1123–1130.]
- Yu MJ, Hu ZH, Yu JP, Ding BY, Fang T (2001) Forest vegetation types in Gutianshan Natural Reserve in Zhejiang. Journal of Zhejiang University (Agriculture & Life Sciences), 27(4), 23–28. (in Chinese with English abstract) [于明坚, 胡正华, 余建平, 丁炳扬, 方腾 (2001) 浙江古田山自然保护区森林植被类型. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 27(4), 23–28.]
- Yu MJ, Qian HY, Yu JP (2019) Research of Biodiversity in Gutianshan. Zhejiang Science and Technology Press, Hangzhou (in press). (in Chinese) [于明坚, 钱海源, 余建平 (2019) 古田山生物多样性研究. 浙江科学技术出版社, 杭州(排版中).]
- Zheng JK, Wei TX, Zheng LK, Da LZ, Chen ZF, Zhao J, Zhu WD, Sun H (2009) Effects of landforms on α biodiversity in slope scale. Ecology and Environmental Sciences, 18, 2254–2259. (in Chinese with English abstract) [郑江坤, 魏天兴, 郑路坤, 大林直, 陈致富, 赵健, 朱文德, 孙慧 (2009) 坡面尺度上地貌对 α 生物多样性的影响. 生态环境学报, 18, 2254–2259.]

(责任编辑: 黄祥忠)

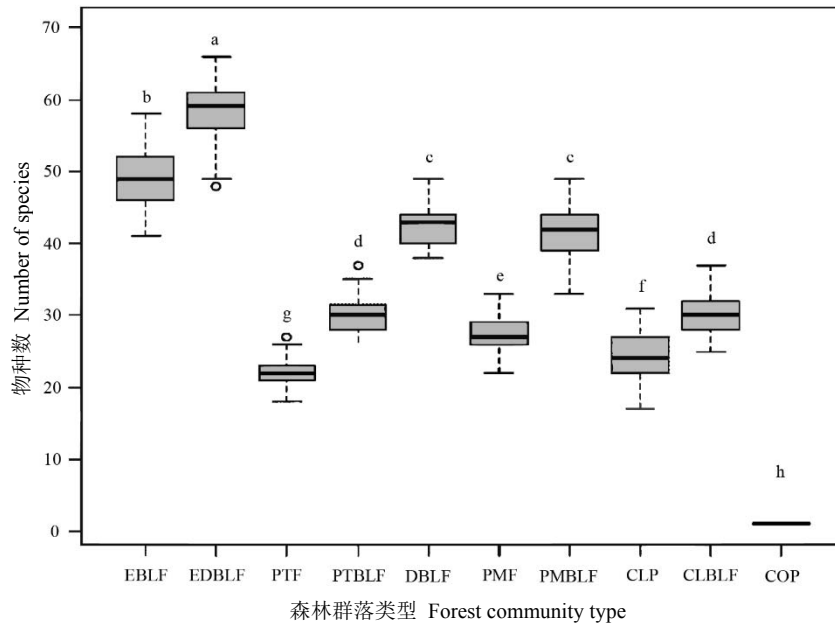
附录 Supplementary Material

附录1 古田山国家级自然保护区不同类型群落稀疏化的 α 多样性差异

Appendix 1 The difference of rarefied α diversity between community types in Gutianshan National Nature Reserve
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2018171-1.pdf>

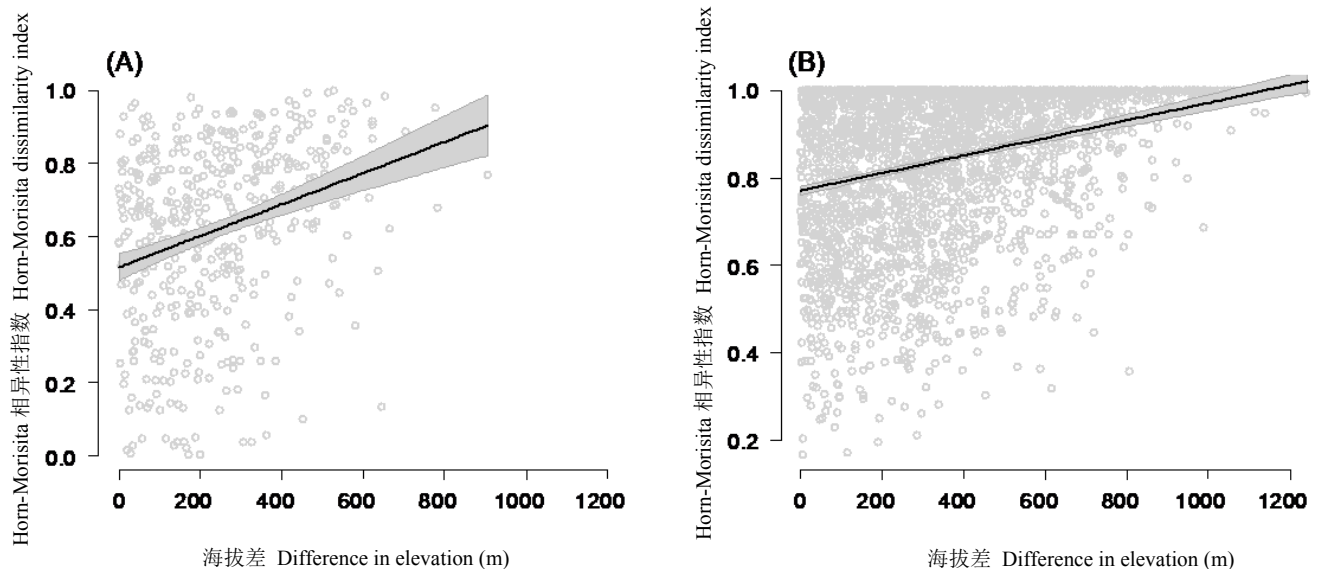
附录2 古田山国家级自然保护区不同群落类型内(A)和类型间(B) β 多样性(Horn-Morisita相异性指数)随海拔梯度的变化

Appendix 2 The β diversity (Horn-Morisita dissimilarity index) along an altitudinal gradient within (A) and between (B) community types in Gutianshan National Nature Reserve
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2018171-2.pdf>



附录1 古田山国家级自然保护区不同类型群落稀疏化的 α 多样性差异。EBLF: 常绿阔叶林; EDBLF: 常绿落叶阔叶混交林; PTF: 黄山松林; PTBLF: 黄山松针阔叶混交林; DBLF: 落叶阔叶林; PMF: 马尾松林; PMBLF: 马尾松针阔叶混交林; CLP: 杉木林; CLBLF: 杉木针阔叶混交林; COP: 油茶林。

Appendix 1 The difference of rarefied α diversity between community types in Gutianshan National Nature Reserve. EBLF, Evergreen broad-leaved forest; EDBLF, Evergreen and deciduous broad-leaved mixed forest; PTF, *Pinus taiwanensis* forest; PTBLF, *Pinus taiwanensis* and broad-leaved trees mixed forest; DBLF, Deciduous broad-leaved forest; PMF, *Pinus massoniana* forest; PMBLF, *Pinus massoniana* and broad-leaved trees mixed forest; CLP, *Cunninghamia lanceolata* plantation; CLBLF, *Cunninghamia lanceolata* and broad-leaved trees mixed forest; COP, *Camellia oleifera* plantation.



附录2 古田山国家级自然保护区不同群落类型内(A)和类型间(B) β 多样性(Horn-Morisita相异性指数)随海拔梯度的变化。圆圈为实际观测值; 实线为拟合值; 阴影为95%置信区间。

Appendix 2 The β diversity (Horn-Morisita dissimilarity index) along an altitudinal gradient within (A) and between (B) community types in Gutianshan National Nature Reserve. The circles are actual observations; the solid line is the fitted value; the shadow is 95% confidence intervals.



•研究报告•

基于近低空遥感技术的国家公园功能分区边界识别：以钱江源国家公园体制试点区为例

李杰¹ 李巍岳^{1*} 付晶¹ 高峻¹ 杨蕾² 何苇航¹¹ (上海师范大学环境与地理科学学院, 上海 200234)² (上海师范大学生命科学学院, 上海 200234)

摘要: 边界划分是国家公园保护与管理的重要手段, 通常以行政区和自然地理边界为参考, 借助人工干预的方法进行划分, 而较少考虑当地生态系统的完整性以及人为干扰因素, 造成边界划分不合理、不清晰。本研究以钱江源国家公园体制试点区中横岭角和古田山访客中心2处干扰较大的典型区为例, 用无人机近低空遥感技术结合实地植被调查, 评估现有功能分区。结果表明, 横岭角和古田山访客中心功能分区修正面积分别为53,550 m²和19,667 m², 分别占航拍研究区域面积的29.75%和16.39%。功能分区不合理划分的原因包括: (1)人为干扰较大的区域与自然地物较难分辨; (2)部分边界划分没有考虑生态系统的完整性, 将面积较小或完整性稍差的天然林划分为保护级别较低的区域。本研究采用航拍影像结合地面调查, 从保护当地生态系统完整性和减小人为干扰因素的角度出发, 为国家公园功能分区边界划分与细化提供一种合理可行的方法。

关键词: 近低空遥感; 地面调查; 国家公园; 功能分区; 人为干扰; 边界识别

Using low-altitude UAV remote sensing to identify national park functional zoning boundary: A case study in Qianjiangyuan National Park pilot

Jie Li¹, Weiye Li^{1*}, Jing Fu¹, Jun Gao¹, Lei Yang², Weihang He¹¹ School of Environmental and Geographical Sciences, Shanghai Normal University, Shanghai 200234² College of Life Sciences, Shanghai Normal University, Shanghai 200234

Abstract: Delineating areas within a national park for different uses and management plans is important for protecting the land. Functional zones may be designated based on administrative boundaries, natural geographical boundaries, or a manual survey. However, the current delineation practice barely considers the integrity of the local ecosystem or human factors, which results in unreasonable and unclear boundaries. Considering two typical areas with large human interference in Qianjiangyuan National Park pilot as an example, we employed both low-altitude unmanned aerial vehicle (UAV) remote sensing technology and on-the-ground field vegetation surveys to evaluate the legitimacy of the already established functional zoning boundaries. The results show that 53,550 m² and 19,667 m² of the functional area surrounding Henglingjiao and Gutianshan Visitor Center had been modified, respectively, accounting for 29.75% and 16.39% of the aerial study area. Misclassification of functional zoning may occur due to (1) difficulties in distinguishing between areas with large human disturbances and natural features; and (2) partitioning the natural forests into small sections that do not consider the integrity of the vegetative system, which results in lower levels of protection. This study uses a combination of aerial imagery and ground surveys to provide a reasonable and feasible method for the future identification and refinement of functional boundaries in national parks so as to best protect local ecosystem integrity and to reduce human disturbance factors.

Key words: low-altitude UAV remote sensing; on-the-ground field survey; national park; functional zoning; human interference; boundary identification

收稿日期: 2018-09-17; 接受日期: 2019-01-07

基金项目: 国家重点研发计划(2017YFC0506404)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: lwy326@shnu.edu.cn

中国共产党的十九大报告提出“构建国土空间开发保护制度,完善主体功能区配套政策,建立以国家公园为主体的自然保护地体系”,预示我国将逐步从以自然保护区为主转向以国家公园为主体开展自然保护事业(唐小平和栾晓峰,2017)。国家公园是在保护生态系统完整性的前提下,为保护具有国家代表性的自然景观、野生生物、特殊生态系统,强化自然资源有效保护与合理利用建立的自然区域(唐小平,2014;虞虎等,2017)。功能分区是国家公园总体规划的核心内容,规定了国家公园保护和利用的具体空间和管控要求,是当前国家公园建设面临的重要课题(付梦娣等,2017)。

目前很多发达国家和地区的国家公园围绕自然生态保护和人类游憩利用等方面,都建立了较为成熟的功能分区标准,如美国根据开发强度以及游憩利用需求将国家公园主要划分为4个区:原始自然保护区、特殊自然保护区、自然环境区和特别利用区(严国泰和沈豪,2015);加拿大主要根据生态完整性、公众的游憩需求将国家公园划分为特别保护区、荒野区、自然环境区、户外游憩区和公园服务区;日本主要根据公园景观等级、生态系统完整性、人类活动影响以及游客需求等将国家公园划分为特别保护区、特别区I类、特别区II类、特别区III类、普通区等(黄丽玲等,2007)。我国国家公园体制试点区功能分区的研究还处在探索阶段,目前的分区方法多以统计学手段为主,从人为划分发展到基于计算机辅助决策,配合遥感技术、地理信息系统、全球定位系统技术与人工智能等手段,对影响分区的各因子进行筛选与确权,得到分区结果(呼延佼奇等,2014;梁健超等,2017)。例如,付梦娣等(2017)运用层次分析法和专家打分法,将三江源国家公园黄河源园区划分为核心保育区、生态保育修复区、传统利用区、居住和游憩服务区4个功能区。虞虎等(2017)结合钱江源地区全国土地调查矢量数据和生态资源调查成果,对资源要素重叠情况进行归并,将钱江源国家公园划分为核心保护区、生态保育区、游憩展示区和传统利用区4个功能分区。吴承照等(2017)在云南省大山包国家公园通过对黑颈鹤(*Grus nigricollis*)生活行为空间的分析,提出荒野保护区、生态保育区、传统利用区、风景展示区、综合服务区的分区模式及其边界划定与监控方法。科学

合理地划定国家公园边界,有助于将具有重要价值的区域纳入自然保护地范围,有效保护生态系统和濒危物种,平衡资源保护和社区发展的关系(杨锐和曹越,2017)。目前关于功能分区的研究中,通常会以国家公园内部行政区边界、山地河流等自然地理边界作为标识进行划分,使用的数据缺乏高水平分辨率和较新的遥测影像,导致在方法中对当地生态系统的完整性和人为干扰的判断有误差,因而出现了边界划分不清晰、分区不合理的问题(Zhang et al, 2017)。

自然保护区边界划分的手段主要包括地面调查和遥感技术。传统的地面调查需要投入大量的人力、物力和时间,主要用于生物多样性监测,通常是在尺度较小的样地水平。遥感技术平台按观测高度可分为卫星遥感、航空遥感和近低空遥感。卫星遥感可进行大尺度、长序列的环境监测,已广泛应用于从群落到区域的各级空间尺度上的植被物种分类,但图像空间分辨率不够精细,自然保护区植被覆盖具有较大的异质性,难以精确区分,主要用于洲际-全球尺度的研究。航空遥感一般集成多传感器,可获得多类型的遥感数据,主要在景观-区域尺度有较大的优势(郭庆华等,2018)。无人机近低空遥感是卫星遥感和航空遥感的有力补充,可获取厘米级分辨率的影像,具有数据采集方便灵活、运行成本低、图像空间分辨率高、高程精细等优点,主要应用于样地-景观尺度的研究,研究区域一般位于城市以外的森林、草地、湿地等人为活动较难到达的自然区域,在调查植被资源、监测自然环境、保护生物多样性等领域有广泛的应用(郭庆华等,2016;Lu & He, 2017;吴永亮等,2017)。如Puliti等(2017)在挪威南部Gran市将ALS航空影像数据与无人机近低空航摄数据结合,进行大规模森林资源调查。Tian等(2017)在广西丹兜海红树林区利用无人机航拍图像对背景复杂和多物种的红树林进行叶面积指数图绘制,并与WorldView-2影像比较。

本文以钱江源国家公园体制试点区(以下简称钱江源国家公园)为例,以现有功能分区为评判依据,通过划分干扰区获取典型区域,利用无人机遥感技术结合实地调查等方法识别现有功能分区中存在的主要问题,进而探索近低空遥感技术在国家公园分区中的优势,为国家公园功能分区边界划分与细化提供一种可行的方法。

1 研究区概况

钱江源国家公园于2016年6月成立，位于浙江省衢州市开化县境内东北部，西与江西婺源县、德兴市毗邻，北接安徽省休宁县，东西介于118.03°–118.31° E之间，南北介于29.21°–29.44° N之间。总面积约252.38 km²，包含苏庄、长虹、何田、齐溪4个乡镇19个行政村72个自然村，共计人口9,744人(截至2015年)。研究区中分布有中国特有的珍稀濒危物种、国家一级保护动物白颈长尾雉(*Syrmaticus ellioti*)、黑麂(*Muntiacus crinifrons*)。空间范围包括古田山国家级自然保护区(81.07 km²)、钱江源国家森林公园(45 km²)以及连接两地的生态廊道。钱江源国家公园为亚热带季风性湿润气候，最高海拔低于1,200 m，植被属于中亚热带低海拔常绿阔叶林，沿海拔梯度依次分布有中亚热带常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林、针阔叶混交林、针叶林、亚高山湿地5种植被类型。植物区系成分以华东植物区系为主，兼具过渡带特征。

根据《钱江源国家公园体制试点区总体规划(2016–2025)》，钱江源国家公园共有4个功能区：核心保护区、生态保育区、游憩展示区和传统利用区。核心保护区面积为72.33 km²，占28.66%，范围包括古田山国家级自然保护区核心区和缓冲区、钱江源国家森林公园的重要区域，主要保护钱江源流域及长江水系、动植物资源和生态环境。生态保育区面积为135.80 km²，占53.81%，范围包括古田山国家级自然保护区实验区的大部分、钱江源国家森林公园部分以及连接两处保护地的齐溪、何田、长虹、苏庄等的部分林地，以强化保护和自然恢复为主，开展科学研究和公众环境教育活动。游憩展示区面积为8.12 km²，占3.22%，范围包括古田山、齐溪、长虹、何田的主要景点和部分居民点集中的区域，在不影响当地居民生产生活的前提下，开展低容量的生态游憩活动。传统利用区面积为36.13 km²，占14.31%，范围包括长虹、何田东部区域，在保护资源和生态的前提下，引导社区进行基础设施建设、林业生产等生产经营活动。

2 研究方法

2.1 功能区典型区筛选

以钱江源国家公园的现有功能区为基础，综

合植被数据、坡度、人口和道路等因素，得到干扰区域分布范围，筛选出处于功能分区边界的干扰区作为功能分区典型区(张林艳等, 2006)。根据无人机正射影像结合地面调查得到的植被、地形地貌等信息，确定实际的分区边界。两种手段共同应用于功能分区典型区的现状分析、边界识别，从而对功能分区的重点区域提出优化调整方案。整合功能分区设计和典型区优化调整方案，完成国家公园试点区功能区边界识别(图1)。

植被数据选择2017年MODIS植被覆盖指数年分布产品，地形数据选择2010年30 m分辨率的ASTER GDEM数据，二者来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>)；乡镇、村的位置和道路数据来源于开源地图数据OpenStreetMap (<https://www.openstreetmap.org>)。

干扰区各类因子的赋值原则是植被生长指数越大，植被生长情况越好，人为干扰越小，赋值越低；坡度越大，可达性越低，人为干扰程度越低，

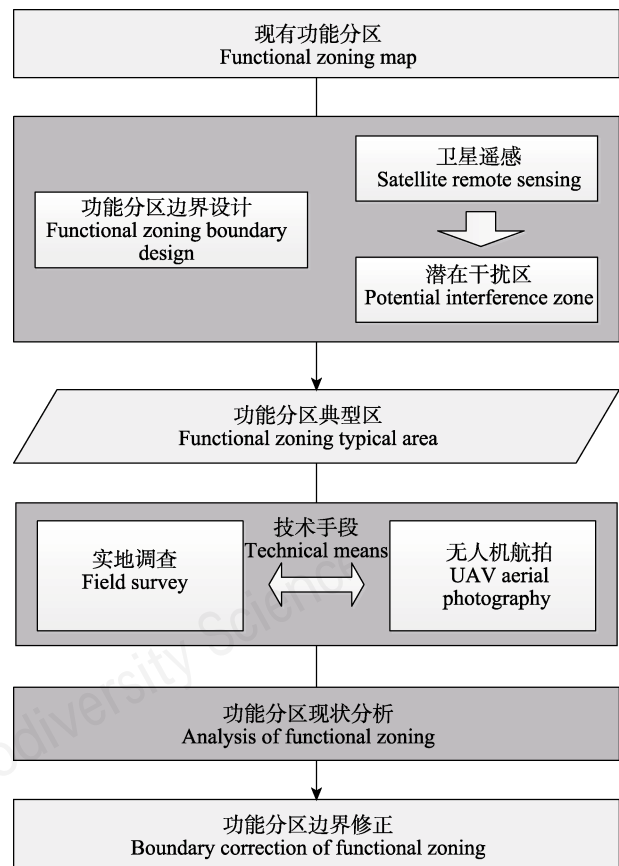


图1 研究总体思路

Fig. 1 Flowchart of study

赋值越低; 乡镇、村的位置距离越近, 干扰越大, 赋值越高; 道路距离越近, 干扰越大, 赋值越高; 综合实地考察、文献资料和专家意见, 将植被生长指数、坡度、人为干扰、道路干扰这4个栅格数据分别按照0.5、0.3、0.1、0.1的权重赋值。

2.2 功能分区典型区地面和无人机数据

参考钱江源国家公园的历史资料, 结合Google Earth影像以及当地的海拔、地势地貌、坡度与坡向情况, 在4个分区的边界处及功能分区典型区进行植被调查, 记录乔木层树种及胸径、树高、冠幅、盖度、郁闭度; 灌木层和草本层植物种类以及覆盖度等。

2017年12月8–10日, 天气晴朗、风力较小, 对功能分区典型区进行航空影像采集。航拍前, 针对拟拍摄的航拍影像区域进行控制点量测, 以保证每幅影像中的控制点数至少为6个且分布均匀, 控制点高程误差小于2 mm。选用大疆MAVIC PRO款多旋翼小型机, 相对航高120 m, 最大飞行速度为18 m/s, 搭载大疆FC220相机, 相机的有效像素为1,235万, 相机焦距为5 mm, 航拍影像最大分辨率为4,000 × 3,000像素。后期图像处理中, 采用ERDAS2013中的Leica Photogrammetry Suit (LPS)模块对数据进行空三加密处理, 依次对航拍影像进行相对定向与绝对定向, 通过影像与影像之间的同名点匹配, 结合实地采集的控制点对影像进行正射纠正。纠正后的坐标与控制点坐标(WGS84)相同; 由随机选择的同名点组成的散点插值生成研究区数字高程模型(DEM), 最终得到覆盖研究区1:200的正射影像图。正射影像具有绝对坐标, 采用地理信息中的空间分析功能, 可以得到研究区任意多边形的面积。

3 结果

3.1 功能分区典型区筛选

潜在干扰较大的区域主要分布在河流、道路等的周边, 呈现较为明显的连续条块状, 主要有北部的齐溪镇齐溪水库, 中部的田畝村何田溪, 库坑村–霞川村沿线的碧家河水库和长虹溪, 南部余村–溪西村沿线的余村溪; 分布在道路周边的区域有北部齐溪镇G205国道和通往钱江源森林公园的县级道路、南部苏庄镇到唐头村的村级道路沿线。此外, 中部和南部的零星地区受人为活动的影响, 存在不连

续的干扰区。

按照处于多个功能分区边界和存在较大干扰两个原则在钱江源国家公园内进行筛选, 排除道路和河流两大明显的边界划定影响因子, 中部的库坑村横岭角和南部的古田山访客中心均存在不连续的干扰区, 具有较强的代表性, 作为功能分区典型区, 需要通过地面调查和无人机航拍进一步分析(图2)。

库坑村位于钱江源国家公园中部的长虹乡, 山林中包括用材林、毛竹(*Phyllostachys edulis*)、油茶(*Camellia oleifera*)等; 耕地中包括水田和旱地。下辖的自然村横岭角属于规模较小的居民点类型, 共计11户42人, 居住与生产较稳定, 对试点区资源有一定的依赖性, 有面积相对集中连片的农用地, 当地居民可能会对国家公园产生较大影响。库坑村横岭角航拍时间为2017年12月10日, 包含游憩展示区、生态保育区、传统利用区, 航拍区域总面积0.18 km²。

古田山访客中心位于钱江源国家公园南部, 古田山自然保护区入口处, 周边建有古田山庄宾馆及人工绿化、运动场等配套设施, 是国家公园访客到达较多的区域, 访客可能对国家公园产生较大影响。古田山访客中心航拍时间为2017年12月8日, 包含核心保护区、游憩展示区、生态保育区, 航拍区域总面积0.12 km²。

3.2 功能分区典型区地面调查结果

钱江源国家公园植被保存相对较好, 天然植被类型主要有常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林、落叶阔叶林、针阔混交林等。人工林主要以毛竹、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)和油茶为主。此外, 生态保育区与传统利用区边界处受人为干扰较大, 社区分散独立, 居民砍伐林木, 部分生态保育区边界处人为种植苗木和经济作物, 造成景观破坏和水土流失。

库坑村横岭角周边以人工经济林为主, 主要分布在海拔450–800 m的山坡, 以油茶林、毛竹林、杉木林和马尾松(*Pinus massoniana*)林为主, 少量区域散生木荷(*Schima superba*)和甜槠(*Castanopsis eyrei*), 人工梯田种植农作物油菜(*Brassica napus*)。

古田山访客中心周边植被有天然林和人工林, 天然林以常绿阔叶林、针阔混交林为主, 常绿阔叶林主要分布在海拔450–800 m的山坡和山麓, 根据优势种的不同, 又分为木荷 + 青冈林和木荷 + 甜

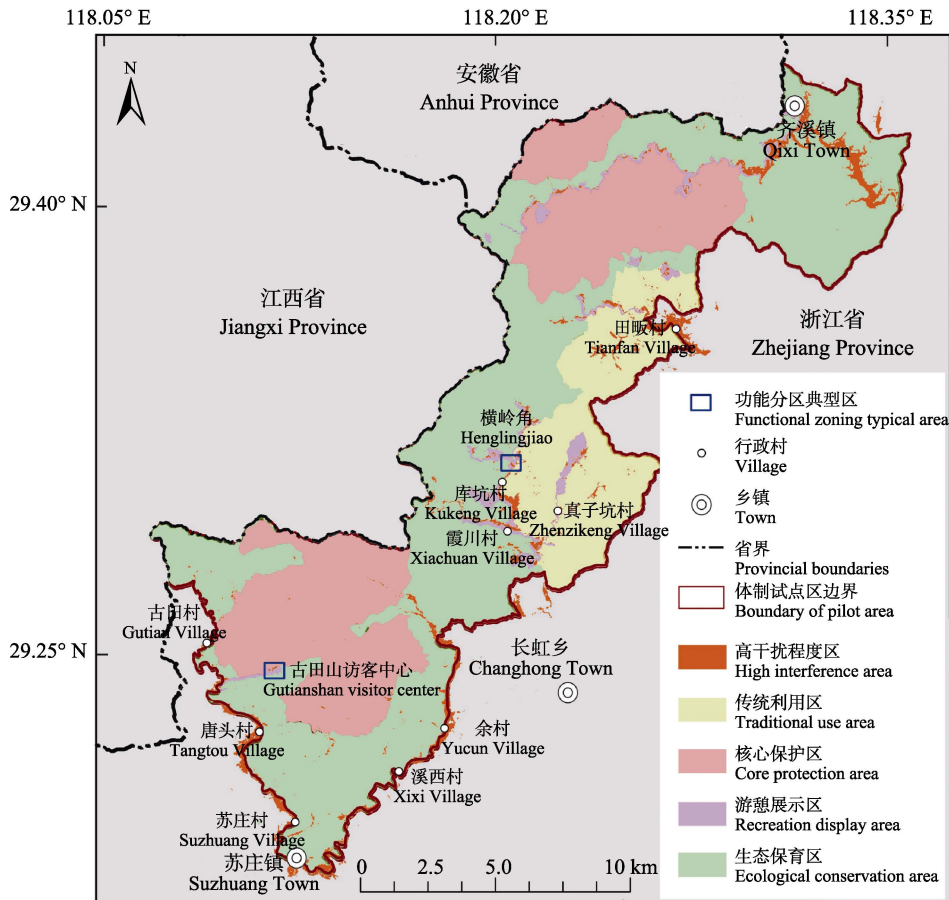


图2 钱江源国家公园干扰区分布图

Fig. 2 Interference distribution map of Qianjiangyuan National Park Pilot

楮林两种植被类型: (1)木荷 + 青冈林。主要分布在海拔600–800 m的山坡中部, 其树高12–17 m之间, 平均胸径20 cm左右。常伴有马醉木(*Pieris japonica*)、马尾松、盐肤木(*Rhus chinensis*)、化香(*Platycarya strobilacea*)等, 群落总郁闭度为0.9。灌木层高度在0.5–5 m之间, 主要种类有鹿角杜鹃(*Rhododendron latoucheae*)、马银花(*R. ovatum*)、浙江红山茶(*Camellia chekiangoleosa*)等。草本层高在0.6 m以下, 以狗脊蕨(*Woodwardia japonica*)、苔草属(*Carex* sp.)植物为主。(2)木荷 + 甜楮林。其树高在8–14 m之间, 平均胸径在20 cm左右。伴有马尾松、山合欢(*Albizia kalkora*)、锥栗(*Castanea henryi*)等, 群落总郁闭度为0.85。灌木层高度在0.5–6 m之间, 主要种类有马银花、山胡椒(*Lindera glauca*)等。草本层高在0.6 m以下, 以箬竹(*Indocalamus tessellatus*)占优势。藤本种类常见羊角藤(*Morinda umbellata* subsp. *obovata*)、香花鸡血藤(*Callerya*

dielsiana)等。人工林主要分布在海拔650 m以下的山坡下部, 主要以毛竹林和水杉(*Metasequoia glyptostroboides*)林为主。

3.3 功能分区典型区航拍结果

库坑村横岭角功能分区涉及游憩展示区、传统利用区和生态保育区(图3a), 功能分区实际面积为0.18 km², 分区轮廓与地物分布基本一致, 村庄和人工梯田属于游憩展示区, 东、西两侧人工经济林分别属于传统利用区和生态保育区(图3b)。西侧由人工梯田包围的人工经济林长势良好, 功能分区设计图将其划分为游憩展示区, 中部高差较大的人工梯田种植有油菜, 功能分区设计图将其划分为生态保育区(图3c)。

古田山访客中心功能分区涉及游憩展示区、生态保育区和核心保护区(图4a), 功能分区实际面积为0.12 km², 分区轮廓基本沿地物分布, 人工设施及周边属于游憩展示区, 南、北两侧天然林分别属

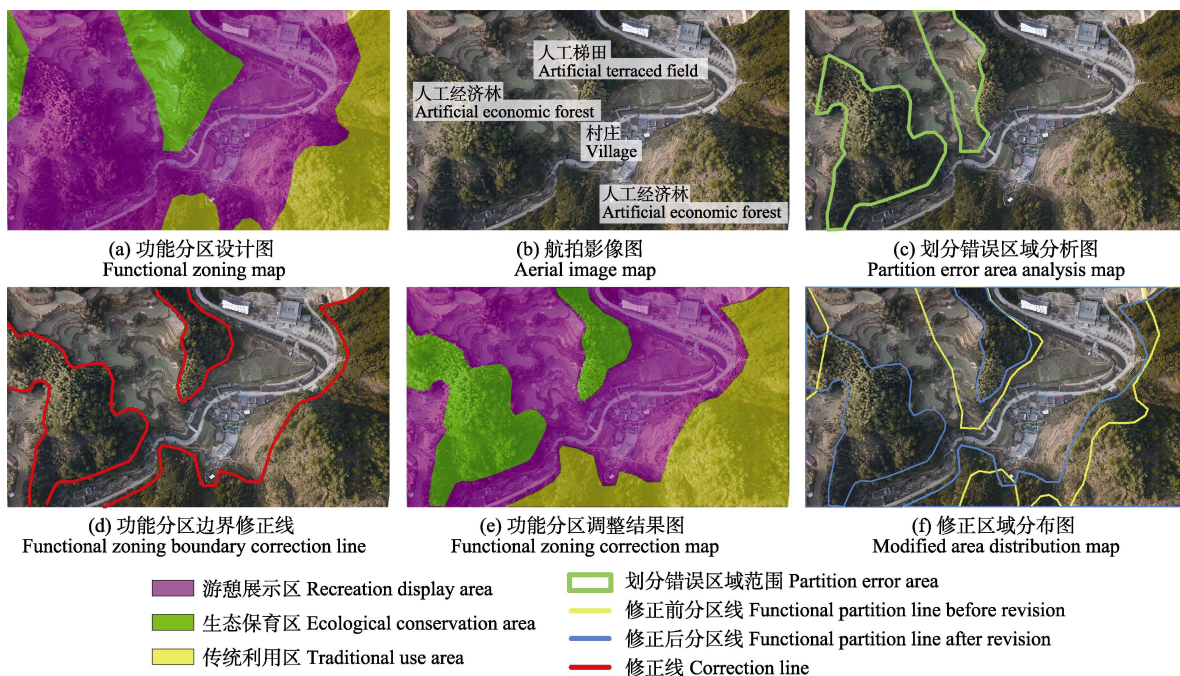


图3 库坑村横岭角航拍分析图
Fig. 3 Aerial image and analysis of Henglingjiao in Kukeng Village

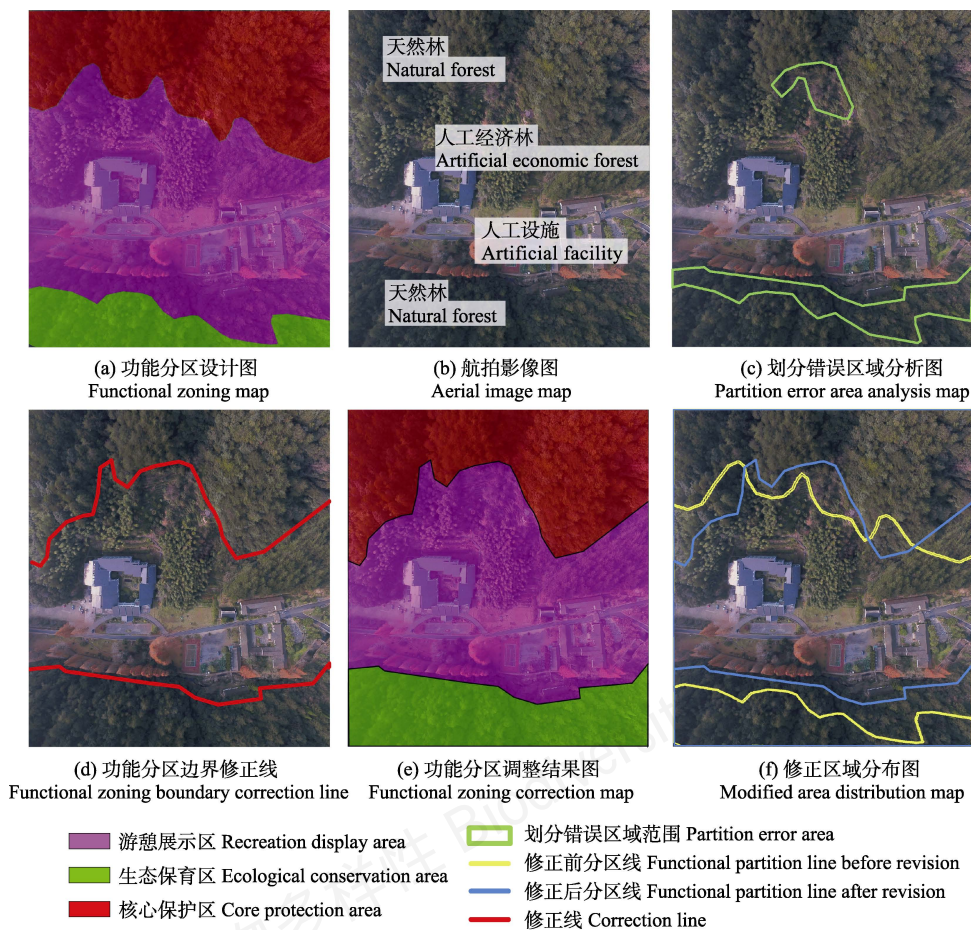


图4 古田山访客中心航拍分析图
Fig. 4 Aerial image and analysis of Gutianshan Visitor Center

于生态保育区和核心保护区(图4b)。对比地物和功能分区边界,北侧天然林中段与古田山庄相接部分是以毛竹林为主的人工经济林,功能分区设计图将其划分为游憩展示区,南侧人工设施以南的部分为长势良好的天然林,功能分区设计图将其划分为游憩展示区(图4c)。

3.4 功能分区典型区边界修正结果

按照库坑村横岭角周边人工林林缘线、梯田及其他人工地物的边界,划定较为精确的游憩展示区、生态保育区和传统利用区3个分区界线(图3d)。修正后的功能分区中,河流和村道串联的村庄建筑和西侧种植油菜的人工梯田受人为影响较大,属于游憩展示区,东侧以杉木、油茶和毛竹为主的经济林受到一定的人为影响,属于传统利用区,西侧梯田以外的人工经济林受人为影响较小,散生有木荷和甜槠,组成生态保育区(图3e)。修正功能分区边界时以实际用地情况为依据,参考植被情况,更符合钱江源国家公园用地现状。本研究修正总面积53,550 m²(图3f),修正前游憩展示区、生态保育区、传统利用区的面积分别为97,322 m²、57,711 m²和24,967 m²,修正后游憩展示区、生态保育区、传统利用区的面积分别为121,784 m²、47,314 m²和10,902 m²。根据修正面积变化混淆矩阵,游憩展示

区24,263 m²调整为生态保育区,生态保育区13,866 m²调整为游憩展示区,游憩展示区14,743 m²调整为传统利用区,传统利用区678 m²调整为游憩展示区(表1)。

按照古田山访客中心周边天然林和人工经济林的林缘线,划定了较为精确的游憩展示区、生态保育区和核心保护区3个分区的界线(图4d)。根据实际用地情况修正后的功能分区中,北侧的天然林属于古田山自然保护区,以木荷 + 青冈为优势种,群落总郁闭度达到0.9,属于核心保护区,中部的古田山庄、访客中心、运动场、道路等人工设施及人工绿化带主要为访客提供交通、住宿等服务,受人为影响较大,属于游憩展示区,南侧的天然林以木荷 + 甜槠为优势种,群落总郁闭度达0.85,属于生态保育区(图4e)。功能分区边界线以人工经济林、人工设施与天然林为主要依据;本研究修正总面积19,667 m²(图4f),修正前游憩展示区、生态保育区、核心保护区的面积分别为62,155 m²、21,641 m²和36,204 m²,修正后游憩展示区、生态保育区、核心保护区的面积分别为69,848 m²、12,502 m²和37,650 m²。根据修正面积变化混淆矩阵,游憩展示区4,541 m²调整为核心保护区,核心保护区5,987 m²调整为游憩展示区,游憩展示区9,139 m²调整为生态保育区(表2)。

表1 横岭角功能分区修正面积(m²)混淆矩阵

Table 1 Confusion matrix of function partition in Henglingjiao (m²)

	修正前游憩展示区 Recreation display area before revision	修正前生态保育区 Ecological conservation area before revision	修正前传统利用区 Traditional use area before revision	修正前分区总计 Total original functional partition
修正后游憩展示区 Recreation display area after revision	82,778	24,263	14,743	121,784
修正后生态保育区 Ecological conservation area after revision	13,866	33,448	–	47,314
修正后传统利用区 Traditional use area after revision	678	–	10,223	10,902
修正后分区总计 Total corrected functional partition	97,322	57,711	24,967	180,000

表2 古田山访客中心功能分区修正面积(m²)混淆矩阵

Table 2 Confusion matrix of function partition in Gutianshan visitor center (m²)

	修正前游憩展示区 Recreation display area before revision	修正前生态保育区 Ecological conservation area before revision	修正前核心区 Core protection area before revision	修正前分区总计 Total original functional partition
修正后游憩展示区 Recreation display area after revision	56,168	9,139	4,541	69,848
修正后生态保育区 Ecological conservation area after revision	–	12,502	–	12,502
修正后核心区 Core protection area after revision	5,987	–	31,662	37,650
修正后分区总计 Total corrected functional partition	62,155	21,641	36,204	120,000

4 讨论

本研究以钱江源国家公园试点区为例,通过对功能分区和潜在干扰区进行分析,筛选出目前功能分区中可能存在不足的典型区域,采用无人机与地面调查相结合的手段,从保护当地生态系统完整性和减小人为干扰因素的角度出发,使得功能分区和边界划分更为合理,为现有的功能分区边界划分与细化提供了一种可行的方法。得到的主要启示有:

(1)选择具有代表性的典型区域是利用近低空遥感技术进行功能分区边界识别的前提。由于无人机航拍区域一般较小,选择合适的研究区尤为重要。按照处于功能分区边界和存在较大干扰两个原则,同时排除河流和道路等明显的干扰因子,在国家公园范围内筛选出典型区,并对其进行植被、地形、人为干扰等因子的实地考察,配合无人机航拍对重点地区进行判别。

(2)功能分区设计中人为干扰较大的区域(如人工梯田、人工林)与自然地物(如天然林)较难分辨,可能被错误划分。错误划分原因包括:①典型区部分人工林长势较好,由于缺乏实地调研,导致对人工林、天然林的判断产生误差;②人工梯田和人工林均覆有植被,同时梯田的边缘较为曲折,两者交叉重叠,给区分带来难度。库坑村横岭角修正面积达到航拍范围的29.75%,其中,将人为活动较多的游憩展示区修正为生态保育区和传统利用区的面积分别占总面积的13.48%和8.19%,将生态保育区和传统利用区调整为游憩展示区的面积分别占总面积的7.70%和0.38%。

(3)功能分区设计中,部分边界区域划分没有考虑生态系统的完整性,将面积较小或完整性稍差的天然林划分为游憩展示区、传统利用区等保护级别较低的区域。古田山访客中心修正面积达到航拍范围的16.39%,其中,将核心保护区修正为游憩展示区的面积占总面积的4.99%,将游憩展示区修正为核心保护区和生态保育区的面积分别占总面积的3.78%和7.62%。在国家公园功能分区中,典型区的植被生态系统完整性应从天然林、人工林、人工绿化等角度加以区分。

(4)无人机航拍具有影像采集方便灵活、图像空间分辨率高、高程精细和运行成本低等卫星和航空遥感不具备的优势,但在实践中也存在难点,钱江

源国家公园山区地形复杂,植被盖度较高,部分地区控制点布设存在难度,造成后期部分影像拼接与处理存在一定的偏差,这方面需要配合高分影像及实地调查进行验证。

5 对策建议

(1)大多数自然保护地边界识别采用卫星影像结合多因素加权的方法确定功能分区,运用层次分析法、聚类分析及GIS技术对自然保护地生态敏感性及生态功能区进行评价(白雪等,2008;王娟等,2012)。这一方法在保护地尺度上可以进行快速分区,但部分典型区域精确度不够,后期针对受地形、植被、土壤等影响较大的区域以及随时间推移人为干扰等可能发生较大变化的区域,需要通过近低空遥感的手段和地面调查结合的方法进行修正。

(2)本研究提出以现有功能分区为评判依据,划分潜在干扰区,利用无人机遥感技术结合实地调查功能分区典型区,识别现有功能分区中存在的主要问题,有助于提高功能分区的科学性。本方法依然适用于其他国家公园的功能分区边界识别与精确划分。

未来基于近低空遥感技术在国家公园功能分区的研究可以选择更多典型区,扩大本方法的验证范围,对植被、河流等显著的环境因子和道路、村庄等显著的人为因子分别进行验证,探究各类要素对功能分区边界的影响。同时利用无人机便捷获取数据的优势,在季相变化明显的典型区获取不同季节物候景观图像,推进国家公园功能分区动态监测与识别。

致谢:感谢钱江源国家公园管理委员会和开化县发展和改革局对本研究的大力支持,感谢郭鑫、何宗菲在野外调查中给予的帮助,感谢张中浩、张晨老师对论文提出的宝贵意见和建议。

参考文献

- Bai X, Ma KM, Yang L, Zhang JY, Zhang XL (2008) Ecological function differences inside and outside the wetland nature reserves in Sanjiang Plain. *Acta Ecologica Sinica*, 28, 620–626. (in Chinese with English abstract) [白雪, 马克明, 杨柳, 张洁瑜, 张小雷 (2008) 三江平原湿地保护区内外的生态功能差异. *生态学报*, 28, 620–626.]

- Fu MD, Tian JL, Zhu YP, Tian Y, Zhao ZP, Li JS (2017) Identification of functional zones and methods of target management in Sanjiangyuan National Park. *Biodiversity Science*, 25, 71–79. (in Chinese with English abstract) [付梦娣, 田俊量, 朱彦鹏, 田瑜, 赵志平, 李俊生 (2017) 三江源国家公园功能分区与目标管理. *生物多样性*, 25, 71–79.]
- Guo QH, Hu TY, Jiang YX, Jin SC, Wang R, Guan HC, Yang QL, Li YM, Wu FF, Zhai QP, Liu J, Su YJ (2018) Advances in remote sensing application for biodiversity research. *Biodiversity Science*, 26, 789–806. (in Chinese with English abstract) [郭庆华, 胡天宇, 姜媛茜, 金时超, 王瑞, 关宏灿, 杨秋丽, 李玉美, 吴芳芳, 翟秋萍, 刘瑾, 苏艳军 (2018) 遥感在生物多样性研究中的应用进展. *生物多样性*, 26, 789–806.]
- Guo QH, Wu FF, Hu TY, Chen LH, Liu J, Zhao XQ, Gao S, Pang SX (2016) Perspectives and prospects of unmanned aerial vehicle in remote sensing monitoring of biodiversity. *Biodiversity Science*, 24, 1267–1278. (in Chinese with English abstract) [郭庆华, 吴芳芳, 胡天宇, 陈琳海, 刘瑾, 赵晓倩, 高上, 庞树鑫 (2016) 无人机在生物多样性遥感监测中的应用现状与展望. *生物多样性*, 24, 1267–1278.]
- Huang LL, Zhu Q, Chen T (2007) Comparison of zoning models in protected natural areas overseas and its enlightenment. *Tourism Tribune*, 22(3), 18–25. (in Chinese with English abstract) [黄丽玲, 朱强, 陈田 (2007) 国外自然保护地分区模式比较及启示. *旅游学刊*, 22(3), 18–25.]
- Huyan JQ, Xiao J, Yu BW, Xu WH (2014) Research progress in function zoning of nature reserves in China. *Acta Ecologica Sinica*, 34, 6391–6396. (in Chinese with English abstract) [呼延俊奇, 肖静, 于博威, 徐卫华 (2014) 我国自然保护地功能分区研究进展. *生态学报*, 34, 6391–6396.]
- Liang JC, Ding ZF, Zhang CL, Hu HJ, Duo HR, Tang H (2017) Bird diversity spatial distribution patterns and hotspots in Maixiu Area of Sanjiangyuan National Nature Reserve, Qinghai Province. *Biodiversity Science*, 25, 294–303. (in Chinese with English abstract) [梁健超, 丁志锋, 张春兰, 胡慧建, 朵海瑞, 唐虹 (2017) 青海三江源国家级自然保护区麦秀分区鸟类多样性空间格局及热点区域研究. *生物多样性*, 25, 294–303.]
- Lu B, He YH (2017) Species classification using unmanned aerial vehicle (UAV)-acquired high spatial resolution imagery in a heterogeneous grassland. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 128, 73–85.
- Puliti S, Ene LT, Gobakken T, Næsset E (2017) Use of partial-coverage UAV data in sampling for large scale forest inventories. *Remote Sensing of Environment*, 194, 115–126.
- Tang XP (2014) On the system of national parks and the path of development in China. *Biodiversity Science*, 22, 427–430. (in Chinese with English abstract) [唐小平 (2014) 中国国家公园体制及发展思路探析. *生物多样性*, 22, 427–430.]
- Tang XP, Luan XF (2017) Developing a nature protected area system composed mainly of national parks. *Forest Resources Management*, (6), 1–8. (in Chinese with English abstract) [唐小平, 栾晓峰 (2017) 构建以国家公园为主体的自然保护地体系. *林业资源管理*, (6), 1–8.]
- Tian JY, Wang L, Li XJ, Gong HL, Shi C, Zhong RF, Liu XM (2017) Comparison of UAV and WorldView-2 imagery for mapping leaf area index of mangrove forest. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 61, 22–31.
- Wang J, Han ZJ, Peng PH, Chen WD, Chen YF (2012) Eco-sensitivity evaluation and functional zoning of Gongbu Nature Reserve in Tibet. *Journal of Henan Normal University (Natural Science Edition)*, (6), 98–101. (in Chinese with English abstract) [王娟, 韩子钧, 彭培好, 陈文德, 陈颖峰 (2012) 工布自然保护区生态敏感性评价及功能区划. *河南师范大学学报(自然科学版)*, (6), 98–101.]
- Wu CZ, Yang HN, Zhang YQ (2017) Behaviour analysis based function zoning model for national park in China—Taking Dashanbao National Park in Yunnan Province as an example. *Environmental Protection*, 45(14), 21–27. (in Chinese) [吴承照, 杨浩楠, 张颖倩 (2017) 行为分析方法与国家公园功能分区模式——以云南大山包国家公园为例. *环境保护*, 45(14), 21–27.]
- Wu YL, Chen JP, Yao SP, Xu B (2017) Application of UAV low-altitude remote sensing. *Remote Sensing for Land and Resources*, 29(4), 120–125. (in Chinese with English abstract) [吴永亮, 陈建平, 姚书朋, 徐彬 (2017) 无人机低空遥感技术应用. *国土资源遥感*, 29(4), 120–125.]
- Yan GT, Shen H (2015) Study on planning system of national park series of China. *Chinese Landscape Architecture*, 31(2), 15–18. (in Chinese with English abstract) [严国泰, 沈豪 (2015) 中国国家公园系列规划体系研究. *中国园林*, 31(2), 15–18.]
- Yang R, Cao Y (2017) How to promote the construction of national parks? Promoting scientific awareness and supporting scientific research. *Man and the Biosphere*, (4), 28–29. (in Chinese) [杨锐, 曹越 (2017) 怎样推进国家公园建设? 科学意识提升科学研究支撑. *人与生物圈*, (4), 28–29.]
- Yu H, Chen T, Zhong LS, Zhou R (2017) Functional zoning of the Qianjiangyuan National Park System Pilot Area. *Resources Science*, 39, 20–29. (in Chinese with English abstract) [虞虎, 陈田, 钟林生, 周睿 (2017) 钱江源国家公园体制试点区功能分区研究. *资源科学*, 39, 20–29.]
- Zhang LB, Luo ZH, Mallon D, Li CW, Jiang ZG (2017) Biodiversity conservation status in China's growing protected areas. *Biological Conservation*, 210, 89–100.
- Zhang LY, Ye WH, Huang ZL (2006) Assessment of function area design in Dinghushan Biosphere Reserve using landscape ecology principles. *Biodiversity Science*, 14, 98–106. (in Chinese with English abstract) [张林艳, 叶万辉, 黄忠良 (2006) 应用景观生态学原理评价鼎湖山自然保护区功能区划的实施与调整. *生物多样性*, 14, 98–106.]

(责任编辑: 唐志尧 责任编辑: 闫文杰)



•研究报告•

基于土地利用变化情景的生态系统服务价值评估： 以钱江源国家公园体制试点区为例

孙孝平¹ 李双¹ 余建平³ 方彦君⁴ 张银龙^{1*} 曹铭昌^{2*}

1 (南京林业大学, 江苏省南方现代林业协同创新中心, 南京 210037)

2 (生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210042)

3 (钱江源国家公园生态资源保护中心, 浙江开化 324300)

4 (浙江省开化县环境保护局, 浙江开化 324300)

摘要: 土地利用变化是生物多样性与生态系统服务变化的主要原因之一。评估土地利用变化对生物多样性与生态系统服务影响对于政府决策具有重要作用。钱江源国家公园体制试点区是钱塘江的源头, 也是国家的重点生态功能区。本研究以钱江源国家公园体制试点区为研究区, 首先设计自然发展情景、规划情景、生态保护情景和开发利用情景等4种2025年不同土地利用变化情景, 随后采用InVEST模型和CLUE-S模型分析不同情景下钱江源国家公园水资源供给、涵养水源、固碳释氧、土壤保持、环境净化和生境质量等生态系统服务及其价值变化。结果表明: (1)核心保护区和生态保育区的生态系统服务价值占钱江源国家公园总价值的88.30%。(2)生态保护情景下钱江源国家公园生态系统服务价值最高, 有129.17亿元; 规划情景下生态系统服务价值次之, 有126.92亿元。(3)规划情景下钱江源国家公园水资源供给服务优于生态保护情景, 其他生态系统服务则次于生态保护情景。考虑到钱江源国家公园为下游提供重要的水资源这一功能, 将规划情景作为试点区2025年最优的土地利用变化情景。

关键词: 生态系统服务; 土地利用变化情景; InVEST模型; CLUE-S模型

Evaluation of ecosystem service value based on land use scenarios: A case study of Qianjiangyuan National Park pilot

Xiaoping Sun¹, Shuang Li¹, Jianping Yu³, Yanjun Fang⁴, Yinlong Zhang^{1*}, Mingchang Cao^{2*}

1 Collaborative Innovation Center of Sustainable Forestry in Southern China of Jiangsu Province, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037

2 Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, Nanjing 210042

3 Center of Ecology and Resources, Qianjiangyuan National Park, Kaihua, Zhejiang 324300

4 Kaihua Environmental Protection Bureau, Kaihua, Zhejiang 324300

Abstract: Land use change is one of the main drivers to change of biodiversity and ecosystem services. It is important for decision-making of government to assess impacts of land use change on biodiversity and ecosystem service. The Qianjiangyuan National Park pilot (QNPP), located at the headwaters of the Qiantang River, covers 252 km², and it is also a National Key Ecological Function Zone. In this study, We designed four land use change scenarios in 2025 for QNPP, i.e., business as usual, strategic planning, ecological protection, and development. Furthermore, the change in ecosystem services and its value in QNPP were evaluated under four scenarios by InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs) model and CLUE-S (Conversions of Land Use and its Effects at Small Regional Extent) model. The ecosystem services in this assessment include water yield, water conservation, carbon sequestration and oxygen release, soil conservation, environmental purification, and habitat quality. Our results show that: (1) the value of ecosystem services in core protected areas and ecological conservation areas accounts for

收稿日期: 2018-07-02; 接受日期: 2018-12-24

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507202; 2017YFC050380604)、中央级公益性科研院所基本科研业务专项(县市自然资源资产负债表编制技术与示范)、福建省环保科技计划“福建省生物多样性保护网络优化技术研究(2017R027)”和江苏高校优势学科建设工程资助项目

* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: ecoenvylz@163.com; caomingc@163.com

88.30% of total value of QNPP; (2) the value of ecosystem services of QNPP in the ecological protection scenario is the highest (12.917 billion RMB yuan), and ranks the second in the strategic planning scenario (12.692 billion RMB yuan); and (3) the water yield in the strategic planning scenario is superior to that in the ecological protection scenario, while other ecosystem services are inferior to that in the ecological protection scenario. Strategic planning scenario is an optimal land use strategy in 2025 since QNPP play a key role in providing water resources for the downstream.

Key words: ecosystem service; land use change scenarios; InVEST model; CLUE-S Model

生态系统服务是指生态系统与生态过程中所形成和维持的人类赖以生存和发展的环境条件与效用(MA, 2005), 它不仅为人类提供食物、淡水及其他工农业生产的原料, 更重要的是维持了地球生命支持系统(MA, 2005; 李屹峰等, 2013)。土地利用变化是生态系统服务变化的重要驱动力之一(Polasky et al, 2011), 土地利用方式的变化可以改变生态系统类型、格局以及生态过程, 直接影响生态系统服务(Swetnam et al, 2011)。如城市化发展、农业和资源开发等在增加生态系统供给服务功能的同时降低了生态系统调节功能(Delphin et al, 2016; Jiang et al, 2016; Cao et al, 2017; Gao et al, 2017); 退耕还林还草等土地政策的实施则增加了生态系统调节服务功能(Li et al, 2015; Zheng et al, 2016; Wang et al, 2017; Sun et al, 2018)。因此, 通过与利益相关者的协商和互动(如地方政府和生态保护职能部门等), 将未来土地利用变化或土地利用规划目标等设计成若干个变化情景, 利用情景分析法定量评估土地利用变化与生态系统服务变化之间的关系, 已成为当前生态学研究的热点之一(Butler et al, 2013; Goldstein et al, 2015; Gao et al, 2017; Lacher et al, 2018)。如Polasky等(2011)根据明尼苏达州土地利用演化规律, 设计了5种土地利用情景, 并对其生态系统服务价值进行分析, 发现大规模农业扩张情景下, 会获得最多的经济报酬, 却造成碳储量丧失、水体质量下降以及生物多样性价值下降; Butler等(2013)设计了澳大利亚大堡礁不同土地利用情景, 通过模拟分析其水质调节功能与其他生态系统服务之间的权衡利益关系, 发现水质的好坏直接影响其渔业生产; 黄焕春等(2013)通过情景模拟法分析了天津市不同土地利用情景下生态系统服务价值的空间演变规律, 结果表明不同城市扩展模式引起的生态系统服务价值及空间变化存在差异。

国家公园这一概念最早由美国艺术家George Catlin提出。目前, 国际上有一些学者采用情景分析法评估了未来土地利用变化对国家公园生态系统服务的影响。如Mukul等(2017)设计了孟加拉国Satchari国家公园2025年两种土地利用情景(土地退化情景和土地恢复情景), 并评估了土地利用方式变化对生态系统的支撑功能、供给功能、调节功能和文化功能的影响; Lacher等(2018)以2011年美国弗吉尼亚州谢南多厄国家公园的土地利用为基线, 预测了2061年两种土地利用情景下水质净化和水源供给能力; Ramachandra (2018)等基于CA-Markov模型预测了2026年Kudremukh国家公园的土地利用方式, 并评估了其生物多样性、气候、水文和生态的影响。我国国家公园体制建设起步较晚, 于2015年才提出了《建立国家公园体制试点方案》, 并在9个省市开展了国家公园体制试点(He et al, 2018)。2016年6月, 钱江源国家公园体制试点区(以下简称钱江源国家公园)正式由国家发改委批准, 成为全国范围内第四个国家公园体制试点。

目前, 国内对国家公园体制试点区生态系统服务的研究较少, 本研究拟以钱江源国家公园为研究区域, 首先采用情景分析法, 通过与开化县环境保护局协商并参考国家公园相关规划文本, 设计了钱江源国家公园2025年4个不同土地利用情景。随后利用生态系统服务评估模型InVEST和土地利用变化模型CLUE-S, 评估了2025年不同土地利用情景对钱江源国家公园生态系统服务价值的影响(Nelson et al, 2009; Sun et al, 2018), 以期对钱江源国家公园生态系统保护与管理提供科学依据。

1 研究区域

钱江源国家公园位于浙皖赣三省交界处开化县境内(29°10'–29°26' N; 118°03'–118°21' E), 是浙江省第一大河钱塘江的源头所在地, 总面积约为252 km²,

占浙江省开化县总面积的11.27%, 其中, 核心保护区面积约为72.31 km², 生态保育区面积约为134.59 km², 游憩展示区面积约为8.14 km², 传统利用区面积约为36.96 km², 涉及开化县苏庄镇、长虹乡、何田乡和齐溪镇共4个乡镇、19个行政村、72个自然村, 9,744人(《钱江源国家公园体制试点区总体规划2016–2025》)。钱江源国家公园属中亚热带季风气候区, 受夏季风影响较大, 四季分明、降水充沛、气候温和、无霜期长, 区域内地形复杂, 构成了丰富多样的小气候环境, 区内年平均降雨量为1,963 mm, 年平均气温16.2℃, 无霜期达252 d, 年平均日照时数1,334.1 h(黄进等, 2010)。区内有古田山国家级自然保护区、钱江源国家森林公园和钱江源省级风景名胜区, 森林覆盖率达81.7%, 动植物物种数达2,230种, 其中有黑鹿(*Muntiacus crinifrons*)、白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti*)、亚洲黑熊(*Ursus thibetanus*)等国家重点保护动物34种; 香果树(*Emmenopterys henryi*)、野含笑(*Michelia skinneriana*)、紫茎(*Stewartia sinensis*)等32种珍稀濒危植物(《钱江源国家公园体制试点区总体规划2016–2025》)。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

研究数据主要包括土地利用、气候、辐射、土壤、高程和社会经济数据等, 其中2010和2015年土地利用数据来源于生态环境部/中国科学院“全国生态状况变化(2010–2015)调查与评估”项目, 土地利用类型为阔叶林、针叶林、针阔混交林、灌木林、园地、草丛、水田、旱地、水域、建设用地和裸地(图1); 气候数据来源于中国气象数据网(<http://data.cma.gov.cn>), 选取钱江源国家公园周边27个国家一级和二级气象站点的1981–2010年降水和温度数据, 用“克里斯插值”处理相关数据; 辐射数据来源于NASA官网(<https://eosweb.larc.nasa.gov/sse/RETScreen/>); 土壤数据来源于中国科学院南京土壤研究所, 包括土壤砂粒含量、粉粒含量、粘粒含量、有机质含量和土壤深度等; 高程数据来源于国家空间地理信息云数据(<http://www.gisccloud.cn/>), 空间分辨率为30 m; 社会经济数据来源于国家科技基础条件平台——国家地球系统科学数据共享服务平台

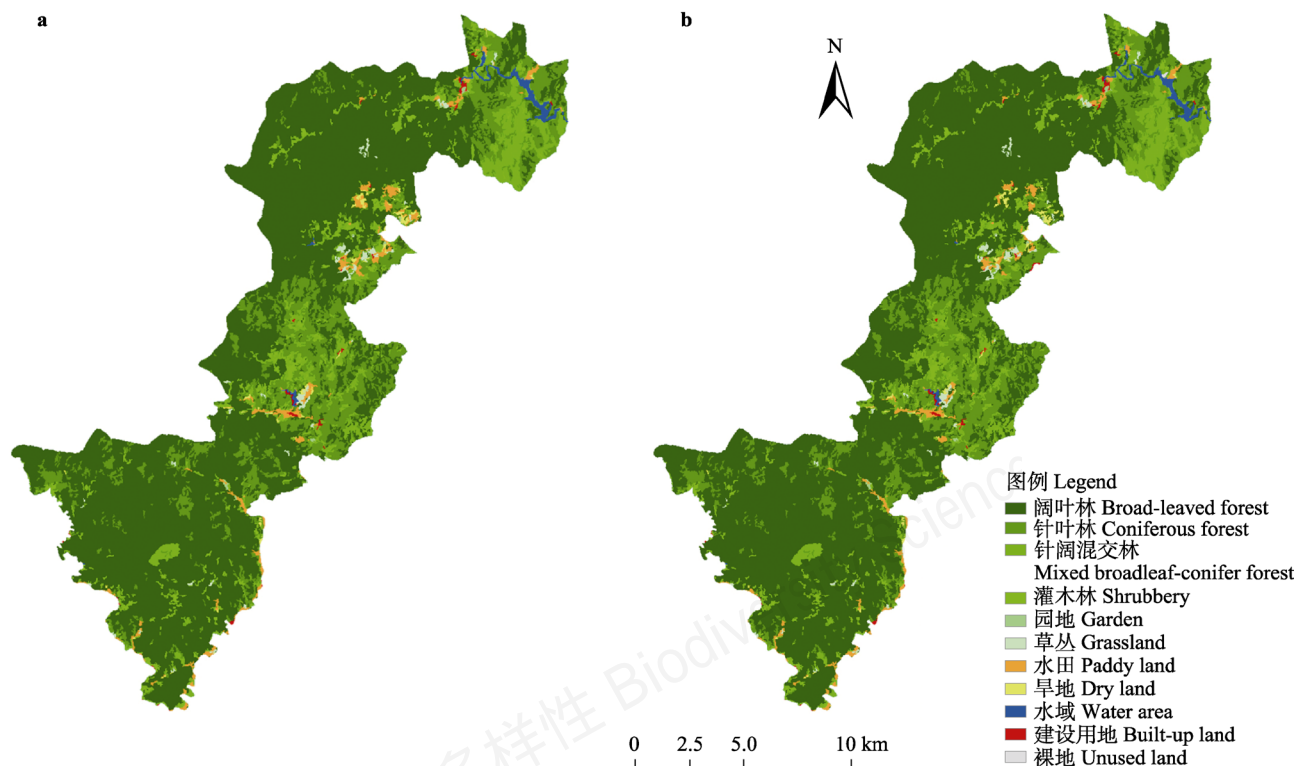


图1 钱江源国家公园土地利用类型图。(a) 2010年; (b) 2015年。

Fig. 1 Land use and land cover of the Qianjiangyuan National Park pilot. (a) 2010; (b) 2015.

(<http://www.geodata.cn>); 碳密度数据、泥沙去除效率和氮、磷去除率数据、威胁因素数据来源于文献(张骏等, 2010; Polasky et al, 2011; Tallis et al, 2011; 钱逸凡等, 2012)。

2.2 生态系统服务价值评估方法

本研究在TEEB (The Economic of Ecosystems and Biodiversity)分类的基础上, 定量评估钱江源国家公园生态系统服务中供给服务(水资源供给)、调节服务(涵养水源、固碳释氧、土壤保持和环境净化)和栖息地服务(生境质量)的物质质量及其价值量。

2.2.1 水资源供给

水资源供给采用InVEST模型中产水量模块, 其基本原理如下(Tallis et al, 2011):

$$Y_{xj} = P_x - AET_{xj} \quad (1)$$

式中, Y_{xj} 为土地利用方式 j 中单元格 x 上的年产量量(mm), P_x 为单元格 x 上的年均降水量(mm), AET_{xj} 为土地利用方式 j 中单元格 x 上的年实际蒸散量(mm)。钱江源国家公园是钱塘江的源头, 为下游的杭州市提供水资源, 因此, 水资源价格采用朱永彬等(2018)一文中的杭州市水价数据, 价格为11.67元/t。

2.2.2 涵养水源

在InVEST模型产水量的基础上, 考虑土壤厚度、渗透性、地形等因素的影响, 计算涵养水源量。计算方法如下(傅斌等, 2013):

$$WR = (1 - TI) \times \text{Min}(1, K_{sat} / 300) \times \text{Min}(1, T_{rav} \text{Time} / 25) \times \text{Yield} \quad (2)$$

式中, WR 为多年平均涵养量(mm); TI 为地形指数, 无量纲, 根据DEM计算; K_{sat} 为土壤饱和导水率(cm/d); $T_{rav} \text{Time}$ 为径流运动时间(min), 用坡长除以流速系数得到。

$$TI = \log \frac{D \times P}{S} \quad (3)$$

式中, D 为集水区栅格数量, 无量纲; S 为土壤深度(mm); P 为百分比坡度。

涵养水源价值评估采用影子工程法, 即用水库工程的蓄水成本来确定涵养水源的经济价值(张颖, 2015; 付梦娣等, 2016)。公式为 $U = G \times C$ 。其中, U 为年涵养水源价值(元), G 为年涵养水源量(m^3), C 为水库建设单位库容投资(元/ m^3)。

钱江源国家公园水库工程造价可参考2015年浙江衢州市钱江源水库工程项目工程报价([http://](http://www.zgsxzs.com/a/20151224/5489821.html)

www.zgsxzs.com/a/20151224/5489821.html)。

2.2.3 固碳释氧

固碳量采用InVEST模型中碳固定模块计算, 其基本原理如下(Tallis et al, 2011):

$$C = C_{above} + C_{below} + C_{dead} + C_{soil} \quad (4)$$

式中, C 为碳储量(t); C_{above} 为地上碳储量; C_{below} 为地下碳储量; C_{dead} 为死亡有机碳储量; C_{soil} 为土壤碳储量。植物每生产1 t干物质可以吸收1.63 t CO_2 , 同时释放1.2 t O_2 (白杨等, 2011; 江波等, 2011), 释氧量由固碳量计算获得。根据固碳释氧的物质质量计算其价值, 其中, CO_2 造林成本为1,320元/t (白杨等, 2011); 工业制氧成本为400元/t (白杨等, 2011)。

2.2.4 土壤保持

土壤保持基于InVEST模型中土壤保持模块获得, 其基本原理如下(Tallis et al, 2011):

$$USLE = R \times K \times LS \times C \times P \quad (5)$$

式中, R 为降雨侵蚀力, K 为土壤可蚀性, LS 为坡度坡长因子, C 为植被覆盖和管理因子, P 为水土保持措施因子。

土壤保持价值分固土价值和保肥价值。固土价值是将保土量转化为其他类似适当土方工程, 并根据相应工程的造价计算, 以此得到土壤保持价值(张颖, 2015)。公式如下:

$$U_{\text{固}} = \frac{G \times C}{\rho} \quad (6)$$

式中, $U_{\text{固}}$ 为固土价值(元), G 为土壤固土量(t), C 为挖取和运输单位体积土方所需费用(元/ m^3), ρ 为土壤容重(t/m^3)。其中, 挖取单位面积土方费用为12.6 m^3 (参考《中华人民共和国水利部水利建筑工程预算定额》), 土壤容重 ρ 为1.15 g/cm^3 (李兰英等, 2012)。

保肥价值计算公式如下:

$$U_{\text{保}} = \sum \frac{G_i \times C_i}{R_i} \quad (7)$$

式中, $U_{\text{保}}$ 为土壤保肥价值(元); G_i 分别为土壤中氮、磷和钾含量; C_i 分别为尿素、过磷酸钙、氯化钾价格; R_i 分别为化肥含氮量、含钾量和含磷量。钱江源国家公园常用化肥(氮肥为尿素、磷肥为过磷酸钙、钾肥为氯化钾)中氮、磷、钾占各类肥料中的比例分别为68.52%、16.94%、14.55%。钱江源国家公园表层土壤全磷、速效磷、速效钾的平均含量分别为

0.1861%、0.0091%和0.0085% (开化国家公园总体规划——生态环境专题研究), 农业部《中国农业信息网》, <http://www.agri.cn/>国产化肥价格中尿素2,000元/t, 过磷酸钙500元/t, 氯化钾2,000元/t。

2.2.5 环境净化

生态系统的净化环境功能包括大气环境净化和水环境净化。其中, 大气环境净化采取市场价值法计算钱江源国家公园各生态系统净化大气污染物所产生的经济价值(付梦娣等, 2016)。计算方法如下(白杨等, 2011):

$$V_e = \sum_{i=1}^n S(U_i \times P_i) \quad (8)$$

式中, V_e 为环境净化总价值(元); S 为各生态系统面积(m^2); U_i 为对第*i*种环境污染物的净化效率; P_i 为第*i*种环境污染物的净化市场价格(元/ m^2)。根据白杨等(2011)的研究, 林木对 SO_2 的年平均吸收能力为120.85 kg/ha; 滞尘的年平均能力阔叶林为10.11 t/ha, 针叶林为33.2 t/ha, 针阔混交林取两者平均值, 为22.7 t/ha。灌木林净化 SO_2 的年平均吸收能力为18.91 kg/ha, 滞尘的年平均能力为1.18 t/ha; 草地净化 SO_2 的年平均吸收能力为21.7 kg/ha, 滞尘的年平均能力为0.12 t/ha。市场治理 SO_2 的费用为0.6元/kg, 处理粉尘的价格为0.56元/kg。

水环境的净化能力通过InVEST模型水质净化模块计算获得(Tallis et al, 2011), 并利用替代成本法, 以污水处理成本的减少作为水质净化服务的经济效益(龚溪等, 2017):

$$V = \sum T_i \times P_i \quad (9)$$

式中, V 为生态系统水质净化的价值(元); T_i 为氮(或磷)保留的总量(kg); P_i 为氮(或磷)的净化单价(元/kg)(江波等, 2011)。

2.2.6 生境质量

生境质量基于InVEST模型中生境质量模块获得, 其基本原理如下(Tallis et al, 2011):

$$Q_{xj} = H_j \left[-\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right] \quad (10)$$

式中, Q_{xj} 为土地利用方式*j*中单元格*x*上的生境质量, D_{xj} 为土地利用方式*j*中单元格*x*所受胁迫水平; k 为半饱和和常数, 通常取 D_{xj} 最大值的一半, H_j 为土地利用方式*j*的生境适宜性, z 为归一化常量, 一般取值2.5。

基于Natural Breaks法可将钱江源国家公园生境质量等级空间分布进行划分, 并通过最优生境质量(生境质量得分在90以上)面积来计算生物多样性服务的生态效益, 其中最优化生境质量区域的生态效益为191.28万元/ km^2 (肖强等, 2014)。

2.3 土地利用变化情景

2.3.1 土地利用变化模拟

土地利用变化模拟采用CLUE-S模型, 该模型运行包括5个方面: (1)土地利用需求。(2)土地利用类型转移规则, 包括对不同土地利用类型转移弹性和对土地利用类型之间相互转换的可能性。其中, 土地利用转移弹性一般用0-1的数值表示, 值越接近于0, 表明土地转移的可能性越大。(3)空间政策和转换限制区域。该模块用于设置土地利用类型不会发生改变或限制土地利用类型改变的区域, 如自然保护区等。(4)空间分布适宜性特征。该模块基于土地类型空间格局和多种驱动因素(如气候、高程、土壤性质特征和人口密度和GDP等)之间的相关性, 然后对每个栅格各土地利用类型的适宜性进行评价。模型中, 各土地利用类型空间分布与多种驱动因素之间的关系可以通过Logistic回归方程求得。回归方程一般形式为:

$$\text{Log} \left(\frac{P_i}{1 - P_i} \right) = \beta_0 + \beta_1 X_{1,i} + \beta_2 X_{2,i} \cdots + \beta_n X_{n,i} \quad (11)$$

式中, P_i 为每个栅格可能出现某一土地利用类型*i*的概率, 取值在0-1之间; X_n 为与土地利用类型*i*相关的驱动因子, β_0 为常量, β_1 - β_n 分别表示各驱动因子与土地利用类型*i*之间的相关性系数。(5)模型检验。一般采用ROC曲线对每种土地利用类型回归方程的拟合度进行验证。ROC值介于0.5-1, ROC值越接近于1, 说明模拟的土地利用类型分布格局越接近于真实土地利用类型分布状况。在实际模拟过程中, 当ROC值大于0.7时, 说明选取的驱动因子能够很好地解释研究区的土地利用空间格局。

本研究选取高程、坡度、坡向、人口密度、人均GDP、距农村道路的距离、距一般公路的距离、距建设用地的距离和距水域的距离等9个自然因素和社会经济作为驱动力。将上述9个驱动力用Logistic逐步回归计算土地利用空间分布与驱动力之间的关系, 并采用ROC曲线检验, 各土地利用类型的ROC曲线结果分别为0.811、0.753、0.837、0.887、

0.956、0.804、0.904、0.850、0.985、0.933和0.987，均大于0.7，检验结果较好。此外，Kappa指数为0.894，说明模型模拟结果较好(朱康文等, 2015)。

2.3.2 土地利用情景设计

(1)自然发展情景。该情景根据钱江源国家公园2010–2015年的土地利用类型数据，计算其土地利用变化速率，并以此推算出2025年的土地利用需求情况，该情景只考虑钱江源国家公园土地利用类型按照现有变化速率的自然变化。

(2)规划情景。该情景的设定主要参考钱江源国家公园体制试点区总体规划(2016–2025)、浙江省开化县生态文明建设规划(2013–2025)和开化国家东部公园发展战略规划等相关文件，并征求了开化县环境保护局等管理部门的意见。钱江源国家公园坡度在25°以上或高程大于400 m的区域主要是自然原始林地，区内人工建筑或农田主要分布在坡度0–12°之间和高程低于200 m的区域。因此，该情景设定为：各功能区坡度在25°以上或高程大于400 m的灌木林、针阔混交林、草地、人工表面和裸地转化成阔叶林；核心保护区中人工表面恢复成阔叶林；生态保育区中沿着公路两边1,000 m之内，同时坡度在0–12°或海拔低于200 m的土地覆被转化成建设用地；游憩展示区和传统利用区坡度低于25°或海拔低于400 m的土地覆被转化成建设用地。

(3)生态保护情景。该情景在规划情景的基础上设定更为严格的生态保护政策，各功能区坡度在12°以上或海拔高于200 m的灌木林、针阔混交林、草地、人工表面和裸地转化成阔叶林；核心保护区中人工表面恢复成阔叶林；生态保育区中沿着公路两边500 m之内，同时坡度在0–12°或海拔低于200 m才转化成建设用地；游憩展示区和传统利用区均只能在坡度低于12°或高程小于200 m进行建设用地等开发利用。

(4)开发利用情景。该情景假设钱江源国家公园在进行生态保护的同时也注重开发利用，各功能区坡度在25°以上或高程大于400 m的灌木林、针阔混交林、草地、人工表面和裸地全部转化成阔叶林；核心保护区和生态保育区坡度在12°以下或高程小于200 m的土地覆被进行建设用地等开发利用；游憩展示区和传统利用区坡度低于25°或海拔低于400 m的土地覆被可转化成建设用地。

3 结果

3.1 土地利用变化时空分析

钱江源国家公园4个土地利用变化情景和2015年土地利用类型面积变化及分布情况如图2和表1所示。(1)自然发展情景下，阔叶林、建设用地和裸地面积增加，其他土地利用类型减少，其中，阔叶林增加面积最多，为202.8 ha (+1.2%)，增加的阔叶林主要由针叶林、建设用地和水田等转变而来。水田面积减少最多，为153.5 ha (-39.5%)。(2)规划情景和生态保护情景下，阔叶林面积增加，水域面积略微增加，其他土地利用类型减少。其中，阔叶林面积分别增加796.0 (+4.6%)和1,907.9 ha (+11.1%)，规划情景下增加的阔叶林主要是针阔混交林、灌木林、水田和旱地等转变而来，生态保护情景下则由针叶林、灌木林、草丛、水田和旱地转变而来。规划情景下，水田减少面积最多，为246.4 ha (-63.4%)，生态保护情景下，灌木林面积减少最多，减少了832.9 ha (-87.0%)。(3)开发利用情景下，建设用地面积增加，水域面积不变，其他土地利用类型面积减少，其中，建设用地面积增加了206.2 ha (+359.9%)，增加的建设用地主要从阔叶林、针叶林、灌木林、水田和旱地转变而来；水田面积减少最多，减少了82.2 ha (-21.2%)。

3.2 不同土地利用情景下生态系统服务及其价值

3.2.1 2015年各功能分区生态系统服务及其价值

对钱江源国家公园2015年各功能分区生态系统服务及其价值进行评估，结果如表2和图3所示。水资源供给、涵养水源、土壤保持、固碳释氧、SO₂吸收、滞尘清理等生态系统服务集中分布在核心保护区和生态保育区，营养物质N和P输出主要集中在传统利用区。从价值量来看，生态保育区各生态系统服务价值最高，核心保护区次之，分别占2015年生态系统服务总价值的55.45%和32.85%。

3.2.2 2025年不同土地利用情景下生态系统服务及其价值

由于土地利用方式的变化，使得钱江源国家公园2025年不同土地利用情景下生态系统服务呈现显著的变化，结果如表3所示。生态保护情景下，除水资源供给和涵养水源量最少外，其他生态系统服务均最高；开发利用情景则呈现和生态保护情景相

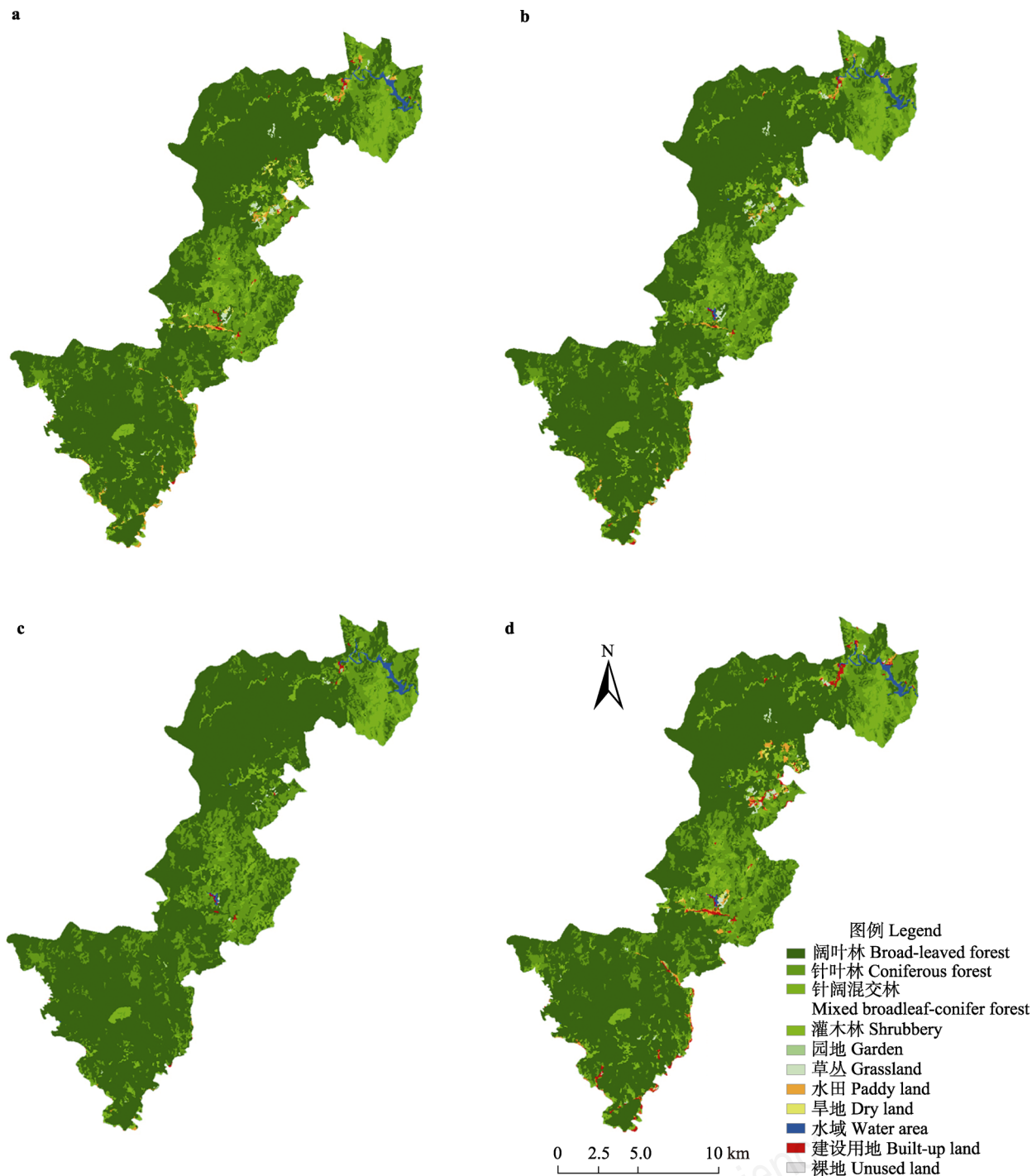


图2 钱江源国家公园体制试点区2025年土地利用类型图。(a)自然发展情景;(b)规划情景;(c)生态保护情景;(d)开发利用情景。
Fig. 2 Land use types of the Qianjiangyuan National Park pilot in 2025. (a) Business as usual; (b) Strategic planning; (c) Ecological protection; (d) Development.

反的情形; 规划情景下, 涵养水源量最多, 水资源供给优于生态保护情景; 其他生态系统服务则仅次于生态保护情景。

根据不同土地利用情景生态系统服务的物质质量计算其价值, 结果如图4所示。从生态系统服务类

型来看, 固碳释氧的价值最高, 占生态系统服务总价值比例的63%左右。总体来看, 生态保护情景下生态系统服务价值量最高, 为129.17亿元; 其次为规划情景, 为126.92亿元; 开发利用情景价值量最少, 为125.12亿元。

表1 2015-2025年钱江源国家公园土地利用类型面积

Table 1 Land use/land cover of the Qianjiangyuan National Park pilot between 2015 and 2025

土地利用类型 Land use type (ha)	2015	自然发展情景 Business as usual	规划情景 Strategic planning	生态保护情景 Ecological protection	开发利用情景 Development
阔叶林 Broad-leaved forest	17,166.9	17,369.7	17,962.9	19,074.8	17,123.6
针叶林 Coniferous forest	4,670.1	4,655.0	4,634.3	4,383.9	4,652.9
针阔混交林 Mixed broadleaf-conifer forest	1,412.2	1,409.2	1,286.7	1,248.8	1,404.1
灌木林 Shrubbery	957.3	953.3	665.8	124.4	937.6
园地 Garden	24.2	23.6	11.1	13.3	18.9
草丛 Grassland	159.9	158.4	154.8	39.7	151.1
水田 Paddy field	388.4	234.9	142.0	13.1	306.2
旱地 Dry land	98.6	96.9	13.8	3.8	79.9
水域 Water area	148.0	120.4	148.5	148.0	148.0
建设用地 Built-up land	57.3	59.3	65.3	36.4	263.5
裸地 Unused land	4.1	6.3	1.8	0.8	1.2
合计 Total	25,087	25,087	25,087	25,087	25,087

表2 2015年各功能分区生态系统服务的物质质量

Table 2 The quality of ecosystem services of different functional areas in 2015

	核心保护区 Core protection area	生态保育区 Ecological conservation area	游憩展示区 Recreation area	传统利用区 Traditional utilization area
供给服务 Provisioning services				
水资源供给 Water yield ($\times 10^4 \text{ m}^3$)	6,721.613	19,460.106	682.811	4,457.063
调节服务 Regulating services				
涵养水源 Water conservation ($\times 10^4 \text{ m}^3$)	639.814	840.122	59.338	136.947
土壤保持 Soil conservation ($\times 10^4 \text{ t}$)	546.608	721.516	29.546	96.026
固碳量 Carbon sequestration ($\times 10^4 \text{ t}$)	183.773	258.128	13.635	34.921
释氧量 Oxygen release ($\times 10^4 \text{ t}$)	135.294	190.033	10.038	25.708
环境净化 Environment purification				
SO ₂ 吸收 SO ₂ absorption (t)	996.312	1,504.517	104.472	225.932
滞尘清理 Clean detaining dust ($\times 10^4 \text{ t}$)	11.553	22.016	0.738	1.874
N输出量 Nitrogen output (t)	11.198	31.121	12.083	59.054
P输出量 Phosphorus output (t)	0.466	1.411	0.418	2.262
栖息地服务 Supporting services				
生境质量得分 Habitat quality	0.936	0.888	0.855	0.815
最优生境质量面积 Area of the optimal habitat quality (km^2)	70.633	89.032	3.845	8.933

4 讨论

中共十八大把生态文明建设纳入中国特色社会主义事业五位一体总体布局,从国家层面上重视生态保护,提出建设国家公园体系,该体系旨在重视生态保护的同时,也要保障人民福祉。之前在自然保护区和风景名胜区规划下通常只注重生物多样性和景观美学,往往忽视生态系统服务,而生态系统服务是影响生态系统服务的重要因素之一

(MA, 2005; He et al, 2018)。国家公园试点区未来土地如何进行合理的应用,必须考虑到土地利用变化对生态系统服务的影响,将生态系统服务评估纳入土地利用决策中去,从时间上权衡未来土地利用变化对生态系统服务的影响(傅伯杰等, 2014),这样做的好处是可以明确土地利用变化对生态系统服务所带来的影响,尤其是负面影响。如Nelson等(2009)设计了3种基于利益相关者的土地利用变化情景,利用InVEST模型模拟预测了美国俄勒冈州威拉米

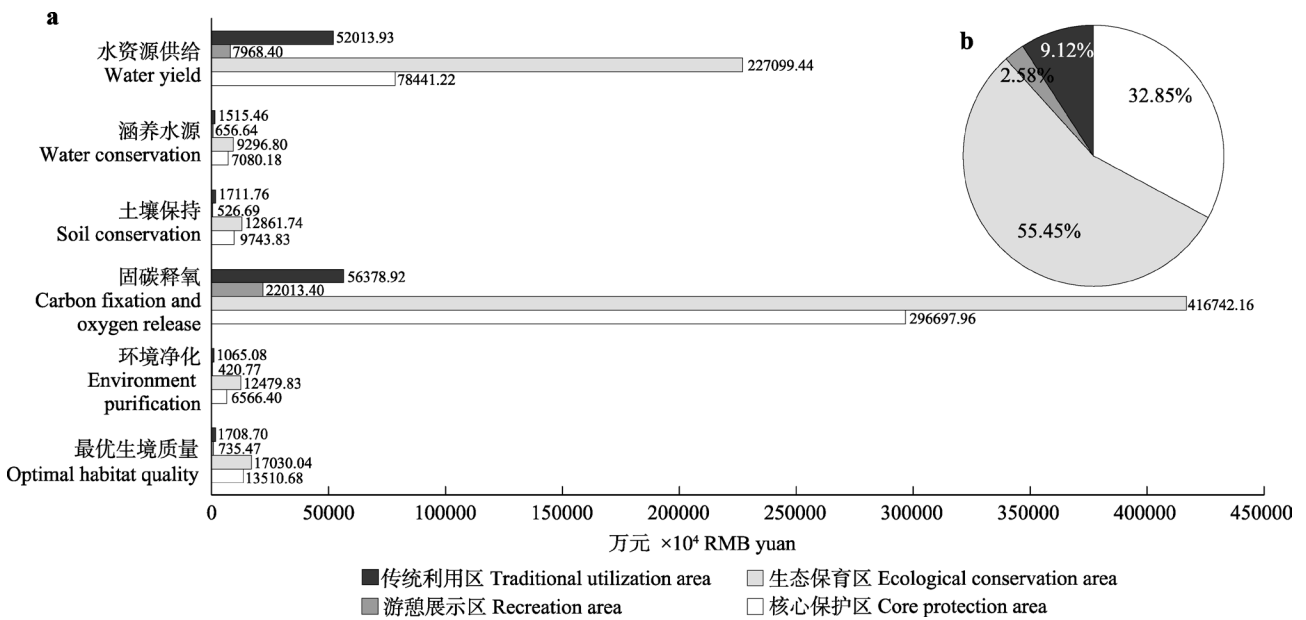


图3 2015年各功能分区生态系统服务价值及其比例。(a)生态系统服务价值;(b)生态系统服务价值比例。
Fig. 3 The value and percentage of ecosystem services of different functional areas in 2015. (a) The value of ecosystem services of different functional areas; (b) The percentage of ecosystem services of different functional areas

表3 不同土地利用情景下生态系统服务的物质质量
Table 3 The quality of ecosystem services under various land use scenarios

	2015	自然发展情景 Business as usual	规划情景 Strategic planning	生态保护情景 Ecological protection	开发利用情景 Development
供给服务 Provisioning services					
水资源供给 Water yield (×10 ⁴ m ³)	31,321.593	31,306.852	31,199.755	30,900.282	31,355.505
调节服务 Regulating services					
涵养水源 Water conservation (×10 ⁴ m ³)	1,676.222	1,682.344	1,687.435	1,665.958	1,674.278
土壤保持 Soil conservation (×10 ⁴ t)	1,393.696	1,394.248	1,394.778	1,395.213	1,394.026
固碳释氧 Carbon fixation and oxygen release					
固碳量 Carbon sequestration (×10 ⁴ t)	490.457	492.860	499.544	514.359	488.556
释氧量 Oxygen release (×10 ⁴ t)	361.073	362.841	367.762	378.669	359.673
环境净化 Environment purification					
SO ₂ 吸收 SO ₂ absorption (t)	2,831.233	2,853.432	2,902.315	3,005.724	2,822.379
滞尘清理 Clean detaining dust (×10 ⁴ t)	36.181	36.328	36.548	36.689	36.059
N输出量 Nitrogen output (t)	113.456	90.301	59.424	42.602	94.647
P输出量 Phosphorus output (t)	4.557	3.507	2.206	1.463	3.700
栖息地服务 Supporting services					
生境质量得分 Habitat quality	0.938	0.941	0.954	0.968	0.934
最优生境质量面积 Area of the optimal habitat quality (km ²)	172.443	174.480	179.253	190.691	170.635

特河流域生态系统服务供给的变化, 结果表明当土地所有者的决策仅仅基于市场回报的时候, 则决策者会选择生态系统服务供给价值高与生物多样性保护程度较低的土地利用/土地覆被格局, 这与本

研究中的经济发展情景相类似。Goldstein等(2015)根据夏威夷瓦胡岛Kamehameha学校的发展需求, 设计了7个土地利用规划用地情景, 利用InVEST模型评估和权衡了不同情景下碳固定和水质改善等

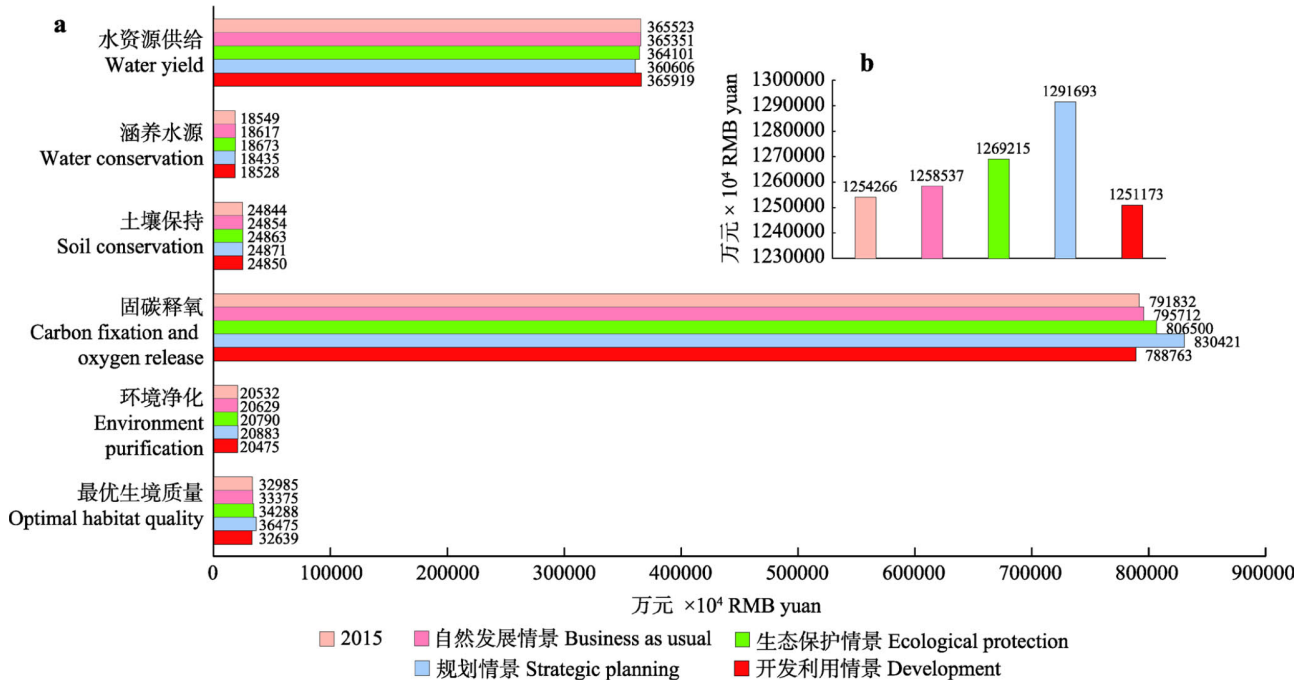


图4 不同土地利用情景下的生态系统服务价值。(a)各生态系统服务价值(万元);(b)生态系统服务总价值(万元)。

Fig. 4 The value of ecosystem services under different land use scenarios. (a) The value of multiple ecosystem services under different land use scenarios ($\times 10^4$ RMB yuan); (b) The total value of ecosystem services under different land use scenarios ($\times 10^4$ RMB yuan)

生态系统服务供给变化和土地利用方式改变所产生的经济回报。我国学者在土地利用情景下生态系统服务的变化方面也作了一些有益的探索,如白杨等(2013)在对白洋淀流域生态系统服务评估时,设计3种土地利用情景,权衡各土地利用情景下生态系统服务的变化,得出保护情景下生态系统服务最好,这与本研究的生态保护情景研究结果相类似。目前,国际上利用情景分析法分析土地利用变化对国家公园生态系统服务的影响研究较少(Lacher et al, 2018; Mukul et al, 2017; Ramachandra et al, 2018),这意味着我国在国家公园体制建设过程中要加强土地利用政策对国家公园生态系统服务影响的研究,将评估结果纳入到土地利用决策中去。

本文采用情景分析法设计了钱江源国家公园2025年4种土地利用情景,对不同土地利用情景下生态系统服务影响的研究发现,生态保护情景下除水资源供给外,其他生态系统服务均最优,规划情景下的生态系统服务除水资源供给外,均仅次于生态保护情景,这是因为阔叶林等生态林地蒸散能力较强,单位面积的生态林地比其他类型更易失水分,这就出现过多增加生态林地反而使得水资源供给

能力下降的现象(李屹峰等, 2013; Gao et al, 2017),而钱江源国家公园作为钱塘江的源头,为下游提供了重要的水资源,因此土地利用决策时必须考虑到这一因素。此外,笔者系统地计算了钱江源国家公园2015年和2025年4种土地利用情景下的生态系统服务价值,发现2015年钱江源国家公园生态系统服务价值为125.43亿元,而当年开化县GDP总量为101.61亿元(2015年开化县国民经济和社会发展的统计公报, <http://khnews.zjol.com.cn/khnews/system/2016/02/17/020191950.shtml>),2025年生态保护情景下的生态系统服务价值最高,达到129.17亿元,规划情景下的服务价值次之,为126.92亿元,虽然生态保护情景下的价值最高,但该情景下土地政策过于严格,不利于当地居民共享国家公园建设的成果,获得最大的福祉。规划情景下的土地利用政策是通过和政府管理部门沟通、参考国家公园相关规划和实地考察,进行了更加科学合理的规划,不仅可以有效提高钱江源国家公园生态系统服务价值,比2015年的服务价值增加了1.49亿元,这对本身生态资源禀赋较好的钱江源国家公园来说是难能可贵的,而且也能获得经济发展所必须的建设用地(建

设用地面积较2015年增加了13.78%)。合理的土地利用规划可以更好地支撑生态保护和经济发展在其他学者的研究中也得到了佐证,如包蕊等(2018)对甲积峪小流域未来土地利用方式进行科学合理规划,优化具有高水土保持价值的乔木林分布和高经济价值的经济林和果园分布,并对规划目标情景下生态系统服务价值进行了评估,得出规划情景下服务价值增加461.48万元,比基准年服务价值增加了9.23%。相反,土地政策决策失误则会导致生态系统服务价值下降,如邵小云等(2018)研究了舟山市普陀区土地利用变化对生态服务价值的影响,研究表明,由于目标年2020年大量的林地和水域被调整为生态系统服务价值较低的建设用地和耕地,从而使得2020年生态系统服务价值较2006和2015年下降。

综上所述,规划情景的土地利用方式最为优化。在该情景下,注重了与管理部门协商,并对钱江源国家公园进行了实地考察。通过协商和考察,对不同功能区提出不同的土地利用政策:坡度在25°以上和海拔400 m以上区域多为自然原始林地,一旦破坏极难恢复(Trisurat et al, 2016),因此,各功能区都注重自然原始林地的保护,增加灌木林、草地和裸地向阔叶林的转化,同时在核心保护区禁止所有开发活动,生态保育区严格控制建设用地,仅在游憩展示区和传统利用区里进行合理的开发利用,更大程度上增加经济发展所需的土地资源,并由此增加当地居民的福祉。

土地利用变化不仅使区域地表结构发生变化,还改变了生态系统结构和过程,进而影响生态系统产品供给和服务能力(Sun et al, 2018)。钱江源国家公园通过生态经济的转型的创新发展,对探索我国东部人口密集和经济发达地区产业结构转型和区域可持续发展具有示范作用。此外,作为浙江省第一大河钱塘江的源头地区,钱江源国家公园的建设对我国江河源头区域生态文明建设具有示范意义。因此,钱江源国家公园建设一定要加强土地利用政策对生态系统服务影响的研究,在充分考虑生态保护的前提下,高效地利用土地资源,增加人民福祉,让人民共享改革的成果,这也是习近平总书记所说的“既要金山银山,也要绿水青山”的要义所在。

本研究尚存在以下不足之处:(1)对生态系统服务评估只考虑了供给功能中水资源供给、调节功能

中涵养水源、土壤保持、固碳释氧、环境净化和栖息地服务中的生境质量,下一步应完善钱江源国家公园生态系统服务评估体系,增加评估指标,如:初级产品供给、气候调节、文化服务中的娱乐和旅游价值等。(2)需要更加细化钱江源国家公园未来土地利用情景,如结合钱江源国家公园总体规划中社区发展规划等。(3)数据方面:遥感数据采用精度更高的数据。此外,InVEST模型运行所用的各因子数据可采用野外实验的方法获取等。

参考文献

- Bai Y, Ouyang ZY, Zheng H, Xu WH, Jiang B, Fang Y (2011) Evaluation of the forest ecosystem services in Haihe River Basin, China. *Acta Ecologica Sinica*, 31, 2029–2039. (in Chinese with English abstract) [白杨, 欧阳志云, 郑华, 徐卫华, 江波, 方瑜 (2011) 海河流域森林生态系统服务功能评估. *生态学报*, 31, 2029–2039.]
- Bai Y, Zheng H, Zhuang CW, Ouyang ZY, Xu WH (2013) Ecosystem services valuation and its regulation in Baiyangdian basin: Based on InVEST model. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 711–717. (in Chinese with English abstract) [白杨, 郑华, 庄长伟, 欧阳志云, 徐卫华 (2013) 白洋淀流域生态系统服务评估及其调控. *生态学报*, 33, 711–717.]
- Bao R, Liu F, Zhang JP, Duan YL, Zhao S, Yan XY, Liu Y (2018) Multi-objective linear programming-based trade-off and optimization of the ecosystem services in Jiajiyu small watershed in the Loess Plateau, China. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 812–828. (in Chinese with English abstract) [包蕊, 刘峰, 张建平, 段颖琳, 赵帅, 严晓亚, 刘英 (2018) 基于多目标线性规划的甲积峪小流域生态系统服务权衡优化. *生态学报*, 38, 812–828.]
- Butler JRA, Wong GY, Metcalfe DJ (2013) An analysis of trade-offs between multiple ecosystem services and stakeholders linked to land use and water quality management in the Great Barrier Reef, Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 180, 176–191.
- Cao W, Li R, Chi X, Chen N, Chen J, Zhang H, Zhang F (2017) Island urbanization and its ecological consequences: A case study in the Zhoushan Island, East China. *Ecological Indicators*, 76, 1–14.
- Delphin SF, Escobedo J, Elrahman AA, Cropper WP (2016) Urbanization as a land use change driver of forest ecosystem services. *Land Use Policy*, 54, 188–199.
- Fu B, Xu P, Wang YK, Peng Y, Ren J (2013) Spatial pattern of water retention in Dujiangyan County. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 789–797. (in Chinese with English abstract) [傅斌, 徐佩, 王玉宽, 彭怡, 任静 (2013) 都江堰市水源涵养功能空间格局. *生态学报*, 33, 789–797.]
- Fu BJ, Zhang LW (2014) Land-use change and ecosystem services: Concepts, methods and progress. *Progress in*

- Geography, 33, 441–446. (in Chinese with English abstract) [傅伯杰, 张立伟 (2014) 土地利用变化与生态环境服务: 概念、方法与进展. 地理科学进展, 33, 441–446.]
- Fu MD, Li JS, Zhang RA, Gao XQ, Xiao NW (2016) Valuation of the ecosystem services in southern mountain of Zhejiang Province. *Ecological Economy*, 32, 189–193. (in Chinese with English abstract) [付梦娣, 李俊生, 章荣安, 高晓奇, 肖能文 (2016) 浙江省南部山区生态系统服务价值评估. 生态经济, 32, 189–193.]
- Gao J, Li F, Gao H, Zhou C, Zhang X (2017) The impact of land-use change on water-related ecosystem services: A study of the Guishui River Basin, Beijing, China. *Journal of Cleaner Production*, 163, 148–155.
- Goldstein J, Caldarone G, Duarte TK, Ennaanay D, Hannahs N, Mendoza G, Polasky S, Wolny S, Daily GC (2015) Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 109, 7565–7570.
- Gong X, Cao MC, Sun XP, Le ZF, Li S, Xu HG (2017) Valuation of ecosystem services in Wuyishan City. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 33, 1094–1101. (in Chinese with English abstract) [龚溪, 曹铭昌, 孙孝平, 乐志芳, 李双, 徐海根 (2017) 武夷山市生态系统服务价值评估. 生态与农村环境学报, 33, 1094–1101.]
- He S, Su Y, Wang L, Gallagher L, Cheng H (2018) Taking an ecosystem services approach for a new national park system in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 137, 136–144.
- Huang HC, Yun YX, Miao ZT, Hao C, Li HY (2013) Multi-scenario and prediction of ecosystem services as affected by urban expansion: A case study in coastal area of Tianjin, North China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 24, 697–704. (in Chinese with English abstract) [黄焕春, 运迎霞, 苗展堂, 郝翠, 李洪远 (2013) 城市扩张影响下生态系统服务的多情景模拟和预测——以天津市滨海地区为例. 应用生态学报, 24, 697–704.]
- Huang J, Zhang XM, Zhang JC (2010) Comprehensive evaluation on soil and water conservation function of main forest types of ecological protection forest in Kaihua County. *Research of Soil and Water Conservation*, 17, 88–90. (in Chinese with English abstract) [黄进, 张晓勉, 张金池 (2010) 开化生态公益林主要森林类型水土保持功能综合评价. 水土保持研究, 17, 88–90.]
- Jiang B, Ouyang ZY, Miao H, Zheng H, Bai Y, Zhuang CW, Fang Y (2011) Ecosystem services valuation of the Haihe River Basin wetlands. *Acta Ecologica Sinica*, 31, 2236–2244. (in Chinese with English abstract) [江波, 欧阳志云, 苗鸿, 郑华, 白杨, 庄长伟, 方瑜 (2011) 海河流域湿地生态系统服务功能价值评价. 生态学报, 31, 2236–2244.]
- Jiang W, Chen Z, Lei X, He B, Jia K, Zhang Y (2016) Simulation of urban agglomeration ecosystem spatial distributions under different scenarios: A case study of the Changsha-Zhuzhou-Xiangtan urban agglomeration. *Ecological Engineering*, 88, 112–121.
- Lacher IL, Ahmadisharaf E, Fergus C, Akre T, McShea WJ, Benham BL, Kline KS (2018) Scale-dependent impacts of urban and agricultural land use on nutrients, sediment, and runoff. *Science of Total Environment*, 652, 611–622.
- Li C, Zheng H, Li S, Chen X, Li J, Zeng W, Liang Y, Polasky S, Feldman MW, Ruckelshaus M, Ouyang ZY, Daily GC (2015) Impacts of conservation and human development policy across stakeholders and scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 112, 7396–7401.
- Li LY, Xing H, Wu YJ, Gong XF, Li L (2012) Assessment of forest ecosystem services value based on MA—Taking Suichang County in Zhejiang Province as the case. *Issues of Forestry Economics*, 32, 317–322. (in Chinese with English abstract) [李兰英, 邢红, 吴英俊, 龚笑飞, 李浪 (2012) 基于MA的森林生态系统服务价值评价——以浙江省遂昌县为例. 林业经济问题, 32, 317–322.]
- Li YF, Luo YC, Liu G, Ouyang ZY, Zheng H (2013) Effects of land use change on ecosystem services: A case study in Miyun Reservoir watershed. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 726–736. (in Chinese with English abstract) [李屹峰, 罗跃初, 刘纲, 欧阳志云, 郑华 (2013) 土地利用变化对生态系统服务功能的影响——以密云水库流域为例. 生态学报, 33, 726–736.]
- MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press/World Resources Institute, Washington, DC.
- Mukul SA, Sohel MSI, Herbohn J, Inostroza L, König H (2017) Integrating ecosystem services supply potential from future land-use scenarios in protected area management: A Bangladesh case study. *Ecosystem Services*, 26, 355–364.
- Nelson E, Mendoza G, Regetz J (2009) Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 4–11.
- Polasky S, Nelson E, Pennington D (2011) The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: A case study in the State of Minnesota. *Environmental & Resource Economics*, 48, 219–242.
- Qian YF, Yi LT, Dou PM, Zhu GL, Ying BG, Yu SQ (2012) Biomass and carbon fixation with oxygen release benefits in an ecological service forest of Jinyun County, China. *Journal of Zhejiang A & F University*, 29, 257–264. (in Chinese with English abstract) [钱逸凡, 伊力塔, 刁培民, 朱国亮, 应宝根, 余树全 (2012) 浙江缙云公益林生物量及固碳释氧效益. 浙江农业大学学报, 29, 257–264.]
- Ramachandra TV, Bharath S, Gupta N (2018) Modelling landscape dynamics with LST in protected areas of Western Ghats, Karnataka. *Journal of Environment Management*, 206, 1253–1262.
- Shao XY, Zhang ZF, Liu Z, Jing CW, Qi JG, Jiang JG, Cai XM, Liu QK (2018) Effects of land use change and planning regulation on ecosystem service values of islands: A case

- study of Putuo District, Zhoushan Archipelago. *Chinese Journal of Ecology*, 37, 514–522. (in Chinese with English abstract) [邵小云, 张则飞, 刘中, 荆长伟, 齐家国, 蒋锦刚, 蔡秀敏, 刘乾坤 (2018) 土地利用变化及规划结构对海岛生态系统服务价值的影响——以舟山市普陀区为例. *生态学杂志*, 37, 514–522.]
- Sun X, Lu Z, Li F, Crittenden JC (2018) Analyzing spatio-temporal changes and trade-offs to support the supply of multiple ecosystem services in Beijing, China. *Ecological Indicators*, 94, 117–129.
- Swetnam RD, Fisher B, Mbilinyi BP (2011) Mapping socio-economic scenarios of land cover change: A GIS method to enable ecosystem service modelling. *Journal of Environmental Management*, 92, 563–574.
- Tallis H, Ricketts T, Guerry A (2011) *INVEST 2.4.4 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford.
- Trisurat Y, Eawpanich P, Kalliola R (2016) Integrating land use and climate change scenarios and models into assessment of forested watershed services in Southern Thailand. *Environment Research*, 147, 611–620.
- Wang J, Peng J, Zhao M, Liu Y, Chen Y (2017) Significant trade-off for the impact of Grain-for-Green Programme on ecosystem services in North-western Yunnan, China. *Science of Total Environment*, 574, 57–64.
- Xiao Q, Xiao Y, Ouyang ZY, Xu WH, Xiang S, Li YZ (2014) Value assessment of the function of the forest ecosystem services in Chongqing. *Acta Ecologica Sinica*, 34, 216–223. (in Chinese with English abstract) [肖强, 肖洋, 欧阳志云, 徐卫华, 向轼, 李勇志 (2014) 重庆市森林生态系统服务功能价值评估. *生态学报*, 34, 216–223.]
- Zhang J, Yuan WG, Ge Y, Jiang B, Zhu JR, Shen AH, Chang J (2010) Carbon storage and its sequestration potential by ecological service forest in Zhejiang. *Acta Ecologica Sinica*, 30, 3839–3848. (in Chinese with English abstract) [张骏, 袁位高, 葛滢, 江波, 朱锦茹, 沈爱华, 常杰 (2010) 浙江省生态公益林碳储量和固碳现状及潜力. *生态学报*, 30, 3839–3848.]
- Zhang Y (2015) *Forest Ecological Benefit Evaluation and Construction of Balance Sheet*. China Economic Publishing House, Beijing. (in Chinese) [张颖 (2015) 生态效益评估与资产负债表编制. 中国经济出版社, 北京.]
- Zheng H, Li Y, Robinson BE, Liu G, Ma D, Wang F, Lu F, Ouyang Z, Daily GC (2016) Using ecosystem service trade-offs to inform water conservation policies and management practices. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14, 527–532.
- Zheng H, Li YF, Ouyang ZY, Luo YC (2013) Progress and perspectives of ecosystem services management. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 702–710. (in Chinese with English abstract) [郑华, 李屹峰, 欧阳志云, 罗跃初 (2013) 生态系统服务功能管理研究进展. *生态学报*, 33, 702–710.]
- Zhu KW, Li YC, Zhou MT (2015) Land use scenario simulation of the main city of Chongqing based on the CLUE-S model. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 24, 789–797. (in Chinese with English abstract) [朱康文, 李月臣, 周梦甜 (2015) 基于CLUE-S模型的重庆市主城区土地利用情景模拟. *长江流域资源与环境*, 24, 789–797.]
- Zhu YB, Shi YJ (2018) Value evaluation and pricing of water resources in major cities in China. *Resources Science*, 40, 1040–1050. (in Chinese with English abstract) [朱永彬, 史雅娟 (2018) 中国主要城市水资源价值评价与定价研究. *资源科学*, 40, 1040–1050.]

(责任编辑: 薛达元 责任编辑: 时意专)



•研究报告•

钱江源国家公园体制试点区农户生计资本评价及其空间特征

李 双¹ 孙孝平¹ 方彦君² 张银龙^{1*} 曹铭昌^{3*}

1 (南京林业大学, 江苏省南方现代林业协同创新中心, 南京 210037)

2 (浙江省开化县环境保护局, 浙江开化 324300)

3 (生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要: 本研究以钱江源国家公园体制试点区(以下简称为钱江源国家公园)为例, 基于可持续生计分析框架, 构建农户生计资本评价指标体系, 运用熵权法、聚类分析和空间自相关分析, 开展钱江源国家公园农户生计资本评价, 并对其空间分布和集聚特征进行分析。结果表明: (1)不同农户类型的生计资本均值呈现非农户 > 兼业户 > 纯农户, 非农户的人力资本、社会资本和物质资本远高于兼业户和纯农户; (2)不同农户类型资产等级划分差异显著, 纯农户的中低资产较多, 非农户的高资产较多, 生计资本与生计活动类型密切相关; (3)农户生计资本总量在空间上呈现由西南向东北递增的趋势, 何田乡生计资本较为均衡, 齐溪镇、长虹乡和苏庄镇的生计资本搭配不合理; (4)不同功能区农户生计资本分布与功能定位和管理强度相关; (5)自然资本呈现显著空间自相关性, 其余资本及总量空间自相关性不显著。最后, 为改善钱江源国家公园农户生计状况提出了相关建议。

关键词: 可持续生计; 国家公园; 生计资本; 空间特征; 钱江源国家公园体制试点区

Evaluation of the spatial characteristics of farmer livelihood assets in the Qianjiangyuan National Park pilot

Shuang Li¹, Xiaoping Sun¹, Yanjun Fang², Yinlong Zhang^{1*}, Mingchang Cao^{3*}

1 Collaborative Innovation Center of Sustainable Forestry in Southern China of Jiangsu Province, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037

2 Kaihua Environmental Protection Bureau, Kaihua, Zhejiang 324300

3 Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042

Abstract: This paper uses the example of the Qianjiangyuan National Park pilot (QNPP) to construct an indicator system of farmer livelihood assets based on the sustainable livelihoods framework. The spatial distribution and agglomeration characteristics of farmer livelihood assets in QNPP were next analyzed, and the entropy method, cluster analysis, and spatial autocorrelation analysis were performed. The results were as follows: first, the livelihood assets of different types of farmers followed a gradient of non-agricultural households > concurrent households > pure farmers. The human assets, social assets, and physical assets of non-agricultural households were more valuable than those of concurrent households and pure farmers. Second, asset classification differed significantly among the three types of farmer households. Pure farmers had a greater quantity of primarily medium and low assets, while non-agricultural households had a few higher assets. The levels of livelihood assets were closely related to livelihood activities. Third, the spatial distribution of household livelihood assets belonging to farmers highlighted an increase in asset concentration from southwest to northeast. The livelihood assets of the Hetian Township were relatively balanced among the three groups, whereas Qixi, Changhong and Suzhuang townships had imbalanced asset distributions. Fourth, the distribution of household livelihood assets was consistent with functional position

收稿日期: 2018-06-25; 接受日期: 2018-10-24

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC0507202; 2017YFC050380604)、国家自然科学基金(31461143033)、福建省环保科技计划项目“福建省生物多样性保护网络优化技术研究”(2017R027)、中央级公益性科研院所基本科研业务专项(县市自然资源资产负债表编制技术与示范)和江苏高校优势学科建设工程资助项目

* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: ecoenvylz@163.com; caomingc@163.com

and management intensity in different functional zones. In addition, natural assets were significantly spatially autocorrelated while all other assets had no significant spatial autocorrelation. Finally, based on these findings, suggestions were made to improve the livelihoods of the farmer households in the QNPP.

Key words: sustainable livelihoods; national parks; livelihood asset; spatial characteristics; Qianjiangyuan National Park pilot

可持续生计方法的理论基础来源于Chambers和Conway (1992)解决贫困问题的研究,认为生计是人类建立在能力、资产和活动基础上的谋生方式(Roberts和杨国安, 2003)。现有的可持续生计分析框架(The Sustainable Livelihoods Approach, 简称SLA框架)主要是由英国国际发展署(Department for International Development, DFID)、联合国开发计划署(United Nations Development Program, UNDP)和美国援外合作组织(Cooperative for American Remittances to Everywhere, CARE)提出,其中,由DFID提出的可持续生计分析框架应用最为广泛,已被国内外许多学者采用(汤青, 2015; Liu et al, 2018)。生计资产是SLA框架的核心,共由5个部分组成,分别为人力资产、自然资产、物质资产、金融资产和社会资产,它们表征了个人、家庭和村落的生计水平(Wang et al, 2016)。

国家公园的概念最早由美国艺术家George Catlin提出,旨在保护印第安文明、野生动植物和荒野等资源(彭红松等, 2016)。国家公园的建设是为了缓解社会经济的发展给人类带来的环境压力,它具有公益性、国家主导性和科学性,其中公益性是根本(陈耀华等, 2014; 杨锐, 2017)。2013年,中国共产党的十八届三中全会首次提出建立具有中国特色的国家公园体制,2017年9月,中共中央办公厅、国务院办公厅印发了《建立国家公园体制总体方案》,构建社区协调发展制度,处理好与社区居民的关系,建立社区共管制度是其中的重要内容。目前,基于可持续生计分析框架的农户生计资本研究主要集中于生态环境脆弱区(吴孔森等, 2016; 张钦等, 2016; 斯琴朝克图等, 2017)和半城镇化农户(安祥生等, 2014),尚无国家公园体制试点区农户生计资本的研究。因此,本研究以钱江源国家公园体制试点区为例,开展农户的生计资本和空间分布特征的研究,为有效地推进钱江源国家公园体制试点建设提供依据。

1 研究区概况

钱江源国家公园体制试点区(以下简称为钱江源国家公园)位于浙江省西部(29°10′-29°26′ N, 118°03′-118°21′ E),是浙皖赣三省交界处,范围包括古田山国家级自然保护区、钱江源国家森林公园、钱江源省级风景名胜区以及连接以上自然保护区之间的生态区域(大部分为生态公益林),涵盖了中亚热带常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林、针阔叶混交林、针叶林、亚高山湿地5种植被类型,森林覆盖率达到81.2%。总面积约为252 km²,涉及开化县苏庄镇、长虹乡、何田乡和齐溪镇共4个乡镇19个行政村72个自然村,共计人口9,744人(截至2015年)。农户以种植稻谷、油菜、玉米(*Zea mays*)等农作物以及油茶(*Camellia oleifera*)等经济林为生,农业收入和外出打工收入占全部收入的80%以上。周边地区经济水平一般,2015年农民人均纯收入(11,314元)低于全县平均水平(13,124元)。近年来,随着钱江源国家森林公园和古田山国家级自然保护区加大旅游利用,钱江源国家公园逐渐兴起了山林生态休闲旅游业,并成为一项重要的生计来源。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

本研究基于参与式农村评估法(participatory rural appraisal, PRA),采用问卷调查、观察法和半结构性访谈对农户进行资料收集。调查区域为4个乡镇19个行政村,包括苏庄镇(横中村、余村、唐头村、溪西村、毛坦村、苏庄村、古田村)、长虹乡(霞川村、真子坑村、库坑村)、何田乡(高升村、陆联村、田畈村、龙坑村)和齐溪镇(里秧田村、上村、仁宗坑村、左溪村和齐溪村),涵盖整个钱江源国家公园。问卷内容分为两个部分,第一部分为农户基本情况,包括户主年龄、文化程度、家庭人口数、职业和月平均收入等;第二部分为农户生计资本情

况,包括人力资本、自然资本、物质资本、金融资本和社会资本5个方面。2017年6月对钱江源国家公园农户进行生计状况预调查,根据预调查结果完善调查问卷。按照各行政村的人口数采用分层随机抽样的方式,以农户为单位,于2017年7月进行为期1周的正式调查,共发放问卷225份,回收有效问卷220份,问卷有效率为97.8%。

2.2 农户类型划分

根据研究时期、目的和角度的不同,农户类型划分标准也多样化,其中较为典型的是根据农户的生计方式和经济收入来源进行划分(李翠珍等,2012;马志雄和丁士军,2013)。借鉴前人对农户类型划分的研究(李广东等,2012;赵文娟等,2016;郭秀丽等,2017),结合钱江源国家公园农户生产生活方式的实际情况对农户类型进行划分。前期调研发现钱江源国家公园是典型的劳务输出地区,大部分农户的收入依赖于外出打工。为此,本研究主要将农户划分为3类:纯农户、兼业户和非农户。纯农户经济收入以务农为主,务工为辅;兼业户经济收入以务工为主,务农为辅;非农户经济收入以个体经营和工资收入为主,务农为辅。通过对问卷数据的整理与分析可知,钱江源国家公园农户中,兼业户共128户,所占比例高达58.2%;非农户次之,共52户,所占比例为23.6%;纯农户所占比例最少,共40户,所占比例为18.2%。

2.3 农户生计资本评价

2.3.1 农户生计资本评价指标体系的构建

本研究在英国国际发展署(DFID)提出的可持续生计分析框架的基础上,结合实际调研情况,选择与农户生产生活密切相关的人力资本、自然资本、物质资本、金融资本和社会资本等5个方面26项具体指标,予以赋值,构建钱江源国家公园体制试点区农户生计资本评价指标体系(表1)。

人力资本是指生产生活中劳动者所具有的知识、技能和健康状况(刘春芳等,2017)。人力资本的数量和质量对农户使用其他资本的能力起决定性的作用。本研究选取了6个指标来衡量人力资本,分别为户主受教育水平、户主健康水平、家庭人均教育、劳动力比、是否有手艺技术和是否参加过(非)农业培训。

自然资本是指生产生活中劳动者可长期使用的土地、森林、水资源等自然资源(刘春芳等,

2017)。钱江源国家公园农户以种植稻谷、油菜、玉米和油茶林为主,土地利用方式分为耕地、园地和林地。因此,本研究选取了耕地面积、园地面积、林地面积、耕地质量、园地质量和林地质量6个指标来测算。前三者体现自然资本的数量,后三者体现自然资本的质量。本文涉及的土地资源是指自留地和自留山,在法律上归农民集体所有,农民个人只享有使用权,国家、政府和个人依法享有管理权;森林资源是指农户在房前屋后、自留地、自留山种植的林木,在法律上归个人所有,农民依法享有使用权和管理权。

物质资本是指生产生活中农户所需的基础设施和物质资产,主要包括房屋、牲畜、交通运输设备等(赵文娟等,2016)。本研究选取了房屋建成面积、房屋建筑年限、户均牲畜养殖数量、户均物质资产数量和基础设施满意程度5个指标衡量。其中,基础设施满意程度是通过农户对购买农用产品、医疗卫生条件、交通设施以及儿童受教育条件的满意度进行评价,分别给予0.25的权重(杨云彦和赵锋,2009)。

金融资本是指生产生活中农户收支和借贷情况(刘春芳等,2017)。本研究选取户均年现金收入、是否借贷、办理贷款方便程度以及是否有政府补贴4个指标来测算。

社会资本是指生产生活中农户可用于获得福利的人际关系。本研究选取是否参加农村合作社、是否有亲戚在政府任职、家里是否有村民委员会成员、每年人情往来费和每月通讯费用5个指标进行衡量。

2.3.2 农户生计资本的评价

本研究采用熵权法确定各项指标的权重。首先,由于各项指标具有不同的量纲和数量级,采用极差标准化公式对26个评价指标进行数据处理,把指标的绝对值转化为相对值,解决各项指标的同质化问题:

$$Z_{ij} = \frac{x_{ij} - \min x_j}{\max x_j - \min x_j} \quad (1)$$

式中, Z_{ij} 为标准化后的值, x_{ij} 为第*i*个样本的第*j*项指标的数值, $\min x_j$ 为第*j*项指标的最小值, $\max x_j$ 为第*j*项指标的最大值。考虑到有些数值为零,为消除计算过程中会出现的负值,本研究将 Z_{ij} 坐标平移(何仁伟等,2014),令:

表1 钱江源国家公园体制试点区农户生计资本指标体系及权重

Table 1 Indicator system and weights of farmer households' livelihood assets in Qianjiangyuan National Park pilot

资本类型 Asset type	生计资本测量指标 Indicator	指标解释与赋值 Interpretation and assignment	指标权重 Weight
人力资本 Human asset	户主受教育水平 Head of household education level	文盲 Illiteracy (0), 小学 Primary (1), 初中 Middle (2), 高中/中专 Senior/ Secondary (3), 大学/大专 College/Junior (4)	0.069
	户主健康水平 Head of household health level	健康 Healthy (3), 一般 General (2), 疾病 Illness (1)	0.132
	家庭人均教育 Family per capita education	户内成员受教育水平平均值 Average education level of members	0.054
	劳动力比 Labor ratio	劳动力人数占家庭总人口数的比例 Ratio of the number of labors in the household	0.1
	是否有手艺技术 Craft technology	没有 No (0), 有 Yes (1)	0.344
	是否参加过农业培训 Agricultural training	没有 No (0), 有 Yes (1)	0.301
自然资本 Natural asset	耕地面积(亩) Cultivated area (mu)	实际可耕种的耕地面积 Actual arable land area	0.056
	园地面积(亩) Garden area (mu)	包括果园和茶园 Orchards and tea plantations	0.062
	林地面积(亩) Forest area (mu)	农户占有林地 Own forestland	0.074
	耕地质量 Cultivated land quality	很差 Worse (0), 差 Poor (0.25), 一般 General (0.5), 好 Good (0.75), 很好 Well (1)	0.166
	园地质量 Garden quality	很差 Worse (0), 差 Poor (0.25), 一般 General (0.5), 好 Good (0.75), 很好 Well (1)	0.287
	林地质量 Forest quality	很差 Worse (0), 差 Poor (0.25), 一般 General (0.5), 好 Good (0.75), 很好 Well (1)	0.355
物质资本 Physical asset	房屋建成面积 Housing built up area (m ²)	< 50 (1), 50–100 (2), 100–200 (3), > 200 (4)	0.186
	房屋建筑年限 House construction period (year)	< 5 (1), 5–10 (0.8), 10–20 (0.6), 20–30 (0.4), 30–50 (0.2), > 50 (0)	0.554
	户均牲畜养殖数量 Livestock per household	每户拥有的鸡、鸭、鹅、猪、牛、羊等数量 Number of chickens, ducks, geese, pigs, cows, sheep, etc. in each household	0.118
	户均物质资产数量 Material assets per household	每户拥有的小汽车、摩托车、电脑、电冰箱、洗衣机、空调等数量 The number of cars, motorcycles, computers, refrigerators, washing machines and air conditioners in each household	0.057
	基础设施满意程度 Infrastructure satisfaction	很差 Worse (0), 差 Poor (0.25), 一般 General (0.5), 好 Good (0.75), 很好 Well (1)	0.085
金融资本 Financial asset	户均年现金收入 Annual household income (yuan)	每年现金均收入 Annual cash income	0.034
	是否借贷 Loan asset	无 No (0), 有 Yes (1)	0.396
	办理贷款方便程度 Convenience of loan	方便 Convenient (1), 一般 General (0.5), 不方便 Inconvenient (0)	0.291
	是否有政府补贴 Government subsidies	有 Yes (1), 无 No (0)	0.279
社会资本 Social asset	是否参加农村合作社 Rural cooperatives	否 No (0), 是 Yes (1)	0.226
	是否有亲戚在政府任职 Relatives serve in the government	否 No (0), 是 Yes (1)	0.24
	家里是否有村民委员会成员 Village committee members per household	否 No (0), 是 Yes (1)	0.308
	每年人情往来费 Annual exchange fee (yuan)	< 2,000 (0), 2,000–5,000 (0.25), 5,000–10,000 (0.5), 10,000–20,000 (0.75), > 20,000 (1)	0.126
	每月通讯费用 Monthly communication fee (yuan)	< 30 (0), 30–60 (0.25), 60–100 (0.5), 100–150 (0.75), > 150 (1)	0.1

$$x'_{ij} = Z_{ij} + 5 \quad (2)$$

其次, 计算第j项指标下第i个样本值所占该指标总值的比例 P_{ij} , 进而计算第j项指标的熵值 e_j :

$$P_{ij} = \frac{x'_{ij}}{\sum_{i=j}^n x'_{ij}} \quad (3)$$

$$e_j = -k \sum_{i=1}^n P_{ij} \ln(P_{ij}) \quad (4)$$

式中, $k = 1/\ln(n) > 0$, 满足 $e_j \geq 0$; n 为样本量。

然后, 计算第 i 个样本第 j 项指标的信息熵冗余度 d_j :

$$d_j = 1 - e_j \quad (5)$$

最后, 计算第 i 个样本第 j 项指标的权重 w_j :

$$w_j = \frac{d_j}{\sum_{i=1}^m d_j} \quad (6)$$

式中, m 为评价指标。

利用各指标标准化值 P_{ij} 和各指标的权重值 w_j 构成加权平均综合数学模型, 分别计算农户的5项生计资本 LC , 计算公式如下:

$$LC = \sum_{i=1}^m w_j P_{ij} \quad (7)$$

2.3.3 农户生计资本聚类分析

聚类分析能够从样本数据出发, 观察每一簇数据的特征, 客观进行分类。K-means均值聚类法具有简单、高效、客观的特点, 使用较为普遍。因此, 本研究利用SPSS的K-means均值聚类法对钱江源国家公园220个农户和19个行政村的资本总量(A_T)及各项生计资本进行等级分类, 分为较高、中等、较低三类。资本总量“较高”的为高资产户, 资本总量“中等”的为中资产户, 资本总量“较低”的为低资产户。生计资本等级“较低”即为资本缺乏。根据生计资本类型可分为人力资本缺乏型、自然资本缺乏型、物质资本缺乏型、金融资本缺乏型和社会资本缺乏型, 将两种及两种以上生计资本缺乏的行政村定义为多种资本缺乏型, 将5种生计资本都缺乏的行政村定义为极度缺乏型, 将无任何一种生计资本缺乏的行政村定义为资本搭配合理型。

2.3.4 空间自相关分析

空间自相关分析可以揭示不同样本同一变量的空间分布结构, 检验与邻近地区是否具有相关性(毕硕本等, 2018)。空间自相关分析分为两个部分, 即全局空间自相关和局部空间自相关: 全局空间自相关常用Moran's I全局关联指数表征, 分析空间关联度和差异程度; 局部空间自相关常用统计量Local Moran's I局部关联度指数表示, 用于分析不同空间位置的空间自相关关系(何仁伟等, 2014)。

本文通过ArcGIS 10.3软件的全局自相关模型, 对钱江源国家公园农户五大生计资本及其总量的全局空间自相关指数进行计算。 $I > 0$, 说明相邻地区属性相似, 空间分布呈现高高型或低低型, 呈正相关性; $I < 0$, 说明相邻地区属性差异大, 呈现出高低型或低高型, 呈负相关性; I 值趋近于0, 说明不具有相关性。并对 I 值进行显著性检验, 在1%的显著水平下, $Z(I)$ 的绝对值大于1.96, 表明空间相关性显著; $Z(I)$ 处于-1.96至1.96之间, 表明空间自相关性不显著(王小艳等, 2015)

2.3.5 不同功能区生计资本分析

充分考虑保护区的生态环境, 对其进行功能分区, 可合理有效利用自然资源, 有利于可持续发展(张爱平等, 2015)。基于高程、土地利用类型、重点保护资源密度、居民点和道路分布等数据, 钱江源国家公园分为核心保护区、生态保育区、游憩展示区和传统利用区4个功能区(图1), 核心保护区不得建设任何生态措施, 不得开展旅游和生产经营活动; 生态保育区可适当开展沿生态小道小规模的专业生态旅游活动; 游憩展示区具有观光游憩、科普教育、社区引导等功能; 传统利用区可开展社区生产、生活及多种传统经营活动(虞虎等, 2017; 周睿等, 2017)。根据样本所属的功能区, 对不同功能区农户生计资本进行分析与评价。本研究样本不涉及核心保护区。

3 结果

3.1 农户生计资本评价

通过公式(7)计算钱江源国家公园220个农户和不同农户类型的五大生计资本分值(LC)和资本总量(A_T)。钱江源国家公园农户生计资本平均水平为2.208, 其中, 人力资本(0.615) > 社会资本(0.466) > 物质资本(0.417) > 自然资本(0.379) > 金融资本(0.331), 表明人力资本是基础。利用SPSS的K-means聚类分析法对农户生计资本总量进行分类, 分成3个等级, $A_T < 1.958$ 为低资产户, $1.958 \leq A_T \leq 2.589$ 为中资产户, $A_T > 2.589$ 为高资产户。如表2所示, 不同农户类型的生计资本等级划分有明显差异, 纯农户以中、低资产户为主, 其中低资产户比例达45%; 兼业户的高、中、低资产户所占比例较为均匀, 中资产户所占比例相对较大; 非农户的高、中资产户所占比例较大, 其中高资产户比例达32.7%。

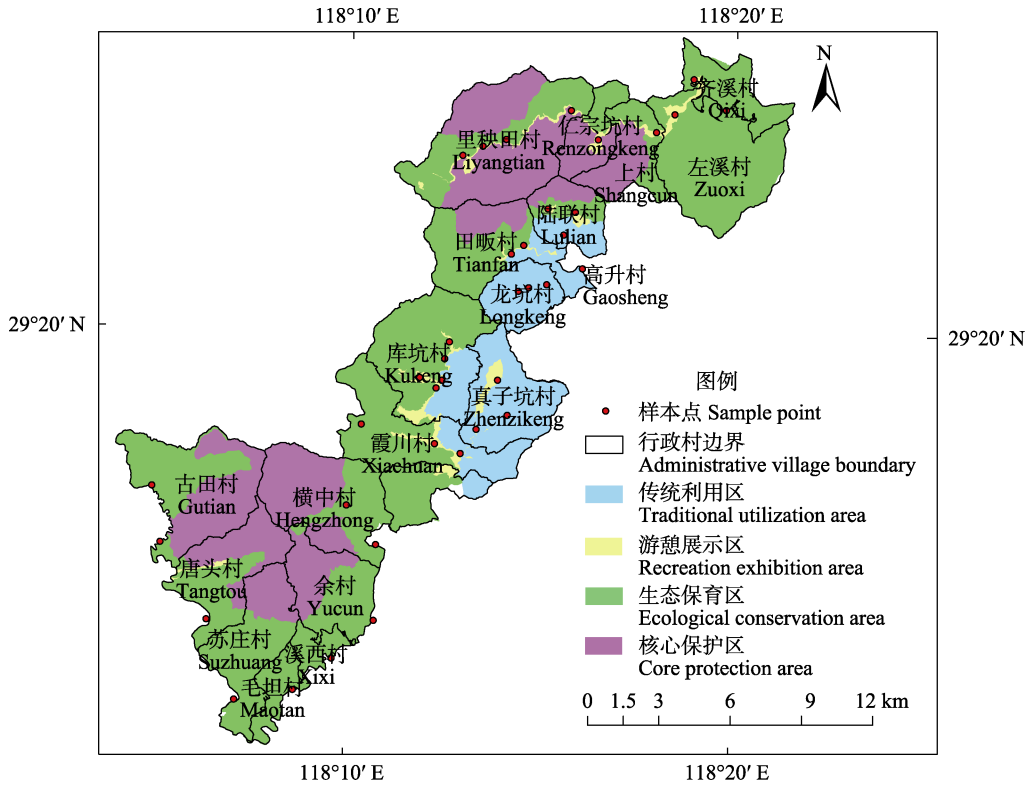


图1 钱江源国家公园体制试点区功能分区图

Fig. 1 Functional zonings of the Qianjiangyuan National Park pilot

表2 不同农户类型生计资本等级划分

Table 2 Classifications of livelihood assets of different types of farmer households

农户类型 Household type	资本总量 Total assets	高资产户户数 No. of high-capital household (%)	中资产户户数 No. of middle-capital household (%)	低资产户户数 No. of low-capital household (%)	总户数 Total households
纯农户 Pure farmer	2.085	6 (15)	16 (40)	18 (45)	40
兼业户 Concurrent household	2.177	32 (25)	53 (41.4)	43 (33.6)	128
非农户 Non-agricultural household	2.374	17 (32.7)	23 (44.2)	12 (23.1)	52

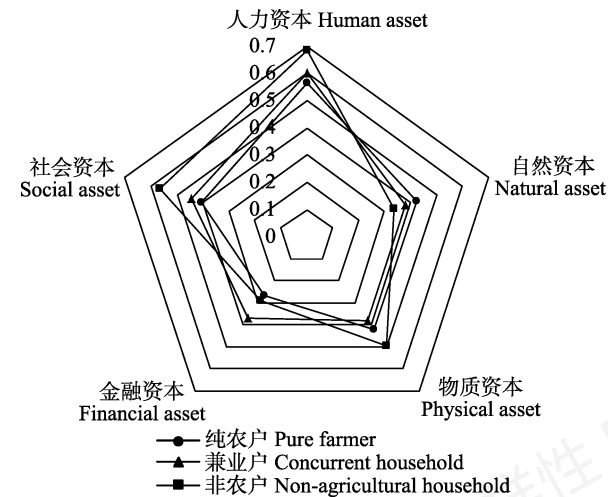


图2 不同农户类型生计资本分布

Fig. 2 Distribution of livelihood assets for different types of farmer households

不同农户类型的生计资本存在明显差异。非农户生计资本总量最高，为2.374，兼业户次之，为2.177，纯农户最低，为2.085(表2)。从人力资本和社会资本的分值看，非农户 > 兼业户 > 纯农户，与农户文化程度、是否具备手艺以及社会关系密切相关；而从自然资本的分值看，纯农户 > 兼业户 > 非农户，与农户拥有的耕地、园地和林地面积直接相关；物质资本呈现出非农户 > 纯农户 > 兼业户的趋势，由于非农户以个体经营(农家乐)与工资收入为主，物质资产如电脑、冰箱、空调等的数量较多，房屋面积较大且建成年限较短，而纯农户则是农用设备相对偏多(图2)。

从不同功能分区来看，生态保育区、游憩展示区和传统利用区农户类型以兼业户为主，所占比例

均在48.0%以上。其中，生态保育区非农户所占比例为25.2%，纯农户所占比例最低，仅10.8%；游憩展示区和传统利用区非农户所占比例均较低。对不同功能区农户生计资本进行等级划分，结果表明生态保育区以中、低资产户为主，所占比例高达82.8%，高资产户所占比例仅17.2%；游憩展示区资产等级分布较平衡，低、中和高资产户所占比例分别为37.2%、34.1%和28.7%；传统利用区中资产户较多，所占比例为57.4%，低资产户偏少，所占比例为18.5%。

3.2 农户生计资本空间特征分析

3.2.1 整体特征

利用SPSS的K-means聚类分析法对各行政村农户生计资本进行等级划分，划分标准和结果如图3所示，各行政村农户生计资本类型见表3，本研究中没有出现5种资本同时缺乏的村落。

从各行政村生计资本总量及其等级划分结果来看，横中、里秧田和真子坑村生计资本总量排名前三，拥有较高资产；上村、陆联、田畈、齐溪、龙坑和毛坦村资本总量适中，主要位于何田乡；库坑、左溪、古田、仁宗坑、苏庄、溪西、余村、唐头、霞川和高升村资本总量排名靠后，资产较低，半数位于苏庄镇(表4和图3)；在空间上整体呈现出从西南向东北递增的分布特征。

各行政村农户生计资本的等级划分结果表明：库坑、左溪、仁宗坑、苏庄、溪西、余村、唐头、霞川和高升村属于多种资本缺乏型，主要位于苏庄镇，占44.4%；陆联、龙坑、田畈、齐溪、真子坑和毛坦村属于资本搭配合理型，主要位于何田乡，比例达50%；横中、里秧田、上村和古田村均缺乏1种资本(表3)。总体来说，何田乡生计资本搭配较为合理，齐溪镇、长虹乡和苏庄镇生计资本搭配不均衡。

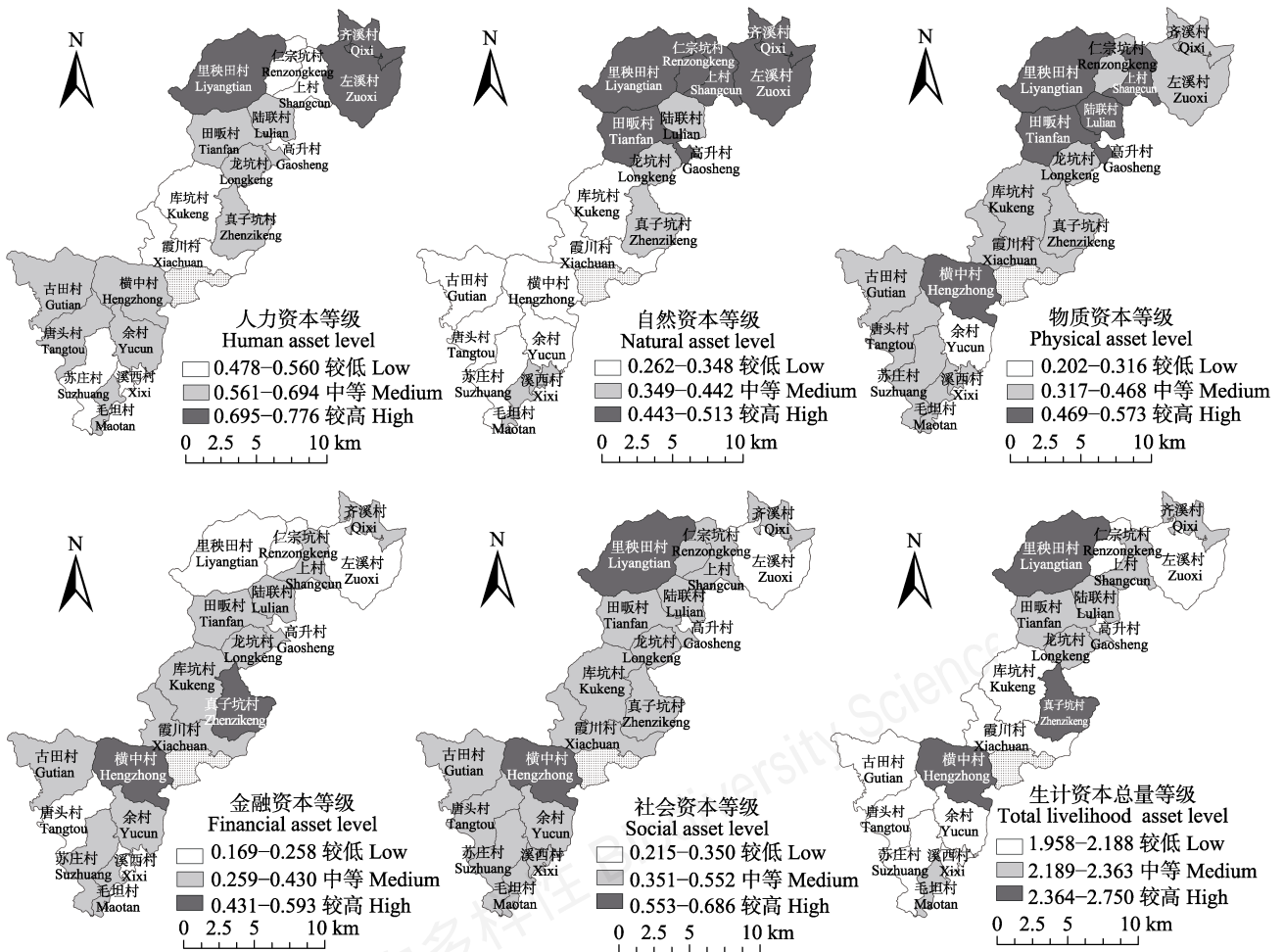


图3 钱江源国家公园体制试点区农户生计资本评估图
Fig. 3 Evaluation of households' livelihood assets in Qianjiangyuan National Park pilot

表3 各行政村农户生计资本类型

Table 3 Classifications of households' livelihood assets of each administrative village

资本类型 Asset type	行政村 Administrative village
人力资本缺乏型 Lack of human asset	高升村, 仁宗坑村, 库坑村, 苏庄村, 上村, 溪西村, 霞川村 Gaosheng, Renzongkeng, Kukeng, Suzhuang, Shangcun, Xixi, Xiachuan
自然资本缺乏型 Lack of natural asset	古田村, 霞川村, 唐头村, 苏庄村, 余村, 横中村, 库坑村 Gutian, Xiachuan, Tangtou, Suzhuang, Yucun, Hengzhong, Kukeng
物质资本缺乏型 Lack of physical asset	余村 Yucun
金融资本缺乏型 Lack of financial asset	唐头村, 溪西村, 里秧田村, 仁宗坑村, 高升村, 左溪村 Tangtou, Xixi, Liyangtian, Renzongkeng, Gaosheng, Zuoxi
社会资本缺乏型 Lack of social asset	左溪村 Zuoxi
多种资本缺乏型 Multiple assets shortage	高升村, 仁宗坑村, 库坑村, 苏庄村, 溪西村, 霞川村, 唐头村, 余村, 左溪村 Gaosheng, Renzongkeng, Kukeng, Suzhuang, Xixi, Xiachuan, Tangtou, Yucun, Zuoxi
资本搭配合理型 Reasonable asset allocation	齐溪村, 陆联村, 龙坑村, 田畈村, 真子坑村, 毛坦村 Qixi, Lulian, Longkeng, Tianfan, Zhenzikeng, Maotan

表4 各行政村农户生计资本排序

Table 4 Levels of households' livelihood asset of each administrative village

行政村 Administrative village	所属乡镇 Township	人力资本 Human asset	自然资本 Natural asset	物质资本 Physical asset	金融资本 Financial asset	社会资本 Social asset	资本总量 Total assets	排名 Rank
横中 Hengzhong	苏庄镇 Suzhuang	0.651	0.340	0.521	0.552	0.686	2.750	1
里秧田 Liyangtian	齐溪镇 Qixi	0.694	0.513	0.530	0.224	0.630	2.590	2
真子坑 Zhenzikeng	长虹乡 Changhong	0.648	0.398	0.398	0.593	0.467	2.503	3
上村 Shangcun	齐溪镇 Qixi	0.541	0.460	0.573	0.306	0.484	2.363	4
陆联 Lulian	何田乡 Hetian	0.646	0.442	0.508	0.326	0.419	2.341	5
田畈 Tianfan	何田乡 Hetian	0.632	0.468	0.488	0.328	0.421	2.337	6
齐溪 Qixi	齐溪镇 Qixi	0.776	0.512	0.412	0.277	0.351	2.329	7
龙坑 Longkeng	何田乡 Hetian	0.589	0.428	0.393	0.343	0.552	2.305	8
毛坦 Maotan	苏庄镇 Suzhuang	0.693	0.414	0.385	0.344	0.451	2.287	9
库坑 Kukeng	长虹乡 Changhong	0.526	0.348	0.468	0.371	0.476	2.188	10
左溪 Zuoxi	齐溪镇 Qixi	0.749	0.483	0.446	0.258	0.215	2.151	11
古田 Gutian	苏庄镇 Suzhuang	0.611	0.262	0.455	0.292	0.445	2.065	12
仁宗坑 Renzongkeng	齐溪镇 Qixi	0.494	0.480	0.404	0.225	0.456	2.059	13
苏庄 Suzhuang	苏庄镇 Suzhuang	0.530	0.300	0.416	0.312	0.489	2.047	14
溪西 Xixi	苏庄镇 Suzhuang	0.543	0.430	0.454	0.171	0.423	2.020	15
余村 Yucun	苏庄镇 Suzhuang	0.689	0.315	0.202	0.304	0.485	1.995	16
唐头 Tangtou	苏庄镇 Suzhuang	0.637	0.296	0.431	0.169	0.461	1.994	17
霞川 Xiachuan	长虹乡 Changhong	0.560	0.273	0.317	0.430	0.387	1.967	18
高升 Gaosheng	何田乡 Hetian	0.478	0.380	0.435	0.257	0.408	1.958	19

3.2.2 不同功能区特征

从生计资本总量来看, 不同功能分区呈现生态保育区(2.175) < 游憩展示区(2.271) < 传统利用区(2.277); 游憩展示区的自然资本最高(0.438), 传统利用区次之(0.412), 生态保育区最低(0.349)(图4), 这主要是因为生态保育区政府管理严格, 属于农户的自留山和自留地较少。

从资本类型来看, 游憩展示区的自然资本和物质资本较高, 社会资本相对缺乏; 传统利用区金融资本较高, 人力资本相对缺乏; 生态保育区人力资本和社会资本较高, 自然资本、物质资本和金融资

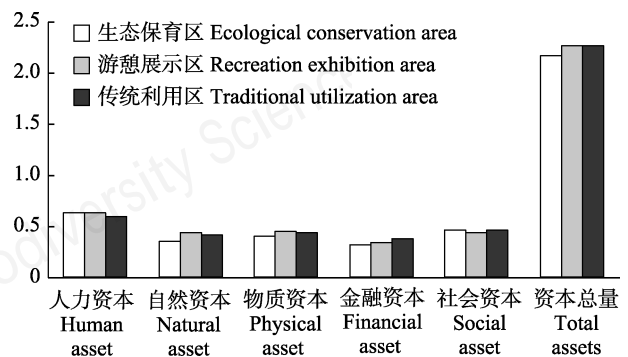


图4 不同功能分区农户生计资本分布

Fig. 4 Distribution of farmer households' livelihood assets in different functional zonings

表5 农户生计资本的空间自相关系数

Table 5 Spatial intercorrelation of households' livelihood assets

生计资本 Livelihood asset	Moran's I指数 Moran's I index	标准化Z(I)(显著性 = 0.01) Sandardization
人力资本 Human asset	-0.012	0.193
自然资本 Natural asset	0.480	2.431
物质资本 Physical asset	-0.227	-0.859
金融资本 Financial asset	~0	0.268
社会资本 Social asset	0.053	0.542
资本总量 Total assets	-0.207	-0.707

本相对缺乏,属多种资本缺乏型(图4)。游憩展示区和传统利用区各项生计资本相对均衡且有较大提升空间,而生态保育区应在管控范围内充分利用优势改善农户生计资本。

3.2.3 集聚特征

钱江源国家公园农户五大生计资本及其总量的全局空间自相关指数如表5所示,自然资本具有显著的空间正相关性,人力资本、物质资本、金融资本、社会资本和资本总量空间相关性不显著,表明钱江源国家公园内各行政村的自然资本在空间上有一定的规律性,即自然资本为苏庄镇 < 长虹乡 < 何田乡 < 齐溪镇,而其余四大资本以及资本总量在空间上随机分布。本文的自然资本主要包括农户拥有耕地、园地、林地的数量与质量,与钱江源国家公园的地形地貌、植被类型、气候等因素密切相关,且与地理资源条件空间位置具有较强的耦合性,而影响人力、物质、金融和社会资本的因素较多且复杂,在空间上相关性不明显。

4 结论与建议

4.1 结论

钱江源国家公园体制试点区受地形、交通、生态环境保护 and 经济发展等因素的制约,大部分农户以外出打工为生,随着2015年国家公园体制试点区工作的开展,农户生计问题备受关注。本研究基于参与式农村评估法(PRA)、问卷调查、观察法和半结构性访谈等方法对钱江源国家公园农户生计资本进行调查,对其生计资本特征和空间分布进行分析,得出以下结论:

(1)不同农户类型的生计资本均值存在差异。非农户的生计资本均值最高,为2.374,兼业户次之,为2.177,纯农户最低,为2.085。根据五大生计资本分布的情况,非农户的人力资本、社会资本和物质

资本要远远高于兼业户和纯农户,主要是因为非农户以工资收入和个体经营(农家乐为主)的群体为主,其受教育程度水平高、社会网络广、房屋面积大以及物质资产多。

(2)生计资本等级与生计方式密切相关。钱江源国家公园不同农户类型资本等级差异显著。纯农户的中、低资产户占比较大,兼业户的中资产户占比相对较大,非农户的高、中资产户所占比例较大。高资产户中非农户的占比最大(32.7%),纯农户的占比最小(15%);低资产户中纯农户的占比最大(45%),非农户的占比最小(23.1%)。由此可见,农户生计方式转型和多元化有利于提高生计资本,改善生活水平。

(3)各行政村农户生计资本总量在空间上呈现由西南向东北递增的趋势;多种资本缺乏型的行政村主要位于苏庄镇,资本搭配合理型的行政村一半位于何田乡。这与各行政村产业发展、资源丰富度与控制程度相关。

(4)不同功能区生计资本差异显著。农户生计资本分布符合其功能定位和管理强度,呈现出传统利用区最高,游憩展示区次之,生态保育区最低的规律,且生态保育区属多种资本缺乏型。生态保育区以中低资产户为主,所占比例高达82.8%;游憩展示区资产等级分布较平衡;传统利用区中资产户(57.4%)较多,低资产户(18.5%)偏少。游憩展示区和传统利用区各项生计资本相对均衡且有较大提升空间,而生态保育区应在管控范围内充分利用优势改善农户生计资本。

(5)钱江源国家公园农户的自然资本呈现显著空间自正相关性,人力资本、物质资本、金融资本、社会资本和资本总量空间分布相关性不显著。自然资本与钱江源国家公园的地理资源的空间分布具有较强的耦合性,影响因素变化幅度较小,而其余

资本空间分布的影响因素多且复杂, 规律性不明显。

4.2 建议

根据上述实证分析结论, 为改善钱江源国家公园农户生计状况, 提出以下建议:

(1)改善生计方式有助于提高农户生计资本。近年来, 随着钱江源国家森林公园和古田山国家级自然保护区加大旅游利用, 钱江源国家公园逐渐兴起了山林生态休闲旅游业, 小部分农户向个体经营转型, 收入得到改善。国内已有大量研究表明农户生计资本与生计策略紧密相关(道日娜, 2014; 徐定德等, 2016; 乔焜强等, 2017)。因此, 为改善和提高钱江源国家公园农户整体资本水平, 应利用国家公园优势, 合理发展生态旅游业, 促进产业结构调整与升级; 人力资本为生计资本的基础, 应大力提升钱江源国家公园的师资力量和教育条件, 开展各种技能培训, 从根本上提高农户人力资本; 政府应提供非农户个体经营的政策支持和补贴, 多开展经营培训活动和地方特色文化传统讲座, 增加农户相关知识, 提高农户服务质量; 钱江源国家公园以兼业户为主, 即农户以外出打工为生, 劳动力流失严重, 政府应开展特色农业、民俗旅游、餐饮服务 etc 实用技能培训, 制定吸引青年人的优惠政策, 缓减劳动力外流; 纯农户应采取保护优质土地、改善农田水利设备及提高土壤质地, 并在保证自足的情况下考虑种植具有高经济价值的作物, 调整农业种植结构, 提高农户收入。

(2)受功能定位的影响, 合理配置和优化功能区基础设施等有利于改善农户生计资本。根据生计资本分析结果对不同功能区提出相应解决措施。①生态保育区自然、物质和金融资本缺乏, 农户以中低资产户为主, 生计资本较低。考虑到生态保育区以保护环境为主, 不适宜发展旅游等活动, 因此, 可通过免费提供生态保育区农户继续教育的机会, 培训并提高生活和工作技能, 给予到其他乡镇的就业机会, 增发农户生活津贴补助, 降低小额贷款利率, 促进农户进行小额贷款等措施改善农户生计资本, 满足生活生产需要。②游憩展示区应重点提高农户的社会资本。积极培育基于纯农户、兼业户和非农户的农村合作组织, 增强不同群体之间的交流与合作; 此外, 古田山国家级自然保护区拥有丰富的生物多样性, 可进行科普教育基地建设, 宣扬

“生物多样性和生态系统保护”理念, 增加社区之间的合作与发展, 扩大农户生计资本的社会来源。③传统利用区亟需改善农户的人力资本。应提高当地师资力量与教育条件, 降低教育成本, 提高农户教育水平; 改善医疗服务水平, 提供非社保农户医疗保障, 提高农户健康水平; 有效利用社区旅游开发资源, 开展打造精品社区和特色旅游项目的知识、案例与技术培训活动, 培训农户农产品销售、农副产品加工和当地特色的手工艺等技能, 从多种途径解决农户人力资本问题。同时, 也应加强本文未涉及的核心保护区内需搬迁居民的技能培训和就业扶持。

本研究通过对钱江源国家公园农户生计资本的评价及空间分布特征的分析, 可为农户可持续生计研究提供科学依据, 有助于国家公园体制建设的后续工作。本研究未对影响生计资本空间分布的因素进行深入分析, 需在下一步研究中探讨。

参考文献

- An XS, Chen YY, Ling RP (2014) Analysis of sustainable non-agricultural livelihoods of urbanized farmers based on structural equation model: A case study of Shuozhou City in north western Shanxi Province. *Geographical Research*, 33, 2021–2033. (in Chinese with English abstract) [安祥生, 陈园园, 凌日平 (2014) 基于结构方程模型的城镇化农民可持续非农生计分析——以晋西北朔州市为例. *地理研究*, 33, 2021–2033.]
- Bi SB, Wan L, Shen X, Chen CC, Gong YC (2018) The spatial autocorrelation analysis for spatial distribution of prehistoric settlements in Zhengzhou-Luoyang area. *Science of Surveying and Mapping*, 43(5), 87–94. (in Chinese with English abstract) [毕硕本, 万蕾, 沈香, 陈昌春, 贡毓成 (2018) 郑洛地区史前聚落分布特征的空间自相关分析. *测绘科学*, 43(5), 87–94.]
- Chambers R, Conway GR (1992) Sustainable rural livelihoods: Practical concepts for the 21st century. *IDS Discussion Paper 296*, Institute of Development Studies, Brighton, England.
- Chen YH, Huang D, Yan SQ (2014) Discussions on public welfare, state dominance and scientificity of national park. *Scientia Geographica Sinica*, 34, 257–264. (in Chinese with English abstract) [陈耀华, 黄丹, 颜思琦 (2014) 论国家公园的公益性、国家主导性和科学性. *地理科学*, 34, 257–264.]
- Dao RN (2014) Relationship between livelihood assets and livelihood strategies of rural households of farming-pastoral area: A case study on four counties in the eastern Inner Mongolia. *China Population Resources and Environment*,

- 24, 274–278. (in Chinese with English abstract) [道日娜 (2014) 农牧交错区域农户生计资本与生计策略关系研究——以内蒙古东部四个旗为例. *中国人口·资源与环境*, 24, 274–278.]
- Guo XL, Zhou LH, Chen Y, Yang GJ, Zhao MM, Wang R (2017) Impact of farmers' livelihood capital on livelihood strategy in a typical desertification area in the Inner Mongolia Autonomous Region. *Acta Ecologica Sinica*, 37, 6963–6972. (in Chinese with English abstract) [郭秀丽, 周立华, 陈勇, 杨国靖, 赵敏敏, 王睿 (2017) 典型沙漠化地区农户生计资本对生计策略的影响——以内蒙古自治区杭锦旗为例. *生态学报*, 37, 6963–6972.]
- He RW, Liu SQ, Liu YW, Li LN, Liang L, Li TT (2014) Evaluation and spatial distribution of farmer's livelihood capital in representative mountain areas: A case of Liangshan Yi Autonomous Prefecture of Sichuan, China. *Mountain Research*, 32, 641–651. (in Chinese with English abstract) [何仁伟, 刘邵权, 刘运伟, 李立娜, 梁岚, 李婷婷 (2014) 典型山区农户生计资本评价及其空间格局——以四川省凉山彝族自治州为例. *山地学报*, 32, 641–651.]
- Li CZ, Xu JC, Kong XB (2012) Farm household livelihood diversity and land use in suburban areas of the metropolis: The case study of Daxing District, Beijing. *Geographical Research*, 31, 1039–1049. (in Chinese with English abstract) [李翠珍, 徐建春, 孔祥斌 (2012) 大都市郊区农户生计多样化及对土地利用的影响——以北京市大兴区为例. *地理研究*, 31, 1039–1049.]
- Li GD, Qiu DC, Wang LP, Wang P, Luo DQ (2012) Impacts of difference among livelihood assets on the choice of economic compensation pattern for farmer households farmland protection in Chongqing City. *Acta Geographica Sinica*, 67, 504–515. (in Chinese with English abstract) [李广东, 邱道持, 王利平, 王平, 骆东奇 (2012) 生计资产差异对农户耕地保护补偿模式选择的影响——渝西方山丘陵不同地带样点村的实证分析. *地理学报*, 67, 504–515.]
- Liu CF, Liu YY, Wang C (2017) Spatial characteristics of livelihood assets of poor farmers and its influential factors in Loess Hilly Region: A case study of Yuzhong County, Gansu Province. *Economic Geography*, 37, 153–162. (in Chinese with English abstract) [刘春芳, 刘宥延, 王川 (2017) 黄土丘陵区贫困农户生计资本空间特征及影响因素——以甘肃省榆中县为例. *经济地理*, 37, 153–162.]
- Liu ZF, Chen QR, Xie HL (2018) Influence of the farmer's livelihood assets on livelihood strategies in the western mountainous area, China. *Sustainability*, 10, 875.
- Ma ZX, Ding SJ (2013) Farmer household type classification method based on peasant household theory and its application. *Chinese Rural Economy*, (4), 28–38. (in Chinese) [马志雄, 丁士军 (2013) 基于农户理论的农户类型划分方法及其应用. *中国农村经济*, (4), 28–38.]
- Peng HS, Zhang JH, Lu L, Han Y, Cao JJ (2016) Some thoughts upon establishment of China's national park system. *Journal of Anhui Normal University (Natural Science)*, 39, 575–579. (in Chinese with English abstract) [彭红松, 章锦河, 陆林, 韩娅, 曹晶晶 (2016) 中国国家公园体制建立的若干思考. *安徽师范大学学报(自然科学版)*, 39, 575–579.]
- Qiao HQ, Cheng WS, Cen GZ, Liu XL (2017) Comparison of different types of farmers livelihood assets in Heihe-Shiyang River Basin. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 31, 32–37. (in Chinese with English abstract) [乔蕻强, 程文仕, 岑国璋, 刘学录 (2017) 黑河-石羊河流域不同生计类型的农户生计资产研究. *干旱区资源与环境*, 31, 32–37.]
- Roberts MG, Yang GA (2003) The international progress of sustainable development research: A comparison of vulnerability analysis and the sustainable livelihoods approach. *Progress in Geography*, 22, 11–21. (in Chinese with English abstract) [Roberts MG, 杨国安 (2003) 可持续发展研究方法国际进展——脆弱性分析方法与可持续生计方法比较. *地理科学进展*, 22, 11–21.]
- Siqin CKT, Fang YG, Wang H, Xu K (2017) Household-livelihood assets and strategies in farming-pastoral area: The case of Shuangyushu Gaqa, Inner Mongolia. *Scientia Geographica Sinica*, 37, 1095–1103. (in Chinese with English abstract) [斯琴朝克图, 房艳刚, 王晗, 徐凯 (2017) 内蒙古半农半牧区农户生计资产与生计方式研究——以科右中旗双榆树嘎查为例. *地理科学*, 37, 1095–1103.]
- Tang Q (2015) Research progress and future key trends of sustainable livelihoods. *Advances in Earth Science*, 30, 823–833. (in Chinese with English abstract) [汤青 (2015) 可持续生计的研究现状及未来重点趋向. *地球科学进展*, 30, 823–833.]
- Wang CC, Zhang YQ, Yang YS, Yang QC, John K, Xu YC, Xu LL (2016) Assessment of sustainable livelihoods of different farmers in hilly red soil erosion areas of southern China. *Ecological Indicators*, 64, 123–131.
- Wang XY, Feng YH, Li Y, Wu B, Chen S, Li XL, Wang X, Mo YH, Song B (2015) Spatial variability of soil physiochemical properties and their autocorrelations at village-region in karst mountainous area, Guizhou Province. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 2926–2936. (in Chinese with English abstract) [王小艳, 冯跃华, 李云, 武彪, 陈山, 李香玲, 王旭, 莫银化, 宋碧 (2015) 黔中喀斯特山区村域稻田土壤理化特性的空间变异特征及空间自相关性. *生态学报*, 35, 2926–2936.]
- Wu KS, Yang XJ, Yin S (2016) Farmers' livelihood choice and sustainability under the influence of environmental change: A case study of Minqin Oasis Community in Gansu Province. *Economic Geography*, 36, 141–149. (in Chinese with English abstract) [吴孔森, 杨新军, 尹莎 (2016) 环境变化影响下农户生计选择与可持续性研究——以民勤绿洲社区为例. *经济地理*, 36, 141–149.]
- Xu DD, Xie FT, Liu SQ, Wang XX (2016) Research on the structural features and differences of farmers' livelihood capital under different livelihood strategies in the mountainous

- and upland areas of Sichuan Province, China. *Journal of Southwest University (Natural Science Edition)*, 38, 125–131. (in Chinese with English abstract) [徐定德, 谢芳婷, 刘邵权, 王旭熙 (2016) 四川省山丘区不同生计策略类型农户生计资本结构特征及差异研究. 西南大学学报(自然科学版), 38, 125–131.]
- Yang R (2017) Conservation first, national representative, and commonwealth: The three concepts of China's National Park System Construction. *Biodiversity Science*, 25, 1040–1041. (in Chinese) [杨锐 (2017) 生态保护第一、国家代表性、全民公益性——中国国家公园体制建设的三大理念. 生物多样性, 25, 1040–1041.]
- Yang YY, Zhao F (2009) A survey of farmers' livelihood capital in the framework of the sustainable livelihood approach: A case study of the reservoir zone of the South-to-North Water Transfer (middle line). *Issues in Agricultural Economy*, (3), 58–65. (in Chinese with English abstract) [杨云彦, 赵锋 (2009) 可持续生计分析框架下农户生计资本的调查与分析——以南水北调(中线)工程库区为例. 农业经济问题, (3), 58–65.]
- Yu H, Chen T, Zhong LS, Zhou R (2017) Functional zoning of the Qianjiangyuan National Park System Pilot Area. *Resources Science*, 39, 20–29. (in Chinese with English abstract) [虞虎, 陈田, 钟林生, 周睿 (2017) 钱江源国家公园体制试点区功能分区研究. 资源科学, 39, 20–29.]
- Zhang AP, Zhong LS, Xu Y, Zhou FJ (2015) Functional zoning of ecotourism areas in the First Meander of the Yellow River, based on suitability analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 6838–6847. (in Chinese with English abstract) [张爱平, 钟林生, 徐勇, 周凤杰 (2015) 基于适宜性分析的黄河首曲地区生态旅游功能区划研究. 生态学报, 35, 6838–6847.]
- Zhang Q, Zhao XY, Luo L, Wang YR, Xue B (2016) Assessment of the impact of climate change on vulnerability of farmer households' livelihood in an ecologically vulnerable alpine region: Taking Gannan Plateau for example. *Chinese Journal of Ecology*, 35, 781–790. (in Chinese with English abstract) [张钦, 赵雪雁, 雒丽, 王亚茹, 薛冰 (2016) 高寒生态脆弱区气候变化对农户生计的脆弱性影响评价——以甘南高原为例. 生态学杂志, 35, 781–790.]
- Zhao WJ, Yang SL, Wang X (2016) The relationship between livelihood capital and livelihood strategy based on logistic regression model in Xinping County of Yuanjiang dry-hot valley. *Resources Science*, 38, 136–143. (in Chinese with English abstract) [赵文娟, 杨世龙, 王潇 (2016) 基于Logistic回归模型的生计资本与生计策略研究——以云南新平县干热河谷傣族地区为例. 资源科学, 38, 136–143.]
- Zhou R, Zhong LS, Yu H (2017) Community perception towards Qianjiangyuan National Park System Pilot Area administrative measures. *Resources Science*, 39, 40–49. (in Chinese with English abstract) [周睿, 钟林生, 虞虎 (2017) 钱江源国家公园体制试点区管理措施的社区居民感知研究. 资源科学, 39, 40–49.]

(责任编辑: 薛达元 责任编辑: 闫文杰)



•生物编目•

钱江源国家公园体制试点区鸟类多样性与区系组成

钱海源¹ 余建平¹ 申小莉² 丁平³ 李晟^{4*}

1 (钱江源国家公园生态资源保护中心, 浙江开化 324300)

2 (中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

3 (浙江大学生命科学学院, 杭州 310058)

4 (北京大学生命科学学院, 北京 100871)

摘要: 生物多样性编目是自然保护地有效管理与政策制定的基础。本研究收集整理了钱江源国家公园体制试点区(简称钱江源国家公园)内的鸟类记录, 数据来源包括专项鸟类调查、红外相机调查、自动录音调查、公众科学活动4大类。共记录到分属17目64科的252种鸟类。其中, 国家I级重点保护鸟类2种, 为白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti*)和白鹤(*Grus leucogeranus*), 国家II级重点保护鸟类34种; 在IUCN物种红色名录和中国脊椎动物红色名录中被评估为受威胁(即极危、濒危、易危和近危)的分别有10种和34种; 共计有46种鸟类为需受重点关注的物种, 占总物种数的18.25%。记录到4种浙江省鸟类新记录, 分别为黄嘴角鸮(*Otus spilocephalus*)、方尾鹱(*Culicicapa ceylonensis*)、远东苇莺(*Acrocephalus tangorum*)和蓝短翅鸫(*Brachypteryx montana*)。钱江源国家公园内鸟类组成兼具古北界和东洋界成分, 东洋种(45.24%)占比略高于古北种(42.46%); 留鸟和迁徙性鸟类的物种数近似; 繁殖鸟类中以东洋种为主(68.79%), 冬候鸟中则以古北种占绝对优势(94.83%)。本研究结果表明, 钱江源国家公园虽然面积有限(252 km²), 但记录物种数占浙江全省的52%, 在鸟类多样性保护中有重要价值; 同时本研究的结果将为该国家公园管理以及未来的鸟类监测和研究提供基础本底。

关键词: 钱江源国家公园; 鸟类监测; 生物多样性编目; 本底调查

Diversity and composition of birds in the Qianjiangyuan National Park pilot

Haiyuan Qian¹, Jianping Yu¹, Xiaoli Shen², Ping Ding³, Sheng Li^{4*}

1 Center of Ecology and Resources, Qianjiangyuan National Park, Kaihua, Zhejiang 324300

2 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

3 College of Life Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058

4 School of Life Sciences, Peking University, Beijing 100871

Abstract: Assessments of biodiversity are the foundation to support the management and policy-making of protected areas. In order to determine the diversity and composition of avian fauna in Qianjiangyuan National Park pilot, we collected bird observations through bird field surveys, camera-trapping surveys, acoustic recordings, and citizen science observations. Based on this compilation, we produced a list of 252 species composed of 17 orders and 64 families. Observed species include 36 nationally protected species: two class-I species—Elliot's Pheasant *Syrnaticus ellioti* and Siberian Crane *Grus leucogeranus*—and 34 class-II species. In addition, 10 species are threatened globally and 34 are threatened at the state level (i.e. listed as CR, EN, VU or NT by the IUCN or China's red list of vertebrates). In total, 46 species (18.25%) are of conservation concern. Four species (Mountain Scops-owl *Otus spilocephalus*, Grey-headed Canary-flycatcher *Culicicapa ceylonensis*, White-browed Reed-warbler *Acrocephalus tangorum* and Javan Shortwing *Brachypteryx montana*) are newly recorded in Zhejiang Province. The Qianjiangyuan National Park bird community is evenly composed of species from the Oriental (45.24% of species) and Palearctic (42.46%) realms, with the remaining are widespread species (12.30%). The percentage of resident and migratory species is also roughly equivalent (46.03% and 53.57%). Of the species that breed in Qianjiangyuan National Park, 68.79% are

收稿日期: 2018-10-15; 接受日期: 2019-01-14

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: shengli@pku.edu.cn

Oriental realm species, whereas most of winter non-breeding visitors are Palaearctic realm species (94.83%). Qianjiangyuan National Park harbors a rich bird community, accounting for over half (52%) of the total number of bird species in Zhejiang Province. These results confirm the park's significant value for avian conservation, despite its small size (252 km²), and provide important baseline information for future avian research and conservation in this region.

Key words: Qianjiangyuan National Park; bird monitoring; biodiversity inventory; baseline survey

钱江源国家公园体制试点区(以下简称钱江源国家公园)位于浙江省衢州市开化县境内,西邻江西省婺源县,北接安徽省休宁县,总面积252 km²,以保护钱塘江水源地以及中亚热带低海拔常绿阔叶林自然生态系统为主要目标。钱江源国家公园内设置核心保护区、生态保育区、游憩展示区及传统利用区4个功能分区,其中核心保护区包括了古田山国家级自然保护区(以下简称古田山保护区)的核心区和缓冲区,以及钱江源国家森林公园的特级保护区和一级保护区。钱江源国家公园建立之前,该区域内的鸟类调查主要集中在古田山保护区内。20世纪80年代,丁平等(1989)开始调查古田山保护区内的鸟类资源,至1992年共记录90种(丁平等,1992),至1999年增长到104种(丁平和诸葛阳,古田山自然保护区本底调查)。2012年,斯幸峰和丁平(未发表数据)整理的古田山保护区内鸟类记录达143种。2012年后,随着红外相机技术在保护区内的应用,部分活动隐秘、传统调查方法较难发现的鸟类,如仙八色鸫(*Pitta nympha*)(斯幸峰和丁平,2014)、丘鹑(*Scolopax rusticola*)、白眉地鸫(*Geokichla sibirica*)、日本歌鸫(*Larvivora akahige*)(陈声文等,2016)等陆续被记录到,成为该区域新记录种。2014年起,申小莉等(未发表数据)开始使用全自动录音技术监测古田山保护区的森林鸟类。2010年之后,由社会公众参与的观鸟、鸟类摄影等公众科学(citizen science)活动快速发展,收集了大量鸟类分布信息。钱江源国家公园通过主办鸟类摄影比赛和图片征集的方式,汇总了历年来在园区内拍摄的鸟类照片,出版了《钱江源国家公园鸟类图鉴》一书,共收录17目63科238种(汪长林等,2017)。

本研究整理了钱江源国家公园区域内以上多个来源的鸟类记录,并简要分析了鸟类的物种和区系组成、多样性和濒危状况,拟为钱江源国家公园建设和保护管理政策的制定以及未来鸟类物种多样性保护和专项研究提供基础信息。

1 研究方法

收集了钱江源国家公园范围内基于野外观测所获得的鸟类物种记录。数据来源包括:(1)专业研究人员开展的鸟类样点、样线专项调查;(2)红外相机拍摄到的鸟类影像(有照片或视频实证记录),如斯幸峰和丁平(2014)、陈声文等(2016);(3)采用Wildlife Acoustics™ Song Meter (Wildlife Acoustics, Inc., Concord, USA)声学记录仪开展的鸟类鸣叫自动录音调查(申小莉等,未发表数据);(4)中国观鸟记录中心(www.birdreport.cn)经过审核发布的观鸟活动记录,以及摄影照片和视频(汪长林等,2017)。本名录收录的鸟种均有照片、视频或鸣叫音频的实证记录,由本文作者进行复核。

以郑光美(2017)《中国鸟类分类与分布名录(第三版)》中的分类系统和鸟类名称为依据,编制钱江源国家公园鸟类名录。关于鸟类居留类型和浙江省鸟类记录参考虞快等(1983)、朱曦和杨春江(1988)、诸葛阳(1990)、Chen等(2012)、郑光美(2017)等。

2 结果

2.1 鸟类多样性与组成

钱江源国家公园有鸟类252种,隶属于17目64科(表1,附录1),占浙江省鸟类记录(483种,Chen et al, 2012)的52%。其中,雀形目140种(55.56%),其他物种数在10种以上的目包括鸽形目(19种,7.54%)、鸻形目(13种,5.16%)、雁形目(12种,4.76%)、鹰形目(12种,4.76%)和鸱形目(11种,4.37%)。黄嘴角鸮(*Otus spilocephalus*)、方尾鹞(*Culicicapa ceylonensis*)、远东苇莺(*Acrocephalus tangorum*)与蓝短翅鸫(*Brachypteryx montana*)4种为浙江省新记录种。

2.2 濒危保护等级

钱江源国家公园分布的鸟类中,有2种为国家I级重点保护野生动物,即白颈长尾雉(*Syrnaticus*

elliotti)和白鹤(*Grus leucogeranus*), 34种为国家II级重点保护野生动物(MacKinnon et al, 2000); 其中II级重点保护物种中以鹰形目(12种)和鸮形目(11种)为主(表1)。被IUCN物种红色名录(IUCN Red List)评估为极危(CR)的2种, 即白鹤和黄胸鹑(*Emberiza aureola*); 易危(VU) 4种, 分别是鸿雁(*Anser cygnoid*)、仙八色鸫、远东苇莺与白喉林鹀(*Cyornis brunneatus*); 近危(NT) 4种, 分别是白颈长尾雉、黑尾膝鹑(*Limosa limosa*)、白颈鸦(*Corvus pectoralis*)和震旦鹑雀(*Paradoxornis heudei*)。被中国脊椎动物红色名录(蒋志刚等, 2016)评估为极危与濒危的各1种, 分别为白鹤与黄胸鹑; 易危7种, 除与IUCN一致的4种之外, 还包括白颈长尾雉、林雕(*Ictinaetus malaiensis*)和白腹隼雕(*Aquila fasciata*); 近危25种, 包括鸳鸯(*Aix galericulata*)、水雉(*Hydrophasianus chirurgus*)、蛇鹫(*Spilornis cheela*)、寿带(*Terpsiphone incei*)、丽星鹇(*Elachura formosa*)等(附录1)。以上

3类需受重点关注的物种共计46种, 占总物种数的18.25%。此外, 草鸮(*Tyto longtimembris*)在中国脊椎动物红色名录中被评估为数据缺乏(DD)。

2.3 区系组成与居留类型

钱江源国家公园地处中亚热带东部, 在动物地理区划上属于东洋界中印亚界华中区东部丘陵平原亚区, 鸟类组成兼具古北界和东洋界成分, 其中东洋界种类占比略高。记录的252种鸟类中, 东洋界物种114种, 占总物种数的45.24%; 古北界物种107种, 占42.46%; 广布种31种, 占12.30%。按居留类型, 留鸟116种, 占总数的46.03%; 冬候鸟58种, 占23.02%; 夏候鸟41种, 占16.27%; 旅鸟36种, 占14.29%; 迷鸟1种, 占0.40%。留鸟中大部分为东洋界物种, 占71.55%; 夏候鸟中东洋界物种占60.98%; 冬候鸟中则古北界物种占绝对优势, 为94.83%。在本区域内繁殖的鸟类(即留鸟与夏候鸟, 共计157种)中, 东洋界物种有108种, 占比68.79%。

表1 钱江源国家公园体制试点区鸟类组成与保护级别

Table 1 The taxonomic composition and national protection category of birds in the Qianjiangyuan National Park pilot

目 Order	科 Family	种 Species	国家保护级别 National protection category	
			I	II
鸡形目 Galliformes	1	5	1	2
雁形目 Anseriformes	1	12	0	3
鸊鷉目 Podicipediformes	1	2	0	0
鸽形目 Columbiformes	1	2	0	0
夜鹰目 Caprimulgiformes	2	3	0	0
鹟形目 Cuculiformes	2	7	0	1
鹤形目 Gruiformes	2	8	1	0
鸻形目 Charadriiformes	6	19	0	0
鹳鸟目 Suliformes	1	1	0	0
鹈形目 Pelecaniformes	2	13	0	1
鹰形目 Accipitriformes	1	12	0	12
鸮形目 Strigiformes	2	11	0	11
犀鸟目 Bucerotiformes	1	1	0	0
佛法僧目 Coraciiformes	2	6	0	0
啄木鸟目 Piciformes	2	7	0	0
隼形目 Falconiformes	1	3	0	3
雀形目 Passeriformes	36	140	0	1
合计 Total	64	252	2	34

分类系统参照《中国鸟类分类与分布名录(第三版)》(郑光美, 2017); 国家保护级别参考《国家重点保护野生动物名录》(中华人民共和国林业部、农业部令1号, 1989)。

Taxonomy based on Zheng (2017) "A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China (Third Edition)"; National protection category based on "Catalog of Wildlife under Key State Protection" (Decree No.1 of The Ministry of Forestry & The Ministry of Agriculture, 1989).

3 讨论

本项研究表明, 钱江源国家公园内鸟类物种丰富, 受威胁程度较高。该公园地处浙、赣、皖三省交界的白际山脉, 在地理区划上属于东洋界, 本研究结果显示, 在该区域内繁殖的鸟类也以东洋种为主, 占全部繁殖鸟种的68.79%; 而冬候鸟中古北种占优势。但区域内古北种(42.46%)与东洋种(45.24%)的占比大体相当, 东洋种占比略高, 显示该区域的鸟类组成兼具南北方区系的物种。在较大的地理尺度上, 钱江源国家公园的北面与南面均没有高大山地阻挡形成的地理阻隔, 南北方物种在此区域可以较为自由地扩散或迁移, 从而使得这片区域的鸟类区系组成总体上具有南北混杂的过渡特征, 与浙江省整体的鸟类区系组成特征一致(朱曦和杨春江, 1988)。

在区域性的鸟类多样性调查、编目与监测过程中, 近年来迅速推广的红外相机等新技术、新方法的作用不可忽视(朱淑怡等, 2017; 张倩雯等, 2018)。在本研究中, 红外相机技术、自动录音技术与样点和样线调查等传统方法相结合, 在探测、记录部分生境特殊、活动隐秘或数量稀少的鸟类物种方面起到了明显的作用。其中, 红外相机与自动录音分别记录到鸟类69种和40种, 丘鹑、赤胸鹑(*Turdus chrysolaus*)、日本歌鸲等5种活动隐秘的鸟类仅在红外相机调查中被记录到(陈声文等, 2016; 附录1)。同时, 公众科学为本项研究提供了大量的鸟类分布记录与影像等实证资料。新技术和公众参与正在成为未来鸟类分布数据采集的重要途径。

相比于中国首批国家公园体制试点区的其他地区, 例如三江源国家公园、东北虎豹国家公园、大熊猫国家公园等, 钱江源国家公园面积较小, 但作用重要。其252 km²范围内分布有全浙江省一半以上的鸟类物种, 且包含较多的濒危、特有物种, 这与其南北交汇的地理位置、区内多样和高质量的生境有关。在我国华东、华南等整体人口稠密、经济发达地区, 长期以来的人类开发活动形成了农业生态系统与自然留存的原生生态系统交错分布的格局, 通常难以建立大面积的国家公园。钱江源国家公园仍然保留了大面积的低海拔原始常绿阔叶林, 以及不同演替阶段的森林灌丛、河流湖泊、农田湿

地等栖息地, 为鸟类提供了多样的生存环境。其丰富的鸟类多样性以及保护和管理经验, 对于我国华东、华南地区建立以国家公园为主体的自然保护地体系有重要的示范意义。

致谢: 感谢钱江源国家公园陈小南、陈声文协助进行资料整理与汇总, 感谢斯幸峰博士提供部分历史调查记录, 感谢众多鸟类摄影爱好者与观鸟爱好者提供在钱江源拍摄的大量鸟类影像资料。

参考文献

- Chen SH, Huang Q, Fan ZY, Chen CS, Lu YW (2012) The update of Zhejiang bird checklist. *Chinese Birds*, 3, 118–136.
- Chen SW, Yu JP, Chen XN, Shen XL, Li S, Ma KP (2016) Camera-trapping survey on the diversity of mammal and pheasant species in Gutianshan National Nature Reserve, Zhejiang Province. *Biodiversity Science*, 36, 292–301. (in Chinese with English abstract) [陈声文, 余建平, 陈小南, 申小莉, 李晟, 马克平 (2016) 利用红外相机网络调查古田山自然保护区的兽类及雉类多样性. *生物多样性*, 36, 292–301.]
- Ding P, Jiang SR, Zhuge Y (1992) The fauna and community of birds in Gutianshan Nature Reserve, Zhejiang Province. *Chinese Journal of Zoology*, 27(6), 19–22. (in Chinese) [丁平, 姜仕仁, 诸葛阳 (1992) 浙江古田山自然保护区的鸟类区系与群落. *动物学杂志*, 27(6), 19–22.]
- Ding P, Zhuge Y, Jiang SR (1989) Community ecology birds on area of Gu Tian Mountain, Zhejiang Province. *Acta Ecologica Sinica*, 9, 121–127. (in Chinese with English abstract) [丁平, 诸葛阳, 姜仕仁 (1989) 浙江古田山自然保护区鸟类群落生态研究. *生态学报*, 9, 121–127.]
- Jiang ZG, Jiang JP, Wang YZ, Zhang E, Zhang YY, Li LL, Xie F, Cai B, Cao L, Zheng GM, Dong L, Zhang ZW, Ding P, Luo ZH, Ding CQ, Ma ZJ, Tang SH, Cao WX, Li CW, Hu HJ, Ma Y, Wu Y, Wang YX, Zhou KY, Liu SY, Chen YY, Li JT, Feng ZJ, Wang Y, Wang B, Li C, Song XL, Cai L, Zang CX, Zeng Y, Meng ZB, Fang HX, Ping XG (2016) Red List of China's vertebrates. *Biodiversity Science*, 24, 500–551. (in Chinese with English abstract) [蒋志刚, 江建平, 王跃招, 张鸷, 张雁云, 李立立, 谢锋, 蔡波, 曹亮, 郑光美, 董路, 张正旺, 丁平, 罗振华, 丁长青, 马志军, 汤宋华, 曹文宣, 李春旺, 胡慧建, 马勇, 吴毅, 王应祥, 周开亚, 刘少英, 陈跃英, 李家堂, 冯祚建, 王燕, 王斌, 李成, 宋雪琳, 蔡蕾, 臧春鑫, 曾岩, 孟智斌, 方红霞, 平晓鸽 (2016) 中国脊椎动物红色名录. *生物多样性*, 24, 500–551.]
- MacKinnon J, Phillipps K, He FQ (2000) *A Field Guide to the Birds of China*. Oxford University Press, Oxford.
- Si XF, Ding P (2014) Camera trap survey on population

- dynamics of mammals and birds in Gutianshan Forest Dynamics Plot, eastern China. *Biodiversity Science*, 22, 819–822. (in Chinese with English abstract) [斯幸峰, 丁平 (2014) 古田山森林动态监测样地内鸟兽种群动态的红外相机监测. *生物多样性*, 22, 819–822.]
- Wang CL, Qian HY, Yu JP (2017) Birds of Qianjiangyuan National Park. Zhejiang University Press, Hangzhou. (in Chinese) [汪长林, 钱海源, 余建平 (2017) 钱江源国家公园鸟类图鉴. 浙江大学出版社, 杭州.]
- Yu K, Tang ZM, Tang ZY (1983) Studies on the birds of Zhejiang Province. *Journal of Shanghai Normal College*, (1), 49–70. (in Chinese with English abstract) [虞快, 唐子明, 唐子英 (1983) 浙江鸟类之研究. *上海师范学院学报*, (1), 49–70.]
- Zhang QW, Gong YN, Song XJ, Wang XC, Yang CT, Shu ZF, Zou FS (2018) Comparing the effectiveness of camera trapping to traditional methods for biodiversity surveys of forest birds. *Biodiversity Science*, 26, 229–237. (in Chinese with English abstract) [张倩雯, 龚粤宁, 宋相金, 王新财, 杨昌腾, 束祖飞, 邹发生 (2018) 红外相机技术与其他几种森林鸟类多样性调查方法的比较. *生物多样性*, 26, 229–237.]
- Zheng GM (2017) A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of China, 3rd edn. Science Press, Beijing. (in Chinese) [郑光美 (2017) 中国鸟类分类与分布名录(第三版). 科学出版社, 北京.]
- Zhu SY, Duan F, Li S (2017) Promoting diversity inventory and monitoring of birds through the camera-trapping network in China: Status, challenges and future outlook. *Biodiversity Science*, 25, 1114–1122. (in Chinese with English abstract) [朱淑怡, 段菲, 李晟 (2017) 基于红外相机网络促进我国鸟类多样性监测: 现状、问题与前景. *生物多样性*, 25, 1114–1122.]
- Zhu X, Yang CJ (1988) A survey of birds in Zhejiang Province. *Journal of Zhejiang Forestry College*, 5, 243–258. (in Chinese with English abstract) [朱曦, 杨春江 (1988) 浙江鸟类研究. *浙江林学院学报*, 5, 243–258.]
- Zhuge Y (1990) Fauna of Zhejiang-Aves. Zhejiang Science and Technology Publishing House, Hangzhou. (in Chinese) [诸葛阳 (1990) 浙江动物志-鸟类. 浙江科学技术出版社, 杭州.]

(责任编辑: 王勇 责任编辑: 黄祥忠)

附录 Supplementary Material

附录1 钱江源国家公园体制试点区鸟类名录

Appendix 1 Species list of birds recorded in Qianjiangyuan National Park pilot

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2018273-1.pdf>

附录 1 钱江源国家公园体制试点区鸟类名录

Appendix 1 Species list of birds recorded in Qianjiangyuan National Park pilot

* LC: 低危; NT: 近危; VU: 易危; EN: 濒危; CR: 极危; DD: 数据缺乏. ** A: 录音; O: 观测(包括样点样线调查、拍摄、观鸟记录); C: 红外相机。

* LC, Least Concern; NT, Near Threatened; VU, Vulnerable; EN, Endangered; CR, Critically Endangered; DD, Data Deficient. ** A, Acoustic records; O, Observations (including records from point count and transect survey, photography and bird watching activities); C, Camera-trapping records.

序号	目	科	物种	居留类型	区系地理型	国家保护级别	IUCN 红色名录等级	中国红色名录等级	记录方式
ID	Order	Family	Species	Residential type	Fauna	National protection category	IUCN Red List*	China Red List*	Recording type**
1	鸡形目 Galliformes	雉科 Phasianidae	灰胸竹鸡 <i>Bambusicola thoracicus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O, C
2			勺鸡 <i>Pucrasia macrolopha</i>	留鸟	古北界	II	LC	LC	O, C
3			白鹇 <i>Lophura nycthemera</i>	留鸟	东洋界	II	LC	LC	O, C
4			白颈长尾雉 <i>Syrnaticus ellioti</i>	留鸟	东洋界	I	NT	VU	O, C
5			环颈雉 <i>Phasianus colchicus</i>	留鸟	古北界		LC	LC	O, C
6	雁形目 Anseriformes	鸭科 Anatidae	鸿雁 <i>Anser cygnoid</i>	冬候鸟	古北界		VU	VU	O
7			豆雁 <i>Anser fabalis</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
8			灰雁 <i>Anser anser</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
9			白额雁 <i>Anser albifrons</i>	冬候鸟	古北界	II	LC	LC	O
10			小天鹅 <i>Cygnus columbianus</i>	冬候鸟	古北界	II	LC	NT	O
11			鸳鸯 <i>Aix galericulata</i>	冬候鸟	古北界	II	LC	NT	O
12			赤颈鸭 <i>Mareca penelope</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
13			绿头鸭 <i>Anas platyrhynchos</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
14			斑嘴鸭 <i>Anas zonorhyncha</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
15			针尾鸭 <i>Anas acuta</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
16			绿翅鸭 <i>Anas crecca</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
17			凤头潜鸭 <i>Aythya fuligula</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
18	鸊鷉目 Podicipediformes	鸊鷉科 Podicipedidae	小鸊鷉 <i>Tachybatus ruficollis</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
19			凤头鸊鷉 <i>Podiceps cristatus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
20	鸽形目 Columbiformes	鸠鸽科 Columbidae	山斑鸠 <i>Streptopelia orientalis</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O, C
21			珠颈斑鸠 <i>Streptopelia chinensis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O, C
22	夜鹰目	夜鹰科 Caprimulgidae	普通夜鹰 <i>Caprimulgus indicus</i>	夏候鸟	古北界		LC	LC	O
23	Caprimulgiformes	雨燕科 Apodidae	白腰雨燕 <i>Apus pacificus</i>	夏候鸟	古北界		LC	LC	O
24			小白腰雨燕 <i>Apus nipalensis</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
25	鹑形目 Cuculiformes	鹑科 Centropodidae	小鹑 <i>Centropus bengalensis</i>	留鸟	东洋界	II	LC	LC	O
26		杜鹃科 Cuculidae	红翅凤头鹑 <i>Clamator coromandus</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O

序号	目	科	物种	居留类型	区系地理型	国家保护级别	IUCN 红色名录等级	中国红色名录等级	记录方式
ID	Order	Family	Species	Residential type	Fauna	National protection category	IUCN Red List*	China Red List*	Recording type**
27			噪鹛 <i>Eudynamis scolopaceus</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
28			大鹰鹛 <i>Hierococcyx sparveroides</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
29			四声杜鹃 <i>Cuculus micropterus</i>	夏候鸟	广布种		LC	LC	O
30			中杜鹃 <i>Cuculus saturatus</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
31			大杜鹃 <i>Cuculus canorus</i>	夏候鸟	广布种		LC	LC	O
32	鹤形目 Gruiformes	秧鸡科 Rallidae	普通秧鸡 <i>Rallus indicus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
33			红脚田鸡 <i>Zapornia akool</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
34			小田鸡 <i>Zapornia pusilla</i>	旅鸟	广布种		LC	LC	O
35			红胸田鸡 <i>Zapornia fusca</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
36			白胸苦恶鸟 <i>Amaurornis phoenicurus</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
37			黑水鸡 <i>Gallinula chloropus</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
38			白骨顶 <i>Fulica atra</i>	冬候鸟	广布种		LC	LC	O
39		鹤科 Gruidae	白鹤 <i>Grus leucogeranus</i>	旅鸟	古北界	I	CR	CR	O
40	鸻形目 Charadriiformes	反嘴鹬科	黑翅长脚鹬 <i>Himantopus himantopus</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
41		Recurvirostridae	反嘴鹬 <i>Recurvirostra avosetta</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
42		鸻科 Charadriidae	凤头麦鸡 <i>Vanellus vanellus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
43			灰头麦鸡 <i>Vanellus cinereus</i>	夏候鸟	古北界		LC	LC	O
44			长嘴剑鸻 <i>Charadrius placidus</i>	旅鸟	古北界		LC	NT	O
45			金眶鸻 <i>Charadrius dubius</i>	夏候鸟	古北界		LC	LC	O
46			环颈鸻 <i>Charadrius alexandrinus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
47		彩鹬科 Rostratulidae	彩鹬 <i>Rostratula benghalensis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
48		水雉科 Jacanidae	水雉 <i>Hydrophasianus chirurgus</i>	夏候鸟	东洋界		LC	NT	O
49		鹬科 Scolopacidae	丘鹬 <i>Scolopax rusticola</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	C
50			扇尾沙锥 <i>Gallinago gallinago</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
51			黑尾塍鹬 <i>Limosa limosa</i>	旅鸟	古北界		NT	LC	O
52			青脚鹬 <i>Tringa nebularia</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
53			白腰草鹬 <i>Tringa ochropus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
54			林鹬 <i>Tringa glareola</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
55			矶鹬 <i>Actitis hypoleucos</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
56			黑腹滨鹬 <i>Calidris alpina</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
57		鸥科 Laridae	红嘴鸥 <i>Chroicocephalus ridibundus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O

序号	目	科	物种	居留类型	区系地理型	国家保护级别	IUCN 红色名录等级	中国红色名录等级	记录方式
ID	Order	Family	Species	Residential type	Fauna	National protection category	IUCN Red List*	China Red List*	Recording type**
58			灰翅浮鸥 <i>Chlidonias hybrida</i>	旅鸟	广布种		LC	LC	O
59	鲑鸟目 Suliformes	鸬鹚科 Phalacrocoracidae	普通鸬鹚 <i>Phalacrocorax carbo</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
60	鹈形目 Pelecaniformes	鸬科 Threskiornithidae	白琵鹭 <i>Platalea leucorodia</i>	冬候鸟	古北界	II	LC	NT	O
61		鹭科 Ardeidae	黄斑苇鳉 <i>Ixobrychus sinensis</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
62			紫背苇鳉 <i>Ixobrychus eurhythmus</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
63			黑苇鳉 <i>Ixobrychus flavicollis</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
64			夜鹭 <i>Nycticorax nycticorax</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
65			绿鹭 <i>Butorides striata</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
66			池鹭 <i>Ardeola bacchus</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
67			牛背鹭 <i>Bubulcus ibis</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
68			苍鹭 <i>Ardea cinerea</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
69			草鹭 <i>Ardea purpurea</i>	夏候鸟	古北界		LC	LC	O
70			大白鹭 <i>Ardea alba</i>	夏候鸟	古北界		LC	LC	O
71			中白鹭 <i>Ardea intermedia</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
72			白鹭 <i>Egretta garzetta</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
73	鹰形目 Accipitriformes	鹰科 Accipitridae	黑翅鸢 <i>Elanus caeruleus</i>	留鸟	广布种	II	LC	NT	O
74			黑冠鹃隼 <i>Aviceda leuphotes</i>	夏候鸟	东洋界	II	LC	LC	O
75			蛇雕 <i>Spilornis cheela</i>	留鸟	东洋界	II	LC	NT	O, C
76			林雕 <i>Ictinaetus malaiensis</i>	留鸟	东洋界	II	LC	VU	O
77			白腹隼雕 <i>Aquila fasciata</i>	留鸟	东洋界	II	LC	VU	O
78			凤头鹰 <i>Accipiter trivirgatus</i>	留鸟	东洋界	II	LC	NT	O, C
79			赤腹鹰 <i>Accipiter soloensis</i>	留鸟	广布种	II	LC	LC	O, C
80			松雀鹰 <i>Accipiter virgatus</i>	留鸟	古北界	II	LC	LC	O, C
81			雀鹰 <i>Accipiter nisus</i>	冬候鸟	古北界	II	LC	LC	O
82			黑鸢 <i>Milvus migrans</i>	留鸟	古北界	II	LC	LC	O
83			毛脚鸢 <i>Buteo lagopus</i>	冬候鸟	古北界	II	LC	NT	O
84			普通鸢 <i>Buteo japonicus</i>	冬候鸟	古北界	II	LC	LC	O
85	鸮形目 Strigiformes	鸮鸢科 Strigidae	黄嘴角鸮 <i>Otus spilocephalus</i>	留鸟	东洋界	II	LC	NT	A, O
86			领角鸮 <i>Otus lettia</i>	留鸟	东洋界	II	LC	LC	A, O
87			红角鸮 <i>Otus sumia</i>	留鸟	东洋界	II	LC	LC	A, O
88			雕鸮 <i>Bubo bubo</i>	留鸟	东洋界	II	LC	NT	O

序号	目	科	物种	居留类型	区系地理型	国家保护级别	IUCN 红色名录等级	中国红色名录等级	记录方式
ID	Order	Family	Species	Residential type	Fauna	National protection category	IUCN Red List*	China Red List*	Recording type**
89			褐林鸮 <i>Strix leptogrammica</i>	留鸟	东洋界	II	LC	NT	A, O
90			灰林鸮 <i>Strix aluco</i>	留鸟	广布种	II	LC	NT	C
91			领鸺鹠 <i>Glaucidium brodiei</i>	留鸟	东洋界	II	LC	LC	A, O, C
92			斑头鸺鹠 <i>Glaucidium cuculoides</i>	留鸟	东洋界	II	LC	LC	O
93			鹰鸮 <i>Ninox scutulata</i>	留鸟	东洋界	II	LC	NT	O
94			短耳鸮 <i>Asio flammeus</i>	冬候鸟	古北界	II	LC	NT	O
95		草鸮科 Tytonidae	草鸮 <i>Tyto longimembris</i>	留鸟	东洋界	II	LC	DD	O, C
96	犀鸟目 Bucerotiformes	戴胜科 Upupidae	戴胜 <i>Upupa epops</i>	旅鸟	广布种		LC	LC	O
97	佛法僧目 Coraciiformes	佛法僧科 Coraciidae	三宝鸟 <i>Eurystomus orientalis</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
98		翠鸟科 Alcedinidae	白胸翡翠 <i>Halcyon smyrnensis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
99			蓝翡翠 <i>Halcyon pileata</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
100			普通翠鸟 <i>Alcedo atthis</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
101			冠鱼狗 <i>Megaceryle lugubris</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
102			斑鱼狗 <i>Ceryle rudis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
103	啄木鸟目 Piciformes	拟啄木鸟科 Capitonidae	大拟啄木鸟 <i>Psilopogon virens</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O
104		啄木鸟科 Picidae	蚁鴷 <i>Jynx torquilla</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
105			斑姬啄木鸟 <i>Picumnus innominatus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
106			星头啄木鸟 <i>Dendrocopos canicapillus</i>	留鸟	古北界		LC	LC	O
107			大斑啄木鸟 <i>Dendrocopos major</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
108			灰头绿啄木鸟 <i>Picus canus</i>	留鸟	广布种		LC	LC	A, O, C
109			黄嘴栗啄木鸟 <i>Blythipicus pyrrhotis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
110	隼形目 Falconiformes	隼科 Falconidae	红隼 <i>Falco tinnunculus</i>	留鸟	广布种	II	LC	LC	O
111			红脚隼 <i>Falco amurensis</i>	旅鸟	广布种	II	LC	NT	O
112			游隼 <i>Falco peregrinus</i>	冬候鸟	古北界	II	LC	NT	O
113	雀形目 Passeriformes	八色鸫科 Pittidae	仙八色鸫 <i>Pitta nympha</i>	夏候鸟	东洋界	II	VU	VU	O, C
114		莺雀科 Vireonidae	淡绿鹇鹇 <i>Pteruthius xanochlorus</i>	留鸟	东洋界		LC	NT	O
115		山椒鸟科 Campephagidae	小灰山椒鸟 <i>Pericrocotus cantonensis</i>	夏候鸟	古北界		LC	LC	O
116			灰山椒鸟 <i>Pericrocotus divaricatus</i>	夏候鸟	广布种		LC	LC	A, O
117			灰喉山椒鸟 <i>Pericrocotus solaris</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O
118		卷尾科 Dicruridae	黑卷尾 <i>Dicrurus macrocercus</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O

序号	目	科	物种	居留类型	区系地理型	国家保护级别	IUCN 红色名录等级	中国红色名录等级	记录方式
ID	Order	Family	Species	Residential type	Fauna	National protection category	IUCN Red List*	China Red List*	Recording type**
119			灰卷尾 <i>Dicrurus leucophaeus</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
120			发冠卷尾 <i>Dicrurus hottentottus</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
121		王鹟科 Monarchidae	寿带 <i>Terpsiphone incei</i>	夏候鸟	东洋界		LC	NT	O
122		伯劳科 Laniidae	牛头伯劳 <i>Lanius bucephalus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
123			红尾伯劳 <i>Lanius cristatus</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
124			棕背伯劳 <i>Lanius schach</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
125		鸦科 Corvidae	松鸦 <i>Garrulus glandarius</i>	留鸟	古北界		LC	LC	O, C
126			红嘴蓝鹊 <i>Urocissa erythrorhyncha</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
127			灰树鹊 <i>Dendrocitta formosae</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
128			喜鹊 <i>Pica pica</i>	留鸟	古北界		LC	LC	O
129			秃鼻乌鸦 <i>Corvus frugilegus</i>	留鸟	古北界		LC	LC	O
130			白颈鸦 <i>Corvus pectoralis</i>	留鸟	广布种		NT	NT	O
131			大嘴乌鸦 <i>Corvus macrorhynchos</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
132		玉鹟科 Stenostiridae	方尾鹟 <i>Culicicapa ceylonensis</i>	迷鸟	东洋界		LC	LC	O
133		山雀科 Paridae	黄腹山雀 <i>Pardaliparus venustulus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
134			大山雀 <i>Parus cinereus</i>	留鸟	广布种		LC	LC	A, O, C
135		攀雀科 Remizidae	中华攀雀 <i>Remiz consobrinus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
136		百灵科 Alaudidae	小云雀 <i>Alauda gulgula</i>	冬候鸟	东洋界		LC	LC	O
137		扇尾莺科 Cisticolidae	棕扇尾莺 <i>Cisticola juncidis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
138			山鹪莺 <i>Prinia crinigera</i>	留鸟	古北界		LC	LC	O
139			黄腹山鹪莺 <i>Prinia flaviventris</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
140			纯色山鹪莺 <i>Prinia inornata</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
141		苇莺科 Acrocephalidae	东方大苇莺 <i>Acrocephalus orientalis</i>	夏候鸟	广布种		LC	LC	O
142			黑眉苇莺 <i>Acrocephalus bistrigiceps</i>	夏候鸟	广布种		LC	LC	O
143			远东苇莺 <i>Acrocephalus tangorum</i>	旅鸟	古北界		VU	VU	O
144		蝗莺科 Locustellidae	矛斑蝗莺 <i>Locustella lanceolata</i>	旅鸟	古北界		LC	NT	O
145		燕科 Hirundinidae	家燕 <i>Hirundo rustica</i>	夏候鸟	古北界		LC	LC	O
146			烟腹毛脚燕 <i>Delichon dasypus</i>	夏候鸟	古北界		LC	LC	O

序号	目	科	物种	居留类型	区系地理型	国家保护级别	IUCN 红色名录等级	中国红色名录等级	记录方式
ID	Order	Family	Species	Residential type	Fauna	National protection category	IUCN Red List*	China Red List*	Recording type**
147			金腰燕 <i>Cecropis daurica</i>	夏候鸟	广布种		LC	LC	O
148		鹎科 Pycnonotidae	领雀嘴鹎 <i>Spizixos semitorques</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
149			黄臀鹎 <i>Pycnonotus xanthorrhous</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
150			白头鹎 <i>Pycnonotus sinensis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
151			绿翅短脚鹎 <i>Ixos maclellandii</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
152			栗背短脚鹎 <i>Hemixos castanonotus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
153			黑短脚鹎 <i>Hypsipetes leucocephalus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
154		柳莺科 Phylloscopidae	褐柳莺 <i>Phylloscopus fuscatus</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	A, O, C
155			黄腰柳莺 <i>Phylloscopus proregulus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
156			黄眉柳莺 <i>Phylloscopus inornatus</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
157			极北柳莺 <i>Phylloscopus borealis</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
158			冕柳莺 <i>Phylloscopus coronatus</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
159		树莺科 Cettiidae	棕脸鹟莺 <i>Abroscopus albogularis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
160			远东树莺 <i>Horornis canturians</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
161			强脚树莺 <i>Horornis fortipes</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
162			鳞头树莺 <i>Urosphena squameiceps</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
163		长尾山雀科 Aegithalidae	银喉长尾山雀 <i>Aegithalos glaucogularis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
164			红头长尾山雀 <i>Aegithalos concinnus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O
165		莺鹟科 Sylviidae	棕头鸦雀 <i>Sinosuthora webbiana</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
166			灰头鸦雀 <i>Psittiparus gularis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
167			点胸鸦雀 <i>Paradoxornis guttaticollis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
168			震旦鸦雀 <i>Paradoxornis heudei</i>	留鸟	东洋界		NT	NT	O
169		绣眼鸟科 Zosteropidae	栗耳凤鹛 <i>Yuhina castaniceps</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
170			暗绿绣眼鸟 <i>Zosterops japonicus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
171		林鹟科 Timaliidae	华南斑胸钩嘴鹟 <i>Erythrogenys swinhoei</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
172			棕颈钩嘴鹟 <i>Pomatorhinus ruficollis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
173			红头穗鹟 <i>Cyanoderma ruficeps</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
174		幽鹟科 Pellorneidae	褐顶雀鹟 <i>Schoeniparus brunneus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C

序号	目	科	物种	居留类型	区系地理型	国家保护级别	IUCN 红色名录等级	中国红色名录等级	记录方式
ID	Order	Family	Species	Residential type	Fauna	National protection category	IUCN Red List*	China Red List*	Recording type**
175			灰眶雀鹛 <i>Alcippe morrisonia</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
176		噪鹛科 Leiothrichidae	画眉 <i>Garrulax canorus</i>	留鸟	东洋界		LC	NT	A, O, C
177			灰翅噪鹛 <i>Garrulax cineraceus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O, C
178			黑脸噪鹛 <i>Garrulax perspicillatus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
179			小黑领噪鹛 <i>Garrulax monileger</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
180			黑领噪鹛 <i>Garrulax pectoralis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
181			棕噪鹛 <i>Garrulax berthemyi</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
182			白颊噪鹛 <i>Garrulax sannio</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
183			红嘴相思鸟 <i>Leiothrix lutea</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O, C
184		河乌科 Cinclidae	褐河乌 <i>Cinclus pallasii</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
185		棕鸟科 Sturnidae	八哥 <i>Acridotheres cristatellus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
186			丝光棕鸟 <i>Spodiopsar sericeus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
187			灰棕鸟 <i>Spodiopsar cineraceus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
188			黑领棕鸟 <i>Gracupica nigricollis</i>	留鸟	古北界		LC	LC	O
189		鹎科 Turdidae	橙头地鹎 <i>Geokichla citrina</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O, C
190			白眉地鹎 <i>Geokichla sibirica</i>	旅鸟	东洋界		LC	LC	O, C
191			虎斑地鹎 <i>Zoothera aurea</i>	冬候鸟	广布种		LC	LC	O, C
192			灰背鹎 <i>Turdus hortulorum</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O, C
193			乌灰鹎 <i>Turdus cardis</i>	旅鸟	东洋界		LC	LC	O
194			乌鹎 <i>Turdus mandarinus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
195			白眉鹎 <i>Turdus obscurus</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O, C
196			白腹鹎 <i>Turdus pallidus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O, C
197			赤胸鹎 <i>Turdus chrysolaus</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	C
198			赤颈鹎 <i>Turdus ruficollis</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O, C
199			斑鹎 <i>Turdus eunomus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O, C
200		鹎科 Muscicapidae	日本歌鹎 <i>Larvivora akahige</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	C
201			红尾歌鹎 <i>Larvivora sibilans</i>	旅鸟	东洋界		LC	LC	O, C
202			蓝歌鹎 <i>Larvivora cyane</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	C

序号	目	科	物种	居留类型	区系地理型	国家保护级别	IUCN 红色名录等级	中国红色名录等级	记录方式
ID	Order	Family	Species	Residential type	Fauna	National protection category	IUCN Red List*	China Red List*	Recording type**
203			红喉歌鸲 <i>Calliope calliope</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O, C
204			红胁蓝尾鸲 <i>Tarsiger cyanurus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O, C
205			蓝短翅鸲 <i>Brachypteryx montana</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O, C
206			鹡鹑 <i>Copsychus saularis</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
207			北红尾鸲 <i>Phoenicurus aureus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O, C
208			红尾水鸲 <i>Rhyacornis fuliginosa</i>	留鸟	古北界		LC	LC	O
209			紫啸鸫 <i>Myophonus caeruleus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
210			小燕尾 <i>Enicurus scouleri</i>	留鸟	古北界		LC	LC	O
211			灰背燕尾 <i>Enicurus schistaceus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O
212			白额燕尾 <i>Enicurus leschenaulti</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
213			黑喉石鸫 <i>Saxicola maurus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
214			蓝矶鸫 <i>Monticola solitarius</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
215			栗腹矶鸫 <i>Monticola rufiventris</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
216			白喉矶鸫 <i>Monticola gularis</i>	旅鸟	东洋界		LC	LC	O, C
217			灰纹鹎 <i>Muscicapa griseisticta</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
218			北灰鹎 <i>Muscicapa dauurica</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
219			白眉姬鹎 <i>Ficedula zanthopygia</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
220			鸲姬鹎 <i>Ficedula mugimaki</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
221			白腹蓝鹳 <i>Cyanoptila cyanomelana</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
222			白喉林鹟 <i>Cyornis brunneatus</i>	留鸟	东洋界		VU	VU	A, O, C
223		丽星鹟科 Elachuridae	丽星鹟 <i>Elachura formosa</i>	留鸟	东洋界		LC	NT	A, O
224		叶鹎科 Chloropseidae	橙腹叶鹎 <i>Chloropsis hardwickii</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O
225		花蜜鸟科 Nectariniidae	叉尾太阳鸟 <i>Aethopyga christinae</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
226		梅花雀科 Estrildidae	白腰文鸟 <i>Lonchura striata</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
227			斑文鸟 <i>Lonchura punctulata</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
228		雀科 Passeridae	山麻雀 <i>Passer cinnamomeus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	A, O, C
229			麻雀 <i>Passer montanus</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
230		鹑科 Motacillidae	山鹑 <i>Dendronanthus indicus</i>	夏候鸟	古北界		LC	LC	O

序号	目	科	物种	居留类型	区系地理型	国家保护级别	IUCN 红色名录等级	中国红色名录等级	记录方式
ID	Order	Family	Species	Residential type	Fauna	National protection category	IUCN Red List*	China Red List*	Recording type**
231			黄鹡鹩 <i>Motacilla tschutschensis</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
232			灰鹡鹩 <i>Motacilla cinerea</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
233			白鹡鹩 <i>Motacilla alba</i>	留鸟	古北界		LC	LC	A, O
234			田鸫 <i>Anthus richardi</i>	夏候鸟	东洋界		LC	LC	O
235			树鸫 <i>Anthus hodgsoni</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O, C
236			水鸫 <i>Anthus spinoletta</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
237			山鸫 <i>Anthus sylvanus</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
238		燕雀科 Fringillidae	燕雀 <i>Fringilla montifringilla</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O, C
239			黑尾蜡嘴雀 <i>Eophona migratoria</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
240			金翅雀 <i>Chloris sinica</i>	留鸟	广布种		LC	LC	O
241			黄雀 <i>Spinus spinus</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
242		鸫科 Emberizidae	凤头鸫 <i>Melophus lathamii</i>	留鸟	东洋界		LC	LC	O
243			三道眉草鸫 <i>Emberiza cioides</i>	留鸟	古北界		LC	LC	O
244			白眉鸫 <i>Emberiza tristrami</i>	冬候鸟	古北界		LC	NT	O, C
245			栗耳鸫 <i>Emberiza fucata</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O
246			小鸫 <i>Emberiza pusilla</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
247			黄眉鸫 <i>Emberiza chrysophrys</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O, C
248			田鸫 <i>Emberiza rustica</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O
249			黄喉鸫 <i>Emberiza elegans</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O, C
250			黄胸鸫 <i>Emberiza aureola</i>	旅鸟	古北界		CR	EN	O
251			栗鸫 <i>Emberiza rutila</i>	旅鸟	古北界		LC	LC	O, C
252			灰头鸫 <i>Emberiza spodocephala</i>	冬候鸟	古北界		LC	LC	O



•生物编目•

古田山国家级自然保护区木腐真菌 物种多样性及分布

李 通^{1,2} 李俊凝^{1,2} 魏玉莲^{1*}

1 (中国科学院沈阳应用生态研究所, 中国科学院森林生态与管理重点实验室, 沈阳 110016)

2 (中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 木腐真菌是微生物的一个重要类群, 主要以倒木为生长基质, 通过产生各种水解酶将倒木的纤维素、木质素和半纤维素分解为小分子物质, 对促进森林生态系统中的营养物质循环发挥着重要的生态功能。于2016年8月在浙江古田山国家级自然保护区开展的木腐真菌野外调查, 利用形态学和DNA序列分析对采集的标本进行了物种鉴定, 并分析了木腐真菌的物种组成和地理成分。在采集的158份标本中鉴定木腐真菌45属92种, 其中白腐真菌78种, 褐腐真菌14种。古田山的木腐真菌物种区系组成中, 热带-亚热带成分比例最高。在158份木腐真菌标本中, 97份标本采自直径大于10 cm的倒木或树桩上, 分属于76个种, 是木腐真菌生长的主要基质大小类型; 48份标本采自直径为2–10 cm的枝干上, 分属38个种; 13份标本采自直径小于2 cm的枝干上, 分属12种。不同腐烂等级倒木上生长的真菌数量和种类差异明显, 其中一级腐烂倒木上采集到9份标本(7种), 二级腐烂倒木上采集到86份标本(45种), 三级腐烂倒木上49份标本(29种), 四级腐烂倒木上14份标本(14种)。结果表明, 林分中倒木直径大小和腐烂程度是影响木腐真菌生长与分布的重要因子。

关键词: 亚热带森林; 木腐真菌; 物种组成; 分布

Species diversity and distribution of wood-decaying fungi in Gutianshan National Nature Reserve

Tong Li^{1,2}, Junning Li^{1,2}, Yulian Wei^{1*}

1 Key Laboratory of Forest Ecology and Management, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

Abstract: Wood-decaying fungi decompose the cellulose, hemicellulose and lignin of wood by producing various hydrolytic enzymes, and therefore play a key ecological role in the nutrient cycle of forest ecosystems. In August 2016, a survey of wood-decaying fungi was carried out in Gutianshan National Nature Reserve, Zhejiang Province. Fungal species were identified using morphological characters and DNA sequence analysis. Both the species composition and biogeography were also analyzed. A total of 92 fungal species, 78 white rot species and 14 brown rot species, representing 45 genera were identified from the 158 samples collected. Among these fungi, tropically-contained families are better represented than cosmopolitan families. Of the 158 specimens, 97 (76 species) were collected from woody substrates with a diameter larger than 10 cm, 48 (38 species) from a dead branch with a diameter ranging from 2 cm to 10 cm, and 13 (12 species) from a dead twig with a diameter smaller than 2 cm. The abundance of fungal species differed conspicuously in different decaying classes of dead wood as well. Of 92 fungal species, seven species (nine specimens) were collected from woody substrate of decay class 1, 45 species (86 specimens) from wood of decay class 2, 29 species (49 specimens) from wood of decay class 3, and 14 species (14 specimens) from wood of decay class 4. This study indicates that the diameter and decay class of dead wood are important factors influencing the growth and species distribution of wood-decaying fungi.

收稿日期: 2018-06-03; 接受日期: 2018-11-30

基金项目: 国家自然科学基金(31870018)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: weiyulianer@sina.com

Key words: subtropical forest; wood-decaying fungi; species composition; distribution

木腐真菌是一类以各种立木、倒木、腐烂木为生长基质的真菌,通过分泌胞外酶,如氧化酶和水解酶类,降解木材中的纤维素、半纤维素和木质素,进而促进森林生态系统的物质循环,是森林生态系统的重要组成部分(Harley, 1971; Kubartova et al, 2012)。木腐真菌是森林生态系统中的初级分解者,形态上主要有多孔菌类、革菌类和齿菌类,另外伞菌类的一些种类也生长在倒木上并具有降解朽木的功能,如香菇、扇菇、裂褶菌等(李玉等, 2015)。关于该类真菌的系统分类学研究已开展了250余年,目前进展较为深入,全球已报道的种类约有5,000余种(Ryvarden & Gilbertson, 1993a, b; Núñez & Ryvarden, 2001),而中国目前已报道的木腐真菌约有2,000余种(戴玉成和庄剑云, 2010; Dai, 2011, 2012)。

根据对倒木降解机制的不同,木腐真菌主要可分为白腐真菌和褐腐真菌。白腐真菌能够降解木材的大部分成分,包括纤维素、半纤维素和木质素,在降解后期,木材呈线状或片状。褐腐真菌只降解木材中的纤维素和半纤维素,不能降解木质素,被降解后的木材呈破裂或颗粒状,在腐朽的最后阶段表现为褐色的易碎块状。褐色腐朽主要发生在针叶树上,其残留物主要是木质素,具有增加土壤的通风和保水能力,促进外生菌根的形成和非共生微生物的固氮作用,以及改善土壤温度,降低土壤的pH值和增加养分中阳离子的交换等作用(魏玉莲和戴玉成, 2004)。

木腐真菌的物种多样性受多方面因素的影响。从大尺度范围来看,造成不同地区物种多样性差异的原因主要集中在环境特征、林分组成和寄主种类等方面。Hattori (2005)运用Simpson和Shannon-Wiener多样性指数分析了日本温带森林不同植被类型中的多孔菌多样性,发现栲树(*Castanopsis*)林、青冈(*Cyclobalanopsis*)林、次生橡树(*Quercus*)林、次生松树(*Pinus*)林、日本雪松(*Cedrus*)林等不同林分类型中多孔菌物种组成存在明显差异。美国真菌学家Gilbert等(2008)对迈克罗尼西亚热带雨林中孔状真菌的研究表明,寄主和生境特异性明显影响着多孔菌的分布。

近年来,随着我国对木腐真菌系统分类学研究

的深入开展,对该类真菌的认识有了极大的提高。在此基础上,一些真菌学者开展了不同地区木腐真菌的物种组成、群落结构和分布特征等方面的研究。李通等(2017)通过对我国温带地区具有代表性的次生林中木腐真菌的群落组成和分布特征的对比,发现我国温带到暖温带的木腐真菌物种纬度地带分布相对较均匀。王小燕和魏玉莲(2015a)比较了我国从西北到东南不同森林类型中木腐真菌的群落组成和降解方式,发现白腐真菌物种所占比例由北到南呈上升趋势,褐腐真菌的比例总体呈下降趋势,主要原因是阔叶树在林分中的比例由北到南逐渐增加,针叶树逐渐降低,而褐腐真菌主要生长在针叶树上。另外,研究还发现在某一特定林分中,倒木的种类、直径和腐烂程度也是影响真菌种类组成的重要因素(魏玉莲, 2011; 王小燕和魏玉莲, 2015b; 魏玉莲和李通, 2017)。

我国亚热带森林生态系统是全球面积最广、自然资源最丰富的森林生态系统,北起自秦岭、淮河一线,约自34°–22° N,植物区系特别丰富,区系成分也非常复杂,是东亚的亚热带植物区系起源中心,拥有许多特有种、属和子遗植物。该地区处于湿润或半湿润亚热带森林生态系统地带,包括了亚热带常绿阔叶林、竹林和针叶林生态系统,其中常绿阔叶林是我国中亚热带的顶极生态系统,类型繁多,资源极为丰富,是由与亚热带湿润的地理环境密切相关的植物、动物、微生物与无机物所共同组成的一个地带性生态系统(吴征镒, 1980)。木腐真菌在森林生态系统中具有极为重要的生态功能,但关于我国亚热带地区木腐真菌群落组成和生态功能的研究还比较少。本文选取亚热带具有代表性的古田山自然保护区开展木腐真菌的物种多样性及分布研究,探究该地区木腐真菌的物种组成及其功能属性,并结合其生长基质的特征进行分析,初步揭示该类真菌在亚热带森林生态系统中的生态功能,为进一步深入研究亚热带地区木腐真菌的多样性形成机制奠定理论基础。

1 研究区域和研究方法

1.1 研究区域概况

研究区域位于浙江省开化县境内的古田山国

家级自然保护区(29°10′–29°17′ N, 118°03′–118°11′ E), 属于中亚热带常绿阔叶林地带(吴征镒, 1980)。该区属典型中亚热带季风气候区, 四季分明, 年平均气温15.3℃, 生长期总积温5,221.5℃, 无霜期约250天, 年平均降水量1,964 mm, 相对湿度为92.4%。受夏季风影响较大, 一年中气候有明显的季节性变化。区内地形复杂, 构成了丰富多样的小气候生境。古田山自然保护区保存着完好的以甜槠(*Castanopsis eyrei*)和木荷(*Schima superba*)等为优势种的常绿阔叶林, 保护区总面积8,107 ha (祝燕等, 2008)。保护区天然植被保存相对完好, 成熟林的林龄在150年以上(于明坚等, 2001; Legendre et al, 2009)。常绿阔叶林是古田山的优势植被类型, 主要分布于海拔350–800 m的山坡和山麓; 在海拔720 m (山脊)和800 m (山谷)至海拔1,100 m左右, 分布着大片马尾松(*Pinus massoniana*)针阔叶混交林; 海拔1,100 m以上至山顶为黄山松(*Pinus taiwanensis*)林(于明坚等, 2001)。

1.2 研究方法

1.2.1 野外调查

2016年8月, 在古田山自然保护区开展了关于木腐真菌的野外考察, 调查时详细记录时间、地点、海拔、森林类型、寄主种类、倒木直径、腐烂程度等。用标本袋收集真菌子实体, 35℃低温烘干, 带回实验室鉴定。参考Renvall (1995)的分级特征并结合野外调查的实际情况, 将木腐真菌的生长基质按照不同腐烂程度分为4个阶段。(1)腐烂一级: 树木死后不久, 倒木基本保持原有形状, 树皮尚未开始腐烂; (2)腐烂二级: 倒木或枯立木的树皮和木材刚开始腐烂, 木材比较硬; (3)腐烂三级: 倒木或枯立木的树皮已经腐烂完全, 木材中度腐烂, 但还能保持倒木的原有形状, 木材稍硬; (4)腐烂四级: 倒木或枯立木的树皮已经完全腐烂, 不能保持倒木的原有形状, 木材很软。

1.2.2 标本鉴定

依托相差显微镜Nikon80i, 根据标本的子实体宏观形态特征、菌丝结构、担孢子和其他一些主要分类性状对标本进行鉴定。对宏观形态和微观结构依然不能确定的种类, 采用分子生物学手段: 使用Phire® Plant Direct PCR Kit (Finnzymes, Finland)试剂盒, 从标本中提取DNA, 通过PCR获取ITS (PCR扩增和测序引物: ITS2、ITS4和ITS5)、LSU-rDNA

(PCR和测序引物: LR0R、LR3R、LR3和LR7)等基因片段进行测序。同时从GenBank中获取相关的可信序列(已发表在重要的真菌学相关杂志), 运用Clustal_X 2.0软件对上述分子序列进行比对, 用jModel Test软件, 基于Corrected Akaike Information Criterion标准预测其最适合的进化分析模型和参数。根据得出的最适进化模型和参数, 运用MrBayes 3.2和PhyML 3.0软件, 分别采用最大简约法、贝叶斯法和最大似然法构建系统发育树, 最终结合形态特征确定该物种种类。

1.2.3 物种区系的组成分析

木腐真菌的很多种类具有地区特异性, 其分布受地域的影响较大, 但在属这一分类等级上, 多孔菌的地理成分更具共性, 许多属是世界广布属, 包括中国在内的世界很多地区均有分布; 而中国地跨北半球的寒温带、温带、暖温带、亚热带和热带, 北温带成分和热带–亚热带成分也占有很大比例(Ryvarden, 1991; 周丽伟和戴玉成, 2013; 员瑗等, 2015)。

1.2.4 生态习性的确定

木腐真菌的腐朽类型(白腐white rot; 褐腐brown rot)主要根据对木腐真菌标本的鉴定结果, 参考相关文献进行确定(Ryvarden et al, 1993a; b; Núñez & Ryvarden, 2001)。木腐真菌在中国的出现频率(常见种或稀有种)和生活习性(寄生或腐生)主要参考已发表文献(戴玉成, 2003; 边禄森和戴玉成, 2015)。

数据采用Excel表格进行整理、分析和制图。

2 结果

2.1 物种多样性与区系组成

野外采集标本共计158份, 已鉴定木腐真菌45属92种; 其中白腐真菌78种, 占有种类的84.8%; 褐腐真菌14种, 占15.2%。有31种属于稀有, 占有种类的33.7% (附录1)。

2.2 木腐真菌区系地理成分分析

真菌区系的地理成分一般是按照属或种的分布类型划分。由于目前对各属种的现代分布区尚未完全了解, 所以地理成分分析的准确性只能是相对的。

2.2.1 属的地理成分分析

根据附录1中古田山自然保护区分布的木腐真

菌种类名录, 将其所分布的45个属分布型分为以下3类:

(1)世界广布属。古田山地区木腐真菌的世界广布属有: 小薄孔菌属(*Antrodiella*)、管孔菌属(*Bjerkandera*)、蜡孔菌属(*Ceriporia*)、迷孔菌属(*Daedalea*)、软齿菌属(*Dentipellis*)、纤孔菌属(*Fuscoporia*)、灵芝属(*Ganoderma*)、猴头菌属(*Hericium*)、锈齿革菌属(*Hydnochaete*)、锈革孔菌属(*Hymenochaete*)、丝齿菌属(*Hyphodontia*)、容氏孔菌属(*Junghuhnia*)、香菇属(*Lentinus*)、多年卧孔菌属(*Perenniporia*)、原毛平革菌属(*Phanerochaete*)、木层孔菌属(*Phellinus*)、射脉革菌属(*Phlebia*)、多孔菌属(*Polyporus*)、泊氏孔菌属(*Postia*)、裂褶菌属(*Schizophyllum*)、皮垫革菌属(*Scytinostroma*)、干皮孔菌属(*Skeletocutis*)、齿耳菌属(*Steccherinum*)、韧革菌属(*Stereum*)、栓孔菌属(*Trametes*)、干酪菌属(*Tyromyces*)等共26个属, 占全部属的57.8%。

(2)北温带属。古田山地区木腐真菌中北温带分布属有: 薄孔菌属(*Antrodia*)、栗孔菌属(*Castanoporus*)、拟蜡孔菌属(*Ceriporiopsis*)、小嗜蓝孢孔菌属(*Fomitiporella*)、拟层孔菌属(*Fomitopsis*)、褐腐干酪孔菌属(*Oligoporus*)、沃菲卧孔菌属(*Wolfiporia*)等共7个属, 占全部属的15.5%。

(3)热带-亚热带属。古田山地区木腐真菌的热带-亚热带分布属有: 淀粉韧革菌属(*Amylostereum*)、环褶孔菌属(*Cyclomyces*)、黄层孔菌属(*Fulvifomes*)、*Ginnsia*、假射脉革菌属(*Hydnophlebia*)、丝毛伏革菌属(*Hyphoderma*)、拟小孔菌属(*Microporellus*)、小孔菌属(*Microporus*)、针齿菌属(*Mycoacia*)、假赖特孔菌属(*Pseudowrightoporia*)、须革菌属(*Rhizochaete*)、色孔菌属(*Tinctoporellus*)共12个属, 占全部属的26.7%。

2.2.2 种的地理成分

古田山自然保护区木腐真菌物种的区系地理成分如附录1、图1所示, 以热带-亚热带成分为主, 占有物种的38%; 其次为世界广布成分和北温带成分, 分别是26.1%和23.9%; 其他几种区系成分也有一定分布。在上述种类中, 中国特有种有4种, 分别是*Antrodia tropica*, *Fomitiporella caviphila*, *Fulvifomes indicus*和*Perenniporia nanlingensis*, 这4种是报道于中国的新种, 目前仅在中国发现(Zhao & Cui, 2012; Cui, 2013; Zhou, 2014a, b)。

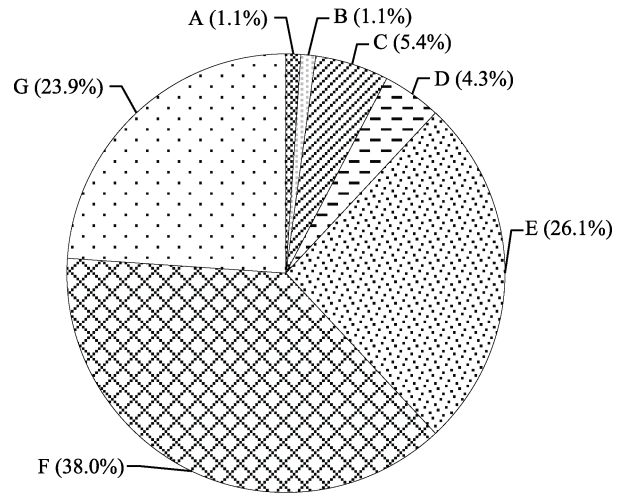


图1 古田山国家级自然保护区木腐真菌地理区系组成。A: 亚-欧; B: 东亚-北美; C: 东亚; D: 中国特有; E: 世界广布; F: 热带-亚热带; G: 北温带

Fig. 1 Geographical distribution of wood-decaying fungi in Gutianshan National Nature Reserve. A, Asia-Europe; B, East Asia- North America; C, East Asia; D, Endemic to China; E, Cosmopolitan; F, Tropical-subtropical; G, North temperate.

3 生态习性分析

3.1 木腐真菌的腐朽类型

古田山自然保护区的92种木腐真菌中白腐真菌有78种, 其寄主树种多为阔叶树。白腐真菌中绝大多数种类为腐生菌, 生长在已经倒死的树木基质上, 而*Fuscoporia contigua*、*Ganoderma* sp.、*Perenniporia subacida*、*Phellinus gilvus*这4种白腐真菌能够生长在活树上, 虽然没有直接导致寄主树木死亡, 但却造成树木生长势衰弱, 易发生风折等。其中*Castanopsis castaneus*专性生长于针叶树上, 造成针叶树倒木的白色腐朽。而14种褐色腐朽种类中, *Fomitopsis pinicola*和*F. rosea*亦是专性生长于针叶树倒木上。

3.2 不同直径倒木基质的木腐真菌

木腐真菌主要生长在直径大于10 cm的倒木或树桩上, 共有97份标本76个种, 占有调查样本的61.4%, *Antrodiella albocinnamomea*, *Cyclomyces xeranticus*, *Daedalea dickinsii*, *Polyporus hygrocybe*是其中数量具有相对优势的种类; 直径为2-10 cm的倒木枝干上生长的真菌数量占总数的30.4%; 直径小于2 cm的小枝上木腐真菌数量较少, 仅采到13份标本(图2a), 其中*Fuscoporia contigua*倾向于生长在较细的小枝上, 而*Polyporus mori*和*Skeletocutis*

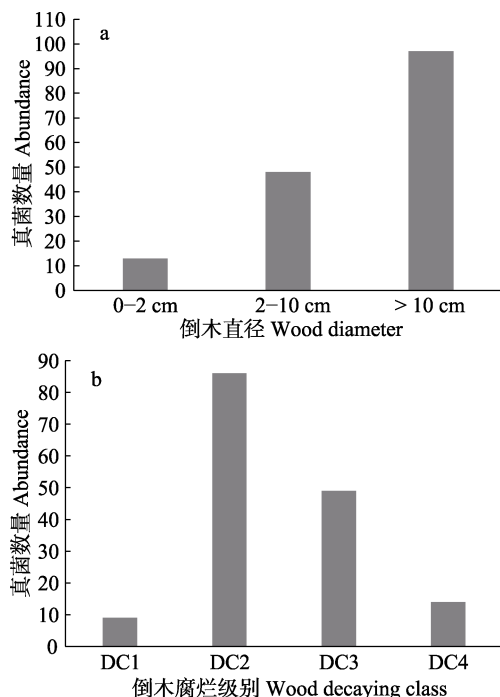


图2 (a)不同直径倒木上木腐真菌数量;(b)不同腐烂等级倒木上的木腐真菌数量。DC1: 腐烂一级; DC2: 腐烂二级; DC3: 腐烂三级; DC4: 腐烂四级。

Fig. 2 (a) Number of wood-decaying fungi on fallen wood of different diameters; (b) Number of wood-decaying fungi on wood with different rotting classes. DC1, Decaying class 1; DC2, Decaying class 2; DC3, Decaying class 3; DC4, Decaying class 4.

*nivea*对寄主直径的选择范围比较广。

3.3 不同腐烂等级倒木上的木腐真菌数量

古田山自然保护区中不同腐烂等级倒木上的木腐真菌数量和种类差异明显,腐烂一级的倒木上采集到9份标本,隶属于7个种;二级倒木上采集真菌种类和数量最多,共采集到86份标本,隶属于45种,是木腐真菌生长最重要的倒木腐烂等级,其中数量具有相对优势的物种是*Daedalea dickinsii*,*Microporellus obovatus*,*Polyporus mori*,*Tinctoporellus epimiltinus*,其出现的频次均大于2次;其次是三级倒木上采集到有49份标本,隶属于29种,其中*Ceriporia xylostromatoides*,*Ceriporiopsis aneirina*,*Cyclomyces xeranticus*,*Daedalea dickinsii*的数量具有相对优势;四级倒木上有14份14种(图2b)。木腐真菌在不同腐烂等级倒木上的生长具有延续性,同一个物种可能会跨越2个腐烂等级,如*Polyporus leprieurii*出现在倒木腐烂的1级和2级,*Daedalea dickinsii*出现在倒木腐烂的2级和3级,*Cyclomyces*

*xeranticus*出现在倒木腐烂的3级和4级。

4 讨论

古田山地处我国东南部,具有典型的亚热带常绿阔叶林,树种组成以阔叶树为主,针叶树相对较少。从本次野外调查结果来看,该地区木腐真菌中白腐真菌的种类比例高达84.8%,远高于褐腐真菌,可见林分树种组成对木腐真菌的类群组成具有重要作用。另外,由于古田山自然保护区具有良好的森林生态环境,倒木数量较多,为木腐真菌的生长提供了良好的条件,木腐真菌种类丰富,92种真菌中有31种属于稀有物种。

木腐真菌的地理成分因受其寄主树木的影响而具有一定的共性,许多属是世界广布属,包括中国在内的世界很多地区均有分布,但更多属的分布与地理区域相关。中国地跨北半球的寒温带、温带、暖温带、亚热带和热带,不同气候带分布的木腐真菌具有明显的地带特征。古田山地区的木腐真菌物种区系地理成分表现出较为明显的热带-亚热带特征,但该地区较热带相对偏低的气温,又为一些喜爱低温生长的种类提供了适宜的环境,因此该地区北温带成分的种类占有所有调查种类的23.9%。而26.1%的广布种也显示古田山地区的木腐真菌种类与其他地区有一定的共性。

有研究指出,稀有和濒危物种倾向于选择生长在表面积较大的基质上,有些物种选择生长在腐烂程度较深的倒木上,有些物种必须有其他物种寄生之后才可以生长(周丽伟和戴玉成,2013)。古田山自然保护区内所调查的真菌中61.4%的个体生长在直径大于10 cm的倒木上,可见大径级的倒木数量是影响木腐真菌物种多样性的重要因素。而小径级的木材基质对于一些倾向于生长在小枝上的物种而言,也非常重要。

森林中倒木的腐烂是一个动态的变化过程,随着倒木腐烂程度的加深,其理化结构也随之变化,其上生长的真菌种类和数量也有着很大差异。在调查过程中发现古田山地区新鲜倒木上的木腐菌数量较少,腐烂二级的倒木上生长的真菌种类最多,其次是腐烂三级的倒木。可以看出,该地区的木腐真菌主要生长在腐烂中后期阶段的基质上,是发挥降解作用中数量最多和多样性最高的一个类群。而初期腐烂阶段上生长的物种数量和种类比较少,属

于先锋物种,它们能够破坏木材最致密的结构并从中获取营养进行生长,同时也为其他腐生真菌的着生提供了条件。本次研究中共发现4种真菌可以生长在活立木上造成寄主的生长势衰弱。古田山地区不同腐烂级倒木上生长的木腐真菌种类数量分布情况与其他地区一致,作者对丰林自然保护区、长白山自然保护区和东灵山自然保护区等地的木腐真菌种类数量与寄主倒木特征的相关性研究均表现出类似的结果(魏玉莲, 2011; 王小燕和魏玉莲, 2015b; 张丽燕和魏玉莲, 2016)。

纬度变化通过影响森林生态系统中树种分布进而影响该林分中木腐真菌的物种组成;不同的真菌种类有其寄主偏好性,因此倒木的数量和多样化对于木腐真菌的生物多样性有着重要的影响。原始森林中倒木和腐朽木数量丰富,木腐真菌在此类森林中多样性很高,但原始森林的砍伐和天然林的减少对木腐真菌的生境造成了巨大的破坏,木腐真菌的种群数量逐渐减少。加强对原始森林的保护,提高对森林中倒木的保存,对木腐真菌资源的保护具有重要意义。

致谢: 本研究的野外采集工作得益于中国科学院植物研究所米湘成老师和田磊博士的大力帮助,在此表示真挚的感谢。

参考文献

- Bian LS, Dai YC (2015) Mycota and ecology of polypores in eastern Himalayas. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 1554–1563. (in Chinese with English abstract) [边禄森, 戴玉成 (2015) 东喜马拉雅地区多孔菌区系和生态习性. *生态学报*, 35, 1554–1563.]
- Cui BK (2013) *Antrodia tropica* sp. nov. from southern China inferred from morphological characters and molecular data. *Mycological Progress*, 12, 223 – 230.
- Dai YC (2003) Rare and threatened polypores in the ecosystem of Changbaishan Nature Reserve of northeastern China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 14, 1015–1018. (in Chinese with English abstract) [戴玉成 (2003) 长白山森林生态系统中的稀有和濒危多孔菌. *应用生态学报*, 14, 1015–1018.]
- Dai YC, Zhuang JY (2010) Numbers of fungal species hitherto known in China. *Mycosystema*, 29, 625–628. (in Chinese with English abstract) [戴玉成, 庄剑云 (2010) 中国菌物已知种数. *菌物学报*, 29, 625–628.]
- Dai YC (2011) A revised checklist of corticioid and hydroid fungi in China for 2010. *Mycoscience*, 52, 69–79.
- Dai YC (2012) Polypore diversity in China with an annotated checklist of Chinese polypores. *Mycoscience*, 53, 49–80.
- Gilbert GS, Gorospe J, Ryvardeen L (2008) Host and habitat preferences of polypore fungi in Micronesian tropical flooded forests. *Mycological Research*, 112, 674–680.
- Harley JL (1971) Fungi in ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 8, 627–642.
- Hattori T (2005) Diversity of wood-inhabiting polypores in temperate forests with different vegetation types in Japan. *Fungal Diversity*, 18, 73–88.
- Kubartova A, Ottosson E, Dahlberg A (2012) Patterns of fungal communities among and within decaying logs, revealed by 454 sequencing. *Molecular Ecology*, 21, 4514–4532.
- Legendre P, Mi XC, Ren HB, Ma KP, Yu MJ, Sun IF, He FL (2009) Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. *Ecology*, 90, 663–674.
- Li T, Li JN, Wei YL (2017) Community composition characteristics of wood-decaying fungi in temperate secondary forest ecosystems in China. *Chinese Journal of Ecology*, 36, 3199–3208. (in Chinese with English abstract) [李通, 李俊凝, 魏玉莲 (2017) 我国温带次生林生态系统中木腐真菌群落组成特征. *生态学杂志*, 36, 3199–3208.]
- Li Y, Li TH, Yang ZL, Bau T, Dai YC (2015) Atlas of Chinese Macrofungal Resources. Central China Farmer's Publishing House, Zhengzhou. (in Chinese) [李玉, 李泰辉, 杨祝良, 图力古尔, 戴玉成 (2015) 中国大型菌物资源图鉴. 中原农民出版社, 郑州.]
- Núñez M, Ryvardeen L (2001) East Asian polypores. II. *Synopsis Fungorum*, 14, 170–522.
- Renvall P (1995) Community structure and dynamics of wood rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia*, 35, 1–51.
- Ryvardeen L (1991) Genera of polypores: Nomenclature and taxonomy. *Synopsis Fungorum*, 5, 1–363.
- Ryvardeen L, Gilbertson RL (1993a) European polypores. I. *Synopsis Fungorum*, 6, 1–387.
- Ryvardeen L, Gilbertson RL (1993b) European Polypores II. *Synopsis Fungorum*, 7, 388–743.
- Wang XY, Wei YL (2015a) Population difference of polypores in northwest and southeast of China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 26, 3160–3166. (in Chinese with English abstract) [王小燕, 魏玉莲 (2015a) 我国西北和东南地区多孔菌种群差异. *应用生态学报*, 26, 3160–3166.]
- Wang XY, Wei YL (2015b) Floral composition and distribution characteristics of wood-decaying fungi in Dongling Mountain, Beijing. *Chinese Journal of Ecology*, 34, 2167–2172. (in Chinese with English abstract) [王小燕, 魏玉莲 (2015b) 北京东灵山木腐菌主要种类的区系组成及分布特征. *生态学杂志*, 34, 2167–2172.]
- Wei YL (2011) Polypore species diversity, floral composition, and distribution characteristics in Changbai Mountains, Northeast China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 22,

- 2711–2717. (in Chinese with English abstract) [魏玉莲 (2011) 长白山多孔菌物种多样性、区系组成及分布特征. 应用生态学报, 22, 2711–2717.]
- Wei YL, Dai YC (2004) Ecological function of wood-inhabiting fungi in forest ecosystem. Chinese Journal of Applied Ecology, 15, 1935–1938. (in Chinese with English abstract) [魏玉莲, 戴玉成 (2004) 木材腐朽菌在森林生态系统中的功能. 应用生态学报, 15, 1935–1938.]
- Wei YL, Li T (2017) Community characters of wood-decaying fungi on dominant hosts in the broad-leaved Korean pine mixed forest in Changbai Mountain. Chinese Journal of Ecology, 36, 3209–3215. (in Chinese with English abstract) [魏玉莲, 李通 (2017) 长白山阔叶红松林优势树种的木腐真菌群落结构特征. 生态学杂志, 36, 3209–3215.]
- 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.]
- Yu MJ, Hu ZH, Yu JP, Ding BY, Fang T (2001) Forest vegetation types in Gutianshan Natural Reserve in Zhejiang. Journal of Zhejiang University (Agriculture and Life Sciences), 27, 375–380. (in Chinese with English abstract) [于明坚, 胡正华, 余建平, 丁炳扬, 方腾 (2001) 浙江古田山自然保护区森林植被类型. 浙江大学学报(农业和生命科学版), 27, 375–380.]
- Yuan Y, Bian LS, Wu F, Si J (2015) Floral composition and ecology of polypores in Hainan Province. Chinese Journal of Ecology, 34, 1689–1698. (in Chinese with English abstract) [员瑗, 边禄森, 吴芳, 司静 (2015) 中国海南省多孔菌区系组成和生态习性. 生态学杂志, 34, 1689–1698.]
- Zhang LY, Wei YL (2016) Species diversity and distribution characters of wood-decaying fungi in Fenglin Nature Reserve. Chinese Journal of Ecology, 35, 2745–2751. (in Chinese with English abstract) [张丽燕, 魏玉莲 (2016) 丰林自然保护区木材腐朽真菌发生规律及其物种多样性. 生态学杂志, 35, 2745–2751.]
- Zhao CL, Cui BK (2012) A new species of *Perenniporia* (Polyporales, Basidiomycota) described from southern China based on morphological and molecular characters Volume. Mycological Progress, 11, 555–560.
- Zhou LW (2014a) *Fomitiporella caviphila* sp. nova (Hymenochaetales, Basidiomycota) from eastern China, with a preliminary discussion on the taxonomy of Fomitiporella. Annales Botanici Fennici, 51, 279–284.
- Zhou LW (2014b) *Fulvifomes hainanensis* sp. nov. and *F. indicus* comb. nov. (Hymenochaetales, Basidiomycota) evidenced by a combination of morphology and phylogeny. Mycology, 55, 70–77.
- Zhou LW, Dai YC (2013) Chinese polypore diversities: Species, mycota and ecological functions. Biodiversity Science, 21, 499–506. (in Chinese with English abstract) [周丽伟, 戴玉成 (2013) 中国多孔菌多样性初探: 物种、区系和生态功能. 生物多样性, 21, 499–506.]
- 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, 张俐文, 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.]

(责任编辑: 郭良栋 责任编辑: 时意专)

附录 Supplementary Material

附录1 古田山国家级自然保护区木腐真菌的功能属性与地理成分

Appendix 1 Functional trait and geographical element of wood-decaying fungi in Gutianshan National Nature Reserve

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2018-156-1.pdf>

附录1 古田山国家级自然保护区木腐真菌的功能属性与地理成分

Appendix 1 Functional trait and geographical element of wood-decaying fungi in Gutianshan National Nature Reserve

编号 No.	物种 Species	功能属性 Functional trait	出现频率 Occurrence frequency	地理成分 Geographical element
1.	东方淀粉韧革菌 <i>Amylostereum orientale</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
2.	<i>Antrodia</i> sp.	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	稀有 Rare	北温带 North temperate
3.	热带薄孔菌 <i>Antrodia tropica</i>	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	稀有 Rare	中国特有 Endemic to China
4.	白黄小薄孔菌 <i>Antrodiella albocinnamomea</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	东亚 East Asia
5.	黑卷小薄孔菌 <i>Antrodiella liebmannii</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
6.	若氏小薄孔菌 <i>Antrodiella romellii</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	北温带 North temperate
7.	乌苏里小薄孔菌 <i>Antrodiella ussuri</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	北温带 North temperate
8.	烟管孔菌 <i>Bjerkandera adusta</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
9.	褐栗孔菌 <i>Castanoporus castaneus</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	北温带 North temperate
10.	阿尔巴蜡孔菌 <i>Ceriporia alba</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	北温带 North temperate
11.	橘黄蜡孔菌 <i>Ceriporia aurantiocarnescens</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	北温带 North temperate
12.	<i>Ceriporia xylostromatoides</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
13.	角孔拟蜡孔菌 <i>Ceriporiopsis aneirina</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	北温带 North temperate
14.	巴拉尼拟蜡孔菌 <i>Ceriporiopsis balaenae</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	北温带 North temperate
15.	毛缘拟蜡孔菌 <i>Ceriporiopsis fimbriata</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	东亚 East Asia
16.	近浅黄拟蜡孔菌 <i>Ceriporiopsis pseudogilvescens</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	北温带 North temperate
17.	<i>Ceriporiopsis</i> sp.	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	北温带 North temperate
18.	干锈革孔菌 <i>Cyclomyces xeranticus</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	东亚 East Asia
19.	迪氏迷孔菌 <i>Daedalea dickinsii</i>	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	常见 Common	东亚 East Asia
20.	<i>Dentipellis</i> sp. 1	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
21.	<i>Dentipellis</i> sp. 2	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	世界广布 Cosmopolitan
22.	洞生小嗜蓝孢孔菌 <i>Fomitiporella caviphila</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	中国特有 Endemic to China
23.	红缘拟层孔菌 <i>Fomitopsis pinicola</i>	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	常见 Common	北温带 North temperate
24.	玫瑰拟层孔菌 <i>Fomitopsis rosea</i>	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	常见 Common	北温带 North temperate
25.	<i>Fomitopsis</i> sp.	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	常见 Common	北温带 North temperate
26.	硬白孔拟层孔菌 <i>Fomitopsis spraguei</i>	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	常见 Common	北温带 North temperate
27.	印度黄层孔菌 <i>Fulvifomes indicus</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	中国特有 Endemic to China
28.	<i>Fuscoporia contigua</i>	寄生/白腐 Parasitic/white rot	常见 Common	北温带 North temperate
29.	<i>Fuscoporia</i> sp.	寄生/白腐 Parasitic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
30.	<i>Ganoderma</i> sp.	寄生/白腐 Parasitic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
31.	<i>Ginnsia viticola</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical

编号 No.	物种 Species	功能属性 Functional trait	出现频率 Occurrence frequency	地理成分 Geographical element
32.	<i>Hericium flagellum</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
33.	日本锈齿革菌 <i>Hydnochaete japonica</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	东亚 East Asia
34.	<i>Hydnophlebia</i> sp.	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
35.	烟色锈革菌 <i>Hymenochaete adusta</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
36.	异常锈革菌 <i>Hymenochaete anomala</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
37.	厚锈革菌 <i>Hymenochaete cinnamomea</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
38.	<i>Hymenochaete epichlora</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
39.	齿囊锈革菌 <i>Hymenochaete hydroides</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
40.	非交织锈革菌 <i>Hymenochaete innexa</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
41.	长孢锈革菌 <i>Hymenochaete longispora</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
42.	大黄锈革菌 <i>Hymenochaete rheicolor</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
43.	单色锈革菌 <i>Hymenochaete unicolor</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
44.	柔毛锈革菌 <i>Hymenochaete villosa</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
45.	<i>Hyphoderma</i> sp.	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	世界广布 Cosmopolitan
46.	淡黄丝齿菌 <i>Hyphodontia flavipora</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
47.	<i>Hyphodontia</i> sp.	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
48.	皱容氏孔菌 <i>Junghuhnia collabens</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
49.	<i>Lentinus tuber-regium</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
50.	倒卵拟小孔菌 <i>Microporellus obovatus</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
51.	近缘小孔菌 <i>Microporus affinis</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
52.	褐扇小孔菌 <i>Microporus vernicipes</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
53.	<i>Mycoacia nothofagi</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
54.	<i>Oligoporus mappa</i>	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	稀有 Rare	北温带 North temperate
55.	<i>Oligoporus</i> sp.	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	稀有 Rare	北温带 North temperate
56.	白蜡多年卧孔菌 <i>Perenniporia fraxinea</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
57.	狭髓多年卧孔菌 <i>Perenniporia medulla-panis</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
58.	南岭多年卧孔菌 <i>Perenniporia nanlingensis</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	中国特有 Endemic to China
59.	白赭多年卧孔菌 <i>Perenniporia ochroleuca</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
60.	<i>Perenniporia</i> sp.	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
61.	微酸多年卧孔菌 <i>Perenniporia subacida</i>	寄生/白腐 Parasitic/white rot	常见 Common	北温带 North temperate
62.	<i>Phanerochaete galactites</i>	寄生/白腐 Parasitic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
63.	<i>Phanerochaete laevis</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
64.	污白平革菌 <i>Phanerochaete sordida</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	北温带 North temperate
65.	铁木层孔菌	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan

编号 No.	物种 Species	功能属性 Functional trait	出现频率 Occurrence frequency	地理成分 Geographical element
	<i>Phellinus ferreus</i>			
66.	香木层孔菌 <i>Phellinus fragrans</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	北温带 North temperate
67.	淡黄木层孔菌 <i>Phellinus gilvus</i>	寄生/白腐 Parasitic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
68.	<i>Phellinus</i> sp.	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	北温带 North temperate
69.	金射脉菌 <i>Phlebia aurea</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
70.	<i>Phlebia chrysocreas</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	世界广布 Cosmopolitan
71.	漏斗多孔菌 <i>Polyporus arcularius</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
72.	理坡瑞多孔菌 <i>Polyporus leprieurii</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
73.	<i>Polyporus hygrocybe</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
74.	桑多孔菌 <i>Polyporus mori</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
75.	<i>Polyporus</i> sp.	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
76.	<i>Postia</i> sp. 1	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
77.	<i>Postia</i> sp. 2	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
78.	希玛波斯特孔菌 <i>Postia simanii</i>	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	稀有 Rare	亚–欧 Asia-Europe
79.	灰白波斯特孔菌 <i>Postia tephroleuca</i>	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	常见 Common	北温带 North temperate
80.	长孢假赖特孔菌 <i>Pseudowrightoporia oblongispora</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
81.	<i>Rhizochaete radicata</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	稀有 Rare	热带–亚热带 Tropical-subtropical
82.	裂褶菌 <i>Schizophyllum commune</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
83.	<i>Scytinostroma</i> sp.	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
84.	白干皮孔菌 <i>Skeletocutis nivea</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
85.	赭色齿耳菌 <i>Steccherinum ocharceum</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
86.	<i>Steccherinum</i> sp.	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
87.	扁韧革菌 <i>Stereum ostrea</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
88.	红木色孔菌 <i>Tinctoporellus epimiltinus</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
89.	<i>Trametes modesta</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
90.	云芝 <i>Trametes versicolor</i>	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	世界广布 Cosmopolitan
91.	<i>Tyromyces</i> sp.	腐生/白腐 Saprophytic/white rot	常见 Common	热带–亚热带 Tropical-subtropical
92.	<i>Wolfiporia dilatohypha</i>	腐生/褐腐 Saprophytic/brown rot	稀有 Rare	东亚–北美 East Asia-North America



•保护论坛•

基于保护地役权的自然保护地适应性管理方法 探讨：以钱江源国家公园体制试点区为例

王宇飞¹ 苏红巧¹ 赵鑫蕊¹ 苏杨¹ 罗敏^{2*}¹ (国务院发展研究中心, 管理世界杂志社, 北京 100026)² (环境保护杂志社, 北京 100062)

摘要: 我国的自然保护地普遍存在着科学管控难、统一管理难和资金供给难等问题, 即便是国家公园体制试点区也不例外。本文以钱江源国家公园体制试点区为例, 设计了基于细化保护需求的保护地役权制度, 以探索一种能解决上述问题并能体现生态补偿的适应性管理方法, 包括: 细化主要保护对象的管理需求, 结合土地利用类型, 确定实施保护地役权的空间范围; 辨析保护需求和原住民生产、生活之间的关系, 形成正负行为的准则并以行为清单的形式体现; 从生态系统监测指标改善情况、正负行为遵守情况和社区能力建设三个维度制定地役权制度的评价方法; 据此形成地役权合同, 明确供役地人和需役地人的权责利, 形成考虑保护绩效的生态补偿方案。这种方法可以解决自然保护地因为权属不一致造成的生态系统和景观破碎化问题, 缓解社区发展和生态保护之间的矛盾, 在我国南方集体林地占比较高的自然保护地具有适用性。

关键词: 生态补偿; 适应性管理; 保护地役权; 自然保护地; 国家公园

Conservation easement-inspired adaptive management methods for natural protected areas: A case study on Qianjiangyuan National Park pilot

Yufei Wang¹, Hongqiao Su¹, Xinrui Zhao¹, Yang Su¹, Min Luo^{2*}¹ *Management World Magazine, Development Research Center of the State Council, Beijing 100026*² *Environmental Protection Magazine, Beijing 100062*

Abstract: It is difficult to carry out highly effective management in the natural protected areas of China due to complicated land ownership and lack of scientific research, especially in the National Park pilots. This paper proposes a conservation easement policy based on focused conservation needs by integrating an innovative adaptive management method and an ecological compensation plan, using the Qianjiangyuan National Park pilot as an example. First, the major conservation needs of the ecosystem elements are refined by determining the spatial scope of the easement implementation according to the land type. Secondly, the relationship between conservation need and the livelihood of local residents is clarified to form the classified conservation list. The evaluation method for easement is designed in three dimensions: improvement of monitoring indicators of the ecosystem, compliance with positive and negative actions and community capacity cultivation. Finally, the easement contract is formed by outlining the clear rights and responsibilities of the easement donor and donee. A scientific and flexible plan for ecological compensation is also carried out. This method can effectively solve the problem of land resource fragmentation at both on the ecosystem and landscape scale, which is normally caused by inconsistent ownership, as well as the conflict between community development and ecological conservation. Finally, this plan can be applied to the natural protected areas in southern China where the collective forest coverage is relatively high.

Key words: ecological compensation; adaptive management; conservation easement; natural protected areas; national park

收稿日期: 2018-07-30; 接受日期: 2018-10-10

基金项目: 国家社会科学基金重大项目(17ZDA058)和国务院发展研究中心力拓基金

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: luomian198918@126.com

我国相当数量的自然保护地科研基础不够、土地权属复杂、财政支持缺乏,存在科学管控难、统一管理难和资金供给难的共性问题。现有的自然保护地基本采用要素式的管理模式,即其管理目标并非从整个生态系统的完整性角度出发,而是关注生态系统的某一个片段或者要素(苏杨等,2018)。一个自然生态系统内经常有多个不同类型的保护地,这种管理模式导致“一地多牌多主”、不同类型的保护地交叉重叠、管理机构权责不清的现象普遍存在。为了改善上述情况,加强对生态系统的原真性和完整性的保护,我国先后提出建立国家公园体制和构建以国家公园为主体的自然保护地体系的目标。今后我国自然保护地的管理将会由以资源要素为核心的管理模式转向以生态系统为核心的管理模式。国家公园体制也将引领自然保护地体系改革,其先行先试具有全国性的示范意义。生态系统的复杂性、动态性、模糊性和干扰的不确定性,决定了生态系统管理目标、生态系统对管理行为的响应、管理决策等方面的不确定性(杨荣金等,2004)。适应性管理作为一种应对复杂动态系统不确定性难题的工具,逐渐成为被认可的生态系统管理模式,应用于渔业管理、森林管理、流域生态治理与恢复等领域(侯向阳等,2011)。本研究主要从体制层面探讨如何在国家公园通过适应性管理解决上述问题。

为此,在问题导向下研究设计了符合我国国情的保护地役权制度,并率先应用于国家公园体制试点区以实现适应性管理,即:明确保护对象,细化管理需求,确定保护对象和原住民的生产、生活行为之间的关系,辨识原住民禁止、限制和鼓励的行为,形成正负行为清单并配套不同类型的激励方式;据此来约束土地利用的方式和强度,以地役权合同的形式平衡保护与发展之间的关系。

传统的地役权是指为了利用自己土地的便利,而对他人的土地进行一定程度的利用或者对他人行使土地的权力进行限制的权利。随着社会的发展,地役权已经在最初强调有利、相邻的私益性的基础上增加了公益性,在土地利用和环境保护方面起到了积极作用,即保护地役权。美国2000年颁布的《第三次财产法重述:役权》(*Restatement of Property, Third, Servitudes*)中指出,保护地役权的目标包括但不限于:保留或保护不动产的自然、景观、开放空间价值;保障其农业、林业、休闲游憩或开放空

间利用等功能;保护或管理自然资源的利用;保护野生生物;维系并提升土地、大气和水环境质量(唐孝辉,2014)。本研究旨在借鉴国际经验的基础上,寻求构建适合我国自然保护地现状的保护地役权制度,与生态补偿结合并进行适应性管理,以解决生态系统尺度和景观尺度上连续的自然保护地因为权属不一致造成的破碎化管理问题,解决社区发展和生态保护之间的矛盾。

1 制度设计的技术路线和方法

本研究技术路线基于自然保护地管理的问题导向和国家公园体制建立的目标导向而提出。问题导向主要是指能够解决生态系统和生物多样性保护存在的客观问题,比如人为干扰造成的物种栖息地保护不利、生态系统服务功能下降等;目标导向是指制度设计要符合《关于健全生态保护补偿机制的意见》和《建立国家公园体制总体方案》(以下简称《总体方案》)的要求。其中,制度设计要以生态系统科学管控的理论和社区利益诉求为基础,需围绕保护目标,平衡保护和发展的关系,形成适应性管理办法,并制定有针对性的、精细化的补偿测算方式和市场化、多元化的生态补偿模式。

1.1 适应性管理框架的构建

适应性管理框架是一种基于学习决策的资源管理框架(Williams et al, 2011),主要包括界定问题、编制方案、执行方案、检测、评估结果和改进管理(Murray & Marmorek, 2004)。它广泛应用于森林等自然资源的管理(叶功富等,2015; Birgé et al, 2016)。何思源等(2017)从理论上设计了一套新型的适应性管理框架,提出对重点保护对象的状态划分空间等级,在特定的空间范围制定保护需求清单,并配套保护地役权制度促进管制措施落地,但是研究结论有待实践。本研究将其和生态补偿制度相结合,并应用于国家公园,更新了上述适应性管理框架(如图1所示)。其中,制度设计的基本原则要遵循保护生物学理论,比如保护珍贵物种优先、就地保护原则等(马克平,2009)。

1.2 生态补偿的制度设计

2016年国务院办公厅颁发的《关于健全生态保护补偿机制的意见》提出要建立生态环境损害赔偿、生态产品市场交易与生态保护补偿协同推进生态环境保护的机制。结合《总体方案》中“构建市

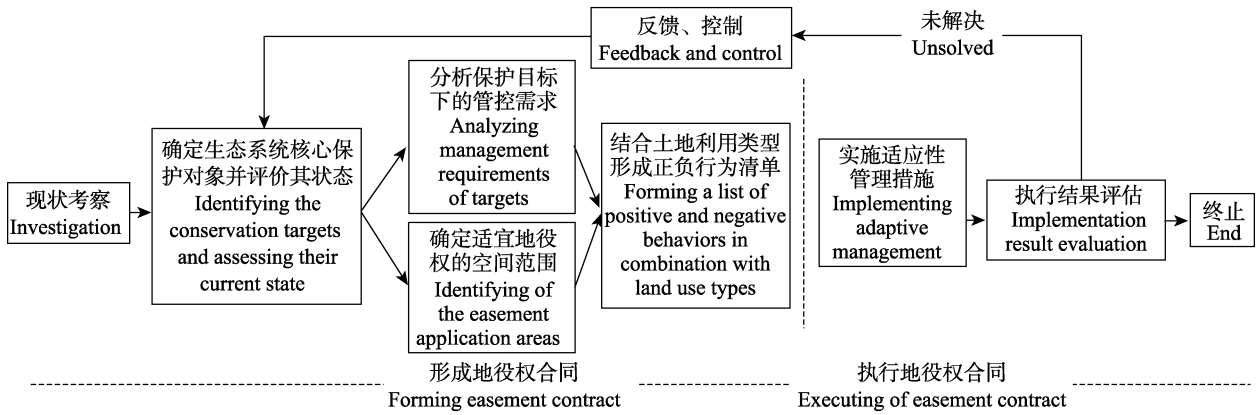


图1 以地役权制度为基础的适应性管理框架
 Fig. 1 Adaptive management framework based on conservation easement

保护论坛

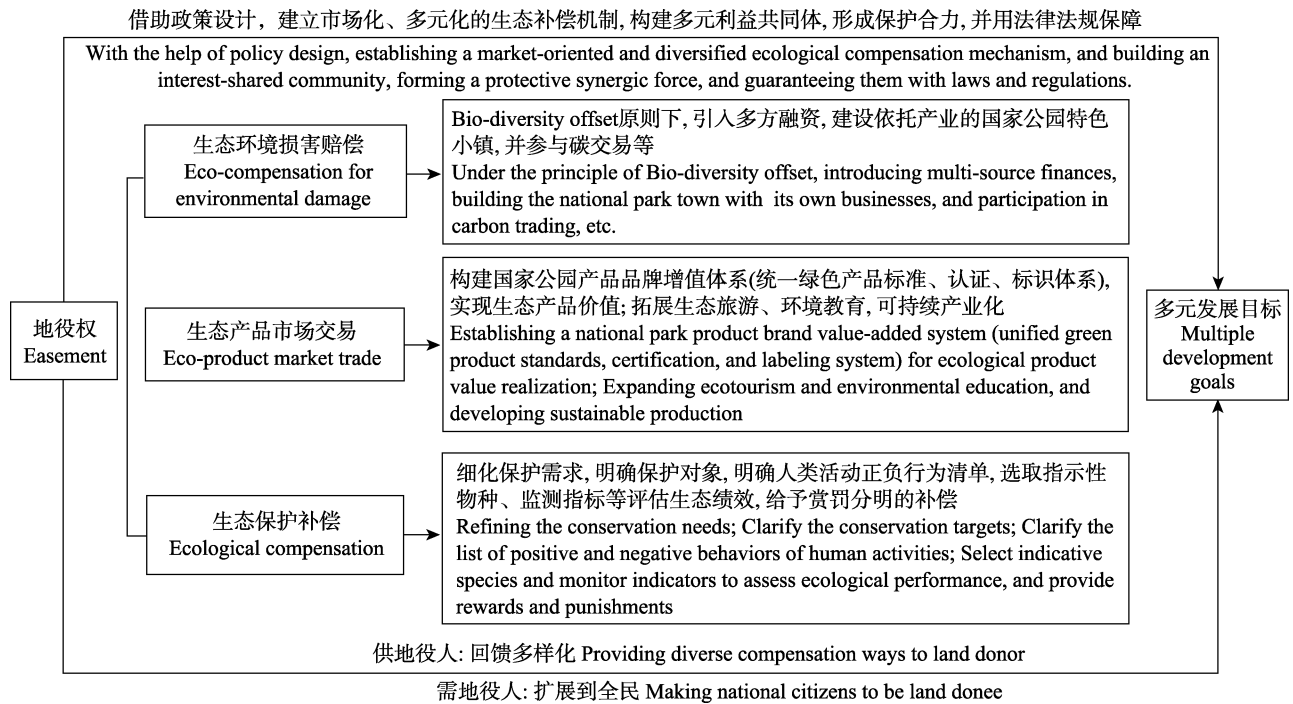


图2 结合我国实际的地役权制度生态补偿方案的设计思路。Biodiversity-offset即生物多样性中和, 主要是指工程项目等的实施在采取一定的手段后对生态系统多样性的影响非负。
 Fig. 2 Technical route for the ecological compensation mechanism based on easement policy in China biodiversity. Biodiversity-offset: after certain measures, the impact of the engineering projects on the ecosystem diversity can not be negative.

场化、多元化的生态补偿机制”, 以及“构建社区发展协调制度”的要求, 本研究的制度设计思路如图2所示, 要鼓励多元参与, 构建利益共同体, 形成保护合力。

1.3 研究方法

本研究主要采取文献查阅、半结构式访谈和问卷调查等方法。除分析地役权、国家公园体制制度外, 重点对国家公园的生态系统(于明坚等, 2001;

宋凯等, 2011; 钱海源等, 2018)、生物多样性(马建忠等, 2010; 杨沛芳, 2012; 韩璐等, 2015)和生态保护(万本太, 2008)的基本情况进行文献分析, 作为制度设计的基础。

半结构式访谈是介于完全开放式和结构式访谈之间的一种访谈方式。本研究调研过程中主要对焦点人物和原住民进行访谈。其中焦点人物访谈主要针对村干部(目的是获得社区集体信息)、政府职

能部门的重点人物(保护区管理机构的相关干部等)。访谈的主要目的是了解受访者利益诉求与保护需求之间的相关性, 为正负行为清单的制定以及生态补偿方案的设计做准备。问卷调查主要针对社区原住民的基本生产和生活情况, 了解其受教育水平、生计手段和收入水平等基本信息。

1.4 案例地点的选取

本研究主要针对钱江源国家公园体制试点区(以下简称“钱江源国家公园”), 钱江源国家公园处我国东部人口密集、集体林地比例较大的区域, 具有实施保护地役权的典型性。钱江源国家公园包括了浙江开化县苏庄、长虹、何田、齐溪共4个乡镇, 涉及人口9,744人(截至2014年底)。国有土地和集体所有土地分别占20.4%和79.6%。国家公园的主要问题是由于道路修建、经济林种植和村镇阻隔等因素造成的森林生态系统碎片化。试点区内原住民具有保护生态环境的良好传统, 例如当地仍保留着“封山节”、“敬鱼节”等民俗文化活动; 珍稀的白颈长尾雉(*Syrmaticus ellioti*)等野生动物与当地的采油茶等农事活动形成了人地平衡关系。

2 政策设计的基础以及实施步骤

2.1 原住民的利益诉求分析

社区调研是制度设计的基础。通过对国家公园范围内重点村落的调查了解整个试点区内原住民

生产、生活的基本情况, 如表1所示。调研发现, 社区人口老龄化、村庄空心化问题严重, 户籍人口多但常住人口少, 并且以老年人、哺乳期妇女以及儿童为主。

本研究认为差异化的人群应平等地享受到国家公园建设带来的福利, 有必要分析原住民对国家公园补偿的诉求, 如表2所示。调研发现不同人群的补偿诉求差别较大: 60岁以上的人群主要希望改善养老和医疗的基础设施条件和提高社区服务水平; 有劳动能力的青壮年更偏好于增加技能培训和就业机会; 有孩子的家庭希望社区提供良好的教育。

2.2 构建适应性管理框架, 形成地役权制度

适应性管理框架主要包括: 细化保护需求, 确定适宜实施地役权的标准和空间范围, 制定正负行为清单并确定监测方法。

(1) 细化保护需求。主要的操作步骤包括: 明确保护对象(主要指环境本底、生态系统、水质和生态系统服务等), 细化保护对象的管理需求(重要区域细化到林班尺度), 确定其与原住民的生产、生活行为之间的关系。具体到钱江源国家公园, 基于区域内生态系统和生物多样性的监测基础和本底调查情况, 确定了以低海拔中亚热带常绿阔叶林生态系统以及相关珍稀物种和水源地为主的保护对象, 以及重要保护动物的栖息地活动范围不缩小的保护目标(祝燕等, 2008; 赖江山等, 2010; 斯幸峰和丁平, 2014)。

表1 钱江源国家公园重点村落的基本情况

Table 1 Basic information of key villages in Qianjiangyuan National Park

乡镇 Town	自然村 Natural village	人口 Population	分区 Zone	主要产业 Major industry	核心保护对象 Core conservation targets
苏庄 Suzhuang	龙潭口 Longtankou	118	核心保护区 Core protected zone	茶叶、油茶 Tea and sasanqua	生态系统、水源 Ecosystem and water sources
	东山 Dongshan	106	生态保育区 Ecological conservation zone	茶叶、油茶 Tea and sasanqua	生态系统、水源 Ecosystem and water sources
	外长坑头 Waichangkengtou	80	核心保护区 Core protected zone	茶叶、农作物 Tea and crops	生态系统 Ecosystem
	内长坑头 Neichangkengtou	6	核心保护区 Core protected zone	茶叶、农作物 Tea and crops	生态系统 Ecosystem
	青安塘 Qing'antang	24	生态保育区 Ecological conservation zone	茶叶 Tea	生态系统 Ecosystem
	冲凹 Chong'ao	6	核心保护区 Core protected zone	茶叶、养蜂 Tea and beekeeping	生态系统 Ecosystem
	岭里头 Linglitou	2	核心保护区 Core protected zone		生态系统 Ecosystem
齐溪 Qixi	大鲍山 Dabaoshan	79	核心保护区 Core protected zone		生态系统 Ecosystem
长虹 Changhong	河滩 Hetan	99	生态保育区 Ecological conservation zone	茶叶、农作物 Tea and crops	生态系统、水源 Ecosystem and water sources

(2)确定适宜实施地役权的空间范围。结合森林资源二类调查、动物栖息地范围和活动规律,在地图上标识有差异化保护需求的区域。尽管国家公园强调的是生态系统的完整性保护,但考虑到政策执行成本,确定地役权实施范围时需要有所侧重。应重点关注集体所有的土地和重点保护对象有重叠的区域,明确有利于不同类型的林相正向演替的管控措施(比如通过建立生态廊道保持生态系统完整性),并在此区域重点开展监测和管制。在自然资源

确权基础上,结合土地权属,绘制出适宜地役权的空间范围,同时确定原住民可参与的方式。最后,综合多方面因素(如生态系统完整性、水源地代表性和跨界管理问题等)筛选了浙江省开化县长虹乡霞川村作为试点开展工作。

(3)制定正负行为清单。在考虑土地类型的差异及其对应的人类行为的基础上,形成原住民的正负行为清单(举例如表3所示),并将其作为空间上的正负行为准则。其中,土地类型包括林地、耕地、园

表2 钱江源国家公园原住民对国家公园补偿的诉求

Table 2 Compensation requirements of local citizens from the Qianjiangyuan National Park

直接补贴 Direct subsidy	社会福利 Social welfare	生计带动 Income increase
液化气补贴 Subsidies for liquefied gas	老人、残疾人补贴 Subsidies for old and disabled people	茶叶、油茶等国家公园品牌产品 Tea, sasanqua and other products with National park brand
景区开发补贴 Subsidies for scenic spot development	安装有线、无线网络 Installation of wired or wireless network	农家乐、农机培训、保护地管理、对森林资源开发利用、发展生态旅游等 Hotels, agricultural machinery training, protected area management, utilization of forest resources, and ecotourism, etc.
生态公益林补贴 Subsidies for ecological forest	丰富娱乐活动 Diversified activities for entertainment	
基本农田补贴 Subsidies for basic farmland	生产生活基础设施水平提高(垃圾处理、污水排放处理、修路等) Improvement of production and living infrastructure (waste treatment, waste water treatment, road construction, etc.)	
地役权限制和鼓励行为补贴 Subsidies for the restrictions and encouragements of easement	医疗、教育等公共服务水平提高 Improvement of public service, including medical care and education, etc.	

表3 原住民正负行为清单(耕地部分)^a

Table 3 Positive and negative behavior list of local citizens (agricultural lands)^a

保护对象 Conservation targets	正/负 Positive or negative	具体行为 Specific actions	参与方式 Participant measures
环境本底、水源地和生态系统服务 Environmental background, water source and ecosystem services	禁止 Forbidden	使用未经批准的化肥、农药、除草剂 Use of unapproved fertilizers, pesticides, and herbicides	个人 Individual
		使用未经发酵处理的粪便作为肥料 Use of non-fermented manure	个人 Individual
	鼓励 ^b Encouraged ^b	秸秆焚烧 Straw burning	个人 Individual
		合理套种, 合理密植 Reasonable inter-planting and compact planting	集体/个人 Collective /individual
物种、种群、群落和生态系统 Species, populations, communities and ecosystems	禁止 Forbidden	立体农业 Stereoscopic agriculture	个人 Individual
		驱赶、捕捉进入耕地的野生动物 Expelling or catching wild animals that entering cultivated land	个人 Individual
	鼓励 ^b Encouraged	以围栏、栅栏等形式明确隔离耕地和自然环境 Clear separation between cultivated land and natural environment by using the fences, etc.	个人 Individual
文化遗产等原真性 Originality of cultural heritage, etc.	鼓励 ^b Encouraged ^b	以本土植物形成天然的隔离林带 Using local plants as the fence between natural environment and plantation	集体/个人 Collective /individual
		保留传统农耕文化 Preserving traditional farming culture	个人 Individual
		适度发展耕地景观、发展生态旅游和环境教育 Moderating development of cultivated land landscape, ecotourism and environmental education	集体 Collective

^a 对于原住民正负行为清单,有必要结合国家公园功能分区进行细化,在实践阶段进一步调整,文章内不作更多探讨;^b核心区,鼓励耕地退出或者弃收。

^a For the list of the local citizens' positive and negative behaviors, it is necessary to be adjusted considering the national park functions, which is not discussed in this paper; ^b In the core protected area, farmland withdrawal and giving up collecting corps are encouraged.

地、宅基地和水源地。其中宅基地的行为清单主要对应的是原住民的日常生活行为。

(4)确定监测指标和方法。参考森林生态系统生物多样性监测和评估规范(LY/T 2241-201), 确定表征生物多样性保护效果的监测指标以及指示性物种的监测方法(选取有代表性的白颈长尾雉和黑麂(*Muntiacus crinifrons*)为指示性物种)(表4)。

2.3 地役权合同的形成和执行

以适应性管理为基础, 结合当前我国生态补偿政策, 形成地役权合同并执行, 具体包括:

(1)制定保护效果的评价方法和补偿标准。为防止传统生态补偿政策一刀切的现象, 有必要对原住民参与的保护行为进行生态绩效评价, 并给予补偿。地役权保护效果的评价包括三个方面, 分别是: 村民正负行为的遵守情况、客观监测指标的改进情况(对部分指标, 需要专业科研团队的支持, 并且赋予其在重大项目和政策执行方面的一票否决权)和其他能力建设要求(比如制度建设等)。运用风险控制理论和生态足迹的原理, 结合原住民生产、生活行为的频率和行为对生态系统的影响, 参考东部地区物价水平和地方政府财政承受力, 结合经济学中的机会成本法和最小受偿意愿法等, 本着“论功行赏、赏罚分明”的原则, 量化正负行为的价值, 以此为基础制定差异化的生态补偿标准。另外, 地役权执行的形式与集体以及个人的参与方式有关系, 也与土地类型(林地、耕地、园地、宅基地和水源附近土地)有关, 具体操作层面可以结合实际情况调整。

考虑当前我国农村社会的治理结构, 基于调研结果和其他保护地经验(如浙江杭州良渚文化遗址

生态补偿的成功经验), 地役权保护效果评价操作思路如下: 由国家公园和村集体签订保护协议, 并明确监管方法; 村集体与原住民签订协议, 由各村自行决定地役权补偿资金的用途、分配比例, 促进村民自治; 经国家公园管理机构全程监督认可并经第三方定期评估考核确认各村保质保量完成协议区域内的保护任务后, 为村集体颁发补偿金。

主要根据以下标准体系打分(表5), 方法如下:
 总计分=行为计分_{个人}×30%+行为计分_{集体}×20%+生态指标计分×30%+社区能力建设计分×20%

评价满分为100分, 按最后所得分值和补偿基数计算每年度实际应该获得的地役权直接补偿金额, 计算公式如下:

地役权直接补偿金额=补偿基数×总计分/100
 其中, 补偿基数主要根据原住民的收入水平、地方政府财政承受能力和融资情况确定。具体某一个村的补偿基准, 需要根据行政村(社区)人口、面积、生态敏感度等因素通过协商确定。

结合实际, 地役权合同中对原住民正负行为的补偿金额并不是直接从经济价值角度核算, 而是在确定各村补偿基数后, 参考正负行为的频率和强度确定的。对于极端负面行为(如盗猎), 一票否决其获奖励机会; 对于正面行为, 按照评估结果占总分的比例给予相应的补偿。

其中, 村民行为和村集体的总分是由第三方根据有劳动力的原住民每年实际履行清单情况评估所得的平均数来确定。补偿金额设定上限和下限, 其中下限为遵守正负行为获得的直接补偿和日常管护运营经费; 上限包括下限和间接补偿(生态岗

表4 钱江源国家公园森林生态系统中野生动植物多样性的部分监测指标

Table 4 Part of the monitoring indicators for the diversity of wild animals and plants in the Qianjiangyuan National Park forest ecosystem

分类 Category	监测指标/方式 Monitoring indicators/methods	周期 Period
野生植物监测 Wild plant monitoring	种类 Species 物种名称、数量 Name and number of species	每年2次 Twice a year
	变化 Changes 无人机监测各种植被类型面积和高度的变化 Changes in areas and height of different plant types by using unmanned aerial vehicle (UVA) monitoring	
野生动物监测 Wild animal monitoring	种类 Species 物种名称、数量 Name and number of species	每年2次 Twice a year
	种群 Populations 分布格局 Distribution pattern 物种相对多度指数 Specie relative abundance index (RAI)	长期 Long-term
资源利用 Resource utilization	乔、灌、草植物的名称、采集地点、采集数量、利用部位、用途、交易方式 Names of arbors, shrubs and herbs, collecting location and numbers, available parts, using ways and trading ways	每月1次 Once a month
人为干扰 Human disturbance	干扰方式和强度 Disturbance mode and intensity	每年1次 Once a year

表5 钱江源国家公园地役权实施评价体系

Table 5 Evaluation system of the easement in Qianjiangyuan National Park

评价内容 Evaluation items	评价主体 Evaluation subjects	权重 Weight	评价周期 Evaluation period	评价目标 Evaluation targets
社区个人正负行为 Positive and negative individual behaviors in the community	集体对个人评估 The community evaluates individuals	30%	每年 Once a year	地役权合同中正负行为的遵守情况 Compliance to the positive and negative behaviors listed in the easement contract
社区集体正负行为 Positive and negative behaviors in the community	国家公园管理机构对社区集体评估 National park management agency evaluates the community	20%	每年 Once a year	
常规监测指标评价 Routine monitoring indicator evaluation	第三方评估 The third-party evaluation	30%	每年 Once a year	生态保护效果 Ecological conservation effects
社区能力建设 Community capacity improving	第三方评估 The third-party evaluation	20%	每年 Once a year	社区能力建设效果 Community capacity improvement

位、基础设施改善、公共福利改善、特许经营获利、其他社会渠道捐赠等)。

补偿上限 = 补偿下限 + 间接补偿

(2)形成地役权合同并实施。地役权合同包括保护目标、监测方法、考核方法、供役地人、需役地人、供役地范围、期限以及供役地人与需役地人的权利和义务等内容。其中，地役权合同的签订主要由乡镇政府或国家公园管委会推动，需配套建立考核目标体系、考核办法、奖惩机制。

(3)引入社会力量，丰富地役权。社会力量(包括营利和非营利性质的社会组织)的引入是间接补偿的重要环节。营利组织主要参与构建国家公园产品品牌增值体系(品牌增值体系包括产品和产业发展指导体系、产品质量标准体系、产品认证体系和品牌管理推广体系等)(苏杨等, 2018)。该体系可以将资源环境的优势转化为产品品质的优势并通过品牌平台固化，在保护地友好和社区友好的约束下实现单位产品价值的提升。借助特许经营的形式，激励原住民参与保护，鼓励地方龙头企业参与，培养可持续的产业，将保护和品牌结合，并惠及社区。钱江源国家公园产品品牌增值体系的产品包括开化县已经有扶持基础但缺少品牌效应的茶叶、油茶、民宿等。可以通过引入绿色融资，建设国家公园特色小镇，并构建品牌增值体系，促进三产融合。非营利组织对解决跨行政区管理有助力，可以作为地役权合同的签订方，规定参与管理的跨界区和国家公园遵循同样科学的管理方法，促进生态系统完整性的保护。

3 政策实践和保障

适应性管理的理念已经被学术界普遍认可，但

是实践中却少有成功案例。我国自然资源的适应性管理大部分停留在理论性论述和框架研究阶段(徐广才等, 2013)。钱江源国家公园借助依托地役权制度的适应性管理，可以解决对不同权属的土地进行科学、统一管理的问题，并通过生态补偿等机制鼓励原住民参与保护，实现绿色发展。

下面就制度实践以及保障展开讨论。

3.1 制度实践

操作层面上，“钱江源国家公园适应性管理办法”的推进从地役权开始。浙江省开化县2018年4月颁布了《关于印发钱江源国家公园集体林地地役权改革实施方案》(http://www.kaihua.gov.cn/art/2018/4/4/art_1387096_1544.html)。该方案在不必赎买集体土地和进行生态移民的前提下，可快速推进地役权改革且成本较低，达到了国家公园自然资源统一管理的基本要求，为科学地实施适应性管护奠定了基础。但该方案本质上看还是属于传统意义的生态补偿，没有解决种植大户承包问题、跨界问题和绿色发展问题，并且缺少体制机制创新。而本研究的制度设计，和开化县现行地役权方案衔接，率先以试点的形式展开政策尝试。除了可以解决上述问题外，还设计了对耕地、园地、宅基地和水源地的适应性管理办法和多元化的生态补偿方案。

另外，需要指出社区是重要的参与方，其自然资源管理的目标和模式要符合国家公园的管控要求。对操作难度较大、专业化程度较高、对生态和环境产生干扰的活动，必须由国家公园专业技术人员完成，对于一定规模的项目须进行专业的生态环境影响评价。

3.2 制度保障

完善的法律法规和清晰的治理结构是制度执

行的保障。需要制定“钱江源国家公园适应性管理办法”并作为其专项管理办法纳入“钱江源国家公园管理条例”。明确适应性管理的操作步骤, 出台关于地役权的地方性法规, 规避其法律法规缺失的问题。要制定“特许经营管理条例”和“国家公园产品品牌管理办法”, 以特许经营合同的形式提出加入国家公园品牌增值体系的标准和办法。考虑到生态公益等岗位更受社区欢迎并对国家公园有贡献, 特许经营中要明确企业需要吸纳的原住民的具体比例或人数(优先保障核心区和生态保育区)。

另外, 适应性管理的目标是服务于国家公园统一、规范的管理决策, 涉及国家公园管理方、专家学者、专业技术人员和其他的利益相关方(社区、公众、企业、非政府组织和第三方机构等)。需要充分考虑各利益相关方的诉求, 因此要借助“国家公园适应性管理办法”的制定, 明确各利益相关方的权责利, 特别是不同渠道的资金整合和角色分配。充分协商后, 使地役权获得社区支持, 利益共同体得以重构和再平衡, 并达成一致的管理目标。其中最大的难点是监测的执行、监测指标的检验和评估体系的建立。它们需要较长的时间及大量资金投入, 需要探索性试验并考虑长期的成本和收益, 特别是试点期间对难以操作的监测指标进行调整。因此, 管理需要设计动态机制以及反馈机制, 并且允许项目的执行有灵活性, 以保障其可操作性。

4 结论

钱江源国家公园通过提高集体林地生态补偿的标准, 与社区签订保护地役权合同, 保证原住民生产、生活符合国家公园管理要求, 以较低的成本使自然资源的统一管理得以快速推进。同时, 为避免“一刀切”的模式, 在充分考虑各利益相关方诉求的基础上, 率先以试点形式探索地役权制度, 以实现更科学的适应性管理模式, 即本研究方案。试点区探索兼顾了保护和发展, 控制了移民数量并且在跨省合作方面展开了尝试, 为社区设计了绿色发展的技术路线, 即构建国家公园产品品牌增值体系作为间接补偿的主要措施之一, 具有创新性和全国示范意义。

这样的制度设计具有一定的普适性, 可以应用于以下两类区域: 一类是全国同类的试点区(比如生态保护与社区发展矛盾突出的武夷山国家公园

体制试点区、社区原住民协调困难的东北虎豹国家公园体制试点区); 另一类是和钱江源试点区在同一生态系统内、跨行政区域的江西、安徽地段。上述技术路线适用于山水林田湖草的一体化管理, 除去文中提到的森林生态系统, 该制度如何用于湿地、草原等生态系统, 有待结合实际情况展开深入研究。

参考文献

- Birgé HE, Allen CR, Garmestani AS, Pope KL (2016) Adaptive management for ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 183, 343–352.
- Han L, Wu HM, Cheng BD, Wen YL (2015) South Africa's biodiversity conservation and its enlightenment to China: A case study of Kruger National Park. *World Forestry Research*, 28(3), 75–79. (in Chinese with English abstract) [韩璐, 吴红梅, 程宝栋, 温亚利 (2015) 南非生物多样性保护措施及启示——以南非克鲁格国家公园为例. *世界林业研究*, 28(3), 75–79.]
- He SY, Su Y, Luo HN, Wang L (2017) Research of management methodology in protected area based on itemised conservation requirements—Supporting construction of China pilot national park's construction. *Environmental Protection*, 45(Z1), 50–57. (in Chinese with English abstract) [何思源, 苏杨, 罗慧男, 王蕾 (2017) 基于细化保护需求的保护地空间管制技术研究——以中国国家公园体制建设为目标. *环境保护*, 45(Z1), 50–57.]
- Hou XY, Yin YT, Ding Y (2011) An overview and prospects for grassland adaptive Management in China. *Acta Prataculturae Sinica*, 20, 262–269. (in Chinese with English abstract) [侯向阳, 尹燕亭, 丁勇 (2011) 中国草原适应性管理研究现状与展望. *草业学报*, 20, 262–269.]
- 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 hm² 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.]
- Ma JZ, Yang GH, Han MY, Zhang ZM, Yang ZJ, Chen B (2010) Study on approaches of biodiversity conservation and planning for Meili Snow Mountain National Park. *Forest Inventory & Planning*, 35, 119–123. (in Chinese with English abstract) [马建忠, 杨桂华, 韩明跃, 张志明, 杨子江, 陈飙 (2010) 梅里雪山国家公园生物多样性保护规划方法研究. *林业调查规划*, 35, 119–123.]
- Murray C, Marmorek DR(2004) Adaptive management: A spoonful of rigour helps the uncertainty go down. In: *Proceedings of the 16th Annual Society for Ecological Restoration Conference*, Victoria BC.

- Ma KP (2009) A Brief Course on Conservation Biology, 4th edn. Higher Education Press, Beijing. (in Chinese) [马克平 (2009) 保护生物学简明教程, 第4版. 高等教育出版社, 北京.]
- Qian HY, Zhang TT, Chen SW, Wu DH, Wu CP, Yuan WG, Jin Y, Yu MJ (2018) Community structures and bio-diversities of broad-leaved forest and two types of plantations in Gutianshan National Nature Reserve, Zhejiang Province. *Guihaia*, 38, 1371–1381. (in Chinese with English abstract) [钱海源, 张田田, 陈声文, 巫东豪, 吴初平, 袁位高, 金毅, 于明坚 (2018) 古田山自然保护区阔叶林与两种人工林的群落结构和生物多样性. *广西植物*, 38, 1371–1381.]
- Si XF, Ding P (2014) Camera trap survey on population dynamics of mammals and birds in Gutianshan forest dynamics plot, eastern China. *Biodiversity Science*, 22, 819–822. (in Chinese with English abstract) [斯幸峰, 丁平 (2014) 古田山森林动态监测样地内鸟兽种群动态的红外相机监测. *生物多样性*, 22, 819–822.]
- Song K, Mi XC, Jia Q, Ren HB, Bebbler D, Ma KP (2011) Variation in phylogenetic structure of forest communities along a human disturbance gradient in Gutianshan forest. *Biodiversity Science*, 19, 190–196. (in Chinese with English abstract) [宋凯, 米湘成, 贾琪, 任海保, Dan Bebbler, 马克平 (2011) 不同程度人为干扰对古田山森林群落谱系结构的影响. *生物多样性*, 19, 190–196.]
- Su Y, Wang L (2015) Relative concepts, policy background and technological difficulty of pilot national park system in China. *Environmental Protection*, 43(14), 17–23. (in Chinese with English abstract) [苏杨, 王蕾 (2015) 中国国家公园体制试点的相关概念、政策背景和技术难点. *环境保护*, 43(14), 17–23.]
- Su Y, He SY, Wang YF, Wei Y (2018) Policy Research on the Development of China's Pilot National Parks. Social Sciences Academic Press, Beijing. (in Chinese) [苏杨, 何思源, 王宇飞, 魏钰 (2018) 中国国家公园体制建设研究. 社会科学文献出版社, 北京.]
- Tang XH (2014) Construction of the Natural Resources Conservation Easements in China. PHD dissertation, Jilin University, Changchun. (in Chinese with English abstract) [唐孝辉 (2014) 我国自然资源保护地役权制度构建. 博士学位论文, 吉林大学, 长春.]
- Wan BT (2008) Building national parks to promote regional ecological protection and harmonious development of economy and society. *Environmental Protection*, 21, 35–37. (in Chinese) [万本太 (2008) 建设国家公园, 促进区域生态保护和经济社会协调发展. *环境保护*, 40(21), 35–37.]
- Williams BK, Allen CR, Pope KL, Fontaine JJ (2011) Adaptive management of natural resources framework and issues. *Journal of Environmental Management*, 92, 1346–1353.
- Xu GC, Kang MY, Shi YJ (2013) A review of adaptive management research on natural resources. *Journal of Natural Resources*, 28, 1797–1807. (in Chinese with English abstract) [徐广才, 康慕谊, 史亚军 (2013) 自然资源适应性管理研究综述. *自然资源学报*, 28, 1797–1807.]
- Yang PF (2012) Biodiversity monitoring of Meili Snow Mountain National Park. *Forest Inventory & Planning*, 37, 108–111. (in Chinese with English abstract) [杨沛芳 (2012) 梅里雪山国家公园生物多样性监测. *林业调查规划*, 37, 108–111.]
- Yang RJ, Fu BJ, Liu GH, Ma KM (2004) Principles and methods of sustainable management of ecosystem. *Chinese Journal of Ecology*, 23, 103–108. (in Chinese with English abstract) [杨荣金, 傅伯杰, 刘国华, 马克明 (2004) 生态系统可持续管理的原理和方法. *生态学杂志*, 23, 103–108.]
- Ye GF, You LH, Lu CY, Lin WX, Luo MJ, Tan FL (2015) Global climate change and adaptive management of forest ecosystem. *World Forestry Research*, 28(1), 1–6. (in Chinese with English abstract) [叶功富, 尤龙辉, 卢昌义, 林武星, 罗美娟, 谭芳林 (2015) 全球气候变化及森林生态系统的适应性管理. *世界林业研究*, 28(1), 1–6.]
- Yu MJ, Hu ZH, Yu JP, Ding BY, Fang T (2001) Forest vegetation types in Gutianshan Natural Reserve in Zhejiang. *Journal of Zhejiang Agricultural University(Agriculture and Life Sciences)*, 27, 375–380. (in Chinese with English abstract) [于明坚, 胡正华, 余建平, 丁炳扬, 方腾 (2001) 浙江古田山自然保护区森林植被类型. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 27, 375–380.]
- 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, 张俐文, 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.]

(责任编辑: 李俊生 责任编辑: 时意专)



•保护论坛•

法国大区公园经验对钱江源国家公园体制 试点区跨界治理体系构建的启示

张晨¹ 郭鑫² 翁苏桐¹ 高峻² 付晶^{2*}

1 (上海师范大学旅游学院, 上海 200234)

2 (上海师范大学环境与地理科学学院, 上海 200234)

摘要: 建立国家公园的目的之一是保护生态系统的原真性和完整性。然而, 生态系统完整性和原真性保护不仅面对交叉重叠、多头管理导致碎片化管理问题, 还要面对行政区划进一步造成的碎片化和分割的现实。钱江源国家公园体制试点区地跨浙江、安徽和江西三省, 存在国家公园跨界治理过程中的三大普遍问题: 跨界协同治理空间边界划定、生态保育政策及执行不统一、毗邻社区居民生计对自然资源依赖与生态保护目标的矛盾。文章借鉴法国大区公园治理经验, 依据《建立国家公园体制总体方案》精神, 提出钱江源国家公园跨界治理中必须形成一个政府主导(公园管理机构为代表), 企业、社区居民和第三方组织共同参与的多元主体协同治理组织框架, 并针对上述三个问题, 提出通过第三方组织参与方式实现跨越行政壁垒的统一保护、通过社区协议保护方式实现保护标准的统一、通过国家公园产品品牌增值体系实现保护与发展的可持续性。

关键词: 钱江源; 国家公园; 跨界治理体系; 治理模式; 治理机制

Cross-border governance system construction of Qianjiangyuan National Park pilot by referring to the experience of French regional parks

Chen Zhang¹, Xin Guo², Sutong Weng¹, Jun Gao², Jing Fu^{2*}

1 Institute of Tourism, Shanghai Normal University, Shanghai 200234

2 School of Environmental and Geographical Sciences, Shanghai Normal University, Shanghai 200234

Abstract: The function of establishing national parks is to protect the authenticity and integrity of the ecosystem. However, ecosystem integrity and the authenticity face not only overlapping protection, but also the management division and fragmentation problems due to administrative division. Qianjiangyuan National Park pilot is a region spanning Zhejiang, Anhui, and Jiangxi provinces. There are three common problems in the process of cross-border management of Qianjiangyuan National Park: delineation of the collaborative governance spatial boundary, discrepancy of the policy of ecological conservation and its implementation, and contradiction between the living reliance on natural resources and the goal of ecological protection. Learning from the experience of French regional parks governance, this paper puts forward that the Qianjiangyuan National Park must form a government-led (represented by the park management agency), a multi-subject cooperative governance framework involving enterprises, community residents and non-governmental organizations. At last, in view of the above three problems, it is proposed to realize the unified protection across administrative barriers through the third-party participation, the unification of protection standards through the community agreement protection, and the sustainability of protection and development through the national park product brand value-added system.

Key words: Qianjiangyuan; national park; cross-border governance system; governance model; governance mechanism

党的十九大报告明确提出建立以国家公园为主体的自然保护地体系。2017年9月, 中共中央办公

收稿日期: 2018-09-17; 接受日期: 2019-01-09

基金项目: 国家重点研发计划(2017YFC0506404)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: tristar@shnu.edu.cn

厅、国务院办公厅印发的《建立国家公园体制总体方案》(以下简称《方案》)提出:建成统一规范高效的中国特色国家公园体制,交叉重叠、多头管理的碎片化问题得到有效解决,国家重要自然生态系统原真性、完整性得到有效保护。然而在10个国家公园体制试点区工作推进过程中,一些试点区本应将周边一些自然保护地整合起来统一管理,以实现同一自然生态系统的完整性保护,却因无法协调跨省利益、解决跨省管理问题而没有实现。如福建武夷山试点区理应整合江西省武夷山国家级自然保护区,浙江钱江源试点区理应整合毗邻的安徽休宁县岭南省级自然保护区和江西省婺源国家级森林鸟类自然保护区,湖南南山试点区理应整合毗邻的广西壮族自治区资源县十万古田区域,但都因面临跨省难题而未能实现(黄宝荣等, 2018)。另外,大熊猫和东北虎豹试点区也涉及跨省管理问题。

国家之间或国家内不同行政区之间的边界是行政边界,往往并不与生态学边界相一致。行政边界将在生态功能上相近或相似的自然保护地隔离,不能保障其生态系统管理单元的连续性、完整性;并且由于不同地域的社会文化背景、经济发展水平和环境保护目标有差异,使得不同管理主体对同一生态地理单元的保护意识和开发策略有所不同。长期处于不同管理主体、不同管理模式下的生态系统会逐步产生差异性(石龙宇等, 2012)。在这种情况下,加强国家公园和毗邻地区的合作来保证生态环境完整性可能是必然选择。

1 国家公园治理和治理体系

《方案》构建了国家主导、企业、社会组织和公众共同参与的治理模式,多元主体的参与是生态领域由“管理”向“治理”转变的典型(吴健等, 2017; 吴平, 2018)。“管理”(management)和“治理”(governance)实质上是两个不同的概念。从主体来说,国家公园管理强调政府是国家公园管理的单一主体并在管理中发挥主导作用;而治理强调的是多元治理模式,其主体构成涵盖社会组织、私人企业乃至个人各主体之间平等合作。从过程上来说,国家公园管理多是自上而下的命令和管控;国家公园治理强调多元主体之间的有序分工协作,各个主体之间是一种平等合作关系。治理对于实现保护区和国家公园的“保护”和“游憩”的双重功能具有至关重要

的意义(Dearden et al, 2015)。

治理体系(governance system)是一个包含指导思想、组织机构、法律法规、组织人员、制度安排等要素的一整套紧密相连、相互协调的体系。国家公园治理体系作为一个系统工程,需要多方参与、协同行动。构建国家公园治理体系的实现形式就是要构建多元主体的治理模式,使民主、协作融入治理,形成多元主体共同参与的运行机制。《方案》在土地权属、权责分配、资金机制、社会参与机制等方面构建了一个全新的自然保护地治理体系(吴健等, 2017)。

目前我国保护地为属地管理模式,行政区划往往基于天然的地理界限或标志(如山脊线分水岭),然而国家公园内部不可避免受到来自毗邻地区的影响(庄优波, 2009)。早在1980年美国全国性的国家公园受威胁因素调查表明,大多数的威胁来自国家公园外部毗邻地区而非内部。因此,国家公园内部与毗邻地区有必要进行协同治理,国家公园跨界治理体系也必然需要国家、企业及公众多方力量共同参与。

2 钱江源国家公园跨界治理现状

2.1 钱江源国家公园体制试点区基本情况

钱江源国家公园体制试点区(以下简称钱江源国家公园)位于浙江省衢州市开化县境内东北部,西与江西省德兴市、婺源县毗邻,北接安徽省休宁县,总面积252 km²。空间范围包括古田山国家级自然保护区、钱江源国家森林公园、钱江源省级风景名胜3个保护地以及连接以上自然保护地之间的生态区域。设立目标主要是保护钱江源区生态服务功能和全球中亚热带地区低海拔常绿阔叶林自然生态系统。

根据发改委[(2016)1343号]《关于钱江源国家公园体制试点区试点实施方案的复函》要求:“探索跨行政区治理的有效途径,为全国其他国家公园跨界合作提供可复制推广的经验,特别是江河源头区域的生态文明建设提供创新示范作用”。可见,跨界治理成为钱江源国家公园体制试点区的重要工作内容之一。

2.2 钱江源国家公园跨界治理中存在的问题

根据实地调查和访谈,发现钱江源国家公园在跨界治理中存在如下障碍因素:

(1)跨界协同治理的空间边界划定。钱江源国家公园体制试点区毗邻江西、安徽两省三县四乡镇一自然保护区(指婺源县、休宁县和开化县;苏庄镇、长虹乡、何田乡、齐溪镇;岭南自然保护区),与原有单一性的护林联防不同,跨界治理需要考虑生态系统保护的完整性,因此需要划定适当的协同治理空间范围,即协同保育区。协同保育区是国家公园在空间地理上的拓展,它起着补充体现国家公园生态系统完整性和多样性的作用,同时也是毗邻地区参与跨界协同治理的最基本形式。

从理论上讲,尽可能扩大同一生态系统国家公园的空间范围,将资源禀赋好的区域划入协同保育区,可以最大程度地实现生态系统的完整保护。然而在实际的跨界保护实践中,却面临协同保育区的界定问题。如毗连地区某些社区希望尽可能多地将一些村庄划入协同保育区,有利于享受补偿政策,也可以更好地落实协同治理的工作;而国家公园方面则希望尽量避开村庄居住区、商品林区和土地流转区。有的资源禀赋很好的区域理应划入协同保育范围,然而由于当地准备进行旅游开发,致使在协同保育区域出现碎片化现象;也有的地区受地方本位主义思想影响,对于加入钱江源国家公园体制试点区的跨界协同保育区有一些顾虑。

(2)生态保育政策及执行不统一。处于同一生态地理单元的保护模式、保护方法、管理标准的统一性是跨界治理的基本要求。由于浙江、江西和安徽经济发展水平及执行制度方式的不同,在生态补偿问题上存在不同社区生态补偿标准不一致、执行补偿方式不统一、发展与保护分离、受益主体偏离等问题。如目前江西省公益林和经济林补助为0.25-0.30元/m²,安徽省的岭南自然保护区补偿标准为0.21元/m²,浙江省的补偿标准为0.60元/m²,未来跨界协同保护区内的公益林和经济林的补偿标准如何确定,不同权属的生态公益林的补偿资金分配方式以及补偿资金在村民间如何平衡是困难所在。另外,三地也存在管理方式不同的问题,例如江西省毗连地区在生态防护理念与机制、管理标准、环保设施等方面与钱江源国家公园的标准相差较远:如护林员人数与职责权限少、护林防火要求有差异、执行力度不统一、处罚不到位等。因此在全国国家公园体制试点中,统一的运行机制和管理标准是协同治理的重要保证。

(3)毗邻区社区居民生计对自然资源的依赖与生态保护地保护目标的矛盾。自然资源不仅仅是当地生物多样性保护的重要组成部分和自然保护区的保护对象,而且还是当地居民祖祖辈辈赖以生存和发展的基础,是当地社会经济发展基本的物质来源。国家公园和毗邻地区协同治理,意味着毗邻地区居民对资源的利用受到限制,很大程度上影响了当地居民的经济收入,如果没有新的替代性产业形成,居民经济来源陷入困境,对当地经济发展构成严重制约,处理不好可能会引发社区冲突。除了需要毗邻区内镇一级和村一级管理部门加强对国家政策和相关制度的宣传,配合相应的生态补偿发到户政策,调动村民落实生态保护政策的积极性外,如何保持可持续发展是一个必须面对的现实问题。

3 法国大区公园经验借鉴

针对钱江源国家公园跨界治理中存在的问题,为国内专家所熟悉的美国国家公园体制的借鉴意义不大,因为其地广人稀、权属清晰、财政给力的体制不同于中国,而法国的公园管理面临与中国类似的“人、地约束”和“权、钱压力”(陈叙图等,2017),所以,法国的经验具有更大的借鉴价值。

法国大区(在法国行政层级中相当于中国的省)公园是法国体量最大的一类保护地,其管理体制机制较好地体现了多方参与、协同治理、互利共赢的理念。在国家公园步履维艰的时候,大区公园体系因其独特的管理体制而颇有成效。2006年法国国家公园借鉴大区公园(相当于美国的州立公园体系)的经验进行了改革。

3.1 多方参与的治理体制

为了平衡自然保护与地方发展问题之间的矛盾,法国大区公园建立“董事会+管委会+咨询委员会”的治理体制。董事会负责公园遗产保护、土地规划和组织协调等方面的审议和决策工作,其成员的主体是大区公园区域内的市长或者其他议员,其他成员包括大区政府和省政府代表、科学家、社会人士等利益相关方;管委会是公园保护管理政策的执行机构,其成员主要通过社会公开招聘;咨询委员会包括科学委员会和社会经济文化委员会,前者主要由来自各领域的专家组成,负责提供规划文件、森林管理、建设项目、旅游开发等专项的专家咨询服务;后者主要由公益组织、利益相关者、地

方居民代表构成,在宪章制定、合同签署、社区发展方面发挥重要作用(Mathevet et al, 2016)。

3.2 以宪章为核心的多方治理、利益共享机制

公园宪章是一个由董事会牵头、利益相关方共同起草,指导公园规划、管理和建设的纲领性文件,主要内容涵盖生物多样性保护、城市规划、经济发展、增强居民认同感等方面的方针和举措。宪章是多方参与共同制定的规则,参与者包括公园管委会工作人员、各市镇代表、国家及大区政府代表和社区居民(以农林牧渔和旅游相关产业为主要谋生手段)。大区公园区域内的所有机构和居民都必须遵守宪章,宪章在法律层级上高于所在地的地方性法规。

通过大区政府的指导和统筹,处于同一个生态系统的市镇以加盟区的形式纳入大区公园的统一管理。加盟区的设置不因资源的差异而区别对待,而是尽可能地以民主协商的方式扩大同一生态系统下国家公园的空间范围,最大程度地实现生态系统的完整保护并利于实现当地原住民文化的原真性保护。加盟区的规划目标主要由公园管委会与加盟市镇签署的合作协议共同完成,市镇政府仍是加盟区发展的主要决策和实施方,管委会负责提供建议和支持。虽然公园管委会基本没有加盟区内的规划权、执法权等,但通过合作协议实现了统一管理,形成了市镇与公园管委会的互利共治(张引等, 2018)。

3.3 大区公园品牌增值体系

大区公园通过建立以品牌增值体系为代表的绿色发展体系,使符合标准的产品(不仅有农副产品,也包括民宿等第三产业产品)能获得明显的增值和更好的、统一的市场营销。加盟市镇可以享受公园品牌所带来的惠益,但同时也必须遵守宪章的条文、履行必要的环境保护义务。这一绿色发展体系将公园对周边市镇的态度从防御转变为积极参与,最大程度地平衡了保护与发展的关系。借助公园产品品牌这一工具,成功定位了管理方和社区的利益共同点,从而以规范化、精细化且能增值的特许经营,实现了最大范围吸纳地方企业和个体自愿加盟、最大程度实现保护发展共赢的目标的运行机制。

在董事会体制、宪章和公园产品品牌增值体系这些措施下,大区公园跨省(在大区内,相当于中国

的跨市)甚至跨大区的统筹管理易于实现,这样使得一个生态系统内的各区域能遵照统一的规划并由一个统一的机构协调保护与利用的关系。上述体制也使大区公园与区内、周边市镇成为互利互惠的利益共同体,总体兼顾了保护和发展。因而法国大区公园的管理体制对钱江源跨界管理具有直接的、问题导向性的借鉴价值(苏红巧等, 2018)。

4 钱江源国家公园跨界治理体系的构建

4.1 治理体系的组织框架

公共事务的利益相关者是协同治理的主体。试点区利益相关主体主要包括国家公园管理委员会、开化县政府、毗邻的安徽和江西地方政府、国家公园内社区和毗邻社区居民、第三方组织(主要指环保组织和科研机构等)、企业。由于开化钱江源国家公园管理委员会是衢州市委、市政府派出机构,所以钱江源国家公园跨界治理的利益相关者可以分为:以国家公园管理委员会为代表的公园所在地地方政府、毗邻地区地方政府、国家公园保护区内及毗邻社区居民、企业、第三方组织五类治理主体。

在2018年5月18日召开的全国生态环境保护大会上习近平强调,生态环境是关系党的使命宗旨的重大政治问题,也是关系民生的重大社会问题。生态文明建设必须加强党的领导,地方各级党委和政府主要领导是本行政区域生态环境保护的第一责任人。因而在跨界治理中必须形成一个政府主导(公园管理机构为代表),企业、社区居民和第三方组织共同参与的多元主体协同治理模式(图1)。

4.2 跨界治理模式

钱江源国家公园体制试点区在浙江省境内,按照属地管理原则,与江西和安徽两省没有行政管理关系。通常中国的地方政府只依赖中央政府与上级政府,地方政府之间较少互动。例如毗邻休宁县岭南自然保护区和钱江源国家公园有多年联防联控的传统,但要上升为更高一级的协同保护时,岭南乡和龙田乡政府表达“各守其土,各事其主,各司其职”的“唯上”思想,没有省级政府部门的牵头,下级行政区域很难达成跨区域协同管理意向。由于我国特定的历史和体制背景,地方经济行为有很强烈的政府色彩,出于追求地方政绩的考量,使得政府行为容易演化为地方本位主义和保护主义。如现阶段安徽省开展黄山国家公园申报,休宁县受“大黄

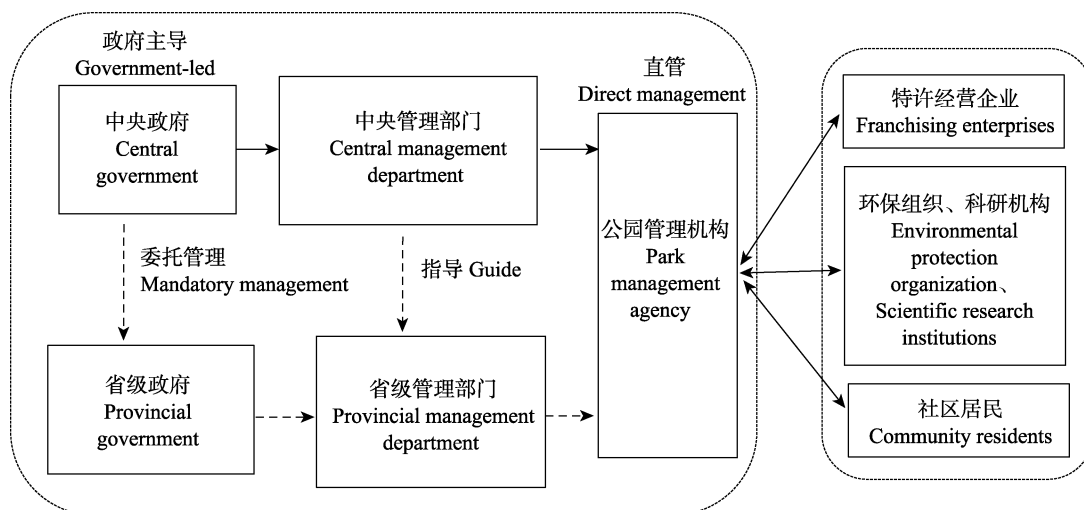


图1 钱江源国家公园体制试点区跨界治理的组织架构

Fig. 1 Organizational structure of cross-border governance of Qianjiangyuan National Park pilot

山国家公园”概念所限,对于加入钱江源国家公园体制试点区的跨界协同治理有较多的顾虑。

社区是建设国家公园过程中的重要问题,这在境外国家公园实践中已有经验和教训(Daim et al, 2012; Niedzia et al, 2014; Nakakaawa et al, 2015)。从我国境内自然保护区建设经验来看,社区居民是对自然保护区管理体制威胁最大的因素(杨佳等, 2007)。保护区的管理和建设实质是国家和保护区周边居民的博弈(吴伟光等, 2005)。国家公园建设必须重视社区居民的利益诉求,否则公园管理机构与社区居民的矛盾会上升至社区冲突,影响国家公园建设工作(高燕等, 2017)。

长期生活在钱江源国家公园毗邻地区的居民与国家公园范围内的居民拥有相似的价值体系和文化特征。调查发现毗邻地区的老百姓和村镇政府非常期待国家公园体制试点所能带来的长远收益(提高收入水平和生活质量),对于参加钱江源国家公园体制试点区的跨界协同管理积极性很高。因而在钱江源跨界治理中宜采取自下而上的模式,充分发挥毗邻地方基层政府和社区的参与积极性,确保国家公园体制试点成功。

4.3 协同治理的机制

《方案》明确提出“建立健全政府、企业、社会组织和公众共同参与国家公园保护管理的长效机制,探索社会力量参与自然资源管理和生态保护的新模式”为目标导向,结合钱江源国家公园跨界

治理中存在协同治理空间边界划定、生态保育政策及执行不统一、毗邻社区居民生计对自然资源依赖与生态保护目标的矛盾三大突出问题,本文提出如下建议:

(1)第三方组织参与跨界生态保护治理。考虑到钱江源国家公园毗邻地区社会经济发展有待进一步提升,为了更好地促进协同治理工作,可以在协同治理范围内引进第三方组织参与。依据《方案》中“集体土地在充分征求其所有权人、承包权人意见基础上,优先通过租赁、置换等方式规范流转,由国家公园管理机构统一管理”精神,第三方组织与协同保育空间范围的乡政府签署租赁合同,通过租赁、置换方式将协同保育区内土地进行整体租赁,对协同保育空间范围(其边界划定将另文解释)进行全面的生态保护与日常管理运营。同时,第三方合作组织投入公益性资金,并派遣管理团队入驻,根据钱江源国家公园体制试点区的生态保护管理要求,开展生态保护、生物本底调查、生态监测、生态补偿、工程建设、环境教育、特许经营等工作,同时将相关信息放入开化多规合一平台。通过这个“二传”实现保护目标的统一、规划统一和制度的统一,实现跨越行政壁垒的统一保护。也可以由浙江省政府投入资金作为引导资金,与潜在生态保护项目对接,通过担保、特许经营等方式提高生态保护项目的生态效益和经济效益,进而吸纳社会资本以扩大融资规模,基金除了投资环境治理和联合保护

项目以外,也将投入到一些财政资金所无法支撑的非盈利性项目建设中,促进钱江源国家公园体制试点区协同保育区生态保护和社区发展。

(2)社区参与跨界生态保护。依据《方案》中提出的“周边社区建设要与国家公园整体保护目标相协调,鼓励通过签订合作保护协议等方式,共同保护国家公园周边自然资源”,在钱江源国家公园管理委员会的组织下,由钱江源国家公园体制试点区内的地方社区与毗邻地区的地方社区(以村委会为代表)作为承诺保护方,通过契约方式确定各方责权利关系,并以各种利益补偿换取保护权。协议保护的主要内容应围绕但不局限于以下方面:召开联席会议,协商解决合作中遇到的问题;做好协同保育区内的生态资源本底调查及数据共享;开展联巡联防,化解边界纠纷和共同协办生态案件;做好协同保育区内社区居民的生态补偿,共同开展钱江源国家公园品牌增值服务;对当地群众进行宣传教育等等。2017年8月以来,钱江源国家公园管理委员会组织开化县长虹乡霞川村、苏庄镇古田村和浙江开化县林场分别与试点区毗邻的3个乡镇、5个村和1个省级自然保护区签订了生态保护的相关协议。

为了充分调动毗邻地区基层社区参与协同治理的积极性,同时回避复杂的生态补偿难题,建议国家公园内社区或毗邻社区组建联合保护中心,联合保护中心由体制试点区管委会和毗连地区基层社区负责人(村委会主任)组成,负责执行协议保护内容以及组建社区共管委员会和护林员队伍。其中社区共管委员会和护林员队伍是社区参与的基本形式,主要负责毗邻地区日常生态保护工作、组织护林员巡护。钱江源国家公园管理委员会每年应在国家公园试点专项资金中划出项目资金支持联合保护中心工作,主要用于人员费用和保护设施建设。

(3)打造钱江源国家公园产品品牌增值体系,促进当地社区绿色发展。依据《方案》中“鼓励当地居民或其举办的企业参与国家公园内特许经营项目”精神,按照相关法律法规和钱江源国家公园体制试点区特许经营管理办法,围绕国家公园建设目标,由管委会制定特许经营项目,范围应主要集中在餐饮、住宿、生态旅游、交通方式、商品销售等5个商业业态的16种特许项目,建议增加特色农产项目,如红花油茶、白花油茶、清水鱼、茶叶、核桃等特色农产品。同时,管委会应详细列出管理

的具体标准,包括对申请人自身条件的要求和生产服务过程的要求,然后通过招标、竞争性谈判等方式选择加盟组织、企业和个人的参与。特许经营者可以获得国家公园品牌使用权,并与管委会签署特许经营协议。把社区群众受益作为经营的主要目的之一,同等条件下社区居民优先。管委会依据《钱江源国家公园管理条例》对经营项目进行过程监管,品牌委员会为加盟企业开展特别宣传活动并提供专门的培训和技术支持。钱江源国家公园可以通过国家公园品牌这一工具,以规范化、能增值的特许经营,最大范围吸引地方企业和个体自愿加盟,最大程度实现保护与发展共赢的目标。

5 问题与展望

为了更好地推进钱江源国家公园体制试点区跨界治理工作,希望在国家相关职能部门的指导下,争取得到江西省、安徽省政府的大力支持,使“自下而上”的协同治理逐步过渡到“上下结合”的协同治理。目前钱江源试点区总面积252 km²,为保持生态系统完整性和原真性,建议国家公园范围从浙江省向安徽和江西方向延伸,建立跨省国家公园。

在未来的合作实践中,还需要从区域协同合作角度,具体指浙江、江西和安徽三省在体制机制方面提出协同保护、协同发展的合作建议;最后从国家管理角度提出跨区域保护的政策和模式,用于引导国家公园科学合理的分布。

参考文献

- Chen XT, Jin XT, Su Y (2017) The initiative and experiences of the national park management system reform in France and its enlightenment to China. *Environment Protection*, 45 (19), 56–63. (in Chinese) [陈叙图, 金筱霆, 苏杨 (2017) 法国国家公园体制改革的动因、经验及启示. *环境保护*, 45(19), 56–63.]
- Daim MS, Bakri AF, Kamarudin H, Zakaria SA (2012) Being neighbor to a national park: Are we ready for community participation? *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 36, 211–220.
- Dearden P, Bennett M, Johnston J (2015) Trends in global protected area governance, 1992–2002. *Environmental Management*, 36, 89–100.
- Gao Y, Deng Y, Zhang H, Wang JY, Liang B (2017) Community conflicts of the national park overseas: Performance, tracing origins and enlightenment. *Tourism Tribune*, 32(1), 112–120. (in Chinese with English abstract) [高燕, 邓毅, 张浩, 王建英, 梁滨 (2017) 境外国家公园社

- 区管理冲突: 表现、溯源及启示. 旅游学刊, 32(1), 112–120.]
- Huang BR, Wang Y, Su LY, Zhang CL, Cheng DW, Sun J, He SY (2018) Pilot programs for national park system in China: Progress, problems and recommendations. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 33(1), 76–84. (in Chinese with English abstract) [黄宝荣, 王毅, 苏利阳, 张丛林, 程多威, 孙晶, 何思源 (2018) 我国国家公园体制试点的进展、问题与对策建议. 中国科学院院刊, 33(1), 76–84.]
- Mathevet R, Thompson JD, Folke C, Chapin FS (2016) Protected areas and their surrounding territory: Socioecological systems in the context of ecological solidarity. *Ecological Applications*, 26, 5–16.
- Nakakaawa C, Moll R, Vedeld P (2015) Collaborative resource management and rural livelihoods around protected areas: A case study of Mount Elgon National Park, Uganda. *Forest Policy and Economics*, 57, 1–11.
- Niedzia KK, Blicharska M, Mikusiński G, Jedrzejewska B (2014) Why is it difficult to enlarge a protected area? Ecosystem services perspective on the conflict around the extension of the Białowieża National Park in Poland. *Land Use Policy*, 38, 314–329.
- Shi LY, Li D, Chen L, Zhao Y (2012) Transboundary protected areas as a means to biodiversity conservation. *Acta Ecologica Sinica*, 32, 6892–6900. (in Chinese with English abstract) [石龙宇, 李杜, 陈雷, 赵洋 (2012) 跨界自然保护区——实现生物多样性保护的新手段. 生态学报, 32, 6892–6900.]
- Su HQ, Su Y, Wang YF (2018) The reference of French national park system reform. *China Economic Report*, (1), 68–70. (in Chinese) [苏红巧, 苏杨, 王宇飞 (2018) 法国国家公园体制改革镜鉴. 中国经济报告, (1), 68–70.]
- Wu J, Hu L, Gao Z (2017) National parks: From protected area management to governance. *Environment Protection*, 19(45), 30–33. (in Chinese) [吴健, 胡蕾, 高壮 (2017) 国家公园——从保护地“管理”走向“治理”. 环境保护, 19(45), 30–33.]
- Wu P (2018) National park: Solving the problem of man-made debris ecosystem. *International Talent*, (1), 62–64. (in Chinese) [吴平 (2018) 国家公园: 解决人为碎片化生态系统问题. 国际人才交流, (1), 62–64.]
- Wu WG, Lou T, Zheng XL, Sheng NH, Gu L (2005) Analyzing the relevant stakeholders of nature reserve development and its conflicts managing: Take Tianmo Nature Reserve as the case. *Problems of Forestry Economics*, 25(5), 270–274. (in Chinese with English abstract) [吴伟光, 楼涛, 郑旭理, 盛恩浩, 顾蕾 (2005) 自然保护区相关利益者分析及其冲突管理——以天目山自然保护区为例. 林业经济问题, 25(5), 270–274.]
- Yang J, Zhao Q, Yang XZ (2007) The game theory analyzing between management of nature reserve and surrounding communities. *On Economic Problems*, (10), 53–55. (in Chinese with English abstract) [杨佳, 赵清, 杨兴中 (2007) 自然保护区管理与周边社区农民经济活动的博弈分析. 经济问题, (10), 53–55.]
- Zhang Y, Zhuang YB, Yang R (2018) Review on the management and planning of national park system in France. *Chinese Landscape Architecture*, 34(7), 36–40. (in Chinese with English abstract) [张引, 庄优波, 杨锐 (2018) 法国国家公园管理和规划评述. 中国园林, 34(7), 36–40.]
- Zhuang YB (2009) Research and Reference on Management Beyond Park Boundaries of U. S. Chinese Society of Landscape Architecture. In: *Proceedings of the 2009 Annual Meeting of the Chinese Society of Landscape Architecture*. Chinese Society of Landscape Architecture, Beijing. [庄优波 (2009) 美国国家公园界外管理研究及借鉴. 见: 中国风景园林学会 2009 年会论文集. 中国风景园林学会, 北京.]

(责任编辑: 薛达元 责任编辑: 时意专)



•综述•

国家公园生态系统完整性评价研究进展

代云川^{1,2#} 薛亚东^{1,2#} 张云毅³ 李迪强^{1,2*}

1 (中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所, 北京 100091)

2 (国家林草局生物多样性保护重点实验室, 北京 100091)

3 (国家林草局野生动植物保护与自然保护区管理司, 北京 100084)

摘要: 建立国家公园可促进生态环境和生物多样性的保护, 而国家公园生态系统完整性评价对于维持生态系统平衡、生态系统健康、生物多样性以及典型生态系统的完整性具有重要意义。本文介绍了生物完整性指数评价体系(Index of Biotic Integrity, IBI)、三级法评估框架(Three Level Approach, TLA)和生态系统完整性评估框架(Ecosystem Integrity Assessment Framework, EIAF)三种国家公园生态系统完整性评价方法, 其中生物完整性指数评价体系基于高强度的野外调查和室内实验分析, 虽然花费大、耗时长以及生物鉴定专业性要求较高, 但评价结果准确可靠; 三级法评估框架分为三个级别, 即远程型评价(Remote Assessment)、快速型评价(Rapid Assessment)和密集型评价(Intensive Assessment), 在评价独立且较为复杂的生态系统完整性时具有极大的灵活性; 生态系统完整性评估框架吸取了生物完整性指数评价体系和三级法评估框架的优点, 扩充了评价体系的指标, 优化了生态系统完整性评价计分统计方法, 是目前最为成熟的评价方法之一。同时, 本文也探讨了目前国家公园生态系统完整性评价研究中存在的一些问题, 如评价指标不全、评价形式单一和评价方法主观性较强等。作者指出, 国家公园生态系统完整性的研究需要注重自然-经济-社会的结合与统一, 加强社会经济可持续发展与人类健康等方面的研究, 挖掘外来入侵物种与生态环境之间的关系, 继续寻找能够反映生态系统完整性状态和变化趋势的新的指示物种, 进而制定统一标准的评价方法体系。

关键词: 国家公园; 生态系统完整性; 生物多样性; 评价; 指标

Summary comments on assessment methods of ecosystem integrity for national parks

Yunchuan Dai^{1,2#}, Yadong Xue^{1,2#}, Yunyi Zhang³, Diqiang Li^{1,2*}

1 Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091

2 Key Laboratory of Biodiversity Conservation, State Forestry and Grassland Administration, Beijing 100091

3 Department of Wildlife Conservation and Nature Reserve Management, State Forestry and Grassland Administration, Beijing 100084

Abstract: National parks are one of the foundations of global biodiversity conservation and help protect the ecological environment and biodiversity. Assessing ecosystem integrity in national parks can help understand ecosystem balance, health, and biodiversity status. We introduce three methods to assess ecosystem integrity of national parks: IBI (Index of Biotic Integrity), TLA (Three Level Approach) and EIAF (Ecosystem Integrity Assessment Framework), respectively. IBI relies on high intensity field survey and laboratory analysis. Albeit expensive, time consuming and requiring high level of biological expertise in identifying species, the results are accurate and reliable. TLA, including Remote Assessment, Rapid Assessment and Intensive Assessment, offers great flexibility to assess the integrity of complex ecosystems. EIAF combines the advantages of IBI and TLA, expands the use of indicator species and optimizes scoring statistics. Hence, EIAF is one the most sophisticated assessment methods of ecosystem integrity for national parks. We also discuss

收稿日期: 2018-05-15; 接受日期: 2018-08-20

基金项目: 国家重点研发计划(2017YFC0506405)和国家林业和草原局野生动物保护管理项目(国家公园生态系统完整性评估体系研究)

共同第一作者 Co-first authors

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: lidq@caf.ac.cn

some issues such as incomplete assessment indices, single assessment form and subjectivity of assessment methods in current studies. We propose that research on ecosystem integrity of national parks should combine the processes that join nature, economy and society. Such an interdisciplinary approach requires integrated research on sustainable socio-economic development and human health, and explore the relationship between invasive species and ecological environment. We also suggest the need to look for new indicator species that can reflect the state and change trend of ecosystem integrity and thus help develop a standardized assessment system for national parks.

Key words: national park; ecosystem integrity; biodiversity; assessment; index

自1872年世界上第一个国家公园在美国建立以来,国家公园在美洲、欧洲、亚洲、非洲以及大洋洲迅速发展,截至2017年底,全世界已有200个国家建立了5,625个符合国家公园(II类)类型的保护地(IUCN, 1993; 唐芳林, 2017)。国家公园作为世界自然保护事业发展的产物,是全球生物多样性保护的基础(Gaston et al, 2006; Timko & Satterfield, 2008)。建立国家公园能够促进生态环境和生物多样性的保护,对于维护典型生态系统的完整性具有重要意义(Timko & Satterfield, 2008; Timko & Innes, 2009; 唐芳林, 2017)。然而,许多国家公园在运行和管理的过程中面临诸多问题和挑战,如管理有效性缺失、保护目标难以实现、生物多样性和生态系统完整性(ecosystem integrity)下降以及生态可持续发展遭受质疑等(Scott et al, 2001; Salafsky et al, 2002; Rodrigues et al, 2004; Abebe & Bekele, 2018)。为了发挥国家公园作用、体现国家公园建立的初衷并消除公众的质疑,对其地位、功能以及效益进行全面评价是非常必要的(Hockings et al, 2000; Stolton, 2004; Troy & Yolanda, 2017),国家公园生态系统完整性评价的概念正是在这一背景下提出的(Dudley et al, 1999; Parrish et al, 2003; Stolton, 2004)。近年来,以美国和加拿大为代表的国家已经开展了许多相关的研究工作(Timko & Innes, 2009; Ladin et al, 2016; Elisa et al, 2016; Schroeder et al, 2017),如加拿大设立国家公园时特别强调“典型性”和“生态系统完整性”,为保护和展示自然景观和自然现象的杰出代表,保护栖息地、野生生物和生态系统多样性,保持或者恢复国家公园的生态系统完整性,即保持生态系统健康完整,使其生物多样性和生态系统的结构、功能以及过程不受破坏。

我国国家顶层设计也充分考虑了国家公园与生态系统完整性的关系,一系列重要文件均明确提

出“建立国家公园体制,保护自然生态和自然文化遗产的原真性与完整性”。本文通过对国家公园生态系统完整性评价方法进行系统总结分析,希望对解答我国国家公园建设中遇到的问题如“应该建在哪里”、“面积应该多大”、“环境变化和人为干扰下能否仍然具有代表性”等有所帮助,并为制定国家公园建设遴选标准、区划方法、评价体系提供参考。

1 生态系统完整性的定义

生态系统完整性是建立在生物完整性和生态健康相关概念的基础之上,是生态系统评价中的一个重要概念(Harwell et al, 1999),这一概念最早由Leopold (1949)在一篇关于土地伦理学的文章中提出。生态系统完整性评价是指评价一个生态系统的结构、功能以及过程的完整性(Karr & Dudley, 1981; Karr, 1981; Young & Sanzone, 2002; Parrish et al, 2003)。同时,生态系统完整性也表示一个生态系统应该在相对的生态属性和时空尺度上不受损害,生物群落保持一定的完整。在以往的研究中,不同学者对生态系统完整性的理解有所不同,并从不同尺度阐释了其定义(表1),总体可归纳为:生态系统完整性是生态系统物理、化学和生物完整性之和,是与某一原始状态相比,质量和状态没有遭受破坏(张明阳等, 2005)。目前,生态系统完整性已成为生态系统管理的目标和价值所在。如加拿大国家公园管理局指出生态系统完整性是国家公园管理的终极目标,而生态系统管理则是用于达成这一目标的过程(Parks Canada Agency, 2005)。

2 国家公园生态系统完整性评价内涵

对于国家公园的定义目前公认的是指把大面积的自然或接近自然的区域保护起来,以保护大尺度的生态过程及其相关的物种和生态系统特性

表1 不同尺度上生态系统完整性的定义

Table 1 Definitions of ecosystem integrity from different scales

尺度 Scale	定义 Definition	参考文献 Reference
生物群落 Organism community	生态系统完整性是支撑和维持生物群落平衡、完整以及适应的能力, 并且这个生物群落与所处的自然生境一样, 具备物种构成、物种多样性以及功能组织等特点。 Ecosystem integrity is the capability of supporting and maintaining a balanced, integrated, adaptive community of organisms having a species composition and functional organization comparable to that of the natural habitat of the region.	Karr & Dudley, 1981; Karr, 1981
优势种 Dominant species	当原物种成为优势种并主宰整个生物群落时, 生态系统将表现出相对稳定和健康, 即为生态系统完整性。 When native species become dominant species and dominate the entire community, the ecosystem exhibits relative stability and health, namely ecosystem integrity.	Noss, 1990
生态干扰 Ecological disruption	生态系统完整性是生态系统在特定地理区域的最优化状态, 在这种状态下, 生态系统具备区域自然生境所应包含的全部本土生物多样性和生态学过程, 其生态系统结构、功能以及过程不受人类威胁和损害, 生态系统均在自然变化范围之内并保持良性循环, 且本地物种处在能够持续繁衍的种群水平上。 Ecosystem integrity is defined as a state of ecosystem development that is optimized for its geographic location. In this state, the ecosystem with regional natural habitats contains all native biodiversity and ecological process, its ecosystem structure, function and process are not subject to human threat or damage, ecosystem in the range of natural changes and maintain a virtuous circle, and native species are present at viable population levels.	Woodley, 1993
自组织过程 Self-organization process	当一个生态系统在不受人类干预的条件下能够继续维持正常的生态功能, 即使当环境遭受人类干扰时, 其生态系统照常能够维持自组织和稳定的状态, 并有足够的能力来继续自组织的发展, 这种自组织能力就叫生态系统完整性。 Under the condition without the intervention of human, the ecosystem can continue to maintain the normal ecological function, even when the environment is disturbed by human, the ecosystem is still able to maintain its self-organization and stable state, and it has enough ability to continue the development of self-organization, this kind of self-organization ability is called ecosystem integrity.	Müller, 1998
自然属性 Natural quality	当一个生态系统具备与自然区域相同的属性特征, 包括丰富的原物种和丰富的生物群落构成, 即为生态系统完整性。 When an ecosystem has the same attribute characteristics as the natural region, it includes the rich native species and the composition of the biological community, namely ecosystem integrity.	Parks Canada Agency, 2005

(IUCN, 1993)。在我国《建立国家公园体制总体方案》(http://www.gov.cn/zhengce/2017-09/26/content_5227713.htm)中则把国家公园定义为: 国家公园是由国家批准设立并主导管理, 边界清晰, 以保护具有国家代表性的大面积自然生态系统为主要目的, 实现自然资源科学保护和合理利用的特定陆地或海洋区域。中国特色的国家公园建设的主要目的是保护大面积的自然生态系统, 其首要功能是保护重要自然生态系统的原真性、完整性, 同时兼具科研、教育、游憩等综合功能(彭杨靖等, 2018)。国家公园生态系统完整性评价的主要内容是对国家公园生态系统的结构、功能以及过程完整性进行评价, 判断当前生态系统是否能够继续维持生态系统平衡、生态系统健康以及生物多样性; 其评价的目的是保护生态环境、生物多样性以及自然资源, 为管理部门合理规划保护地和制定相应的保护政策提供依据。国家公园生态系统完整性评价赋予了生态保护价值、生态管理理念和生态系统恢复一定意义, 能够解决生态环境保护和管理中遇到的若干问题, 如:

(1)在固定和客观尺度上评估生态系统完整性; (2)比较同一生态系统各种事件的生态完整性; (3)识别和选取优先保护区域; (4)生境质量与生物资源的动态监测; (5)提供一个完整的综合指数来解释监测数据, 包括随时追踪生态系统完整性状况等。国家公园生态系统完整性评价在生态保护中具有重大意义, 因此有必要采用合理的方法来为其提供指导。

3 国家公园生态系统完整性评价方法

国家公园生态系统完整性评价旨在衡量一个区域的生态系统完整性, 并结合某一特定生态系统的结构、功能以及过程的特点对其进行标准化和可重复化评估(Fairweather, 1991; Murtaugh, 1996; Michael et al, 2011)。它通常采用多个指标对某一特定生态系统的结构、功能以及过程进行描述和说明, 并结合统计学方法将不同类型的生态指标转化成生态系统完整性指数来反映生态系统完整性状况(Fairweather, 1991; Murtaugh, 1996; Michael et al, 2011)。Woodley (1993)提出了国家公园生态系统完

完整性监督和评价体系, 该体系由生物多样性、生态系统过程和压力源三个部分组成。后来加拿大将此体系作为国家公园生态系统完整性评价的标准方法, 运用在对生物多样性和生态系统过程的保护中 (Parks Canada Agency, 2005)。目前, 国家公园生态系统完整性评价方法主要是基于一些生态指标而建立, 其中具代表性的有生物完整性指数评价体系 (Index of Biotic Integrity, IBI)、三级法评估框架 (Three Level Approach, TLA) 和生态系统完整性评估框架 (Ecosystem Integrity Assessment Framework, EIAF) (Medeiros & Torezan, 2013; Mahan et al, 2015)。

3.1 评价指标选取原则

生态系统完整性评价指标涉及物理、化学、生物等多学科领域, 指标选取的合理性直接决定了评价的准确性 (Brewer & Menzel, 2009)。由于不同生态系统类型和不同生态尺度之间存在差异, 因此在建立评价指标体系时首先要从当前生态系统实际情况出发, 对比目前和过去的生态干扰类型, 选择具备生态学意义并与重要的生态系统结构、功能以及过程密切相关的指标, 同时这些指标能够对环境质量的变化作出迅速反应并体现其变化机制 (Franklin et al, 2002; Young & Sanzone, 2002)。本文总结了国家公园生态系统完整性的主要评估指标 (表2), 并归纳了指标选取的特点: (1) 多尺度。通过景观指数来解决多尺度指标选择问题; (2) 历史性。对比当前和过去的生态干扰类型选取指标; (3) 实用性。选取指标对科研工作者和决策者都具有实用性; (4) 灵活性。基于不同生态系统类型和规模来选取指标; (5) 度量性。可量化指标; (6) 综合性。考虑生态系统结构、功能以及过程, 把景观环境、生物条件、非生物条件以及种群数量结合起来, 同时分析生物和非生物之间的相互关系; (7) 可重复性 (Caniani, 2016; Brown & Williams, 2016; Troy & Yolanda, 2017)。

3.2 生物完整性指数评价体系

生物完整性指数评价体系最早是由美国学者 Karr (1981) 提出, 并以鱼类作为指示生物构建的评估体系, 主要用于评价河流健康状况和湿地生态系统健康 (Karr & Dudley, 1981)。发展至今, 生物完整性指数评价体系已被广泛应用于河流、湖泊、沼泽、海岸滩涂、池塘、水库等湿地的生态健康评价, 指示生物类群也由鱼类扩展到底栖动物、着生藻类、维管植物、两栖动物和鸟类等 (Raab & Bayley, 2012;

Chin et al, 2014; Li et al, 2015)。针对不同区域和研究目的, 生物完整性指数评价体系衍生出了一些新的评估方法, 如底栖生物完整性指数 (Benthic Index of Biotic Integrity, B-IBI) (Lawrence et al, 2011)、硅藻生物完整性指数 (Diatom Index of Biotic Integrity, D-IBI) (Tan et al, 2015)、鱼类群落生物完整性指数 (Fish Index of Biotic Integrity, F-IBI) (Casatti et al, 2009)、大型无脊椎动物完整性指数 (Macroinvertebrate Index of Biotic Integrity, M-IBI) (Raburu et al, 2009; Lunde & Resh, 2012)、浮游生物完整性指数 (Planktonic Index of Biotic Integrity, P-IBI) (Kane et al, 2009) 以及生物完整性植被指数 (Vegetation Index of Biotic Integrity, V-IBI) (Stapanian et al, 2013)。由于生态系统健康直接影响到生态系统的结构、功能以及过程的完整性, 生物完整性指数评价体系被运用在了国家公园生态系统完整性评价中。Baron (2003) 运用 B-IBI 指数来监测加拿大太平洋沿岸国家公园保留地的流域生态系统完整性, 对区域内 19 条溪流进行采样, 样本包括浮游生物、襁翅目昆虫以及毛翅目昆虫等, 结果表明流域内土地利用类型的变化 (land-use and land-cover change, LUCC) 直接影响生态系统完整性。因此, 土地利用类型的变化可作为监测或评估湿地和流域生态系统完整性的一个重要指标, 后来该指标作为核心指标之一被运用到了三级法评估框架和生态系统完整性评估框架中。

生物完整性指数评价体系基于高强度的野外调查和室内实验分析, 虽花费大、耗时长, 生物鉴定专业性要求较高, 但评价结果准确可靠, 是北美国家公园生态系统监测和生态系统完整性评估常用的方法之一 (Baron, 2003)。值得注意的是, 生物完整性指数评价体系主要用于大尺度水生生态系统完整性评价中, 因此采样范围需要考虑整个流域, 一旦采样范围不合理, 将直接影响到评估的准确性。国家公园或保护区的边界有可能并未囊括整个流域, 当使用生物完整性指数评价体系对水生生态系统完整性进行评价时有必要对研究区域外的流域范围进行采样, 以提高评价的准确性。

3.3 三级法评估框架

三级法评估框架由美国国家环境保护局 (U. S. Environmental Protection Agency, UESPA) 根据国家公园和野生动物保护区的实际生态环境状况而研

表2 国家公园生态系统完整性评价指标(Timko & Satterfield, 2008; Timko & Innes, 2009; Caniani, 2016; Brown & Williams, 2016; Troy & Yolanda, 2017)

Table 2 Summary of indices for ecosystem integrity assessment of national parks (Timko & Satterfield, 2008; Timko & Innes, 2009; Caniani, 2016; Brown & Williams, 2016; Troy & Yolanda, 2017)

组成 Composition	备选指标 Standby indices	备选亚指标 Standby sub-indices
景观条件 Landscape context	景观结构 Landscape structure	景观连接度、土地利用指数、缓冲指数、空间异质性、斑块大小、形状和分布、破碎度 Landscape connectivity, land use index, buffer index, spatial heterogeneity, patch size, shape and distribution, and fragmentation.
	景观状况 Landscape condition	土地利用强度、土地利用类型、植被覆盖度 Land use intensity, land use type, and vegetation coverage.
生物条件 Biological condition	生态系统与分区 Ecosystem and zones	群落范围、群落构成、群落动态、营养结构、物理结构 Community range, community composition, community dynamics, nutrition structure, physical structure.
	物种/种群 Species/population	物种分布范围、种群动态、种群结构、物种丰富度、原生物种、外来物种、形态变异性、遗传多样性、栖息地适宜度 Species distribution, population dynamics, population structure, species richness, native species, alien species, morphological variability, genetic diversity, and habitat suitability.
	种群动态测定 Population dynamic measurement	指示物种的死亡率、出生率、生存力 The mortality, birth rate, and population viability of indicator species.
	演替/退化 Succession/degeneration	自然灾害干扰频率和程度、植被年龄群落分布 The frequency and degree of natural disaster interference, and the distribution of vegetation age group.
	有机体状况 Organic condition	生理状态、疾病症状、疾病迹象 Physical condition, disease symptoms, and signs of illness.
理化性质 Physiochemical properties	空气质量和气候条件 Air quality and climatic conditions	基础气候数据、极端气候发生频率 Basic climatic data, and extreme climate occurrence frequency.
	土壤质量 Soil quality	生物结皮、土壤侵蚀、土壤退化、土壤污染 Biological crust, soil erosion, soil degradation, and soil pollution.
	水质 Water quality	水温、浑浊度、pH值、电导率、溶解性固体、悬浮性固体、总氮、总有机碳、溶解氧、生化需氧量、化学需氧量、细菌总数、大肠菌群 Water temperature, turbidity, pH, electrical conductivity, dissolved solids, suspended solids, total nitrogen, total organic carbon, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, total bacterial count, and coliform.
	土壤养分测定 Soil fertility determination	氮、磷、钙等养分含量 Content of nitrogen, phosphorus, calcium and other nutrients.
	无机物和有机化学 Inorganic and organic chemistry	金属、有机化合物及其他痕量元素含量 Content of metals, organic compounds and other trace elements.
	化学参数 Chemical parameters	pH值、盐度值、溶氧量、有机质含量 pH value, salinity value, dissolved oxygen, and content of organic matter.
	生态过程 Ecological processes	能量流 Energy flow
物质流和有机碳循环 Material flow and organic carbon cycle		氮磷循环、其他营养循环 Nitrogen and phosphorus cycle, and other nutrient cycle.
水文地貌 Hydrological features	地表径流、地下径流 Surface runoff, underground runoff	地表径流模式、地下径流模式、水动力学、盐分特征、蓄水量 Surface runoff model, underground runoff model, hydrodynamics, salt characteristics, and water storage capacity.
	动态结构特征 Dynamic structural feature	海峡或海岸线形特征、河漫滩分布区域及范围、水生栖息地特征 Channel or coast line features, the distribution area and range of flood plain, and aquatic habitat characteristics.
	沉积物和物质输送 Sediment and material transport	沉积物补给、沉积物运动、粒径分布特征、其他物质通量 Sediment supply, sediment movement, the distribution characteristics of particle size, and other material flux.
自然干扰 Natural disturbance	频率、强度、持续时长 Frequency, intensity, duration	火灾、虫害、洪涝、病原体 Fire, insects, floods, and pathogens.

发, 它在评价独立且较为复杂的生态系统完整性时具有极大的灵活性(Brooks, 2004; Tiner, 2004; USEPA, 2006)。该评估框架分为三个级别, 即远程型评价、快速型评价和密集型评价(表3)。Michael (2011)运用三级法评估框架来评价和监控国家公园和野生动物保护区的生态系统完整性, 对恢复该保护区的野生动物资源种群数量做出了重要贡献。美国国家公园管理局(U. S. National Park Service, NPS)以三级法评估框架为导向建立了生态系统完整性评估框架的指标体系。

3.3.1 远程型评价

远程型评价属于成本比较低廉的一种评价方式, 它适用于所有自然生态系统, 近年来被广泛运用在国家公园和野生动物保护区的生态系统完整性评价中(Brooks, 2004; Tiner, 2004; USEPA, 2006; Michael et al, 2011)。远程型评价通常用在实地考察难度较大的保护区中, 主要通过地理信息系统(GIS)和遥感数据来获取生态系统类型空间分布信息并评估大尺度区域的生态系统完整性(Mack, 2006; USEPA, 2006; Faber-Langendoen et al, 2009a), 其评价指标通常是从经过处理的卫星遥感影像中获取。

远程型评价通常采用景观条件模型(Landscape Condition Model, LCM)对景观完整性进行全面评价(Comer & Hak, 2009), 该模型类似于人类足迹模型(Human Footprint Model, HFM) (Leu & Knick, 2008)、人为压力模型(Anthropogenic Stress Model, ASM) (Danz et al, 2007)以及景观开发强度指数(Landscape Development Intensity Index, LDII) (Brown & Vivas, 2005), 将统一空间分辨率的土地利用图层(道路、土地覆被、大坝、矿山等)整合在一起作为压力指标的数据来源。由于不同压力指标对生态系统完整性具有不同程度的响应, 进而基于距离衰减函数来分析压力指标对生态系统完整性的影响, 并从中获取压力指标的压力值。从高分辨率影像图中提取的数据精度极高, 而且比实地考察收集的数据更全面, 且因成本低廉而得以推广(USEPA, 2006; Faber-Langendoen et al, 2009a)。美国国家环境保护局已把远程型评价方法运用在国家野生动物保护区生态系统完整性评价中。

3.3.2 快速型评价

快速型评价是一种基于实地考察的生态系统完整性评价方法。它采用通用随机方格分层算法

表3 三级法评估框架各个级别之间的差异(Stevens & Olsen, 1999; Blocksom et al, 2002; USEPA, 2006; Michael et al, 2011)
 Table 3 Differences of each level of Three Level Approach to conduct ecosystem integrity assessment (Stevens & Olsen, 1999; Blocksom et al, 2002; USEPA, 2006; Michael et al, 2011)

	远程型评价 Remote assessment	快速型评价 Rapid assessment	密集型评价 Intensive assessment
方法 Method	使用地理信息系统(GIS)和遥感数据 Using Geographical Information System (GIS) and the remote sensing data.	使用相对简单且容易获得的实地调研指标 Using relatively simple and easily obtained field survey indicators	使用相对详细且可量化的实地调研指标 Using relatively detailed and quantifiable field survey indicators
数据源 Data sources	遥感影像 Remote sensing data	实地调研指标 Field survey indicators	实地调研指标 Field survey indicators
指标 Indicators	景观指数、土地覆盖、土地利用变化、路网密度、大坝数量及分布区域、不透水面面积比例等。 Landscape index, land cover, land use change, road network density, number of dams, distribution area of dams, area proportion of impervious surface, etc.	景观连接度、路口交叉数、植被结构、外来物种入侵、森林地表状况、水文、土壤、沟渠、外来污染源输入等。 Landscape connectivity, intersection number, vegetation structure, alien species invasion, forest surface condition, hydrology, soil, ditch, pollution source input, etc.	景观连接度、植物区系质量指数、生物完整性植被指数、植被结构、水文、土壤钙铝比值等。 Landscape connectivity, quality index of flora, vegetation index of biological integrity, vegetation structure, hydrology, ratio of soil calcium and aluminum, etc.
功能 Function	识别优先保护区、分析景观生态类型目前状况和发展趋势、监控目标生态系统的恢复等。 Identifying priority protection area, analyzing the current situation and development trend of landscape ecological type, monitoring the restoration of target ecosystem, etc.	完善生态系统完整性评分报告、监控或管理生态恢复项目的实施情况、为流域景观规划提供指导、为生态保护提供参考等。 Improving the ecosystem integrity score report, monitoring or managing the implementation of ecological restoration project, providing guidance for watershed landscape planning, providing reference for ecological conservation, etc.	详细的实地测量和统计抽样设计可提高生态系统完整性评价的准确性、进一步完善生态系统完整性评分报告、监控或管理生态恢复项目的实施情况等。 Detailed field measurement and statistical sampling design can improve the accuracy of ecosystem integrity evaluation. Improving the ecosystem integrity score report, monitoring or managing the implementation situation of the ecological restoration project, etc.

(Generalized Random Tessellation Stratified, GRTS) 进行空间平衡抽样获取样点, 进而通过实地考察来获取区域生态系统完整性评价指标(Stevens & Olsen, 1999)。该评价方法中的指标获取相比其他评价方法更直接、更迅速、更有效。快速型评价方法将获取的评价指标以定量或半定量的形式组合在一起, 然后通过判读各个指标的度量值来评价区域生态系统的完整性。美国国家公园和野生动物保护区大力推崇快速型评价法, 它可以用来识别目标区域中的脆弱生态系统和生态敏感区, 这对于优先保护区域的划分、保护地的恢复与重建有着现实意义。

3.3.3 密集型评价

密集型评价对评价指标的精度要求较高, 通常要进行严格的实地采样来获取详细且精准的评价指标并定量评价区域生态系统完整性(Blockson et al, 2002)。由于通过实地取样来获得植被、土壤、水文、鸟类、鱼类、两栖类以及无脊椎动物等量化指标需要花费更多的人力、物力, 因此密集型评价方法相对其他方法而言成本最高, 但评估结果最为准确, 对于监测生态系统动态意义重大(Rocchio & Crawford, 2009)。该方法通常需要配合远程型评价和快速型评价一起使用, 进行递进式评价。

三级法评估框架作为一套完整的生态系统完整性评估框架, 每个级别都可以独立完成相应的评价工作。由于评价对象、评价目的以及评价指标获取的难易度存在差异, 不同研究选取不同的级别来完成评价工作。在条件允许的情况下, 三个级别可相结合进行递进式评价, 前提是三个级别上评价的指标体系或概念模型的选择标准是一致的。

3.4 生态系统完整性评估框架

世界上许多科研机构参与了生态系统完整性评估框架的研发和改进工作, 包括大自然保护协会(The Nature Conservancy)、公益自然(NatureServe)、美国国家公园管理局(U. S. National Park Service)以及华盛顿州自然资源部(Washington State Department of Natural Resources) (Faber-Langendoen et al, 2009a, b)。生态系统完整性评估框架结合了大自然保护协会和公益自然的生态理念和保护经验, 其目的是加强生物多样性保护、提高生物资源管理效率(Brown & Williams, 2016)。它属于多指标评价方法, 通过记录生物和非生物的退化过程来反映生态系统是否完整, 利用生态系统完整性指标记分矩阵来

反映评价结果, 每个指标得分通过计算测量值和参考值得到(Michael et al, 2011)。生态系统完整性评估框架相比其他评价方法更为灵活, 通过调整指标的组合可以完成多种生态系统的完整性评估, 同时, 它结合了三级法评估框架(表3)来完成多尺度生态系统完整性的评估。生态系统完整性评估框架在指标选取方面也有所突破, 不仅考虑了影响当前生态系统完整性的指标, 还考虑了影响未来生态系统完整性的指标, 如森林病原体 and 土壤原生病原体。森林病原体(包括本地病原体和外来病原体)强烈影响森林结构, 甚至导致森林死亡, 进而增加森林火灾隐患; 土壤原生病原体是森林植被和生态系统的自然干扰因素之一, 它可引起植物枯萎、死亡。

生态系统完整性评估框架被广泛运用在国家公园和野生动植物保护区的生态系统完整性监测和评价中。美国堪萨斯大学(Kansas University)运用生态系统完整性评估框架对堪萨斯州的Wolf Creek流域的生物状况、水质进行了全面评价(Liechti & Dzialowski, 2003); 纽约州立环境科学与森林学院把生态系统完整性评估框架运用在了国家公园森林生态系统监测和完整性评价中(Tierney et al, 2009); 华盛顿州鱼类和野生动物部运用生态系统完整性评估框架对华盛顿野生动植物分布区进行了生态系统监控和评价, 并运用该框架的计分统计法评价了落基山脉亚高山林地生态系统完整性(附录1); 加拿大国家公园管理局运用生态系统完整性评估框架来评估一个区域是否可以建立国家公园(Parks Canada, 2000)。生态系统完整性评估框架吸取了生物完整性指数评价体系和三级法评估框架的优点, 扩充了评价指标, 优化了计分统计法, 是目前最为成熟的评价方法之一。

4 结语

国家公园的生态系统完整性是国家公园的核心价值和管理目标, 其整体性评价可为管理部门制定保护策略和调整管理模式提供依据(Elisa et al, 2016)。经过多年研究, 国家公园生态系统完整性评价的理论基础得到了深入, 评价体系也逐渐完善, 一些评估框架和体系在实际运用中也真实有效。现有国家公园生态系统完整性评价体系具备评价方式灵活、数据收集便利、可重复性强和易操作等特点, 因此被很多国家运用到保护地管理和规划中,

证明了这些方法是评价敏感的自然生态系统受人类活动干扰影响程度的重要工具(Schweiger et al, 2016)。这些方法弥补了以往国家公园生态系统完整性研究的空缺, 提升了国家公园管理的有效性和布局的合理性, 为保护大尺度的生态过程、相关物种以及生态系统特性做出了贡献。

目前, 我国国家公园体制经过试点探索已积累了一些宝贵经验, 同时也遇到了一些亟待解决的问题, 例如: (1)国家公园范围划定不合理: 部分区域属于自然生态系统主体却没有被划入到保护地范围之内, 而一些并不属于自然生态系统主体的区域却被划入其中, 使得生态系统完整性没有得到科学的保护; (2)优先保护区域不明确: 部分国家公园体制试点整合了周边多个保护地, 使原先互不相连的保护地连成一片, 但目前保护工作中仍参照以前的功能区划进行管理, 没有对整合后的保护地进行生态系统完整性评价以及重新划分功能区。

国家公园生态系统完整性评价方法有助于解决我国国家公园体制试点中遇到的一些问题, 诸如: (1)科学界定国家公园范围, 估算不同生态区域的国家公园面积; (2)识别和选取国家公园优先保护区域; (3)科学划定国家公园功能分区; (4)评价国家公园生境质量, 监测生物资源动态; (5)判定国家公园受环境变化和人为干扰的影响是否仍具有代表性等。但由于国家公园涉及的生态系统本身极其复杂, 加之生态系统完整性内涵比较丰富, 因此国家公园生态系统完整性评价的工作仍然具有极大的挑战性。

为了发挥国家公园生态系统完整性评价方法在我国国家公园管理中的优势并提升评价方法的科学性, 建议我国科研人员和管理决策者: (1)在运用生态系统完整性评价方法来规划和管理国家公园时需考虑生态系统和生态过程的完整性, 避免单纯使用行政边界来划分国家公园范围, 必要时可使用动态边界; (2)在对国家公园水生生态系统完整性评价时, 采样点应尽量覆盖整个流域; (3)加强外来入侵物种与生态环境关系的研究, 继续寻找能够反映生态系统完整性状态和变化趋势的新的指示物种; (4)在建立国家公园生态系统完整性评价指标时可加入真菌、细菌等微生物指标; (5)在建立评价体系时可从社会经济可持续发展与人类健康等方面来建立新的评价指标, 如自然资源利用方式与保护的一致性、传统文化资源保护水平、社区居民保护

意愿以及社区生态补偿程度等。

参考文献

- Abebe FB, Bekele SE (2018) Challenges to national park conservation and management in Ethiopia. *Journal of Agricultural Science*, 10, 52–62.
- Baron EAF (2003) Evaluating a Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) to Measure Ecological Integrity in Pacific Rim National Park Reserve of Canada. Simon Fraser University Press, Burnaby, Canada.
- Blocksom KA, Kurtenbach JP, Klemm DJ, Fulk FA, Cormier SM (2002) Development and evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 77, 311–333.
- Brewer JS, Menzel T (2009) A method for evaluating outcomes of restoration when no reference sites exist. *Restoration Ecology*, 17, 4–11.
- Brooks RP, Wardrop DH, Bishop JA (2004) Assessing wetland condition on a watershed basis in the mid-Atlantic region using synoptic land-cover maps. *Environmental Monitoring and Assessment*, 94, 9–22.
- Brown ED, Williams BK (2016) Ecological integrity assessment as a metric of biodiversity: Are we measuring what we say we are? *Biodiversity and Conservation*, 25, 1011–1035.
- Brown MT, Vivas MB (2005) Landscape development intensity index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101, 289–309.
- Caniani D, Labella A, Lioi DS, Mancini IM, Masi S (2016) Habitat ecological integrity and environmental impact assessment of anthropic activities: A GIS-based fuzzy logic model for sites of high biodiversity conservation interest. *Ecological Indicators*, 67, 238–249.
- Casatti L, Ferreira CP, Langeani F (2009) A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623, 173–189.
- Chin ATM, Tozer DC, Fraser GS (2014) Hydrology influences generalist-specialist bird-based indices of biotic integrity in Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 40, 281–287.
- Comer PJ, Hak J (2009) NatureServe Landscape Condition Model. Internal documentation for NatureServe Vista Decision Support Software Engineering. NatureServe, Colorado, USA.
- Danz NP, Neimi GJ, Regal RR, Hollenhorst TP, Johnson LB, Hanowski JM, Axler RP, Ciborowski JJH, Hrabik T, Brady VJ, Kelly JR, Morrice JA, Brazner JC, Howe RW, Johnston CA, Host GE (2007) Integrated measures of anthropogenic stress in the U. S. Great Lakes Basin. *Environmental Management*, 39, 631–647.
- Dudley N, Hockings M, Stolton S (1999) Measuring the Effectiveness of Protected Areas Management. Earthscan Publi-

cations, London.

- Elisa M, Shultz S, White K (2016) Impact of surface water extraction on water quality and ecological integrity in Arusha National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology*, 54, 174–182.
- Faber-Langendoen D, Kudray G, Nordman C, Sneddon L, Vance L, Byers E, Rocchio J, Gawler S, Kittel G, Menard S, Comer P, Muldavin E, Schafale M, Foti T, Josse C, Christy J (2009a) Assessing the condition of ecosystems to guide conservation and management: An overview of NatureServe's ecological integrity assessment methods. NatureServe, Virginia, USA.
- Faber-Langendoen D, Lyons R, Comer P (2009b) Developing Options for Establishing Reference Conditions for Wetlands Across the Lower 48 States: A Report to the U. S. Environmental Protection Agency. NatureServe, Virginia, USA.
- Fairweather PG (1991) Statistical power and design requirements for environmental monitoring. *Marine and Freshwater Research*, 42, 555–567.
- Franklin JF, Spies TA, Pelt RV, Carey AB, Thornburgh DA, Berg DR (2002) Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155, 399–423.
- Gaston KJ, Charman K, Jackson SF, Armsworth PR, Bonn A, Briers RA (2006) The ecological effectiveness of protected areas: The United Kingdom. *Biological Conservation*, 132, 76–87.
- Harwell MA, Myers V, Young T, Bartuska A, Gassman N, Gentile JH, Harwell CC, Appelbaum S, Barko J, Causey B, Johnson C, McLean A, Smola R, Templet P, Tosini S (1999) A framework for an ecosystem integrity report card. *BioScience*, 49, 543–556.
- Hockings M, Stolton S, Leverington F, Dudley N, Courrau J (2000) Assessing effectiveness—A framework for assessing management effectiveness of protected areas. *Archivos de Pediatría del Uruguay*, 71, 5–9.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (1993) IUCN Category. II. <http://www.biodiversitya-z.org/content/iucn-category-ii-national-park> (accessed on 2018-02-10)
- Kane DD, Gordon SI, Munawar M, Charlton MN, Culver DA (2009) The planktonic index of biotic integrity (P-IBI): An approach for assessing lake ecosystem health. *Ecological Indicators*, 9, 1234–1247.
- Karr JR (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6, 21–27.
- Karr JR, Dudley DR (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55–68.
- Ladin ZS, Higgins C, Schmit JP, Sanders G, Johnson MJ, Weed AS (2016) Using regional bird community dynamics to evaluate ecological integrity within national parks. *Ecosphere*, 7, e01464.
- Lawrence JE, Deitch MJ, Resh VH (2011) Effects of vineyard coverage and extent on benthic macroinvertebrates in streams of Northern California. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 47, 347–354.
- Leopold A (1949) *Sand County Almanac and Sketches Here and There*. Oxford University Press, New York.
- Leu M, Knick HST (2008) The Human Footprint in the West: A Large-Scale Analysis of Anthropogenic Impacts. *Ecological Applications*, 18, 1119–1139.
- Li T, Huang X, Jiang X, Wang X (2015) Assessment of ecosystem health of the Yellow River with fish index of biotic integrity. *Hydrobiologia*, 412, 1–13.
- Liechti P, Dzialowski A (2003) Final Assessment of the Ecological Integrity of Wolf Creek. University of Kansas, Kansas, USA.
- Lunde KB, Resh VH (2012) Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 3653–3674.
- Mack JJ (2006) Landscape as a predictor of wetland condition: An evaluation of the Landscape Development Index (LDI) with a large reference wetland dataset from Ohio. *Environmental Monitoring and Assessment*, 120, 221–241.
- Mahan G, Young JA, Miller BJ, Saunders MC (2015) Using ecological indicators and a decision support system for integrated ecological assessment at two national park units in the mid-Atlantic region, USA. *Environmental Management*, 5, 508–522.
- Medeiros HR, Torezan JM (2013) Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 18, 4373–4382.
- Michael A, Schroeder RC, Crawford FJ, Rocchio DJ (2011) *Ecological Integrity Assessments: Monitoring and Evaluation of Wildlife Areas in Washington*. Washington Department of Fish and Wildlife, Washington, USA.
- Müller F (1998) Gradients in ecological systems. *Ecological Modelling*, 108, 3–21.
- Murtaugh PA (1996) The statistical evaluation of ecological indicators. *Ecological Applications*, 6, 132–139.
- Noss RF (1990) Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355–364.
- Parks Canada Agency (2005) *Monitoring and Reporting Ecological Integrity in Canada's National Parks, Guiding Principles, Vol. 1*. Parks Canada Agency, Quebec, Canada.
- Parrish JD, Braun DP, Unnasch RS (2003) Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience*, 5, 851–860.
- Peng YJ, Fan J, Xing SH, Cui GF (2018) Overview and classification outlook of natural protected areas in mainland China. *Biodiversity Science*, 26, 315–325. (in Chinese with English abstract) [彭杨靖, 樊简, 邢韶华, 崔国发 (2018) 中国大陆自然保护地概况及分类体系构想. 生物多样性,

- 26, 315–325.]
- Raab D, Bayley SE (2012) A vegetation-based Index of Biotic Integrity to assess marsh reclamation success in the Alberta oil sands, Canada. *Ecological Indicators*, 15, 43–51.
- Raburu PO, Masese FO, Mulanda CA (2009) Macroinvertebrate Index of Biotic Integrity (M-IBI) for monitoring rivers in the upper catchment of Lake Victoria Basin, Kenya. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 12, 197–205.
- Rocchio FJ, Crawford RC (2009) Monitoring Desired Ecological Conditions on Washington State Wildlife Areas Using an Ecological Integrity Assessment Framework. Washington Natural Heritage Program, Washington Department of Natural Resources Olympia, Washington.
- Rodrigues ASL, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Cowling RM (2004) Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428, 640–643.
- Salafsky N, Margoluis R, Redford KH, Robinson JG (2002) Improving the practice of conservation: A conceptual framework and research agenda for conservation science. *Conservation Biology*, 16, 1469–1479.
- Schroeder MA, Gorrell J, Haegen MV, Anthony J, Duff A, Foisy J (2017) Ecological Integrity Monitoring of Wildlife Areas in Washington State: Pilot Study Report for the 2011–2013 Biennium. Lands Division, Wildlife Program. Washington Department of Fish and Wildlife, Washington.
- Schweiger EW, Grace JB, Cooper D, Bobowski B, Britten M (2016) Using structural equation modeling to link human activities to wetland ecological integrity. *Ecosphere*, 7, 1–30.
- Scott JM, Davis FW, Mcghee RG, Wright RG, Groves C, Estes J (2001) Nature Reserves: Do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications*, 11, 999–1007.
- Stapanian MA, Mack J, Adams JV, Gara B, Micacchion M (2013) Disturbance metrics predict a wetland vegetation index of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 24, 120–126.
- Stevens L, Olsen AR (1999) Spatially restricted surveys over time for aquatic resources. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 4, 415–428.
- Stolton S (2004) Management effectiveness: Assessing management of protected areas. *Journal of Environmental Policy and Planning*, 6, 157–174.
- Tan X, Ma P, Bunn SE, Zhang Q (2015) Development of a Benthic Diatom Index of Biotic Integrity (BD-IBI) for ecosystem health assessment of human dominant subtropical rivers, China. *Journal of Environmental Management*, 151, 286–294.
- Tang FL (2017) *National Park: Theory and Practice*. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [唐芳林 (2017) 国家公园理论与实践. 中国林业出版社, 北京.]
- Tierney GL, Faber-Langendoen D, Mitchell BR, Shriver WG, Gibbs JP (2009) Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 308–316.
- Timko J, Innes JL (2009) Evaluating ecological integrity in national parks: Case studies from Canada and South Africa. *Biological Conservation*, 142, 676–688.
- Timko J, Satterfield T (2008) Criteria and indicators for evaluating social equity and ecological integrity in national parks and protected areas. *Natural Areas Journal*, 28, 307–319.
- Tiner RW (2004) Remotely-sensed indicators for monitoring the general condition. *Ecological Indicators*, 4, 227–243.
- Troy R, Yolanda F (2017) Ten years of monitoring air quality and ecological integrity using field-identifiable lichens at Kejimikujik National Park and National Historic Site in Nova Scotia, Canada. *Ecological Indicators*, 81, 214–221.
- USEPA (U. S. Environmental Protection Agency) (2006) Application of Elements of a State Water Monitoring and Assessment Program for Wetlands. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Woodley S (1993) *Monitoring and Measuring Ecosystem Integrity in Canadian National Parks*. St. Lucie Press, Ottawa, Canada.
- Young TF, Sanzone S (2002) A Framework for Assessing and Reporting on Ecological Condition. Prepared by the Ecological Reporting Panel, Ecological Processes and Effects Committee. USEPA Science Advisory Board, Washington, DC.
- Zhang MY, Wang KL, He P (2005) Advances in assessment of ecosystem integrity. *Tropical Geography*, 25, 10–13. (in Chinese with English abstract) [张明阳, 王克林, 何萍 (2005) 生态系统完整性评价研究进展. *热带地理*, 25, 10–13.]

(责任编辑: 李俊生 责任编辑: 时意专)

附录 Supplementary Material

附录1 林地生态系统完整性评价计分卡(Michael et al, 2011)

Appendix 1 Forest and woodland Ecosystem Integrity Assessment scorecard (Michael et al, 2011)

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2018-142-1.pdf>

附录1 林地生态系统完整性评价计分卡(Michael et al, 2011)

Appendix 1 Forest and woodland Ecosystem Integrity Assessment scorecard (Michael et al, 2011)

指标 Indicator	理由 Justification	预估完整性等级 Estimated integrity rank			
		A (极好) A (Excellent)	B (好) B (Good)	C (一般) C (Fair)	D (差) D (Poor)
关键生态属性: 景观 Key ecological attribute: Landscape					
边缘长度 Edge length	边缘完整性是生物存活的一个重要指标。 Edge integrity is an important indicator of biological survival.	≥75%的边缘为自然群落。 ≥75% of edge occupied by natural communities.	50-75%的边缘为自然群落。 50-75% of edge occupied by natural communities.	25-50%的边缘为自然群落。 25-50% of edge occupied by natural communities.	<25%的边缘为自然群落。 <25% of edge occupied by natural communities.
边缘宽度 Edge width		平均边缘宽度≥100 m。 Average width of edge ≥ 100 m.	平均边缘宽度75-100 m。 Average width of edge 75-100 m.	平均边缘宽25-75 m。 Average width of edge 25-75 m.	平均边缘宽度<25 m。 Average width of edge <25 m.
边缘状况 Edge condition		>95%的原生植被; <5%的非原生植被; 原状土。 >95% native vegetation cover; <5% non-native vegetation cover; undisturbed soils.	75-95%的原生植被; 5-25%的非原生植被; 土壤完好或中度受损。 75-95% native vegetation cover; 5-25% non-native vegetation cover; intact or moderately disrupted soils.	25-50%的非原生植被; 土壤中度或严重受损。 25-50% non-native vegetation cover; moderate or extensive soil disruption.	>50%的非原生植被; 贫瘠土地; 土壤高度受损或是以其他形式破坏。 >50% non-native vegetation cover; barren land; soil is highly damaged or other forms of damage.
连通性 Connectivity	自然或半自然植被的廊道能提高连通性。 Corridor of natural or semi-natural vegetation can improve connectivity.	90-100%的自然栖息地; 连通性极高 90-100% natural habitat; connectivity extremely high.	60-90%的自然栖息地; 连通性较高。 60-90% natural habitat; connectivity relatively high.	20-60%的自然栖息地; 连通性低。 20-60% natural habitat; connectivity low.	<20%自然栖息地; 无连通性。 <20% natural habitat; no connectivity.
景观状况 Landscape condition	土地利用类型和使用强度影响生态系统完整性。 Land-use type and intensity can affect ecosystem integrity.	景观模型指数>0.8。 Landscape model index >0.8.		景观模型指数在0.65-0.8之间。 Landscape model index is between 0.65-0.8.	景观模型指数<0.65。 Landscape model index <0.65.
相对斑块大小 Relative patch size	压力源引起斑块比例的下降, 其结果直接影响生态系统完整性。 Patch proportion lost due to stressors, which directly affects ecosystem integrity.	轻微下降; ≥ 95%的自然斑块面积 Slightly decrease; natural patch area ≥95%.	中度下降; 80-95%的自然斑块面积。 Moderately decrease; natural patch area is between 80-95%.	持续下降; 50-80%的自然斑块面积。 Continuously decrease; natural patch area is between 50-80%.	严重下降; <50%的自然斑块面积。 Severely decrease; natural patch area < 50%.
绝对斑块大小 Absolute patch size	对缓冲区影响极大。 It has a huge impact on buffers.	> 10,000 ha.	1,000-10,000 ha.	100-1,000 ha.	< 100 ha.
关键生态属性: 植被 Key ecological attribute: Vegetation					
原生物种覆盖度 Cover of native species	由于人类影响, 非原生物种增加。 Non-natives increase with human impacts.	原生物种覆盖度 ≥95%。 Cover of native species ≥ 95%.	原生物种覆盖度80-95%。 Cover of native species occupied 80-95%.	原生物种覆盖度50-80%。 Cover of native species occupied 50-80%.	原生物种覆盖度 <50%。 Cover of native species <50%.
物种组成 Composition	当暴露在压力源之下, 原生物种组成发生改变。 Composition of native species can shift when exposed to stressors.	多样性/丰富度在参考值范围内或接近参考值; 存在一些指示物。 Diversity/richness within or near the reference standards; indicator species present.	多样性/丰富度接近参考值; 人类活动对原生物种构成威胁; 一些指示物消失。 Diversity/Richness near the reference standards; human activities pose a threat to native species; some indicator species absent.	多样性/丰富度不同于参考值; 很多指示物种消失。 Diversity/richness are different from the reference standards; many indicator species absent.	从参考值来看, 植被发生严重改变; 优势种被其他物种代替; 大量的指示物种消失。 Vegetation severely altered from reference standards; dominant species were replaced by other species; most indicator species absent.

指标 Indicator	理由 Justification	预估完整性等级 Estimated integrity rank			
		A (极好) A (Excellent)	B (好) B (Good)	C (一般) C (Fair)	D (差) D (Poor)
郁闭度 Canopy density	多层耐阴和非耐阴性树种。 Multilayered shade tolerant and intolerant trees.	大量古树没受破坏; 树木残桩极少; 部分大树的树龄>150年; 每公顷至少有25棵古树(胸径大于38 cm)。Majority of old trees were not destroyed; only few stumps; some old trees >150 years old; >25 old trees/ha (>38 cm DBH).	10-30%的古树被砍伐; 每公顷有10-25棵古树(胸径大于38 cm)。10-30% old trees were destroyed; 10-25 old trees/ha (>38 cm DBH).	超过50%的古树被砍伐; 每公顷有5-10棵古树(胸径大于38 cm)。>50% of old trees were destroyed; 5-10 old trees/ha (>38 cm DBH).	几乎所有古树遭到破坏; 每公顷不超过5棵古树(胸径大于38 cm)。Almost all the old trees were destroyed; <5 old trees/ha (>38 cm DBH).
粗木质残体 Coarse woody debris	粗木质残体是评价潜在火灾的重要指标。Coarse woody debris is an important index to evaluate potential fire.	在腐朽过程中随时间的推移有很大的变化。Wide variety of downed log sizes with large variation in stages of decay.	在腐朽过程中随时间的推移变化不明显。Wide variety of downed log sizes with unobvious variation in stages of decay.		在腐朽过程中随时间的推移变化甚微。Wide variety of downed log sizes with a little variation in stages of decay.
关键生态属性: 理化性质 Key ecological attribute: Physicochemical					
土壤表层状况 Soil surface condition	干扰引起土壤侵蚀和压实, 从而影响生态过程。Disturbance can result in erosion and compaction, thereby affecting ecological processes.	土壤干扰等级为0: 没有车轮压痕、土壤干扰、压实以及侵蚀的证据。Soil disturbance class is 0: No evidence of wheel tracks, soil disturbance, compaction, and erosion.	土壤干扰等级为1: 车轮压痕、土壤干扰、土壤压实以及土壤侵蚀的证据不明显。Soil disturbance class is 1: Unobvious evidence of wheel tracks, soil disturbance, compaction, and erosion.	土壤干扰等级为2: 车轮压痕、土壤干扰、土壤压实以及土壤侵蚀的证据明显。Soil disturbance class is 2: Obvious evidence of wheel tracks, soil disturbance, compaction, and erosion.	土壤干扰等级为3: 车轮压痕、土壤干扰、土壤压实以及土壤侵蚀的证据很明显。Soil disturbance class is 2: Very obvious evidence of wheel tracks, soil disturbance, compaction, and erosion.
关键生态属性: 自然干扰机制 Key ecological attribute: Natural disturbance regimes					
森林病原体 Forest pathogens	病原体是树木死亡的根源, 进而影响森林结构, 诱发火灾。Pathogens are the root cause of tree death, which affects forest structure and induces fire.	病原体在正常变异范围之内。Pathogens within natural range of variability.	本地病原体影响森林结构。Native pathogens affect forest structure.	外来病原体和本地病原体影响森林结构。Exotic and native pathogens affect forest structure.	外来病原体和本地病原体强烈影响森林结构。Exotic and native pathogens significantly affect forest structure.
火烧等级 Fire class	高强度火烧在保持生态系统完整性中起着重要作用。High severity fire is vital for maintaining ecosystem integrity.	火烧等级1: 不脱离历史火烧管控制度。Fire class 1: No departure from historic fire regime.	火烧等级2: 轻度脱离历史火烧管控制度。Fire class 2: Slightly departure from historic fire regime.		火烧等级3: 严重脱离历史火烧管控制度; 存在灭火证据。Fire class 3: Seriously departure from historic fire regime; evidence of fire suppression.



•保护论坛•

西双版纳宣言

第四届西双版纳国际研讨会组织委员会

(联系人: 陈进, Richard T. Corlett; E-mail: cj@xtbg.org.cn, corlett@xtbg.org.cn;

中国科学院西双版纳热带植物园, 云南勐腊 666303)

The Xishuangbanna Declaration on Plant Conservation

Organizing Committee of the Fourth Xishuangbanna International Symposium

(Correspondence: Jin Chen and Richard T. Corlett; E-mail: cj@xtbg.org.cn, corlett@xtbg.org.cn;

Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Mengla, Yunnan 666303, China)

中国科学院西双版纳热带植物园于2019年1月3–5日举行第四届西双版纳国际研讨会,会议主题是“在不断变化的世界中拯救植物”。所有参会人员经认真讨论,一致同意发布下列宣言。

1. 认识到生物多样性是支撑自然生态系统和人类福祉的关键基础。

2. 认识到维持生物多样性是实现许多重要国际公约所设目标的基石,包括《可持续发展目标》(the Sustainable Development Goals)、《2011–2020生物多样性战略计划》(the Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020)、联合国《生物多样性公约》以及《国家生物多样性战略和行动计划》等。

3. 特别注意到生物多样性会对实现以下可持续发展目标做出贡献:消除贫穷(目标1)、防止饥饿(目标2)、人类健康(目标3)、清洁饮用水(目标6)、经济适用的清洁能源(目标7)、可持续城市和社区(目标11)、气候行动(目标13)和陆地生物(目标15)等。

4. 认同世界各地的植物仍然面临着持续不断的威胁,这些威胁因素包括生境消失与退化、不可持续的开发、污染、物种入侵和气候变化。

5. 注意到当前技术水平已经可以做到防止任何一种植物物种的灭绝,通过在保护区和其他可持续发展的栖息地中进行的就地保护,和通过种子库、超低温保存和活植物收集区(或专类园)里的迁地保护,已经有能力保护所有已知的珍稀濒危物种。

6. 因此可以认为,任何一种已知植物物种的灭绝都是不可原谅的。

7. 也认识到植物园是一独特的保护机构,可以将专业知识、经验和技能及资源综合运用到有效的植物保护中,并实现科学研究、园林园艺、保护和公众教育之间的有效融合。

8. 注意到许多植物园已经对植物保护做出了重要贡献,但必须承认,仍急需扩大现有的植物保护行动的规模,包括各个植物园自身的行动以及通过与合作伙伴网络、机构及其他组织的联合行动。

9. 指出于2002年正式被《生物多样性公约》接受、2011年更新的《全球植物保护战略》为全球生物多样性保护提供了极为重要的框架并取得了重要成绩。

因此,2019年西双版纳第四次国际会议的参会人员倡议:

10. 极力主张植物园及其他相关植物研究和保护机构应利用个人和集体的资源和力量:

a. 加快完成全球植物物种编目,因为只有已知或描述过的物种方可进行保护;

b. 支持开发有效的物种鉴定工具,以加强对受非法或无管制交易威胁物种的保护;

c. 完成对所有已知物种的灭绝风险评估,以便对最需要保护的物种进行有针对性的有效保护;

d. 设计、设立、保护和管理更多的保护区及其

他可持续管理的栖息地，尤其是生物多样性的重点区域，以便在自然环境中保护受威胁的植物物种，即就地保护，使得它们在野外成为一稳定的种群并支撑与之相关的其他物种；

e. 研究和监测珍稀濒危和衰退的植物野生种群，确保它们是有效保护项目的对象，实现种群的野外自我繁衍；

f. 继续发展配套措施，支持珍稀濒危植物物种的保护和种群恢复，包括迁地保护措施，如：在种子库、超低温库和活植物收集区，开展基因多样化和补充性的种质收集；

g. 弄清所有已知珍稀濒危物种的种子储存能力和繁殖方法，以便提供最及时有效的迁地保护方法；

h. 发起保护迁移(conservation translocations)的新计划，扩大生态恢复的规模，以支持濒危物种及其生境的恢复；

i. 对普通大众、决策者和所有年龄段的学生进行科普，包括植物的重要性及对人类福祉的重要价

值，植物保护的重要性及方法；

j. 让当地、区域及世界各国的领导者参与到制定植物保护的政策和行动中，确保植物物种的永久存在；

k. 积极参与构建活跃的植物保护网络，填补植物保护的空白区域、发展相关知识。

11. 呼吁所有植物园将植物保护列为其使命的重中之重，与主管机构、资助机构、赞助商、游客、当地社区及其他利益相关者一道，扩大植物保护行动的规模并提高其有效性，以确保植物物种零灭绝。

12. 进一步呼吁建立新的植物园，并加大对现有植物园的支持，尤其是处于植物多样性富集的地区和具有气候和生物地理独特性的植物园，以弥补现有植物园网络中分布不够合理的不足。

13. 与会者敦促生物多样性公约缔约方关注并制定新的2020年之后的《全球植物保护战略》，其中包括确定新的可衡量的目标，进而支撑2020年后《全球生物多样性框架》和《可持续发展目标》的实现。

•The English Version•

The Xishuangbanna Declaration on Plant Conservation

Organizing Committee of the Fourth Xishuangbanna International Symposium

(Correspondence: Jin Chen and Richard T. Corlett; E-mail: cj@xtbg.org.cn, corlett@xtbg.org.cn;
Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Mengla, Yunnan 666303, China)

The participants in the Fourth Xishuangbanna International Symposium, Saving all the Plants in a Changing World, held at the Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Yunnan, China, on January 3–5, 2019.

1. Recognizing that plant diversity forms the essential basis for natural ecosystems and human well-being.
 2. Recognizing that the maintenance of plant diversity is essential for the achievement of important international objectives, including the Sustainable Development Goals (SDGs), the Strategic Plan for Biodiversity, and the objectives of the U.N. Convention on Biological Diversity (CBD), as well as National Biodiversity Strategies and Action Plans (NBSAPs).
 3. Noting in particular the contributions of plant diversity to the achievement of the following SDGs: eradicating poverty (SDG 1); preventing hunger (SDG 2); human health (SDG 3); clean water (SDG 6); affordable, clean energy (SDG 7); sustainable cities and communities (SDG 11); climate action (SDG 13); and life on land (SDG 15).
 4. Acknowledging that there are continued and growing threats to plant diversity worldwide from many factors including habitat loss and degradation, unsustainable exploitation, pollution, invasive species, and climate change.
 5. Noting that there are no technical reasons why any plant species should go extinct, since *in situ* conservation in protected areas and other sustainably managed habitats, complemented by *ex situ* conservation in seed banks, cryostorage, and living collections, is sufficient to conserve every known rare and threatened species.
 6. Consider, therefore, that the extinction of any known plant species is inexcusable.
 7. Recognizing also that the unique combination of expertise, experience, skills, and resources of the world's botanical gardens are available to undertake effective plant conservation, and represent the interface between scientific research, horticulture, conservation and public education.
 8. Acknowledge that many botanical gardens are already making significant contributions to plant conservation, but accept that there is an urgent need to scale up existing activities both individually and through joint actions with partner networks, agencies, and other organisations.
 9. Pointing out that the Global Strategy for Plant Conservation, adopted by the CBD in 2002 and updated in 2011, has provided an essential framework for plant conservation worldwide and achieved considerable progress towards the achievement of its objectives.
- Therefore, the participants of the Xishuangbanna International Symposium 2019:
10. Urge botanical gardens and all other institutions involved in botanical research and plant conservation to use their individual and collective capabilities and resources to:
 - a. accelerate completion of the global plant species inventory, since it is not possible to target conservation of unknown or undescribed species;
 - b. support development of effective species identification tools to improve the protection of species threatened by illegal or unregulated trade;
 - c. complete assessments of the risk of extinction for all known plant species, so that conservation efforts can be efficiently targeted towards those that are most in need of conservation action;
 - d. design, designate, protect, and manage more protected areas and other sustainably managed habitats, especially those that represent important areas for plant diversity, in order to conserve threatened plant species in nature, *in situ*, where they can continue to evolve as resilient populations and continue to support associated species;
 - e. research and monitor wild populations of rare, threatened, and declining species and ensure that they are subject to active conservation programmes aimed at achieving self-sustaining and viable populations in the wild;
 - f. continue to develop complementary measures to support the safeguarding and recovery of rare and threatened plant species, including *ex situ* measures such as genetically-diverse and

- complementary collections held in seed banks, cryobanks, and living collections;
- g.** determine seed storage capabilities and propagation methods for all known rare and threatened species in order to provide the most effective and efficient methods of *ex situ* conservation;
 - h.** undertake new initiatives in conservation translocations and expand the scale of ecological restoration to support the recovery of threatened plants and their habitats;
 - i.** educate the general public, decision-makers, and students of all ages about the importance of plants and their essential value for human wellbeing, as well as the need for plant conservation and the means by which this can be achieved;
 - j.** engage local, regional, and global leaders in the development of policies and practices that secure the continued survival of all plant species;
 - k.** participate in the development of active and collaborative plant conservation networks aimed at ensuring that gaps are filled in plant conservation and in the supporting research knowledge needed.
- 11.** Call for all botanical gardens to place plant conservation as a top priority in their missions, and to engage with their management authorities, funding agencies, sponsors, visitors, local communities, and other stakeholders to increase the scale and effectiveness of plant conservation actions to ensure that no plant species goes extinct.
 - 12.** Further call for the establishment of new botanical gardens and greater support for existing botanical gardens in areas of high plant diversity and with climatic and biogeographical characteristics that are under-represented in the existing network as safehouses for plant biodiversity.
 - 13.** Finally, the participants urge the Parties to the CBD to give urgent attention to the development of an updated Global Strategy for Plant Conservation for the post-2020 period, containing agreed measurable outcome targets that contribute towards the proposed post-2020 Global Biodiversity Framework and the achievement of the Sustainable Development Goals.