

# 自然保护地跨区联合保护可以降低保护资金投入吗? ——基于保护生物学的空间效应分析

高 燕, 邓 毅

(湖北经济学院旅游与酒店管理学院, 武汉 430205)

**摘要:**“山川形便”的行政区划原则人为割裂生境,造成生境破碎化,引致负面边缘效应,需要更高成本去维持生物多样性,增加了自然保护财政资金投入。实施跨区联合保护可有效解决上述问题。引入保护生物学边缘效应理论,构建了以跨区联合保护为核心解释变量的自然保护资金投入空间计量理论模型。以31个省份的自然保护区为样本的实证研究结果表明:跨区联合保护是导致自然保护投资水平在邻接行政区之间存在正向空间依赖性的主导因素,且跨区联合保护强度越大,越能降低邻接地区保护资金投入水平;建议在省级和中央层面建立自然保护地联合保护机构与协调机制;全面开启跨行政区保护地在界限范围、保护焦点上的优化整合;联合保护地的管理机构应针对焦点物种设置统筹使用的专项保护资金,以更高效率的资金投入促进多地协同解决生境破碎化问题。

**关键词:** 生境破碎化;边缘效应;跨区联合保护;自然保护资金投入;保护生物学;空间效应

构建以国家公园为主体的自然保护地体系是习近平生态文明思想的重要实践。建立和完善资金保障机制是新型自然保护地体系建设的主要内容。自然环境是一种公共物品,一直以来,政府代表全民履行着生态保护责任,表现在资金来源以中央和省级财政为主。自然保护实践中总是存在资金投入严重不足<sup>[1,2]</sup>的声音,原因来自于两方面:一是当前中国生物多样性保护成本巨大。党的“十九大”提出“中国经济已由高速增长阶段转向高质量发展阶段”,表明之前的经济发展以生态环境牺牲为代价,与西方发达国家相比,中国需要花费更多的精力与成本去恢复和维持生物多样性。二是中国目前自然保护资金投入的效率较低,表现在投资依据缺乏,随意性大<sup>[3]</sup>。中国构建新型自然保护地体系的目的是保护生物多样性。针对性的生物多样性保护措施产生的成本才是精准投入和提高资金使用效率的依据。因此,从保护生物学的交叉学科视角,识别生物多样性面临的威胁,对于提升保护财政资金投入效率,降低财政资金投入具有重要的意义。

保护生物学是一门新兴学科,起源于20世纪80年代,其目的是记录地球上的生物多样性,调查人类活动对生物多样性的影响以及建立可操作的方法来阻止物种绝灭、维持种群的遗传多样性、保护和恢复生物群落以及它们的生态功能<sup>[4]</sup>。保护生物学解决了传统生态学以生物及其环境的相互关系为研究对象的局限性,从社会学、管理学、财政学等多学科交叉角度为物种保护策略和相关政策的制定提供基于生物多样性视角的逻辑依据。用保护生物学的知识体系分析自然保护资金需求的基本逻辑是:识别生物多样性威

收稿日期: 2022-03-21; 修订日期: 2022-10-08

基金项目: 教育部人文社会科学研究规划基金项目 (22YJAZH021)

作者简介: 高燕 (1980-), 女, 湖北荆门人, 博士, 副教授, 研究方向为自然保护地体制建设、生态旅游。

E-mail: ygao@hbue.edu.cn

胁→采取针对性的保护策略→保护策略对应的资金投入。

生境破碎化 (habitat fragmentation) 是当前生物多样性面临的主要威胁<sup>[5,6]</sup>。除了人类活动及人工设施的修建造成生境破碎之外,按照行政区划设立保护地也是引起生境破碎的主要因素之一。历史上中国自然保护地的设立实行的是以人民政府为主体的自下而上(县→市→省→国家)的申报体系,当地政府在设立保护地时往往站位于所辖行政区。中国行政区划主要遵循“山川形便”的原则,多以大型的天然山川河流为行政边界<sup>[7]</sup>,如祁连山作为甘肃和青海的界山,大巴山作为陕西和四川的界山,太行山作为山西和河北的界山,以及长江、黄河流经多个省份且作为界河,这些山川河流具有较高的生物多样性水平和生态价值,但因行政区划人为地割裂了连续生境,造成生境破碎化,产生负面的边缘效应 (edge effect),继而对生物多样性产生威胁,因而需要付出更大的成本去维护和保持生物多样性,增加了自然保护资金投入。跨区联合保护是促进大面积连续生境,解决生境破碎化<sup>[7]</sup>,以降低自然保护财政资金投入的有效方式。本文旨在从保护生物学视角构建自然保护地跨区联合保护与保护资金投入的理论模型,并通过实证研究对该理论模型进行验证。

## 1 文献综述与研究假说的提出

### 1.1 生境破碎化、边缘效应与跨区联合保护

生境破碎的直接后果是产生边缘效应<sup>[8,9]</sup>。边缘效应是保护生物学的重要概念,由野生动物学家Leopold于1930年提出,近年来在自然保护地管理中广受关注,原因如下<sup>[4,10]</sup>:首先,人为的生境破碎化增加生态系统边缘,提升生态系统直面人类几率,人类活动对生物多样性干扰增加,降低多样化的食物来源,阻碍物种正常扩散、定居、采食过程,减少种群数量和多样性。哥斯达黎加La Suerte生物研究站的研究表明:森林内部树种丰富度和平均胸径均高于人类活动边缘地带<sup>[9]</sup>。森林破碎化影响了IUCN红色名录中马达加斯加西部红叶猴面包树的果实产量,继而影响到红毛锦鸡的繁殖<sup>[11]</sup>。其次,生境破碎会造成保护地边缘地带环境条件发生变化,包括光照、温度、风向、湿度等区域微气候的改变<sup>[12]</sup>。森林边缘地带空气流动会带走更多水分,使地表变得干燥,甚至会导致某些物种和地被植物死亡。如边缘地带环境条件的变化导致森林公园苏格兰松的叶理化程度和分枝度特征随着边缘距离的增加而减少<sup>[13]</sup>,降低了生物多样性水平。第三,生境破碎提升了边缘地带火灾、外来物种入侵、疫源疫病传播等事件发生的概率。当生境破碎化后,边缘地带的风力增加、湿度降低、温度升高,更容易发生火灾<sup>[14]</sup>。有害物种更容易在生境边缘定居、繁殖,并扩散到生境内部<sup>[15]</sup>。家养动物和野生动物在边缘地带接触更多,导致家养动物的传染病通过野生动物种群迅速传播<sup>[4]</sup>。以上负面的边缘效应破坏了生态系统原真性和完整性,导致物种快速丧失,无疑会增加保护成本。因此,边缘效应的管理是一项有意义而紧迫的工作。

跨行政区流域保护的理论依据来源于公共池塘资源理论,而在自然保护领域,跨区联合保护的理论依据则源于保护生物学中的边缘效应。生境破碎导致了边缘效应,跨区联合保护是治理边缘效应的有效方式。按照自然保护地资源价值完整性、管理有效性的要求,自然保护地应避免“破碎化”<sup>[16]</sup>。生态系统的完整性已经成为自然保护地,特别是国家公园管理的最终目标<sup>[17,18]</sup>。完整性要求生态系统在相对的生态属性和时空尺度上不

受损害,生态群落保持一定的完整。保护生物学视角下,治理边缘效应必须促进连续生境,提升生态系统完整性。从减少生态干扰的尺度理解生态系统的完整性,就必须加强行政区边界保护地的边缘效应治理。由于保护地边缘和内部的生物多样性存在差异,在保护和管理决策中,必须考虑每一个栖息地的特殊性,用技术来评估保护地基质,将边缘和内部视为不同的栖息地<sup>[19]</sup>。跨区联合保护就是针对行政边界区域乃至国界边缘效应的治理措施<sup>[20]</sup>。跨区的自然保护地连片尽可能地扩展了保护面积,减少边缘效应,达到生态系统在特定地理区域的最优状态,使保护空间范围尽量多地具备自然生境所应包含的全部本土生物多样性和生态学过程,以此保持生态系统在自然变化范围之内的良性循环。

### 1.2 跨区联合保护与自然保护资金投入

跨区联合保护造成了自然保护投资的空间溢出效应,降低资金投入水平。依据如下:

首先,自然保护地跨区联合保护促进了大面积连续生境,减少边缘效应,提升整个生态系统抵御外界因素影响的能力<sup>[4]</sup>,继而减少自然保护资金投入。在没有人类活动的时代,生物赖以生存繁衍的生境在中国乃至全球范围内的呈现是完整的。随着人类社会的发展,公路、农田、乡镇以及大规模人工设施将这种大面积连续的生境分割成片段,造成了生境破碎<sup>[4,21]</sup>。国家公园、自然保护区等保护地建立后,保护地范围内不再允许非必要的人工设施建设,有效防止了生境进一步碎化,保持了生境的连续性。但“山川形便”的行政区划原则造成的连续生境破碎化现象却并未得到有效改善。自然保护地跨区联合保护有利于形成大面积连续生境,减少人类干扰的边缘效应,正向的生态溢出效应将降低本地区以及邻近地区生物多样性保护成本,形成与邻接行政区自然保护“一损俱损,一荣俱荣”的局面,使跨区联合保护的行政区在自然保护资金投入上存在正向的空间依赖性。

其次,自然保护地跨区联合保护促进了大面积连续生境,提供了物种迁徙和活动的完整生态廊道,多地共同保护可以提高保护效率,降低自然保护资金投入。物种(特别是动物)跨区域迁徙是一种自然界的适应现象。从生物学角度看,迁徙有利于基因交流和种群的健康繁衍。保护迁徙动物往往需要多地合作,如果在迁徙路径上某个节点的主要生境遭到破坏,那么其他地区保护迁徙动物的努力将是无效的<sup>[22]</sup>。如迁徙鸟类在南方的越冬地被破坏,那么在北方对其进行保护就不会成功。物种在迁徙过程中,更容易被天敌发现,更加疲倦,对食物和水的需求也更加急切,对动物的迁徙路径进行完整的保护显得尤为重要<sup>[4]</sup>。某些物种的迁徙路径跨越多个省份,如长江、黄河的水生动物迁徙活动,需要多个省份的联合保护,保持保护行动的一致性。此外,大型哺乳动物活动也需要大面积的保护地,动物学家通过计算这些物种巢区大小估算其最小动态面积,得出大型哺乳动物需要至少10000 km<sup>2</sup>的保护地才能维持最小的生存种群。这也是大熊猫国家公园跨越川、陕、甘三省和东北虎豹国家公园跨越黑、吉两省设置的原因。综上,在保护焦点物种一致的情况下,往往需要多地共同保护。因此,基于物种迁徙和活动的多地共同保护具有类似的保护对策与保护成本,造成了邻接行政区自然保护资金投入的空间依赖性。

### 1.3 研究假设的提出

在生态保护研究领域,已有诸多文献验证了大气、流域、工业等生态环境污染治理



的空间溢出效应，并据此提出区域协同治理建议<sup>[23-25]</sup>，以提升生态环保投资效率。从财政管理视角来看，环境质量属于典型的公共物品，环境污染和环境治理均具有外部效应，地方政府在环保资金投入上会参考相邻地区的环保支出行为，导致地方政府的环保投入存在空间效应<sup>[26]</sup>。在自然保护研究领域，生境破碎化导致边缘效应，已经成为生物多样性面临的主要威胁，跨区联合保护是治理边缘效应的针对性措施，尊重行政边界区域的自然生态边界，实现跨边界的联合保护已经成为全球生物多样性保护的必然选择<sup>[20,27]</sup>。根据保护生物学中的边缘效应理论，跨区联合保护对邻地的自然保护投资具有空间溢出效应，且有降低自然保护投资的作用，但目前尚无文献采用空间计量模型方法，将跨区联合保护纳入自然保护资金投入效率影响因素的分析范畴。

空间效应使自然保护投资效率及其影响因素之间的关系变得复杂，破坏普通面板数据的相互独立性，导致面板模型估计结果失真。因此，本文将选择空间计量模型验证跨区联合保护对自然保护资金投入的影响机制，提出以下研究假设：

研究假设1：自然保护资金投入水平在相邻行政区之间具有空间依赖性。

研究假设2：跨区联合保护是造成自然保护资金投入水平空间依赖性的主导因素。

研究假设3：跨区联合保护对自然保护资金投入水平的空间溢出效应为负，即跨区联合保护降低了邻接行政区自然保护资金投入水平。

## 2 研究方法与数据来源

### 2.1 样本选择

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”。从2015年中国开始10个国家公园体制试点到2021年习近平在《生物多样性公约》第十五次缔约方大会领导人峰会上宣布中国正式设立第一批国家公园，中国“两园一区”的自然保护地体系已趋于完善。在2018年国务院机构改革之前，自然保护区、地质公园、森林公园、风景名胜区等自然保护地分属不同部门管理，统计口径和时序尺度大相径庭，而国家公园又缺乏时序统计数据，最终难以将各类自然保护地的相关数据归口统计。林草部门主管的自然保护区规模可观，且具有时序的统计数据，数据质量较好，具备一致性和可得性。本文将以林草部门主管的自然保护区作为研究对象，以除去中国香港、澳门、台湾地区的31个省（市、自治区）为尺度确定实证样本。

研究窗口设定为2003—2017年。2002年11月党的“十六大”将保护环境和资源作为必须坚持的基本国策，2003年起因实施了更为严格的生态保护政策而将其作为研究时段起点。2018年国务院机构改革后，生态环境、农业农村、住建等部门的保护地全部转隶到林业部门，《中国林业统计年鉴》中相关统计口径发生变化，导致无法将自然保护区的资金投入单独从2018年及以后的自然保护地资金投入数据中剥离出来，研究窗口只能截至2017年。

### 2.2 代理变量设置

#### 2.2.1 被解释变量

保护资金可持续性对于提高生物多样性的有效保护至关重要。中国政府是自然保护投资主体，且由于中央和地方在自然保护财政事权与支出责任划分差异，中央投资明显

高于地方。自然保护资金的社会投入不足,多元化资金投入机制尚未形成<sup>[28]</sup>。这意味着自然保护投入主体单一,资金来源有限,中央财政负担沉重。从财政视角解读中国自然保护资金问题,提升自然保护资金财政投入效率尤为重要<sup>[29]</sup>。综上,本文参考钱者东等<sup>[30]</sup>的文献,拟用单位保护面积上的投资额( $\ln IPAA$ )表征中国自然保护投资水平。现有文献中自然保护资金投入多以投资规模等数量指标为主,采用效率指标表征资金投入的文献较少,缺乏效率指标将导致以此为依据的自然保护政策力度降低。

### 2.2.2 核心解释变量

根据保护生物学中的边缘效应,跨省联合保护是自然保护资金投入空间溢出效应的主导因素。跨省联合保护的强度越大,越能提高资金投入效率,降低保护资金投入。保护面积是保护资金投入的重要影响因素<sup>[31]</sup>。大面积的保护地能保育更多的物种和更多类型的栖息地。随着保护地面积的增加,会需要更多的科研监测等基础设施建设和更多的管理人员执行保护政策,自然保护资金投入也会随之加大。实践中,中央自然保护财政资金分配以工作任务、资源状况、绩效、政策为依据(《林业改革发展资金管理办法》财资环〔2020〕36号),其中工作任务主要度量指标就是面积。在此前提下,本文设置跨省联合保护强度( $APAP$ )的代理变量时,考虑以跨省联合保护面积为基本依据,但联合保护面积是数量指标,效率指标如面积占比更能反映出该省对联合保护的重视和强度<sup>[32,33]</sup>。因此,本文用“与邻省连接的自然保护区面积( $u\_area$ )/该省自然保护区总面积( $APA$ )”来度量跨省联合保护强度( $APAP$ )。通过对2017年林草部门公布的自然保护区名录进行核对,获取每个省份与邻省连片的自然保护区面积,如表1所示。跨省联合保护的自然保护区面积统计值是构建31个省份跨省联合保护强度的基础。

据表1统计,全国共计有79处自然保护区位于省际交界处,且与邻省自然保护区连片,跨省连片的保护面积达到了5276.18万 $\text{hm}^2$ 。2017年全国林草部门自然保护区总面积为12612.99万 $\text{hm}^2$ ,跨省联合保护面积占2017年林草部门设立的自然保护区总面积的41.83%,分别位于祁连山脉、大巴山脉、大别山脉、南岭山脉、武夷山脉、太行山脉、阴山山脉、武陵山脉、大兴安岭、长白山脉以及长江、黄河水系,在国家生态安全中战略位置极其重要。

### 2.2.3 控制变量

学界关于自然保护资金机制的过往研究聚焦在资金投入渠道<sup>[30]</sup>、保护成本与用途<sup>[1,29,34]</sup>、改善<sup>[30]</sup>、保障<sup>[2]</sup>等方面。运行成本、管理站成本、开发项目、人员工资、环境教育、设立成本等管理成本<sup>[30,35,36]</sup>和用于保障社区承担的因保护丧失发展的机会成本(即生态补偿)<sup>[37]</sup>是影响资金投入的主要因素,已有文献较少关注保护生物学视角下的资金投入的影响因素。自然保护地并非纯粹的自然生态系统,而是人地耦合的社会—生态系统(Social-Ecological Systems, SESs)。人类社会经济系统已嵌入自然生态系统无法剥离,人类活动是生物多样性的最大威胁。相关文献多采用STIRPAT模型将人类活动对环境的影响概念化。为克服遗漏变量问题,本文也据此梳理自然保护资金投入影响因素的控制变量:

一是人口密度( $P$ ),表征人类对生物多样性的干扰程度。人口密度增大,农业用地和人类居住地向野外扩展,导致传染性疾病在野生种群、家养动物和人类之间传播,增加了小种群或濒危物种灭绝的风险<sup>[38]</sup>,保护地需要更多投入以防御入侵种和疾病。人口密度大,对保护地生态系统的干扰也会愈加频繁,导致处于演替晚期的动植物生境退化

表1 中国自然保护区跨省连片概况

Table 1 Overview of China's nature reserves in interprovincial contiguous areas

相邻省（市、自治区）	自然保护区	<i>u_area</i> /hm <sup>2</sup>	成立时间	相邻省（市、自治区）	自然保护区	<i>u_area</i> /hm <sup>2</sup>	成立时间
新疆、甘肃	罗布泊野骆驼	6120000	19860909	江西、福建	赣江源	16100.85	19980517
	安南坝野骆驼	396000	19821119		汀江源	10379.7	20010609
新疆、青海、西藏	可可西里	4500000	19951005		江西武夷山	16007	19810306
	羌塘	29800000	19930716		福建武夷山	56527	19790703
	阿尔金山	4500000	19830516	安徽、浙江	安徽清凉峰	7811.2	19790101
甘肃、青海	甘肃祁连山	1987200	19871024		临安清凉峰	10800	19850807
	青海祁连山	834700	20051230	湖北、河南、安徽	湖北丹江口库区湿地	45103	20030318
甘肃、四川、陕西	白水江	183799	19630101		丹江湿地	64027	20010810
	王朗	32297	19630402		大别山	16048.2	20030928
	唐家河	40000	19781215		河南大别山	10600	19820624
	九寨沟	64297	19781215		金寨天马	28913.7	19820601
	青木川	10200	20030521	山西、河南	阳城莽河猕猴	5600	19831226
甘肃、宁夏	太统一崆峒山	16283	19821119		太行山猕猴	56600	19820624
	六盘山	26784	19820701	河北、山西	驼梁	21311.9	20010331
陕西、甘肃	陕西子午岭	40621	19990209		亚高山草甸	3333	19861201
	庆阳子午岭	242133	20051011	河北、北京	大海陀	12634	19990707
宁夏、内蒙古	宁夏贺兰山	193535.7	19820701		松山	6212.96	19850401
	内蒙古贺兰山	67710.6	19920513	内蒙古、河北	黑里河	27638	19961231
	沙坡头	14043.09	19840901		茅荆坝	40038	20020529
	内蒙古腾格里沙漠	721707	20030301	内蒙古、辽宁	大黑山	86799.4	19961022
					努鲁儿虎山	16705.6	20001101
重庆、四川	大巴山	115750	19790501	内蒙古、黑龙江	大兴安岭汗马	107348	19950529
	花萼山	48203.39	19960101		呼中	167213	19840509
重庆、湖北	五里坡	35276.6	20000929	内蒙古、吉林	科尔沁	126987	19850209
	阴条岭	22423.1	20000810		向海	105467	19810320
	神农架	70467	19820301	黑龙江、吉林	老爷岭东北虎	71278	20111223
湖北、湖南	五峰后河	10340	19850303		珲春东北虎	108700	20011022
	壶瓶山	66568	19820403		汪清	67434	20021220
	七姊妹山	34550	19900228		黄河首曲	203401	19951123
	八大公山	20000	19820403	甘肃、河南、山东、（黄河）	新乡黄河湿地鸟类	22780	19880727
贵州、广西	茂兰	20000	19840101		河南黄河湿地	68000	19950818
	木论	8969	19910622		黄河三角洲	153000	19901227
湖南、广西	永州都庞岭	20066.4	19820101	湖北、上海（长江）	长江天鹅洲白鱃豚	2000	19901201
	千家洞	12231	19820608		长江新螺段白鱃豚	13500	19870101
湖南、广东	莽山	19833	19820403		长江上游珍稀、特有鱼类	33174.2	19971208
	南岭	50000	19840429		九段沙湿地	42020	20000306
江西、广东	桃江源	12240	20061008		崇明东滩鸟类	24155	19981116
	九连山	13411.6	19810306	西藏、云南	芒康滇金丝猴	185300	19930716
湖南、江西	车八岭	7545	19810704		白马雪山	276400	19830427
	炎陵桃源洞	23786	19820403				
	井冈山	21499	19810306				

甚至丧失<sup>[4]</sup>。Struhsaker等<sup>[39]</sup>对11个国家16个保护区的研究证实:人口稠密的地区往往对保护地造成重大威胁,低人口密度的地区保护工作更成功,并提出稳定保护地人口是重要工作之一。本文拟用省域的人口密度(PPD)作为代理变量。

二是财富水平(A),表征人类对生物多样性的开发冲动。皆伐、采矿和过度捕猎虽短暂地促进经济发展,但会损害长远的经济利益,导致长期生态灾难<sup>[40]</sup>。过度捕捞导致商业鱼类逐渐灭绝,最终导致整个渔业产业崩溃<sup>[4]</sup>。此类案例启示着人类:与自然环境破坏有关的经济活动成本巨大,在未来需要付出更多的财力和精力去修复自然生态环境,这种代价常常会抵消农业和工业发展所有的既得收益。以可持续方式满足人类不断增长的需要,是中国高质量发展的本质性特征。追求生态环境和经济发展之间的耦合协调,通过既有的财富积累反哺自然生态保护的转折点已经到来。本文参考李兰兰等<sup>[41]</sup>的做法,采用可支配收入(DPI)作为财富水平的代理变量。

三是技术水平(T),表征人类对生物多样性的保护水平。科学技术成果广泛应用于自然保护中,如生态系统和基因水平的生物多样性监测与生态修复、濒危与特色物种保育、物种救治与生物病虫害防治等。科技进步对自然保护成本产生直接影响,降低自然保护投资。参考沈坤荣等<sup>[42]</sup>和陶锋等<sup>[43]</sup>的做法,本文采用国内专利申请数(TEC)作为生物多样性保护技术水平的代理变量。

四是STIRPAT模型的扩展因素(E),表征生物多样性保护强度,表现在自然保护地管理力度和管理级别上。只有精心管理的保护地才能维持原有生境<sup>[44]</sup>。在巴拿马,保护地管理人员高频率的反偷猎巡护增加了哺乳动物物种和数量,更加有利于植物种子的传播<sup>[45]</sup>。Bruner等<sup>[46]</sup>对86个热带保护地的研究表明,生物多样性良好保护地的共同特征:单位面积有足够多的巡护人员。本文采用单位面积保护地上工作人员数量表征管理力度。其次,中国自然保护地管理体制实行分级管理,级别由高到低分别为:国家级、省级、市级和县级。不同管理级别的保护地资金保障程度和规制力度都会有所差别。本文采用省域单位面积上从事自然保护事业的在岗人数(NSP)和国家级自然保护区面积占比(NAP)作为生物多样性保护强度的代理变量。

### 2.3 数据来源

研究数据来源于EPS数据平台,缺失数据从《中国林业统计年鉴》《中国环境统计年鉴》《中国科技统计年鉴》中或采用插值法补齐。其中,自然保护区资金投入额来源于《中国林业统计年鉴》中“野生动植物保护及自然保护区完成投资额”这一统计指标。本文最终得到除港澳台地区之外31个省级行政区2003—2017年的平衡面板数据。相关变量统计性描述如表2所示。统计性描述结果显示出变量的分布特征。跨省联合保护强度较大的区域在西藏、宁夏、新疆等西北地区,较小的区域在海南、天津、江苏等地区。其中,海南省为孤岛,联合保护面积为0。与邻省连片保护面积最大的是西藏,达到了3000万 $\text{hm}^2$ 。单位保护面积上的资金投入最多的是上海等发达地区,达到了每公顷2251元。单位保护面积投资额最少的是西藏,2005年每公顷保护面积上投资额不到0.1元,2003—2017年全国年均单位面积投资额为每公顷2.285元。每万公顷保护面积上平均工作人员数量约为5人,较高的省区为浙江、湖南、宁夏,每万公顷保护面积上工作人员数量超过20人。



表2 变量统计性描述

Table 2 Descriptive statistics of variables

变量	变量说明	样本	均值	标准差	最小值	最大值
<i>IPAA</i>	单位保护面积上自然保护区资金投入/(元/百hm <sup>2</sup> )	31×15	0.896	2.351	0.000	22.508
<i>lnIPAA</i>	<i>IPAA</i> 的对数值	31×15	-1.511	1.796	-11.521	3.114
<i>u_area</i>	与邻省连接的自然保护区面积/万hm <sup>2</sup>	31×15	170.182	557.670	0.000	3000.00
<i>APAP</i>	跨省邻接自然保护区占全省自然保护区面积比例/%	31×15	0.176	0.199	0.000	0.744
<i>APA</i>	省域自然保护区总面积/万hm <sup>2</sup>	31×15	392.055	811.526	2.300	4206.74
<i>TEC</i>	国内专利申请数/万件	31×15	4.658	8.490	0.0024	62.783
<i>DPI</i>	可支配收入/万元	31×15	1.970	1.011	0.653	6.260
<i>PPD</i>	人口密度/(人/万km <sup>2</sup> )	31×15	426.90	633.05	2.22	3850.29
<i>NSP</i>	单位保护面积上工作人员数量/(人/万hm <sup>2</sup> )	31×15	4.823	6.149	0.002	28.500
<i>NAP</i>	国家级自然保护区占全省自然保护区总面积比例/%	31×15	0.387	0.280	0.009	1.000

2.4 模型设定

识别区域之间的相互影响形式一般采用空间计量方法<sup>[47]</sup>。Anselin等<sup>[48]</sup>区别了真实(substantial)空间依赖性与干扰(nuisance)空间依赖性的不同。当被解释变量之间的空间依赖性导致了空间相关时,即为空间滞后模型(SLM);当模型误差项在空间上相关时,即为空间误差模型(SEM)。两者为空间计量经济学模型的基本类型。如果自然保护投资水平不仅受到了本省自变量的影响,还受到邻省自变量和因变量的影响,就需要同时将被解释变量和解释变量的空间依赖性纳入考虑范畴,这就需要设定空间杜宾模型(SDM)。本文构建自然保护投资水平影响因素的空间面板回归模型如下:

$$Y_{it} = \beta X_{it} + \rho \sum_{j=1}^N W_{ij} Y_{it} + \theta \sum_{j=1}^N W_{ij} X_{it} + \mu_{it} \tag{1}$$

$$\mu_{it} = \lambda W\mu + \varepsilon_i \tag{2}$$

式中:*i*和*t*分别表示省份和年份;*W*为空间权重矩阵;*ρ*为空间自回归系数;*θ*为解释变量的空间回归系数;*λ*为空间误差回归系数;*μ*和*ε*为服从正太分布的随机误差项;*Y*为被解释变量向量;为测算自然保护资金投入水平,*ρWY*为被解释变量的空间滞后项;*X*为包含跨省联合保护强度、人类对生物多样性干扰程度、人类对生物多样性开发冲动、人类对生物多样性保护技术水平、保护地管理强度和力度在内的解释变量向量;*θWX*为解释变量的空间滞后项。当*ρ*≠0且*θ*=0时,空间计量模型称为空间滞后模型(SLM);当*λ*≠0,*ρ*=0且*θ*=0时,空间计量模型称为空间误差模型(SEM);当*λ*=0,*ρ*≠0且*θ*≠0时,空间计量模型称为空间杜宾模型(SDM)。式(1)和式(2)包含了所有空间效应的一般嵌套模型。本文将采用实证统计数据,在对以上模型进行LM和LR检验之后,确定空间面板回归模型的具体形式。

3 结果分析

3.1 空间相关性分析

Moran's *I*是全局空间自相关的度量,反映的是空间邻近或空间邻接的区域单元属性值的相似程度,而Geary's *C*对局部空间自相关更为敏感。Moran's *I*在-1~1之间,Mo-



ran's  $I=0$  表示不存在空间相关性; Geary's  $C$  在  $0\sim 1$  之间, 存在正空间相关性, 在  $1\sim 2$  之间, 表明存在负的空间相关性。研究通过 STATA 16.0 软件, 制作 31 个省份的邻接空间权重矩阵 ( $W$ ), 用于分年度的单位保护面积上自然保护资金投入水平的空间自相关检验。 $\ln IPAA$  和  $IPAA$  的 Moran's  $I$  年度分布如图 1 所示, 所有年度的  $\ln IPAA$  均在 1% 的统计水平下显著。除 2004 年、2010 年、2011 年外, 其他年份的 Moran's  $I$  在 5% 的统计水平下显著, 2011 年的 Moran's  $I$  在 10% 的统计水平下显著。单位保护面积上自然保护资金投入水平并不是处于完全随机的状态, 而是受到与之邻接省份的自然保护资金投入影响, 在地理空间上呈现出聚集现象。

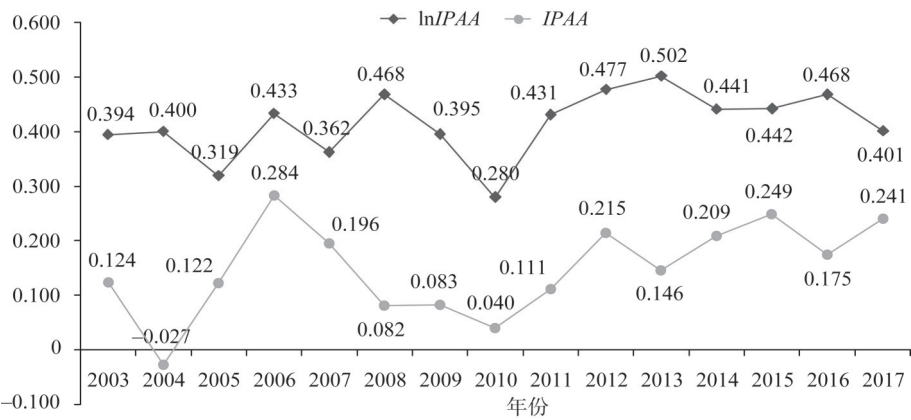


图1 2003—2017年自然保护资金投入Moran's  $I$ 指数分布  
Fig. 1 Moran's  $I$  distribution of investment in nature conservation from 2003 to 2017

为了解单位保护面积上自然保护资金投入水平在空间分布上的聚集特征, 通过对 2003—2017 年  $\ln IPAA$  的年均值做 Moran's  $I$  散点图, Moran's  $I$  指数为 0.666, 且在 1% 的统计水平下显著。结果如图 2 所示, 中国单位保护面积上的自然保护资金投入额高值聚类于东部和东南沿海地区, 包括上海、江苏、浙江、北京、天津、福建、海南、广西等地。低值聚类于西北、东北地区, 包括西藏、青海、新疆、甘肃、内蒙古、黑龙江、吉林、辽宁等地。低—高与高一低值聚类不显著。

图 2 显示, 如湖北、安徽、河南联合对大别山、丹江口水库湿地进行保护, 浙江和安徽联合对清凉峰进行保护, 湖北和上海联合对长江珍稀鱼类进行保护, 所以都同时出现在第一象限, 表明单位面积上的资金投入都较高。新疆、青海、西藏是对可可西里、羌塘、阿尔金山进行连片保护的

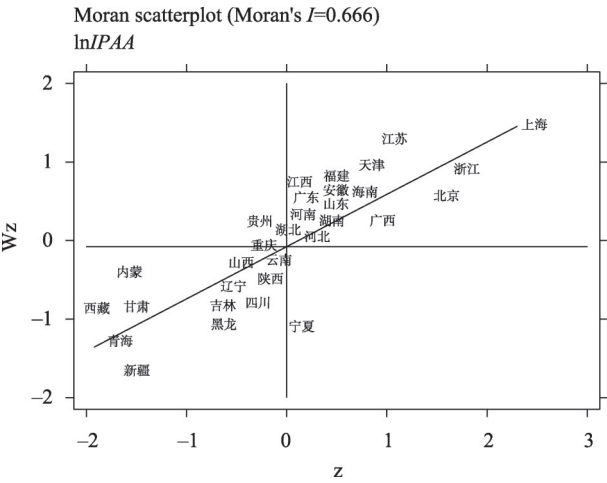


图2 2003—2017年均 $\ln IPAA$ 的Moran's  $I$ 散点图  
Fig. 2 Moran's  $I$  scatter diagram of average  $\ln IPAA$  from 2003-2017

三个省份，三省份同时出现在第三象限，表明单位面积上的资金投入都较低。对这一聚类特征有两个解读：一是地区经济发展水平越高，在单位保护面积上的自然保护资金投入力度越大；二是西部地区人口密度小，人类活动对自然生态干扰少，单位保护成本相对较低。政府财力也是西部地区投入少的原因之一。

为分析所有变量的空间自相关特征，本文用分块对角矩阵 $I_T \times W$  ( $I_T$ 为 $T \times T$ 单位矩阵) 替换Moran's  $I$ 和Geary's  $C$ 统计量中的截面邻接空间权重矩阵( $W$ )，将其扩展并应用于本文中 $31 \times 15$ 的面板数据空间自相关检验<sup>[49]</sup>。各变量空间自相关检验结果如表3所示。

表3 研究变量空间自相关检验结果  
Table 3 Spatial autocorrelation test results

	lnIPAA	IPAA	APAP	PPD	DPI	TEC	NSP	NAP
Moran's $I$	0.485***	0.214***	0.020	0.175***	0.749***	0.348***	0.061**	0.076***
Mean	-0.002	-0.002	-0.002	-0.002	-0.002	-0.002	-0.002	-0.002
Std dev	0.031	0.029	0.030	0.030	0.031	0.030	0.030	0.031
z-score	15.956	7.383	0.746	5.886	24.545	11.602	2.080	2.557
p-value	0.000	0.000	0.228	0.000	0.000	0.000	0.019	0.005
Geary's $C$	0.421***	0.377***	0.518***	0.349***	0.116***	0.640***	1.005	0.760***
Mean	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
Std dev	0.052	0.121	0.081	0.083	0.046	0.081	0.061	0.039
z-score	-11.191	-5.162	-5.964	-7.808	-19.216	-4.436	0.081	-6.183
p-value	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.468	0.000

注：\*、\*\*、\*\*\*分别表示 $p<0.1$ 、 $p<0.05$ 、 $p<0.01$ ，下同。

表3数据显示，变量均存在显著的正空间相关性，需要选择能够反映自然保护资金投入空间效应的空间面板模型进行分析。这与研究假设1是一致的。

3.2 模型检验与选择

Moran's  $I$ 和Geary's  $C$ 指数能判断回归模型的空间相关性有效，但是却不能判断具体表现形式：是空间滞后还是空间误差相关？LMlag、LMerr及其稳健形式LMlagerr-Robust、LMlag-Robust检验可以进一步明确。LMlag、LMerr是分别检验在不存在空间残差相关和不存在空间自回归的假设下，是否存在空间自回归效应和空间残差相关；LMlagerr-Robust、LMlag-Robust是分别检验在存在空间残差相关和存在空间自回归的假设下，是否存在空间自回归效应和空间残差相关。检验结果如表4所示，LMlag与LMlagerr-Robust的统计量相较于LMerr与LMlagerr-Robust的统计量更为显著，所以实证样本的空间滞后相关性更强。这进一步验证了自然保护资金投入存在空间依赖性的理论假设。空间效应的合理性是空间计量经济学建模的理论基础，而不仅仅是通过拉格朗日乘子检验来进行判断，两者的结

表4 模型空间相关性的表现形式判断  
Table 4 Diagnostic tests for spatial dependence in OLS regression

Test	Statistic	p-value
Spatial error:		
Lagrange multiplier	16.191	0.000
Robust Lagrange multiplier	0.809	0.369
Spatial lag:		
Lagrange multiplier	46.777	0.000
Robust Lagrange multiplier	31.394	0.000

合才是有效的空间计量模型设定的基础<sup>[50]</sup>。

SDM 与 SLM 模型均包含了被解释变量的空间滞后效应，在 LR 检验中，如果 SDM 不会退化为 SLM，则应选择 SDM 模型。表 5 所示，LR 检验结果均拒绝了 SDM 退化为 SLM 和 SEM 的假设。

表5 空间回归模型LR检验结果

Table 5 Likelihood-ratio test

	SLM nested in SDM		SEM nested in SDM	
	LR chi2	Prob>chi2	LR chi2	Prob>chi2
固定效应	24.53***	0.0004	23.51***	0.0006
随机效应	15.32**	0.0179	22.90***	0.0008

综合 Moran's *I* 和 Geary's *C* 以及 LM 和 LR 的检验结果，证明被解释变量（lnIPAA）存在内生交互效应，即相邻省份单位保护面积上的自然保护投资存在正的空间依赖性，且邻接省份的解释变量会对本省域单位保护面积上的自然保护投资产生影响。从理论上，解释变量跨省联合保护强度会影响邻省的自然保护资金投入。在本文设定的情境中，被解释变量单位面积上的自然保护资金投入存在内生交互，解释变量跨省联合保护强度也存在外生交互。无论是保护生物学理论，还是实证样本 LR 检验结果均支持采用空间杜宾模型。空间杜宾模型可以将被解释变量的空间效应和解释变量的空间效应同时纳入到模型中来考虑。本文选择 SDM 模型进一步探究被解释变量（lnIPAA）之间的内生交互效应是如何通过解释变量（APAP）发生的。

3.3 自然保护资金投入空间依赖性及溢出效应

本文采用极大似然估计法对空间杜宾面板回归模型进行估计。由于实证样本中 31 个省份是固定的，并非随机选择而来，所以选取了带固定效应的空间杜宾模型。表 6 报告了 SDM 面板空间回归模型稳健性的估计结果。为了进一步验证估计结果的稳健性，设置了 2 个模型，其中模型（1）设置控制变量，模型（2）未设置控制变量。

表6 SDM固定效应模型稳健性估计结果

Table 6 Robustness estimation results of SDM fixed effects model

变量	(1)			(2)		
	省份固定	年份固定	双固定	省份固定	年份固定	双固定
<i>W</i> × <i>APAP</i>	−0.0915** (−2.4605)	−0.0433*** (−4.3179)	−0.1160*** (−3.0552)	−0.2108*** (−5.8500)	−0.0116 (−0.8264)	−0.0834** (−2.2807)
控制变量	设置	设置	设置	未设置	未设置	未设置
$\rho$	0.2373*** (−4.4196)	0.0726 (−1.3787)	0.1363** (−2.4442)	0.4839*** (−11.1791)	0.6356*** (−9.1066)	0.1663*** (−3.0856)
$\sigma^2$	0.7100*** (−4.7218)	1.0188*** (−4.6661)	0.6700*** (−4.9152)	0.7738*** (−5.1107)	1.6095*** (−3.9234)	0.7067*** (−5.0037)
<i>N</i> /个	465	465	465	465	465	465
<i>R</i> <sup>2</sup>	0.3535	0.2741	0.3102	0.1394	0.1468	0.0595
Log <i>L</i>	−583.312	−664.4135	−567.6568	−614.5997	−797.5268	−580.5178

无论是否设置控制变量，SDM 模型的空间自回归系数  $\rho$  基本显著为正， $\rho$  值表达了被解释变量 lnIPAA 具有正向的空间依赖性，即当邻接省份单位保护面积的自然保护资金投入增加时，本省单位保护面积的自然保护资金投入也会随之增加。该结论与空间自相关 Moran's *I* 为正和 Geary's *C* 指数处于 0 与 1 之间形成相互印证。在实践中，由于相邻省

份边界区域的保护地生境具有连续性，在保护策略上会产生“联动效应”。相邻省份的自然保护资金投入有交互作用，源于邻接省份政府之间的交流与合作比空间相隔的省份更多，加之相邻省份边界地带的自然保护地生境具有连续性，生态系统类型和自然地理条件相似，为相邻省份相互仿效和学习提供了基础条件；同时，相邻省份也极可能出现对于河流、山脉等自然保护区跨省联合保护的情况，如武夷山、祁连山、大熊猫、东北虎豹等保护地已实现了跨省联合保护，相邻省份之间在保护地资金投入、联合行动等方面必须保持一致。综上，邻接省份自然保护地资金投入增加导致本省当年自然保护投入增加的情形就不难理解。

无论是否设置控制变量，核心解释变量  $APAP$  的空间滞后项  $W \times APAP_i$  系数基本显著为负，该系数表达了核心解释变量  $APAP$  具有降低邻省单位保护面积上自然保护资金投入的作用，即当跨省联合保护强度越大时，邻省单位保护面积上自然保护资金投入越少。同时，表7展示了自然保护资金投入影响因素 SDM 模型的空间效应分解结果。直接效应指某地区解释变量对该地区被解释变量的影响大小。间接效应又称为空间溢出效应，用于度量邻接省份的解释变量对本省的自然保护资金投入的影响。在省份固定效应模型中，所有控制变量的间接效应均不显著；在年份固定效应模型中，所有控制变量的间接效应均显著；在双固定效应模型中，控制变量  $DPI$ 、 $TEC$  显著。因此，控制变量的间接效应不太稳定，只有核心解释变量  $APAP$  是稳定导致邻省单位保护面积上自然保护投资减少的因素，再次证实  $APAP$  对邻省单位保护面积上自然保护资金投入有降低作用。

表7 自然保护资金投入空间杜宾模型空间效应分解结果  
Table 7 The spatial Durbin model space effect decomposition results

模型	解释变量	直接效应			间接效应			总效应		
		省份固定	年份固定	双固定	省份固定	年份固定	双固定	省份固定	年份固定	双固定
(1)	$APAP$	0.0328 (1.2640)	-0.0108* (-1.7024)	0.0190 (0.7313)	-0.1041** (-2.2024)	-0.0464*** (-4.5674)	-0.1264*** (-2.7455)	-0.0713 (-1.2469)	-0.0572*** (-4.8695)	-0.1074* (-1.8624)
	$PPD$	0.0004 (0.5330)	0.0012* (1.7196)	0.0026* (1.8892)	-0.0037 (-1.1721)	0.0038*** (4.8330)	0.0029 (0.8173)	-0.0033 (-1.1401)	0.0050*** (5.8992)	0.0055 (1.3476)
	$DPI$	0.0001** (2.2089)	-0.0000 (-0.3359)	-0.0000 (-0.9178)	0.0000 (0.2869)	-0.0001* (-1.6805)	-0.0003*** (-2.7553)	0.0001*** (2.6022)	-0.0001 (-1.5996)	-0.0003** (-2.3475)
	$TEC$	0.0000 (1.0757)	0.0000* (1.8919)	0.0000* (1.8653)	-0.0000 (-0.0587)	0.0000** (2.0805)	0.0000 (1.6224)	0.0000 (0.3244)	0.0000** (2.3871)	0.0000** (2.3929)
	$NSP$	0.0097 (0.8209)	0.0533*** (2.5843)	0.0063 (0.5030)	-0.0003 (-0.0120)	-0.0619** (-2.0202)	-0.0081 (-0.3123)	0.0093 (0.3128)	-0.0086 (-0.2511)	-0.0019 (-0.0691)
	$NAP$	0.4697 (0.9080)	0.4734 (0.8028)	0.0279 (0.0410)	0.6485 (0.5108)	2.1764** (2.1093)	-0.3064 (-0.2264)	1.1183 (0.7554)	2.6497** (2.1923)	-0.2785 (-0.1580)
	$APAP$	-0.0122 (-0.4357)	0.0011 (0.2009)	0.0360 (1.2124)	-0.3688*** (-5.3267)	-0.0231 (-0.6617)	-0.0922** (-2.2096)	-0.3810*** (-4.2693)	-0.0221 (-0.5681)	-0.0562 (-1.0599)
(2)	$APAP$	-0.0122 (-0.4357)	0.0011 (0.2009)	0.0360 (1.2124)	-0.3688*** (-5.3267)	-0.0231 (-0.6617)	-0.0922** (-2.2096)	-0.3810*** (-4.2693)	-0.0221 (-0.5681)	-0.0562 (-1.0599)

4 结论与建议

4.1 结论

本文以自然保护区为样本，以31个省份为尺度，以2003—2017年为研究窗口，设置



了31×15的平衡面板数据,对自然保护资金投入影响机制的空间计量理论模型进行验证,得出以下结论:

第一,在保护生物学视角下,自然保护资金投入影响因素研究需要构建以跨区联合保护强度为核心解释变量的空间计量理论模型。通过对跨区联合保护治理边缘效应进行了理论溯源,表明跨区联合保护既有利于生物多样性保护,又可以降低单位保护面积上资金投入水平。

第二,通过实证统计数据检验了以跨区联合保护强度为核心解释变量的自然保护资金投入影响因素空间计量理论模型的合理性,回应了本文的三大研究假设:

研究假设1单位面积上的自然保护资金投入( $\ln IPAA$ )在相邻行政区之间存在正向的空间依赖性得到验证,表现为高一高和低一低空间聚集。有3项数据指标验证此假设:一是2003—2017年 $\ln IPAA$ 年度值和年均值的Moran's  $I$ 指数显著为正,散点图分布在第I和第III象限(图1、图2)。二是利用分块对角矩阵对所有变量进行空间自相关检验的结果表明Moran's  $I$ 和Geary's  $C$ 统计值也基本显著为正(表3)。三是空间计量回归模型中空间自回归系数 $\rho$ 显著为正(表6)。以上3项统计量显著为正说明相邻行政区 $\ln IPAA$ 的空间依赖性不仅存在,且是“一荣俱荣,一损俱损”的影响关系。

研究假设2跨区联合保护强度( $APAP$ )是造成单位面积上自然保护资金投入存在空间依赖性的主导因素得到验证。在模型(1)和模型(2)中,带固定效应的空间杜宾模型稳健性估计结果中, $APAP$ 的空间滞后项显著(表6),且其空间间接效应(表7)相较于其他控制变量显著性是稳定的,说明 $APAP$ 是导致 $\ln IPAA$ 存在空间依赖性的主要原因。

研究假设3跨区联合保护强度( $APAP$ )对单位面积上自然保护资金投入的空间溢出效应为负得到验证,意即跨省联合保护强度越大,越能减少邻近省份在生物多样性保护上付出的资金成本,跨区联合保护减少了相邻省份单位面积上的自然保护资金投入。表6中 $APAP$ 的空间滞后项和表7中 $APAP$ 的空间间接效应系数为负,表明 $APAP$ 是稳定导致相邻省份自然保护投资减少的因素。

第三,科学系统地证明了自然保护地优化整合工作的合理性和必要性。近年来,中国已出台了一系列的政策去响应生境破碎的问题。2019年6月,中共中央办公厅、国务院办公厅印发了《关于建立以国家公园为主体的自然保护地体系的指导意见》指出:“按照山水林田湖草是一个生命共同体的理念,改革以部门设置、以资源分类、以行政区划分设的旧体制,整合优化现有各类自然保护地”。2020年,自然资源部、国家林业和草原局联合发出《关于做好自然保护区范围及功能分区优化调整前期有关工作的函》(71号函),指出:“应划尽划,应保尽保。保持自然生态系统完整性和生态廊道的连通性”。生态系统的完整性是保护地优化整合的主要目的和原则之一<sup>[51]</sup>。保护地整合优化需要打破行政边界,提高生态系统的完整性和原真性<sup>[7,52]</sup>,以提升生境连续性。本文通过统计数据证实了该项工作开展的必要性。

## 4.2 建议

根据以上研究结论,跨行政区联合保护解决了生境破碎化问题,降低了单位面积上的保护资金投入,应得到鼓励和大力推广。行政区划引致的边缘效应治理如同大气、河流等区域环境问题一样,不是简单地依靠大量资金投入就能解决,而应嵌入制度之中,通过跨区的多元主体协同治理才能合力解决问题,提升资金投入效率。在新型自然保护

地体系构建过程中,亟待开展以下工作:

第一,鉴于边缘效应的负面影响,跨区联合保护可以降低自然保护区资金投入水平,所以,应全面开启跨行政区自然保护区的优化整合,主要包括保护范围整合以及保护焦点的协调。首先,跨省自然保护区优化整合程度有待提升。除了大熊猫、武夷山、祁连山、东北虎豹等跨省国家公园外,自然保护区优化整合工作大多只在省内开展,跨省整合未全面开启。其次,提高跨行政区保护面积,扩大连续生境。跨行政区保护面积越大,越能降低邻接地区在单位保护面积上的投入,这要求打破行政桎梏,按照生态系统完整性原则应保尽保。最后,自然保护区优化整合还包括跨区保护区的保护焦点物种应协调一致,跨区多方应完整地保护好迁徙动物廊道<sup>[20]</sup>,否则也会造成保护投入低效。

第二,跨区联合保护亟待建立自然保护区联合保护机构和协调机制。如大熊猫国家公园、武夷山国家公园、东北虎豹国家公园、祁连山国家公园等跨省保护区亟待成立“有力有效”的联合保护机构,建立协调机制。跨省联合保护协调机制难以发挥作用,主要缘于缺乏中央层面的保护协调机制。“有力”要求协调机制必须能控制涉及联合保护省份保护管理机构的资金来源和人事任免晋升渠道,如果跨省联合保护机制未充分实现对资金和人事的掌控,就无法对涉及省份进行统一规范的管理。“有效”要求协调机制必须提供联合保护省份充分合作交流的平台,通过促进联合省份的信息沟通,实现生态系统有效管理。

第三,联合保护管理机构应加强对保护资金的统筹使用,针对焦点物种保护设置专项资金,多地协同治理生境破碎化问题。囿于以往自然保护区财政资金由政府部门按照因素法自上而下的分配模式,资金渠道末端的自然保护区管理机构之间缺乏横向协调机制,在资金使用上各自为政,缺乏统筹。根据边缘效应和物种迁徙活动规律,此地的保护会因邻地的忽视而徒劳,共同关注连续生境中的保护焦点格外重要。如云南大理白族自治州天池国家级自然保护区和怒江傈僳族自治州云岭省级自然保护区分属不同的行政区域,在保护实践中共同关注的焦点物种是黑白仰鼻猴,两地共同行动,成效显著<sup>[53]</sup>。多地共同设置物种专项保护资金能确保资金集中用于焦点物种和生物多样性重要的保护区域,对治理生境破碎化,提高自然保护区资金投入效率具有重要意义。

近年来也出现了对跨国联合保护的实践。如中国与老挝建立跨境联合保护区,荷兰、德国和丹麦联合开展对瓦登海的保护,中俄联合保护边境东北虎等。跨国保护对于全球生物多样性保护效率的提升意义重大,但是困难重重,需要付出更多努力去打破国际桎梏,维护全球范围内的重要生态系统的生物多样性。期待全球能构建起跨境保护的协调机制,进一步促进生物多样性水平的提升。

## 参考文献(References):

- [1] 杨喆,吴健. 中国自然保护区的保护成本及其区域分布. 自然资源学报, 2019, 34(4): 839-852. [YANG Z, WU J. Conservation cost of China's nature reserves and its regional distribution. Journal of Natural Resources, 2019, 34(4): 839-852.]
- [2] 李俊生,朱彦鹏. 国家公园资金保障机制探讨. 环境保护, 2015, 43(14): 38-40. [LI J S, ZHU Y P. Discussion on national park funds safeguard mechanism. Environmental Protection, 2015, 43(14): 38-40.]
- [3] 刘家顺,张坤,繆光平. 中国自然保护区投资机制研究. 林业经济, 2000, (3): 12-17. [LIU J S, ZHANG K, MOU G P. Research on the investment mechanism of nature reserves in China. Forestry Economics, 2000, (3): 12-17.]
- [4] PRIMACK R B, 马克平, 蒋志刚. 保护生物学. 北京: 科学出版社, 2014: 5-6, 177-183. [PRIMACK R B, MA K P, JI-

- ANG Z G. Conservation Biology. Beijing: Science Press, 2014: 5-6, 177-183.]
- [5] 武晶, 刘志民. 生境破碎化对生物多样性的影响研究综述. 生态学杂志, 2014, 33(7): 1946-1952. [WU J, LIU Z M. Effect of habitat fragmentation on biodiversity: A review. Chinese Journal of Ecology, 2014, 33(7): 1946-1952.]
- [6] ROBILLARD C M, CORISTINE L E, SOARES R N, et al. Facilitating climate-change-induced range shifts across continental land-use barriers. Conservation Biology, 2015, 29(6): 1586-1595.
- [7] 赵鑫蕊, 何思源, 苏杨. 生态系统完整性在管理层面的体现方式: 以跨省国家公园统一管理的体制机制为例. 生物多样性, 2022, 30(3): 178-185. [ZHAO X R, HE S Y, SU Y. How ecosystem integrity is realized at the management level: A case study on the system and mechanism of the unified management of a cross-provincial national park. Biodiversity Science, 2022, 30(3): 178-185.]
- [8] OLYNYK M, WESTWOOD A R, KOPER N. Effects of natural habitat loss and edge effects on wild bees and pollination services in Remnant Prairies. Environmental Entomology, 2021, 50(3): 732-743.
- [9] LAURA M B, AMY L S, KRISTOFOR A V, et al. Down by the riverside: Riparian edge effects on three monkey species in a fragmented Costa Rican forest. Biotropica, 2020, 52(3): 1112-1130.
- [10] KITTLE A M, WATSON A C, SAMARANAYAKE P K L. Edge effects and distribution of prey forage resources influence how an apex predator utilizes Sri Lanka's largest protected area. Journal of Zoology, 2021, 314(1): 31-42.
- [11] RAZAFIMAHEFA A L, NOWAK M M, BOGAWSKI P, et al. Effect of habitat fragmentation on the generative growth of *Adansonia rubrostipa* in dry deciduous forest in Western Madagascar. Global Ecology and Conservation, 2022, 34: e2022, Doi: 10.1016/j.gecco.2022.e02022.
- [12] LAURANCE W F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. Biological Conservation, 2008, 141(7): 1731-1744.
- [13] SHAVNIN S A, GOLIKOV D Y, MONTILE A A, et al. Edge effect: Growth and morphogenetic features of scots pine trees in forest parks and natural stands. Russian Journal of Ecology, 2020, 51(3): 199-205.
- [14] COCHRANE M. The forests are bleeding: How land use change is creating a new fire regime in the Ecuadorian Amazon. Journal of Latin American Geography, 2007, 6(1): 85-100.
- [15] FLORY S L, CLAY K. Effects of roads and forest successional age on experimental plant invasions. Biological Conservation, 2009, 142(11): 2531-2537.
- [16] 李晓肃, 邓武功, 李泽, 等. 自然保护地整合优化: 思路、应对与探讨. 中国园林, 2020, 36(11): 25-28. [LI X S, DENG W G, LI Z, et al. Integration and optimization of protected area: Thinking, response and discussion. Chinese Landscape Architecture, 2020, 36(11): 25-28.]
- [17] TIMKO J A, INNES J L. Evaluating ecological integrity in national parks: Case studies from Canada and South Africa. Biological Conservation, 2009, 142(3): 676-688.
- [18] 余付勤, 张百平, 王晶, 等. 国外大尺度生态廊道保护进展与秦岭国家公园建设. 自然资源学报, 2021, 36(10): 2478-2490. [YU F Q, ZHANG B P, WANG J, et al. Suggestions for the Qinling National Park construction based on experiences of international large-scale ecological corridors. Journal of Natural Resources, 2021, 36(10): 2478-2490.]
- [19] DEZIDERIO SANTANA L, PRADO-JUNIOR J A, C. RIBEIRO J H, et al. Edge effects in forest patches surrounded by native grassland are also dependent on patch size and shape. Forest Ecology and Management, 2021, 482: 118842, Doi: 10.1016/j.foreco.2020.118842.
- [20] 代陆娇, 王浩瀚, 徐会明, 等. 中国跨区保护现状分析及发展建议. 大理大学学报, 2020, 5(6): 54-60. [DAI L J, WANG H H, XU H M, et al. Analysis and development proposals on trans-region conservation in China. Journal of Dali University, 2020, 5(6): 54-60.]
- [21] LAFORGE A, BARBARO L, BAS Y, et al. Road density and forest fragmentation shape bat communities in temperate mosaic landscapes. Landscape and Urban Planning, 2022, 221: 104353, Doi: 10.1016/j.landurbplan.2022.104353.
- [22] BRADSHAW C J A, FITZPATRICK B M, STEINBERG C C, et al. Decline in whale shark size and abundance at Ningaloo Reef over the past decade: The world's largest fish is getting smaller. Biological Conservation, 2008, 141(7): 1894-1905.
- [23] 赵帅, 何爱平, 彭硕毅. 黄河流域环境规制、区域污染转移与技术创新的空间效应. 经济经纬, 2021, 38(5): 12-21. [ZHAO S, HE A P, PENG S Y. Spatial effects of environmental regulation, regional pollution transfer and technological

- innovation in the Yellow River Basin. *Economic Survey*, 2021, 38(5): 12-21.]
- [24] 邵帅, 李欣, 曹建华, 等. 中国雾霾污染治理的经济政策选择: 基于空间溢出效应的视角. *经济研究*, 2016, 51(9): 73-88. [SHAO S, LI X, CAO J H, et al. China's economic policy choices for governing smog pollution based on spatial spillover effects. *Economic Research Journal*, 2016, 51(9): 73-88.]
- [25] 张廷海, 王点. 工业集聚、空间溢出效应与地区增长差异: 基于空间杜宾模型的实证分析. *经济经纬*, 2018, 35(1): 86-91. [ZHANG T H, WANG D. Industrial agglomeration, spatial spillover effects and regional difference in economic growth: An empirical analysis based on spatial durbin model. *Economic Survey*, 2018, 35(1): 86-91.]
- [26] 王华春, 平易, 崔伟. 地方政府环境保护支出竞争的空间效应研究. *广东财经大学学报*, 2019, 34(4): 51-61. [WANG H C, PING Y, CUI W. On the spatial effect of competition of environmental protection expenditure in local government. *Journal of Guangdong University of Finance and Economics*, 2019, 34(4): 51-61.]
- [27] TALUKDAR B K, SINHA S P. Challenges and opportunities of transboundary rhino conservation in India and Nepal. *Pachyderm*, 2013, 54(54): 45-51.
- [28] 樊铁侠, 覃凤琴, 王正早. 中国国家公园资金保障机制研究. *财政科学*, 2021, 69(9): 91-98. [FAN Y X, QIN F Q, WANG Z Z. Research on fund guarantee mechanism of national park in China. *Fiscal Science*, 2021, 69(9): 91-98.]
- [29] 王晓霞, 吴健. 中国自然保护区财政资金投入水平分析. *环境保护*, 2017, 45(11): 53-57. [WANG X X, WU J. The level of financial input in nature reserves of China. *Environmental Protection*, 2017, 45(11): 53-57.]
- [30] 钱者东, 郭辰, 吴儒华, 等. 中国自然保护区经济投入特征与问题分析. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(1): 35-40. [QIAN Z D, GUO C, WU R H, et al. Characteristics of and problems in economic investment in nature reserves of China. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(1): 35-40.]
- [31] 任艳梅. 基于典型区域自然保护区资金投入的绩效评价研究. 北京: 北京林业大学, 2016. [REN Y M. Evaluation of financial investment performance in typical nature reserves in China. Beijing: Beijing Forestry University, 2016.]
- [32] 张书杰, 庄优波. 中国自然保护区现状人类利用强度量化特征分析与管理分类建议. *中国园林*, 2020, 36(8): 14-19. [ZHANG S J, ZHUANG Y B. Quantitative analysis on characteristics of human utilization intensity and suggestions on management categories of nature reserves in China. *Chinese Landscape Architecture*, 2020, 36(8): 14-19.]
- [33] 吴成亮, 周莉, 李强. 中国经济增长与自然保护区建设的实证研究. *北京林业大学学报: 社会科学版*, 2009, 8(4): 40-42. [WU C L, ZHOU L, LI Q. Practical research on the relationship between development of Chinese nature reserve and economic growth in China. *Journal of Beijing Forestry University: Social Sciences*, 2009, 8(4): 40-42.]
- [34] 王昌海, 温亚利, 李强, 等. 秦岭自然保护区群保护成本计量研究. *中国人口·资源与环境*, 2012, 22(3): 130-136. [WANG C H, WEN Y L, LI Q, et al. Measurement of conservation costs in Qinling nature reserve group. *China Population, Resources and Environment*, 2012, 22(3): 130-136.]
- [35] BRUNER A G, GULLISON R E, ANDREW B. Financial costs and shortfalls of managing and expanding protected-area systems in developing countries. *BioScience*, 2004, 12: 1119-1126.
- [36] GREEN J, BURGESS N D, GREEN R E, et al. Estimating management costs of protected areas: A novel approach from the Eastern Arc Mountains, Tanzania. *Biological Conservation*, 2012, 150(1): 5-14.
- [37] 刘某承, 王佳然, 刘伟玮, 等. 国家公园生态保护补偿的政策框架及其关键技术. *生态学报*, 2019, 39(4): 1330-1337. [LIU M C, WANG J R, LIU W W, et al. Policy framework and key technologies of ecological protection compensation to national park. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(4): 1330-1337.]
- [38] RWEGO I B, GILLESPIE T R, ISABIRYE-BASUTA G, et al. High rates of *Escherichia coli* transmission between livestock and humans in rural Uganda. *Journal of Clinical Microbiology*, 2008, 46(10): 3187-3191.
- [39] STRUHSACKER T T, STRUHSACKER P J, SIEX K S. Conserving Africa's rain forests: Problems in protected areas and possible solutions. *Biological Conservation*, 2005, 123(1): 45-54.
- [40] COWLING R, EGOH B, KNIGHT A, et al. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *PNAS*, 2008, 105: 9483-9488.
- [41] 李兰兰, 於冉, 於忠祥, 等. 基于STIRPAT模型的长江经济带农业碳排放时空特征及影响因素分析. *安徽农业大学学报: 社会科学版*, 2020, 29(5): 32-37. [LI L L, YU R, YU Z X, et al. Spatial and temporal characteristics of agricultural carbon emission in Yangtze River Economic Belt based on STIRPAT model and its influence factors. *Journal of Anhui Agricultural University: Social Sciences Edition*, 2020, 29(5): 32-37.]



- [42] 沈坤荣, 李剑. 企业间技术外溢的测度. 经济研究, 2009, 44(4): 77-89. [SHEN K R, LI J. Measurement of technology spillovers. *Economic Research Journal*, 2009, 44(4): 77-89.]
- [43] 陶锋, 赵锦瑜, 周浩. 环境规制实现了绿色技术创新的“增量提质”吗: 来自环保目标责任制的证据. 中国工业经济, 2021, (2): 136-154. [TAO F, ZHAO J Y, ZHOU H. Does environmental regulation improve the quantity and quality of green innovation: Evidence from the target responsibility system of environmental protection. *China Industrial Economics*, 2021, (2): 136-154.]
- [44] RAHMIG C J, JENSEN W E, WITH K A. Grassland bird responses to land management in the Largest Remaining Tall-grass Prairie. *Conservation Biology*, 2009, 23(2): 420-432.
- [45] WRIGHT S J, ZEBALLOS H, DOMÍNGUEZ I, et al. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical Forest. *Conservation Biology*, 2000, 14(1): 227-239.
- [46] BRUNER A G. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 2001, 291(5501): 125-128.
- [47] 陈强. 高级计量经济学及Stata应用. 北京: 高等教育出版社, 2014: 575-593. [CHEN Q. *Advanced Econometrics and Stata applications* (Second Edition). Beijing: Higher Education Press, 2014: 575-593.]
- [48] ANSELIN L, REY S. Properties of tests for spatial dependence in linear regression models. *Geographical Analysis*, 2010, 23(2): 112-131.
- [49] 李婧, 谭清美, 白俊红. 中国区域创新生产的空间计量分析: 静态与动态空间面板模型的实证研究. 管理世界, 2010, (7): 43-55, 65. [LI J, TAN Q M, BAI J H. Spatial econometric analysis of regional innovative production in China: An Empirical Study of static and dynamic spatial panel models. *Management World*, 2010, (7): 43-55, 65.]
- [50] 姜磊. 空间回归模型选择的反思. 统计与信息论坛, 2016, 31(10): 10-16. [JIANG L. The choice of spatial econometric models reconsidered in empirical studies. *Journal of Statistics and Information*, 2016, 31(10): 10-16.]
- [51] 翁爱芳, 范少贞, 卢远清, 等. 基于成本效益评估的县域自然保护地优化整合方案比较研究: 以福建省泰宁县为例. 自然资源学报, 2021, 36(8): 2020-2037. [WENG A F, FAN S Z, LU Y Q, et al. Comparative study on optimal integration schemes of protected areas at county level based on cost-benefit assessment: A case study of Taining county, Fujian province. *Journal of Natural Resources*, 2021, 36(8): 2020-2037.]
- [52] 陈叙图, 魏钰. 中国国家公园生态系统完整性的问题与改进对策. 环境保护, 2019, 47(5): 55-58. [CHEN X T, WEI Y. Problems and improvement countermeasures of ecosystem integrity of national parks in China. *Environmental Protection*, 2019, 47(5): 55-58.]
- [53] 徐会明, 雷建东, 张志云, 等. 龙马山黑白仰鼻猴跨区域联合保护机制及其初步成效. 林业调查规划, 2018, 43(2): 112-116. [XU H M, LEI J D, ZHANG Z Y, et al. Cross-regional joint protection mechanism and its preliminary effect for *Rhinopithecus bieti* in Longma Mountain. *Forest Inventory and Planning*, 2018, 43(2): 112-116.]

## **Does cross-regional natural conservation reduce the investment of conservation funds: Spatial effect analysis based on Conservation Biology**

GAO Yan, DENG Yi

(School of Tourism and Hospitality Management, Hubei University of Economics, Wuhan 430205, China)

**Abstract:** The administrative division principle of "mountains and rivers form convenience" artificially splits the continuous habitat, leading to habitat fragmentation. Habitat fragmentation has a negative edge effect, which requires a higher cost to maintain biodiversity, resulting in inefficient financial investment in nature conservation. The implementation of cross-regional natural conservation is an effective way to solve the above problems. This study introduces the edge effect theory of conservation biology, traces the theoretical basis for the spatial spillover effect of cross-regional natural conservation on nature conservation investment, and constructs a spatial econometric theoretical model of the factors affecting the level of nature conservation investment. Taking nature reserves in 31 provincial-level regions as samples, the empirical test results of the model show that the investment level of nature conservation has a positive spatial dependence among different administrative regions, and cross-regional natural conservation is the dominant factor leading to the spatial effect of the investment level of nature conservation, and the greater the intensity of cross-regional natural conservation, the lower the investment level of financial funds in contiguous areas. Finally, the study puts forward the following suggestions: establish cross-regional natural conservation institutions and coordination mechanisms for nature reserves at the provincial and national levels, and fully open the optimization and integration of cross administrative protected areas in terms of boundary scope and protection focus. The management organization of joint protected areas should strengthen the overall use of financial funds, set up special protection funds for focus species, and promote the coordinated solution of habitat fragmentation by more efficient financial investment.

**Keywords:** habitat fragmentation; edge effect; cross-regional natural conservation; nature conservation fund; conservation biology; spatial effects