

国家公园原住民的生态阈值及其守护作用

——自然-文化双资源视域

张智光 张 俞

(南京林业大学 经济管理学院,江苏 南京 210037)

[摘要]国家公园的原住民是自然和文化资源的双重守护者,但同时也会对自然生态造成一定的负面影响,留下守护者的生态足迹,因此需要确定国家公园生态承载力约束下的原住民的生态阈值。首先,从自然和文化双重守护的视域研究国家公园容纳原住民的现状与机理,以及由此引发的实际问题和科学问题。其次,根据生态足迹理论,分别建立国家公园生态承载力、原住民生态足迹和生态阈值的分析框架与测算模型。再次,以武夷山国家公园为例进行实证研究,表明上述测算方法具有良好的可行性和有效性。最后,根据超循环经济理论,构建国家公园自然与文化双重保护的超循环模型,揭示对原住民进行科学管理的基本原理。

[关键词]国家公园 原住民 生态足迹 生态阈值 武夷山

自1872年美国黄石国家公园设立以来,建立国家公园已成为人类保护自然的通行做法。国家公园的建设是为了缓解人类社会经济的发展给自然环境带来的压力,它具有公益性、国家主导性和科学的特点。国家公园的首要功能是对自然生态系统进行保护,同时其中的本土文化和中华民族文明资源也是十分珍贵的,同样需要得到精心呵护。为了保护国家公园的生态环境,需要限制人类的活动,部分原住民需要搬迁^[1]。但同时,在国家公园的非核心区内还应当保留一定数量的原住民,因为他们是自然资源和文化资源的最佳守护者。当然,守护者也会对生态环境造成一些负面影响,留下一些生态足迹。那么在国家公园生态承载力的约束下,原住民的生态阈值究竟有多大?留守人数的上限是多少?这些都是在理论和实践上值得深入探讨的科学问题。

一、文献回顾

原住民是国家公园建设过程中不可忽视的重要对象^[2],探讨如何协调国家公园内部及周边居民的关系一直是国内外学者的研究热点。一百四十多年来的理论与实践表明,原住民可以与国家公园和谐共存,社区的参与和支持对国家公园的建设与发展具有积极作用^[3],英国、美国等国已形成较为成熟的社区参与管理模式^[4-5]。在这一领域,国内外相关研究已取得了许多很有价值的成果,例如国家公园建设对原住民的影响^[6]、原住民对国家公园的认知与态度^[7]、国家公园建设中的利益分配和生态补偿^[8]、生态移民政策的制定^[9]、国家公园中土地权属问题^[10]、国家公园管理模式^[11]等。这些研究发现,国家公园的管理限制有利于生态环境保护,但是会造成多利益主体间的权力不对称,为解决这种冲突需要对国家公园管理制度进行变革^[2];原住民生态搬迁工程难以实施的主要原因是他们对原居住地的留恋和对原有生活方式的依赖等,因此需要灵活考虑原住民的土地权利^[10];有些原住民不支持国家公园保护工作的主要原因是收入损失和传统生活方式的改变,因此为了对国家公园进行可持续管理和保护,应保留原住民的传统生活方式,给他们带来归属感,并为其创造新的就业机会和收入来源,提高他们的参与度;国家公园建设想要实行多元协调的社区

[基金项目]国家自然科学基金项目“生态文明的阈值和水平双指数测度方法”(71673136);教育部哲学社会科学研究重大课题攻关项目“大数据驱动下自然资源生态安全预测预警预案研究”(19JZD023)成果之一。

[作者简介]张智光,男,福建福州人,博士,南京林业大学经济管理学院教授,博士生导师,研究方向:林业与环境经济系统工程研究。

参与和共管机制;国家公园应对生态资源和人文资源进行合理利用,要探索国家公园可持续生态旅游的可能性。

这些研究成果给本文的研究奠定了良好的基础,提供了观念上的支撑。但对相关文献进行系统分析后可以看到,现有成果仍然存在以下几点不足需要进一步研究:(1)已有研究主要聚焦于如何采取移民和监管等措施来降低原住居民对国家公园生态环境的负向影响,以及如何降低或补偿国家公园建设给原住居民带来的负向影响,却没有考虑国家公园和原住居民之间的正向相互作用;(2)忽视了原住居民对保护和传承国家公园内悠久的历史遗迹和灿烂的民族文化方面的积极作用;(3)尚未研究如何测定原住居民的生态阈值,以及国家公园容纳原住居民后,如何化解积极作用和消极作用之间的矛盾。这些正是本文需要探索的问题。

二、原住居民在自然和文化守护中的问题与机理分析

(一)现状分析与实际问题的提出

目前,中国已有东北虎豹、祁连山、大熊猫、三江源、海南热带雨林、武夷山、神农架、普达措、钱江源和南山等10个国家公园体制试点区,涉及12个省份。经国家林业和草原局的评估验收,2021年10月中国第一批5个国家公园正式设立,它们是三江源国家公园、大熊猫国家公园、东北虎豹国家公园、海南热带雨林国家公园、武夷山国家公园。几乎每个国家公园试点区内都有着大量的原住居民,例如大熊猫国家公园内常住人口就有12.1万,东北虎豹国家公园现有户籍总人口超过9.0万,三江源国家公园内共有人口6.4万,牧户16621户。这些原住居民包含多种民族,譬如祁连山国家公园内有汉族、回族、土族、藏族、蒙古族、裕固族、撒拉族、哈萨克族等,其中蕴藏着丰富的中华民族文化资源。对于大多数的原住居民,试点区都会采取生态移民搬迁或相对集中居住等措施,并对搬迁居民支付相应的生态补偿费用,同时也会建立一系列的社区参与国家公园管理的制度。例如云南从2008年起每年用于社区补偿和项目扶持的资金超过4000万元,三江源试点区超过1.7万名牧民转任公园管护员,武夷山试点区实行资源特许经营制度引导园区居民创业,已创造就业岗位1200多个。

武夷山国家公园位于福建省南平市,总面积100141hm²,在自然资源方面,公园内分布有山地、河流、森林、湿地、草地、农田等生态系统,构成了完整的生态结构和生态过程^[12]。其中有21070hm²原生性森林植被未受到人为破坏,是中国亚热带东部地区森林植被保存最完好的区域。在自然资源的滋养下,经过千百年的历史演进,武夷山形成了“古闽族”和“闽越族”文化、朱子理学文化、儒释道三派宗教文化、茶文化等丰富和厚重的文化资源。武夷山原住居民种茶、做茶、卖茶、斗茶代代相传,古老而富有特色的武夷岩茶制作技艺传承至今,被首批列入《国家非物质文化遗产名录》。武夷山国家公园内共有28个自然村、739户和3352人,超过80%原住居民经营茶产业,茶叶对家庭收入的贡献率超过60%,其次是毛竹产业的收入。在原住居民方面,按照武夷山国家公园建设规划,位于核心保护区内的大洲村牛栏坑村民小组共11户49人已全部迁出到园外,位于一般控制区内的居民也尽量减少人数,部分鼓励迁出国家公园,其余被引导聚居于一一般利用区内。以后,公园内及周边2km范围内的社区将划分为三类:以生态旅游为主要发展方向的观光体验型社区;开展商贸活动并设置旅游服务设施(如餐饮、住宿)为国家公园提供服务的综合服务型社区;发展小型生态经济模式的资源利用型社区。

经过对中国国家公园试点区进行调研和分析可知,目前园内原住居民的管理还存在以下一些问题需要引起重视。

1. 园内社区经济以资源消耗型为主,生态与经济互利共生的超循环经济尚未形成。各国家公园试点区内一般都居住着人数较多的原住居民,他们大多“靠山吃山靠水吃水”,收入水平总体偏低,产业经济高度依赖当地的自然环境^[13]。由于这些产业不符合自然资源保护要求,因此都要被限制发展或逐渐取缔,导致原住居民的生产和生活比较困难。而相关的生态补偿机制仍以“输血”为主,“造血”机制尚未形成。“授之以鱼”的做法不仅使政府每年的财政支出压力较大,而且也难以根本

解决社区居民的长远生计。如何利用原住民对可再生资源进行培育和维护,形成自然资源与经济收入双增长超循环经济^[14],还有待探索。

2. 原住民仍然是管理的对象,社区参与公园管理的机制尚未形成。目前仅有少部分原住民参加了当地林业部门和保护地管理部门等组织的自然资源管护活动,在国家公园的生态公益岗位、社区劳务服务、特许经营等方面的参与度总体较低。原住民难以通过参与管理和服务而获得相应的物质和精神激励,因此积极性不高。

3. 国家公园的管理目标仅限于自然资源保护,原住民传承文化资源的作用尚未引起足够的重视。随着生态移民政策的实施,有些地区原住民锐减,而且留守人员的衣食住行等习惯也趋于现代化。多数老街已演变为销售土特产的商业街,晚上无人居住,因此难以传承历史文化资源。比如武夷山内现代产茶工序逐渐替代了手工制茶,海南热带雨林仅保留了一些黎族、苗族村寨样板作为少数民族文化展示地,而原汁原味的本土文化开始慢慢消失。原住民作为悠久的历史文化遗产的传承者和守护者的作用未引起足够的重视。

4. 搬迁仍是解决原住民对生态影响的主要手段,生态承载力与生态足迹协调的理念尚未形成。一方面,失去了原住民就失去了本土文化延续的活的载体和土壤,同时也会失去了保护自然环境的一股重要有生力量;另一方面,这些自然和文化的守护者又会对生态环境产生一定的负面影响。如何解决这对矛盾,目前做法只是简单地实行生态移民政策,没有考虑更加精细化的管理措施,没有对原住民和游客生态足迹进行测度和监控,难以实现生态承载力与生态足迹的协调发展。

(二) 机理分析与科学问题的提出

国家公园的原住民广义上包括园区内的原住民、住在园区内或周边的管理人员和相关产业职工等,狭义上仅指世代生活在该地区的原住民^[15]。本文研究的原住民是长期生活在国家公园边界内的自然村落或行政村居民。国家公园在非核心保护区容纳一定数量的原住民有利也有弊,如果管理得当可以实现利大于弊。

从有利的方面看,原住民是国家公园自然资源和文化资源的最佳守护者。首先,原住民熟悉园内的生态规律,有助于保护自然生态。长期居住于国家公园的原住民熟悉该地区的动植物生长规律、气候变化、地理水文特征等情况,具有本土智慧。而且人也属于生态系统的组成部分,自然环境通常与人类活动有着复杂的交互关系,完全终止人类活动也会影响到环境能力^[16]。在政府有效的引导和奖励机制下,大多数原住民是愿意参与国家公园的保护和管理工作的^[17]。一方面,他们热爱养育自己的这片土地,另一方面通过这些工作也可以增加收入,弥补因国家公园建设而受到损失的原有的资源依赖型生计。其次,原住民是当地传统文化的守护者和传承者,是生生不息的活的载体。中国绝大部分资源丰富的地区,都分布着多种少数民族的聚居地。少数民族的生活与当地的自然环境结合紧密,和谐共生,体现出浓厚和鲜明的民族文化特征^[9]。这些历史文化资源需要原住民以活生生的形态世代延续和传承。

从不利的方面看,原住民的生产和生活对国家公园生态环境也有负面的作用。原住民的传统生产和生活方式往往会过度利用甚至完全依赖国家公园内丰富的自然资源。不合理的开发利用会造成水源污染和环境破坏,威胁野生动植物种群的存续,破坏生物多样性等。但是,如果国家公园内的原住民实行全部生态搬迁,不仅耗时长、成本高,而且还会产生一系列的后患。例如,搬迁后的产业转型困难,工作岗位难以满足庞大的失业人群,使得原住民贫穷加剧;可能引发偷采偷猎等违法行为,不利于生态保护;支付每年巨额的生态补偿费与补助款,导致政府财政压力加大;搬离世代生活的居住地,会引发本土文化的失传。

为了趋利避害,公园和政府相关管理部门需要限制原住民的人数,划定居住区域,收回耕地,恢复生态公益林^[18],并规范其生产和生活行为^[19]。对于由此而造成的居民生活水平的下降除了给予他们适当的经济补偿外,还需要提供与自然和文化保护相关的就业机会,参与旅游业开发等^[20]。其中,要测算原住民人数的上限,就需要通过科学研究,测算原住民居住和活动范围内的生态承

承载力、原住民的生态足迹和生态阈值、游客生态足迹等。

在生态足迹理论中^[21],生态足迹(ecological footprint, EF)也称生态占用或生态足迹需求,是指一定数量的人群按照某种生活方式需要占用的生物生产性土地(含水域)的面积(简称生物生产面积),这一面积一方面用于人类消费自然系统提供的各种商品和服务,另一方面用于吸纳消费过程所产生的废弃物。与生态足迹(需求)对应的,是一定数量的人群在其活动区域内,自然生态系统所能提供的生物生产面积,该面积称为生态承载力(ecological capacity)或生态足迹供给。当国家公园中原住民活动区域内的生态承载力大于生态足迹时,其差值就是生态盈余,反之就是出现生态赤字。在本文中,所谓生态阈值(ecological threshold)是指在国家公园原住民活动区域的生态承载力约束下,原住民生态足迹的上限值。在规范的生态行为下,由原住民生态阈值可以推算出原住民的人数上限。这些变量测算方法的研究,对于国家公园原住民的管理,以及国家公园自然资源和文化资源的双重保护,都具有十分重要的理论和应用意义。

三、分析框架与测算方法

(一)分析框架

根据以上分析,容纳原住民对国家公园的建设与发展,对自然资源和文化资源保护具有积极作用,但是原住民的人数必须受到限制。本文基于生态足迹法,提出测算国家公园内原住民生态足迹、生态阈值和人数上限的方法,其分析框架和基本原理如图 1 所示。

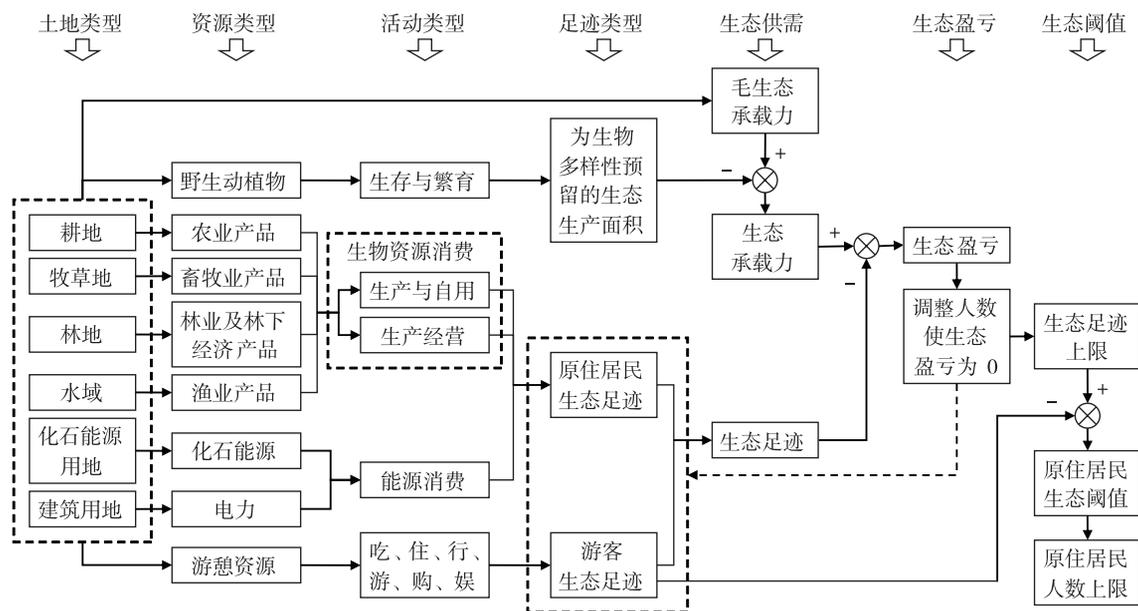


图 1 国家公园原住民生态足迹和阈值的分析框架

我们把所研究的国家公园非核心保护区中允许原住民居住和活动的区域简称为“研究区域”。图 1 中,根据生态足迹分析法将研究区域的土地分为耕地、牧草地、林地、水域、化石能源用地和建筑用地六大类型,各类土地能够产生供原住民使用和经营各类消费资源,由此可以测算出原住民的生态足迹。同时,各类土地能够为游客提供吃、住、行、游、购、娱等活动的游憩资源,由此可以测算出游客的生态足迹。两类足迹合成为研究区域内人类活动的生态足迹。

从研究区域各类土地的数据可以测算出毛生态承载力,从中扣除为维护生物多样性而预留的各类野生动植物的生存与繁育所需要的生物生产面积,就得到了生态承载力。用生态承载力减去生态足迹后就能得到生态盈亏值,即生态盈余或生态赤字。通过调整原住民和游客的人数就可以使生态盈亏为 0,这时的生态足迹就是在生态承载力约束下的生态足迹上限值。该数值减去游客生态足

迹后就得到了原住民的生态阈值,由此就可以推算出原住民的人数上限值。在国家公园的管理中,就需要保证原住民在规定区域内的人数低于该上限值,同时要规范其生产经营和生活行为。

(二) 国家公园生态承载力测算方法

根据生态足迹理论,一个区域的生态承载力等于该区域的自然环境能为其中全部居民提供的所有消费资源生产和废弃物消纳的生态容量的总和,并以生物生产面积为单位进行量化^[22]。为了减小图1中不同类型土地的生产力差异所造成的误差,应对每类土地赋予相应的权重,即均衡因子。同时,由于同类土地在不同国家或地区间的生产力存在差异,故引入产量因子(一个国家或地区某一类型土地的生产力与世界平均水平的比值)进行标准化处理。另外如上所述,毛生态承载力中需扣除一定数量的生物生产面积以保护区域内的生物多样性,为此引入生物多样性预留系数。根据世界环境与发展委员会的报告,生物多样性预留系数为12.0%^[22],由于国家公园的生态保护要求更高,故本文按13.4%来扣除预留的生物生产面积。

因此,国家公园研究区域的生态承载力测算模型如下:

$$C = (1 - \alpha)C_T = (1 - \alpha) \sum_{i=1}^6 c_{Ti} = (1 - \alpha) \sum_{i=1}^6 (r_i \cdot y_i \cdot A_i) \quad (1)$$

式(1)中, C 和 C_T 分别为研究区域的生态承载力和毛生态承载力(hm^2);下标 $i=1, 2, \dots, 6$ 为研究区域内生物生产性土地的类型; c_{Ti} 为第 i 类土地的毛生态承载力; A_i 为第 i 类土地的面积; r_i 和 y_i 分别为第 i 类土地的均衡因子和产量因子; α 为生物多样性预留系数,本文取 $\alpha=0.134$ 。

(三) 原住民生态足迹测算方法

国家公园研究区域内除了原住民外,还有游客、管理人员和科考人员等。国家公园内的管理人员人数相对较少,且部分管理工作由当地原住民承担。另外,科考人员人数少、流动性强,且大多在核心保护区内活动。因此,这两类人群在计算人类生态足迹时可以忽略不计。至于游客,虽然人数较多,但是流动性比较强,其计算方法不同于原住民生态足迹的测算方法,我们将在测算原住民生态足迹时再加以考虑。因此,这里仅研究原住民生态足迹的测算方法。

根据生态足迹理论,一个区域内的居民生态足迹等于该区域内全部居民消费各类资源合并排放各种废弃物所需要的资源生产和废弃物消纳的生物生产面积的总和^[21]。由此可以建立国家公园研究区域内的原住民的生态足迹测算模型:

$$f = p \cdot f_p = p \sum_{i=1}^6 r_i \sum_{j=1}^{n_i} D_{ij} = p \sum_{i=1}^6 r_i \sum_{j=1}^{n_i} (C_{ij}/Y_{ij}) \quad (2)$$

式(2)中 f 为研究区域内原住民的生态足迹(hm^2); f_p 为研究区域内原住民的人均生态足迹(hm^2); p 为研究区域内原住民的人数;下标 $i=1, 2, \dots, 6$ 为研究区域内生物生产性土地的类型; r_i 为第 i 类土地的均衡因子;下标 $j=1, 2, \dots, n$ 为消费资源的类型; D_{ij} 为第 i 类土地中第 j 类消费资源生产和废弃物消纳所需要的人均生物生产面积(hm^2); C_{ij} 为第 i 类土地中第 j 种资源的人均年消费量(各类生物资源的单位均换算成 kg ;各类能源均换算成 GJ); Y_{ij} 为第 i 类土地中第 j 种资源的单位面积年产量(各类生物资源的单位是 kg/hm^2 ;各类能源的单位是 GJ/hm^2),这里的面积是指资源生产和废弃物消纳所需要的生物生产面积。

(四) 原住民生态阈值测算方法

由图1所示的生态阈值测算原理可知,国家公园研究区域内原住民生态阈值应等于生态足迹上限值(即正好等于生态承载力的生态足迹值)减去游客的生态足迹。由于游客人数和游玩路线等都是动态的,精确地计算其生态足迹是很困难的。严格来说,计算游客的生态足迹需要对研究区域内所有滞留游客的旅游活动进行划分,然后计算出每类活动所需的生物生产面积,最后进行加总^[23]。为此需要获取游客的交通工具属性、旅行线路和距离、平均游玩时间、停车场使用率、废弃物产生量、区域内游客平均滞留人数等数据,还需要国家公园的餐馆面积、交通设施面积、旅游购物等服务设施面积等数据。由于中国国家公园尚处于规划建设中,各类设施还未建成并投入使用,各种基础数据匮乏,因此无法通过上述方法测算游客的人均生态足迹和总生态足迹。为克服这一困难,

本文借鉴相关文献的处理办法,以地区(如省域)人均生态足迹作为参照,通过国家公园年旅游收入对地区生产总值的贡献率来推算游客的人均生态足迹^[24]。

根据以上分析,可以得到国家公园在研究区域内原住民生态阈值的测算模型:

$$F = p_H \cdot f_p = C - v \cdot f_v = C - v \cdot w \cdot f_D = C - \frac{A_i}{A_r} \cdot \frac{V_y}{365} \cdot w \cdot f_D \quad (3)$$

式(3)中 F 为国家公园在研究区域内原住民的生态阈值(hm^2); p_H 为使研究区域生态盈亏值达到 0 的原住民人数上限值(人); f_p 为研究区域内原住民的人均生态足迹(hm^2); C 为研究区域的生态承载力(hm^2); v 为研究区域内的游客平均滞留人数(人); f_v 为国家公园游客人均生态足迹(hm^2); w 为地区旅游业的经济贡献率,即年地区旅游收入对年地区生产总值的贡献率; f_D 为地区人均生态足迹; A_i/A_r 为游客区域分布系数; A_r 和 A_i 分别为非核心保护区的可旅游区域(如一般控制区)和原住民活动的研究区域(小于可旅游区域)的面积(hm^2); $V_y/365$ 为国家公园可旅游区域的游客平均滞留人数(人),以平均日游客人数为近似的替代值; V_y 为国家公园的年游客人数(人/年)。

四、应用研究:以武夷山为例

(一) 研究区域划定与数据来源

中国国家公园实行分区差别化管控,按照生态保护等级将园区分为核心保护区和一般控制区。核心保护区内原则上除经严格管控的科考活动外禁止人类的任何其他活动,游客不得进入,原住民需全部迁出;一般控制区内在一定程度上限制人类活动,可适当开展旅游活动,原住民根据实际情况实施搬迁或集中居住^[25]。武夷山国家公园在此管控等级区的基础上又进一步划分了管控功能区:核心保护区的特别保护区(简称核心特护区)、核心保护区的严格控制区(简称核心严控区)、核心保护区的生态修复区(简称核心修复区)、一般控制区的严格控制区(简称一般严控区)、一般控制区的生态修复区(简称一般修复区)、一般控制区的传统利用区(简称一般利用区)。武夷山国家公园各管控等级区和管控功能区的面积和对各类活动的管控要求等如表 1 所示。科考活动可在任何区域内进行,但是在核心特护区的审批和活动限制最为严格,在核心严控区比较严格;教学等活动可以在一般控制区进行;人为的生态修复可在核心修复区及以外区域进行,但是生态修复工程的建设只能在一般修复区及以外区域进行;核心保护区不允许游客和其他访客进入,一般控制区可进行生态旅游活动,但一般严控区和一般修复区对旅游活动和旅游设施建设都有较强的限制,而一般利用区也需要限定旅游活动线路;生产经营活动只能在一般控制区内进行,但在一般严控区和一般修复区的限制较强;一般严控区内不允许有生产、生活、管理、服务等设施的建设,而一般修复区的建设也要受到较多限制,原住民的生产和生活被限制在一般利用区内。因此,本文的研究区域,即原住民居住和活动区域,是一般利用区,其面积为 12033hm^2 ,占武夷山国家公园总面积的 12.02%。

表 1 武夷山国家公园的管控区划

管控等级区	管控功能区	面积(hm^2)	比例(%)	对各类活动的管控要求							
				科考	教学	生态修复	修复工程建设	生态旅游	旅游设施建设	生产经营	生产、生活等设施建设
核心保护区	核心特护区	41814	41.75	√强限	×	×	×	×	×	×	×
	核心严控区	1029	1.03	√限制	×	×	×	×	×	×	×
	核心修复区	7733	7.72	√	×	√	×	×	×	×	×
	小计	50576	50.50	—	—	—	—	—	—	—	—
一般控制区	一般严控区	8812	8.80	√	√极少	√	×	√低干扰	√极少	√极少	×
	一般修复区	28720	28.68	√	√少量	√	√	√限制强度	√少量	√少量	√少量
	一般利用区	12033	12.02	√	√	√	√	√限定线路	√	√	√含住宅
	小计	49565	49.50	—	—	—	—	—	—	—	—
合计	—	100141	100.00	—	—	—	—	—	—	—	

注:表中数据和信息由作者根据《武夷山国家公园总体规划》和相关文献整理得出

表1的管控区划是按照保护强度从严到松的顺序排列的,但由于武夷山国家公园的地形地貌构成、自然生物分布和人类活动演变等都十分复杂,因此在实际的空间分布上这些管控区并不呈现严格的圈层结构,而是由多个不规则的小圈层构成的交错结构。也就是说,表1中各面积数据并不是集中区域的面积,而是由多处分散的同类区域面积累加而成的。

本研究的数据主要来自以下资料:国家林业局昆明勘探设计院和武夷山国家公园管理局于2019年12月制定的《武夷山国家公园总体规划(2017—2025)》、《南平统计年鉴(2015—2020年)》、《福建统计年鉴(2015—2020年)》、全球生态足迹网(Global Footprint Network)、联合国粮农组织(FAO)公布的数据库和相关文献资料等。各类数据的具体来源在下面相应的测算部分再分别进行针对性说明。

(二)国家公园生态承载力测算结果与分析

根据式(1),要测算武夷山国家公园生态承载力,首先需要获取各类土地的面积 A_i 。由于一般利用区在园内是分散分布的,难以对各类生物生产性土地面积进行整体测算。为此,根据《武夷山国家公园总体规划》“附表1武夷山国家公园土地利用现状统计表”中一般利用区内各行政村的土地利用数据,进行逐项累加,可获得所需要的面积数据 A_i (表2)。这些行政村分别是:武夷山市的黄柏村、天心村、程墩村、红星村、桐木村、星村村和南源岭村,光泽县的大洲村,建阳区的坳头村和桂林村。其中,各村的特殊用地与其他土地(见表2中的其他面积99.97 hm²)由于没有生物生产功能或生物生产功能较弱,因此不纳入生态承载力的测算^[26]。其次,式(2)中的均衡因子 r_i 与产量因子 y_i 的取值参照全球生态足迹网(Global Footprint Network)2019年发布的《Working Guidebook to the National Footprint and Biocapacity Accounts》中的数据^[27]。这样,可以测算出武夷山国家公园一般利用区的毛生态承载力 c_{Ti} 和 C_T 数值。另外如前所述,生物多样性预留系数 α 取0.134。由此,可以计算出武夷山国家公园一般利用区的生态承载力 C 的数值。

表2 武夷山国家公园一般利用区生态承载力测算结果

土地类型	面积 A_i (hm ²)	均衡因子 r_i	产量因子 y_i	毛生态承载力 c_{Ti} (hm ²)
耕地	29.41	2.52	1.28	94.86
牧草地	54.92	0.46	1.93	48.76
林地	11733.55	1.29	2.55	38597.51
水域	82.71	0.37	1.00	30.60
化石能源用地	0.00	1.29	—	0.00
建筑用地	32.44	2.52	1.28	104.64
其他	99.97	—	—	0.00
合计	12033.00	—	—	$C_T = 38876.37$ ($C = 33666.94$)

由表2可见,武夷山国家公园一般利用区中林地的毛生态承载力最大,为38597.51hm²,占有99.28%的绝对优势。这说明森林在武夷山生态系统的健康发展中占据了十分重要的地位,需要重点保护。

(三)原住民人均生态足迹测算结果与分析

根据式(2),要测算原住民人均生态足迹,首先需要获取各类土地中各类消费资源的原住民人均年消费量 C_{ij} ,包括各项生物资源消费量(含原住民的自用量和对外销售量)和能源消费量。考虑到统计数据的可获取性,一般利用区原住民生物资源的自用年消费量可参照福建省农村居民的平均水平,能源年消费量可参照福建省人均生活能源消费水平。这些数据来源于《福建统计年鉴(2015—2020年)》,即2014—2019年的统计数据。另外,茶叶和毛竹主要用于对外销售,其人均生产经营量可用南平市从事相关产业的人均产量替代,数据来源为《南平统计年鉴(2015—2020年)》。以上消费量数据虽然每年有所波动,但总体上比较平稳。综合来看,2018年的数据处于较高的水平,故以该年的消费量数据作为生态足迹的测算依据。其次,式(2)中的各类土地上各类消费资源的单位面积年产量 Y_{ij} 也缺乏当地的实际数据,这里取世界平均单位面积产量作为近似替代值,数据来源于联合国粮农组织(FAO)公开发布的相关数据库。其中,单位面积上生物资源年产量的单位是kg/

hm², 能源年产量单位是 GJ/hm²。因此有些资源的人均年消费量 C_{ij} 需要进行单位换算。各项换算系数参照联合国粮农组织 (FAO) 数据库中的数据进行推算而得。另外, 式 (2) 中的均衡因子 r_i 的取值同表 2。

根据以上数据, 可以测算出武夷山国家公园一般利用区原住民的人均生态足迹, 见表 3。汇总后的人均生态足迹为 4.2614hm²。表 3 中茶叶和毛竹是武夷山大部分原住民种植的主要经济作物, 是他们主要的生计来源, 同时对自然资源利用程度较大, 在生态足迹中所占比重也较大。茶叶和毛竹资源消费的人均生态足迹分别是 0.4096hm² 和 2.9524hm², 两者之和为 3.3620hm², 占生物资源消费的人均生态足迹 4.2184hm² 的 79.8%, 占生物资源和能源全部消费的人均生态足迹 4.2614hm² 的 78.9% (其中毛竹占 69.3%, 茶叶占 9.6%)。这与当地原住民生产和生活高度依赖自然环境、生态保护和社区经济发展矛盾较为突出的现实状况相符。同时我们看到, 要降低原住民的生态足迹主要应从改变传统的自然资源消耗型经济模式入手, 尤其要降低毛竹的生产经营量。而茶叶生产经营的生态足迹相对较低, 而且有利于传承和保护武夷山的茶文化。

表 3 武夷山国家公园原住民人均生态足迹测算结果

土地类型 i	均衡因子 r_i	消费资源类型 j	人均年消费量 C_{ij}	换算系数	单位面积年产量 Y_{ij}	人均生态足迹 f_p (hm ²)
耕地	2.52	粮食类	164.10 kg	—	2744.0kg/hm ²	0.1507
		油脂类	9.87 kg	—	1856.0kg/hm ²	0.0134
		蔬菜及菜制品	98.14 kg	—	18000.0kg/hm ²	0.0137
		茶叶*	92.00 kg	—	566.0 kg/hm ²	0.4096
牧草地	0.46	肉类	34.82 kg	—	74.0kg/hm ²	0.2164
		禽类	12.79 kg	—	33.0kg/hm ²	0.1783
		蛋类及蛋制品	8.41 kg	—	400.0kg/hm ²	0.0097
		奶和奶制品	7.49 kg	—	502.0kg/hm ²	0.0069
林地	1.29	干鲜瓜果类	39.49 kg	—	18000.0kg/hm ²	0.0028
		毛竹*	308.65 万根	26 kg/万根	3506.4 kg/hm ²	2.9524
水域	0.37	水产品类	20.73 kg	—	29.0kg/hm ²	0.2645
化石能源用地	1.29	煤炭	5.86 kg	0.02093 GJ/kg	55.0 GJ/hm ²	0.0029
		汽油	27.56 kg	0.04312 GJ/kg	93.0 GJ/hm ²	0.0165
		液化石油气	11.97 kg	0.05020 GJ/kg	71.0 GJ/hm ²	0.0109
		天然气	5.25 m ³	0.03400 GJ/m ³	93.0 GJ/hm ²	0.0025
建筑用地	2.52	电力	1119.89 kWh	0.00360 GJ/kWh	1000.0 GJ/hm ²	0.0102
总计	—	—	—	—	—	4.2614

注: 打 * 号的消费资源为对外销售的资源, 其余的为原住民自己使用的资源

(四) 原住民生态阈值测算结果与分析

根据式 (3), 要测算原住民生态阈值和人数上限, 需要求取地区旅游业的经济贡献率 w 和地区人均生态足迹 f_D 。考虑到数据的可获取性, 前者由南平市的旅游总收入和地区生产总值的比值算得, 后者用福建省常住居民的人均生态足迹代替, 数据来自于《南平统计年鉴》和《福建统计年鉴》。为和以上数据的时间保持一致, 仍以 2018 年数据为准。由此得: 地区旅游业的经济贡献率 $w = 0.4408$; 地区人均生态足迹 $f_D = 0.8882\text{hm}^2$; 国家公园游客人均生态足迹 $f_v = 0.3915\text{hm}^2$ 。此外, 通过以上测算, 式 (3) 中的其他变量值分别为: 武夷山国家公园一般利用区的生态承载力 $C = 33666.94\text{hm}^2$ (见表 2); 原住民人均生态足迹 $f_p = 4.2614\text{hm}^2$; 一般控制区面积 $A_r = 49565\text{hm}^2$, 一般利用区面积 $A_l = 12033\text{hm}^2$ (表 1)。

由式 (3) 可见, 武夷山国家公园一般利用区内原住民生态阈值是公园年平均游客人数的函数。如果游客人数增加, 生态阈值就会被压缩, 原住民人数的上限就必须减小。而游客人数既受旅游市场需求决定, 也是国家公园管理者可以控制的变量。根据“大武夷新闻网”提供的数据, 武夷山 2018 年的游客人数为 1514.69 万人次, 2019 年达到峰值, 为 1669.94 万人次, 比 2018 年增长

10.25%。2020 年和 2021 年受疫情影响游客人数有所下降。根据这些数据,可设置几种游客量的控制值,并依此推算原住民的生态阈值和人数上限值,以供国家公园管理者作为决策时参考。具体的测算结果见表 4。

表 4 武夷山国家公园原住民生态阈值和人数上限测算结果

年游客人数控制值 V_y (万人次)	游客平均滞留人数 v (人)	游客生态足迹 v_f (hm^2)	原住民生态阈值 F (hm^2)	原住民人数上限 p_H (人)	30%生态盈余的原住民人数(人)
1500	9977	3906.00	29760.94	6983	4888
1600	10642	4166.34	29500.60	6922	4845
1700	11307	4426.69	29240.25	6861	4802
1800	11972	4687.04	28979.90	6800	4760
1900	12637	4947.39	28719.55	6739	4717
2000	13302	5207.73	28459.21	6678	4674

由表 4 可见,随着年游客人数的增加(1500 万→2000 万人次),武夷山国家公园原住民生态阈值逐渐减小(29760.94→28459.21 hm^2),原住民人数上限逐步下降(6983→6678 人)。当原住民人数达到上限时,国家公园一般利用区的生态盈余为 0,这并不是我们所希望看到的。为此,表 4 中列出了 30%生态盈余条件下的原住民人数(4888→4674 人)。目前,武夷山国家公园一般利用区内的原住民人数为 3352 人,尚处于比较合理的范围内。但随着时间的推移,原住民人数会发生变化,相关的监控和管理措施应始终跟进,不可放松。

五、理论提升:原住民自然-文化守护的超循环模型

借鉴超循环经济理论^[28],可以对以上定性和定量分析成果进行理论提升,构建原住民在国家公园自然与文化双重保护中的超循环模型(图 2)。在该模型中,国家公园的自然资源、文化资源、管理者、原住民和游客之间相互作用,构成了嵌套多重回路的超循环系统。对该超循环系统的运行机制进行研究,可以得出以下几点规律。

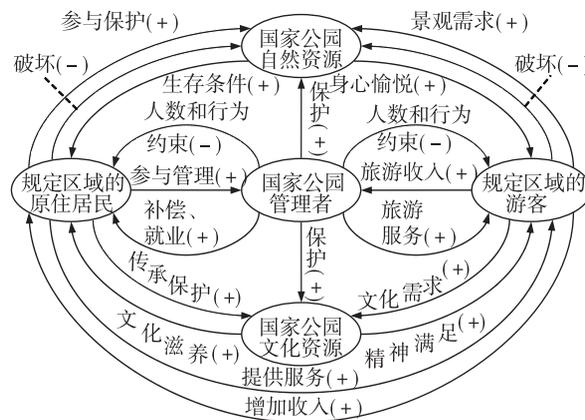


图 2 原住民自然-文化守护的超循环模型

1. 该模型中包含多重循环和超循环过程。其中,基本循环包括管理者对原住民进行约束/提供补偿和就业→原住民参与管理;管理者对游客进行约束/提供旅游服务→游客为公园提供旅游收入。含基本循环的一级超循环包括原住民和管理者之间的基本循环→管理者对自然资源/文化资源的保护→自然资源/文化资源为原住民提供生存条件/文化滋养;游客和管理者之间的基本循环→管理者对自然资源/文化资源的保护→自然资源/文化资源使游客身心愉悦/精神满足。含一级超循环的二级超循环包括原住民、游客、自然资源和文化资源之间顺时针和逆时针的多重循环,这

里就不再一一赘述。

2. 该超循环系统中包含了资源链、生态链和价值链的相互催化作用,形成了系统的自组织机制。例如,自然资源与文化资源为原住民和游客提供的物质形态的供给,以及人类对这些资源的培育和破坏作用就属于资源链作用;自然资源与文化资源为原住民和游客的提供的生态和文化形态的供给,以及人类(含原住民、游客与管理者等)对这些资源的生态和文化的保护与破坏作用就属于生态链作用;为资源链和生态链运行所提供的资金形态的作用,如旅游收益、生产收益、经济补偿等,就属于价值链作用。“三链”的相互作用和良性循环就会使得该系统从无序逐步走向有序,从低级逐步走向高级阶段。

3. 在该超循环系统中,既有正向的作用,也有负向的作用,见图2中的(+)和(-)符号。只要充分发挥多种正向超循环作用就能够有效克服负向影响,进而实现国家公园系统的自组织良性发展。

4. 原住民在自然和文化资源的双重保护系统中是一种最为关键的自组织因素。图2中有9条加粗箭头线,表示对自然和文化资源的保护或破坏作用,其中与原住民直接相关的就有5条作用线,可见其突出的地位。原住民在自然-文化双重守护中具有突出的自组织性和能动性,既是管理对象又是守护主体,将起到十分重要的积极作用。

六、结论与对策

根据以上定性和定量研究结果,可以得到以下几点研究结论与相应的对策建议。

1. 根据对原住民在自然和文化守护中的现状和机理分析以及超循环模型可见,国家公园在非核心保护区内容纳一定数量的原住民有利于园区自然资源和文化资源的协同保护。因此要鼓励原住民参与公园管理,使之更好地为保护生态环境、守护和传承历史文化脉络发挥积极作用。

2. 根据图1的分析框架可见,国家公园容纳原住民的合理人数取决于其生态阈值的大小,而生态阈值与生态承载力、原住民和游客的生态足迹、游客人数等因素有关。因此要加强国家公园的科学管理,运用大数据技术等手段实施生态盈亏监控;积极保护国家公园的生态环境,以提升其生态承载力;同时要控制原住民和游客数量,并规范各自的行为,以降低人类活动对生态环境的消极作用;原住民人数既不能超过保持一定生态盈余的要求,也不能低于守护自然和文化资源的需要。

3. 根据武夷山国家公园的应用研究可见,生态足迹和生态阈值监控具有十分重要的作用,而且本文提出的测算方法具有良好的有效性。研究表明,武夷山一般利用区的生态承载力为33666.94 hm^2 ;原住民的人均生态足迹为4.2614 hm^2 ,其中毛竹生产经营的生态足迹最大,占69.3%,其次茶叶经营占9.6%;年游客人数控制在1500万~2000万人次范围时,原住民生态阈值为28459.21~29760.94 hm^2 ,在30%生态盈余条件下原住民人数应控制在4674~4888人。因此,为降低生态足迹应限制某些传统的经营方式(如毛竹生产),同时为传承历史文化应保留某些传统经营项目(如茶文化传承);原住民和游客人数及其行为需同步和协调控制,以保证一定的生态盈余。

4. 由图2可见,国家公园生态环境和文化遗产的保护管理将对原住民造成一些不利的影响:在生活和生产区域上限制原住民的居住和活动范围;在规定区域的人数上受到限制;在经济行为上制约他们以自然资源利用为传统的生计;在生活行为上限制现代化社区的建设,使其尽量保留原生态的生活方式。因此,需要对原住民提供相应的补偿,在园区管理和生态旅游等方面提供新的经济收入途径,使他们从自然和文化守护中获利,并更加热衷于这种双重守护的事业。

5. 同样由图2可见,国家公园生态环境和文化遗产的保护将对原住民和全社会产生一些有利的影响:生态环境的改善有利于保护原住民和全社会的生存环境和条件,提升游客的旅游质量;文化遗产的保护有利于传承中华文脉,提升国家公园的品牌形象和文化亮点,满足游客对获取中华历史文化知识的需求,增强旅游体验感和精神满足度,并使原住民获得文化滋养。这些影响均可增加公园和居民的旅游收入,并回馈自然和文化保护,形成良性的超循环经济体系。

[参 考 文 献]

- [1] 赵金崎, 桑卫国, 闵庆文. 以国家公园为主体的保护地体系管理机制的构建[J]. 生态学报, 2020, 40(20): 7216-7221.
- [2] DE FREITAS R R, DE ARAUJO L G. Disputed Territories in Southeastern Brazil: Effects of the Serra Da Bocaina National Park on nearby Coastal Communities[J]. Environmental Management, 2020, 66(6): 1012-1023.
- [3] YONK R M, LOFTHOUSE J K. A Review on the Manufacturing of a National Icon: Institutions and Incentives in the Management of Yellowstone National Park[J]. International Journal of Geoheritage and Parks, 2020, 8(2): 87-95.
- [4] NAM J, DEMPSEY N. Place-keeping for Health? Charting the Challenges for Urban Park Management in Practice[J]. Sustainability, 2019, 11(16): 1-26.
- [5] CHOE Y, SCHUETT M A. Stakeholders' Perceptions of Social and Environmental Changes Affecting Everglades National Park in South Florida[J]. Environmental Development, 2020, 35: 100524.
- [6] ABUKARI H, MWALYOSI R B. Local Communities' Perceptions about the Impact of Protected Areas on Livelihoods and Community Development[J]. Global Ecology and Conservation, 2020, 22: e00909.
- [7] BRANKOV J, PENJIŠEVIĆ I, ĆURČIĆ N B, et al. Tourism as a Factor of Regional Development: Community Perceptions and Potential Bank Support in the Kopaonik National Park (Serbia)[J]. Sustainability, 2019, 11(22): 6507.
- [8] CHOE Y, SCHUETT M A. Stakeholders' Perceptions of Social and Environmental Changes Affecting Everglades National Park in South Florida[J]. Environmental Development, 2020, 35: 100524.
- [9] 张壮, 赵红艳. 祁连山国家公园试点区生态移民的有效路径探讨[J]. 环境保护, 2019, 47(22): 32-35.
- [10] AKONWI NEBASIFU A, MAJORY ATONG N. Land Use and Access in Protected Areas: A Hunter's View of Flexibility[J]. Forests, 2020, 11(4): 481.
- [11] GSTAETTNER A M, LEE D E, WEILER B, et al. Visitor Safety in Recreational Protected Areas: Exploring Responsibility-sharing from a Management Perspective[J]. Tourism Management, 2019, 75: 370-380.
- [12] 徐伟义, 金晓斌, 杨绪红, 等. 中国森林植被生物量空间网格化估计[J]. 自然资源学报, 2018, 33(10): 1725-1741.
- [13] 黄宝荣, 王毅, 苏利阳, 等. 我国国家公园体制试点的进展、问题与对策建议[J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(1): 76-85.
- [14] 张智光. 绿色经济模式的演进脉络与超循环经济趋势[J]. 中国人口·资源与环境, 2021, 31(1): 78-89.
- [15] PERLEY B. Indigenous Translocality: Emergent Cosmogonies in the New World Order[J]. Theory & Event, 2020, 29(4): 977-1003.
- [16] 赵成双, 莫多闻. 长江中游江汉-洞庭盆地全新世以来水文环境演变与人类活动[J]. 地理学报(英文版), 2020, 30(3): 423-438.
- [17] 付瑞红. 国家文化公园建设的“文化+”产业融合政策创新研究[J]. 经济问题, 2021(4): 56-62.
- [18] 秦天宝. 论国家公园国有土地占主体地位的实现路径——以地役权为核心的考察[J]. 现代法学, 2019, 41(3): 55-68.
- [19] 汪劲. 论《国家公园法》与《自然保护地法》的关系[J]. 政法论丛, 2020(5): 128-137.
- [20] SOE ZIN W, SUZUKI A, PEH K S H, et al. Economic Value of Cultural Ecosystem Services from Recreation in Popa Mountain National Park, Myanmar: A Comparison of Two Rapid Valuation Techniques[J]. Land, 2019, 8(12): 194.
- [21] YANG Y, CAI Z X. Ecological Security Assessment of the Guanzhong Plain Urban Agglomeration Based on an Adapted Ecological Footprint Model[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 260: 120973.
- [22] 刘志成, 刘晗. 湖南省资源型城市可持续发展能力评价——基于生态足迹模型的视角[J]. 长沙理工大学学报(社会科学版), 2020, 35(3): 96-103.
- [23] LIN W P, LI Y, LI X D, et al. The Dynamic Analysis and Evaluation on Tourist Ecological Footprint of City: Take Shanghai as an Instance[J]. Sustainable Cities and Society, 2018, 37: 541-549.
- [24] 郑兵云, 杨宏丰. 基于生态足迹的中国省际旅游生态效率时空演化[J]. 华东经济管理, 2020, 34(4): 79-91.
- [25] 刘超. 国家公园分区管控制度析论[J]. 南京工业大学学报(社会科学版), 2020, 19(3): 14-30.
- [26] 周建, 张凤荣, 徐艳, 等. 基于生态生产生活视角的北方农牧交错区土地宜耕性评价[J]. 农业工程学报, 2019, 35(6): 253-260.
- [27] LIN D, HANSCOM L, MARTINDILL J, et al. Working Guidebook to the National Footprint and Biocapacity Accounts [EB/OL]. (2019-05-26)[2021-03-12]. <http://www.footprintnetwork.org/>
- [28] 张智光. 面向生态文明的超循环经济: 理论、模型与实例[J]. 生态学报, 2017, 37(13): 4549-4561.

(责任编辑 余 敏)