

DOI: 10.5846/stxb201912312852

徐增让, 邹秀萍. 羌塘高原自然保护区社会生态效果评价. 生态学报, 2020, 40(23): 8743-8752.

Xu Z R, Zou X P. Evaluation of social-ecological effectiveness of protected areas on the Chang tang plateau. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(23): 8743-8752.

羌塘高原自然保护区社会生态效果评价

徐增让^{1,*}, 邹秀萍²

1 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101

2 中国科学院科技战略咨询研究院, 北京 100190

摘要: 自然保护区对生物多样性和生态系统服务稳定起着积极作用。社会生态评价有助于完善自然保护区体系。采用生态系统净初级生产力、景观生态指数等指标对羌塘国家自然保护区、藏西北羌塘高原荒漠生态功能区等自然保护区的生态效果进行评价, 以人口密度、人均农业产值为指标, 对自然保护区的社会经济效果进行评价。结果表明: 1) 生态效果: 2000—2015 年自然保护区的 NPP 呈不同程度的下降趋势, 但保护区建立后 NPP 下降趋势有所减缓。景观破碎度增加、斑块形态复杂化。草地、农田、城镇等人类主导景观斑块空间集聚性增强。除部分偏远地区人类活动影响减小外, 大部分自然保护区人为活动扰动依然较强。其中, 自然保护区的生态用地比重增加、生产用地比重下降, 自然景观得到一定恢复; 生态功能区的生态用地比重下降、生产用地比重增加, 尤其是草地优势度进一步增大, 生态压力加大。2) 社会经济效果: 1990—2015 年自然保护区人口密度、农业产值总量显著低于生态功能区, 但人均农业产值自然保护区显著高于生态功能区。保护区建立后人口密度、人均农业产值都有增加, 人口密度生态功能区增加更显著, 人均农业产值自然保护区增加更显著。今后, 对自然保护区要强化管理、控制人类活动, 对生态功能区要着力缓解自然保护与社区发展的冲突, 提高生态功能区财政转移支付的针对性, 探索保护区自然资源持续利用与切实保护相协调的新途径。

关键词: 自然保护区; 社会生态效果; Fragstats 景观生态指数; 自然保护区; 生态功能区; 羌塘高原

Evaluation of social-ecological effectiveness of protected areas on the Chang tang plateau

XU Zengrang^{1,*}, ZOU Xiuping²

1 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 Institutes of Science and Development, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China

Abstract: Protected areas (PAs) play a positive role in stabilizing biodiversity and ecosystem services. The social-ecological effectiveness evaluation of PAs is helpful in directing efforts to perfect the PA system. There are two kinds of PAs in the Chang tang plateau in northwestern Tibet: the Chang tang National Nature Reserve (NNR) and the Chang tang National Ecological function Area (NEA). In this study, the ecosystem net primary productivity (NPP) and the landscape ecological index were used to evaluate the ecological effectiveness of PAs, whereas the social economic effectiveness was evaluated using indicators, such as the population density and agricultural output value per capita. The conclusions were as follows: 1) regarding ecological effectiveness from 2000 to 2015, the NPP of PAs showed a decreasing trend, but the decreasing rate of NPP slowed after the establishment of PAs. Landscape fragmentation increased and patch morphology became complicated. The spatial agglomeration of patches in the human-dominated landscapes, such as grasslands,

基金项目: 国家重点研发计划项目课题 (2016YFC0503403); 第二次青藏高原综合科学考察研究 (2019QZKK0603, 2019QZKK0406); 国家自然科学基金项目 (41971263)

收稿日期: 2019-12-31; 网络出版日期: 2020-10-29

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xuzr@igsrr.ac.cn

farmlands, and towns, was enhanced except for some remote areas, wherein the disturbance of human activities is still strong. Among them, the proportion of ecological land in the NNR increased, whereas the proportion of production land decreased, which showed that natural landscape was restored to a certain extent in the NNR. The proportion of ecological land decreased and the proportion of production land increased in the NEA; in particular, the proportion of grassland increased, which showed that ecological pressure increased in the NEA. 2) Social and economic effectiveness assessment from 1990 to 2015 showed that population density and the total agricultural output value of the NNR was significantly lower than that of the NEA, whereas the per capita agricultural output value of the NNR was significantly higher than that of the NEA. The population density and per capita agricultural output value increased after the establishment of the two kinds of PAs. Population density of the NEA increased significantly, whereas the per capita agricultural output value of the NNR increased significantly. In the future, we should strengthen the management and control of human activities in the NNR, make greater efforts to reduction conflicts between nature conservation and community development in the NEA, clarify the pertinence of financial payments to the NEA, and explore new ways to harmonizing the sustainable use and effective protect natural resources rationally in PAs.

Key Words: protected areas (PAs); social-ecological effectiveness; Fragstats landscape ecology indexes; nature reserve; ecological functional areas; Chang tang plateau

自然保护区(Protected Areas, PAs)指为了实现在生物、地质、经济、社会、文化等方面的目标,通过法律法规等手段设定、管理,具有明确的地理范围的受保护性区域,是保护生物多样性、提供生态系统服务、维持社区生计的重要政策工具^[1]。近几十年来,自然保护区数量和面积增长快,但保护效果不显著,许多保护地面临资金不足、管理不到位、生态退化的困境^[2],因此保护地效果评价愈显重要^[3]。国际大自然保护联盟(IUCN)的保护地管理效果评价框架包含背景、规划、投入、过程、产出和结果等 6 要素^[4]。采用 IUCN 框架对厄瓜多尔南部自然遗产地(PANE)、森林保护地(ABVP)、私人保护区(PR)等 3 类自然保护区评价发现:PANE、PR 的保护效果优于 ABVP,主要是资源获得性差异所致,从规划、投入、影响力等方面提出改进建议^[5]。但 IUCN 评估框架主要基于问卷调查,注重对管理过程及产出的评价,对保护地的生态、社会经济效益综合评价仍在探索中。采用 SPOT NDVI 残差趋势法比较了保护前后的草地长势变化^[6]。采用 2002—2009 年巴西塞拉多地区 26 个自然保护区的土地类型转移减缓率量化了生态保护效果^[4]。从问题识别出发,提出一个整合保护地设计、管理和生态完整性的保护地评价指标体系,并从景观连通性、栖息地适宜性、景观破碎度和人为扰动等方面量化生态完整性^[7]。随着保护投入增大、基础设施改善,保护地周边的人口增长较快^[8],保护地与周边社区的关系及社会经济效益评价逐渐得以开展^[9]。采用渔业生产、渔民福利、生态系统健康等指标,对全球 12 个大型海洋自然保护区的社会生态效果做了评价^[10]。根据保护地性质和功能,IUCN 自然保护区可分为两类,I-IV 类为严格保护型保护地,V-VI 为多功能型保护地^[4]。针对不同的管理目标和国情差异,应建立不同类型保护地的管理效果评估指标体系^[11]。

新中国成立 70 年来,我国自然保护区体系逐步完善,形成了由自然保护区、风景名胜区、森林公园、地质公园、自然文化遗产、湿地公园、水产种质资源保护区、海洋特别保护区、特别保护海岛等组成的保护地体系,构建了重要生态功能区、生态脆弱区和生物多样性保护区等生态保护红线体系^[12]。我国自然保护区属于严格保护型保护地,生态功能区属于多功能型保护地,发展方向和功能定位有所不同。自然保护区^[13]、生态功能区自然本底较差^[14],生态改善不明显^[15]。自 2005 年自然保护区建立后,三江源草地退化减缓,但因社区生计单一,草地压力仍较大^[16]。青藏高原既是典型高寒生态脆弱区^[17]、国家重要生态安全屏障区^[18],又是亚洲水塔^[19],以自然保护区、生态功能区为主体的自然保护区本底脆弱、幅员辽阔、功能重要,评价自然保护区的社会生态效果具有重要理论和管理意义。本文构建了包括时序 NPP、Fragstats 景观生态指数、人口密度、人均农业产值等在内的自然保护区社会生态效果评价指标体系,通过对羌塘国家自然保护区和羌塘高原荒漠

国家生态功能区等两类自然保护区的比较,自然保护区建立前后的比较,对自然保护区社会生态效果做了综合评估,为高寒地区自然保护区优化管理提供决策参考。

2 研究方法

2.1 研究区概况

羌塘高原指冈底斯山—念青唐古拉山脉以北、昆仑山脉以南、东迄 91°E、西止国境线、面积 60 万 km² 的高原内流区,属西藏自治区的那曲、阿里两地区管辖^[20]。羌塘自然保护区始建于 1993 年,2000 年升级为国家级,是以荒漠草原生态系统和野生动物为主要保护对象的特大型国家自然保护区。保护区边界清晰,实验区、核心区、缓冲区功能分区明确。保护区管理局、管理分局、管理站三级管理体系初步建立,在岗管护员 780 名^[21]。同时,藏西北羌塘高原是 25 个国家生态功能区之一,涵盖班戈、尼玛、革吉大部及日土、改则、双湖南部(图 1)。2008 年国家重点生态功能区转移支付开始试点^[22]。2013—2017 年 6 县国家重点生态功能区财政转移支付资金年均 4300 万元(表 1),主要用于基础设施建设、环境整治、生态工程、生态环境监测网络建设等方面。

表 1 羌塘高原主要自然保护区

Table 1 The main protected areas in Chang tang plateau

自然保护区 Protected areas	面积 Area/10 ⁴ km ²	主导功能 Dominated function	分布县区 Distribution	设立年份 Year	年均投入 Input/万元
羌塘国家自然保护区 Chang tang national nature reserve	29.8	野生动物多样性 及荒漠生态系统 保护	日土、改则、双湖 大部及革吉、尼 玛、安多北部	1993 省级, 2000 年升国家级	3000
藏西北羌塘高原荒漠生态功能区 Chang tang steppe-desert National Ecological Area in the north-west of Tibet	17.9*	生态环境保护及 牧区社会经 济 发展	班戈、尼玛、革吉 大部及日土、改 则、双湖南部	2008 年生态转移 支付开始试点	4300

* 据《国务院关于印发全国主体功能区规划的通知》国发[2010]46 号,藏西北羌塘高原荒漠生态功能区涵盖了羌塘国家自然保护区。为便于比较分析,将自然保护区从生态功能区中扣除,使二者互不包含

2.2 生态效果评价

(1) 生态系统初级生产力:采用 2000—2015 年 MOD17A3H 500m NPP^[23] 时间序列数据,在国家自然保护区、生态功能区各布设 7 个样方(图 1)。样方大小为 30×30 栅格,相当于 15km×15km。样方尽可能选在地带性植被地区,以弱化生态本底的影响。在 TimeSAT^[24] 中提取历年保护地样方尺度的 NPP 值。每个样方理论上有 900 个栅格点(含有部分非植被点,主要指 MOD17A3H 数据中值为 32762(城镇)、32763(淹水地)、32764(永久冰雪地)、32765(裸地)、32766(水域)、32767(背景值)的格点),以剔除非植被点外的有效格点数 n_j 为权重,求 7 个样方的 NPP 加权平均值作为保护地的 NPP 均值(公式 1)。计算获取历年羌塘自然保护区、生态功能区的 NPP 均值,图 2 显示了 2004—2015 年两类自然保护区的 NPP 时间序列。

$$NPP_i = \frac{\sum_{j=1}^7 n_j \cdot NPP_j}{\sum_{j=1}^7 n_j} \quad (1)$$

NPP_i 为第 i 年某自然保护区的 NPP 均值, NPP_j 为第 j 个样方的 NPP 均值, n_j 为第 j 个样方中的有效格点数。

(2) 生态景观指数:采用欧空局(ESA)CCI-LC 300m 土地覆被时序数据^[25],在生态景观格局分析模型 Fragstats 4.2 中提取了 1992 年、2015 年羌塘国家自然保护区、生态功能区的主要生态景观指数,分析其变化过程。主要生态景观指数包括:景观类型面积比重 PLAND 可反映景观类型组成及优势度,斑块分维数 PAFRAC 表征斑块几何形状复杂程度,斑块最邻近距离 ENN 表征景观类型空间分布的集聚程度,连通性 COHESION 反

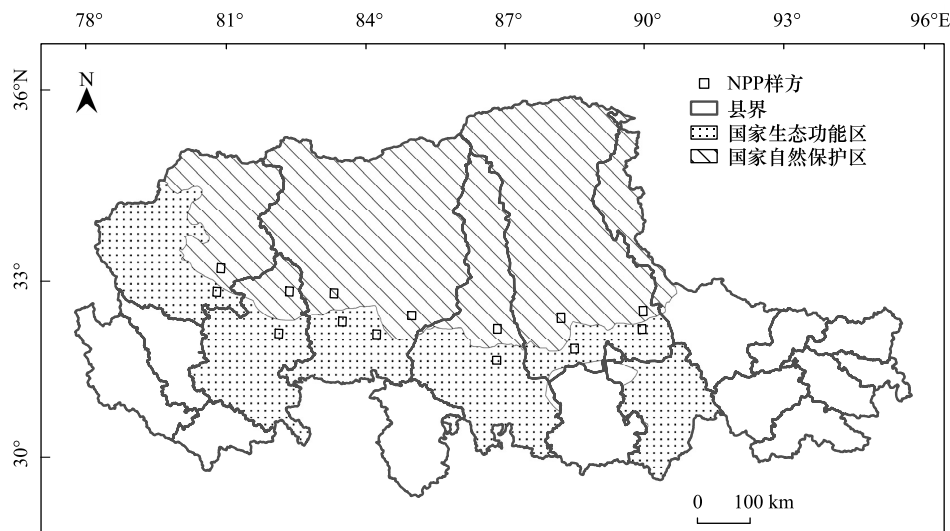


图1 羌塘高原主要自然保护地及 NPP 样方布设

Fig.1 NPP sampling in protected areas of Chang tang plateau

映景观斑块物理连通程度,景观多样性 SHDI 反映景观类型的多样化程度。公式如下:

$$\text{PAFRAC} = 2 \cdot \frac{n_i \sum_{j=1}^n \ln p_{ij}^2 - \left(\sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \right)^2}{n_i \sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \cdot \ln a_{ij} - \sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \cdot \sum_{j=1}^n \ln a_{ij}} \quad (2)$$

PAFRAC 为斑块分维数, a_{ij} 为斑块 ij 的面积 (m^2), p_{ij} 为斑块 ij 的周长 (m), n_i 为第 i 种景观类型中的斑块数量。 $1 \leq \text{PAFRAC} \leq 2$, PAFRAC 越大, 斑块形状越复杂。当斑块数 $n_i < 10$ 或所有斑块形状相同时 PAFRAC 无意义 (表示为 N/A) [26]。

$$\text{COHESION} = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^n p_{ij}^*}{\sum_{j=1}^n p_{ij}^* \cdot \sqrt{a_{ij}^*}} \right] \cdot \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} \cdot 100 \quad (3)$$

COHESION 为景观连通性, p_{ij}^* 为以栅格数表示的斑块 ij 周长, a_{ij}^* 为以栅格数表示的斑块 ij 的面积, Z 为景观栅格总数。 $0 < \text{COHESION} < 100$, COHESION 越大, 景观连通性越大。

$$\text{SHDI} = - \sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i) \quad (4)$$

SHDI 为香农多样性指数, P_i 为第 i 种景观类型的比重, $\text{SHDI} \geq 0$ 。

2.3 社会经济效果评价

选取人口密度、人均农林牧渔业产值 2 指标, 在县域尺度基于统计数据对自然保护地社会经济效果进行评价。1) 1990—2015 年县域相应指标按自然保护区与生态功能区进行比较; 2) 对自然保护区和生态功能区建立前后进行比较。NPP0、NPP1 为自然保护区建立前、后, NEA0、NEA1 为国家生态功能区建立前、后。自然保护区代表性县为双湖、改则和日土, 生态功能区代表性县为班戈、尼玛和革吉。在 SPSS 中采用独立样本 T 检验、单因素方差分析 Duncan 检验等进行差异显著性分析 [27]。人口密度采用 1988—2015 年县区人口总数、总面积计算, 历年人均农林牧渔业产值 (简为人均农业产值, PAV) 采用 1990—2015 年 6 县的农林牧渔业产值、2015 年农林牧渔业从业人员计算。其中县区人口总数、农林牧渔业从业人员数、农林牧渔业产值来自历年西藏统计年鉴, 县域面积根据西藏政区数据在 Arcgis 中计算。

3 研究结果

3.1 自然保护区生态效果

3.1.1 自然保护区生态系统净初级生产力变化

对 2000—2015 年羌塘自然保护区、藏西北羌塘高原生态功能区近 16 年、7 个样方的净初级生产力 (NPP) 均值差异进行 T 检验,发现羌塘自然保护区 NPP 均值显著低于生态功能区 ($\alpha = 0.05$),且自然保护区的 NPP 仅相当于生态功能区的 85%。羌塘自然保护区建立后 (2000—2015 年) NPP 年均增长率为 -1.9% 。羌塘生态功能区建立前 (2000—2007 年) NPP 年均增长率为 -4.0% ,生态功能区建立后 (2008—2015 年) NPP 年均增长率为 -0.4% (表 2)。可见,近十年来,羌塘自然保护区的 NPP 呈现不同程度的下降趋势,但保护地建立后 NPP 下降趋势有所减缓。

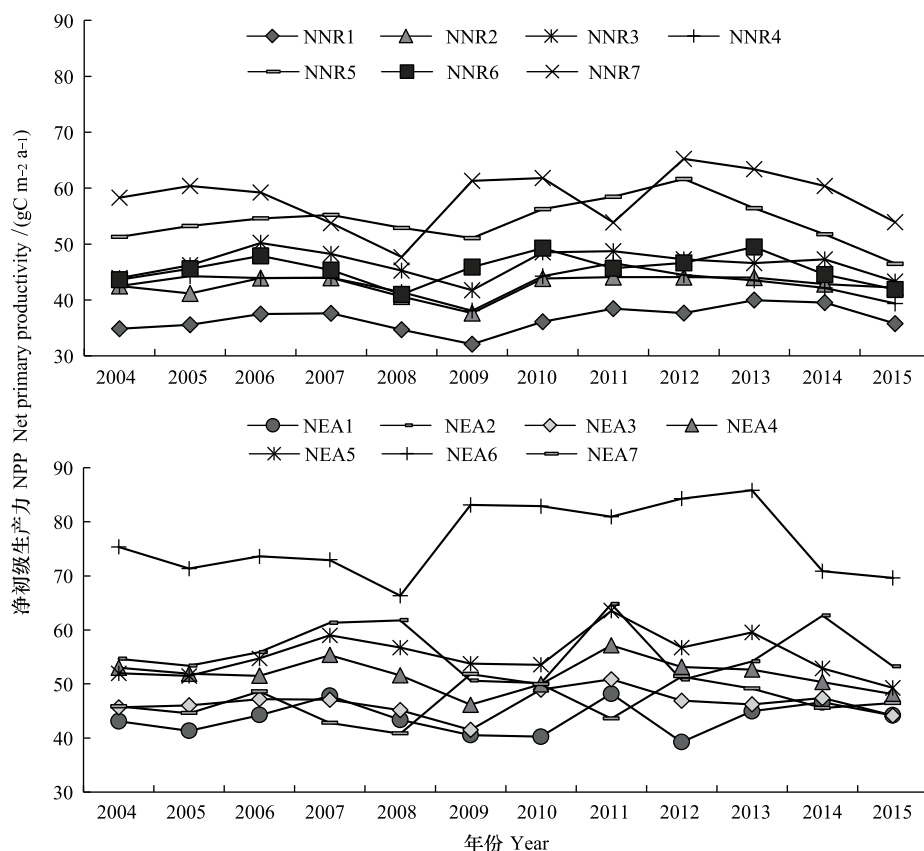


图 2 2004—2015 年羌塘自然保护区、生态功能区样方尺度 NPP 时间序列

Fig.2 NPP time series in protected areas of Chang tang plateau during 2004—2015

NNR (National Nature Reserve), 国家自然保护区; NEA (National Ecological functional Area), 国家生态功能区

表 2 2000—2015 年羌塘高原自然保护区样方尺度 NPP/(g C m⁻² a⁻¹)

Table 2 NPP in protected areas in sample scale during 2000—2015

自然保护区 Protected areas	样本数 Sample number	NPP 均值* NPP mean	标准差 NPP standard deviation	保护地建立前 NPP 年均增长率 Annual growth rate of NPP before protected areas established	保护地建立后 NPP 年均增长率 Annual growth rate of NPP after protected areas established
国家自然保护区 National Nature Reserve (NNR)	112	61.2	35.3	2000 年前: 无数据	2000—2015 年: -1.9%
国家生态功能区 National Ecological functional Area (NEA)	112	72.1	45.1	2000—2007 年: -4.0%	2008—2015 年: -0.4%

* 均值差异的显著性水平 $\alpha = 0.05$

3.1.2 自然保护区生态景观变化

1992—2015 年羌塘自然保护区生态景观变化:按照“三生”空间划分原则^[28],羌塘高原生态用地包括冰川雪地、裸地、稀疏植被、灌丛、森林及水域,生产用地包括草场及农田,生活用地包括城镇用地。自然保护区的主导景观类型为生产用地中的草地,其次为生态用地中的裸地,生活用地比重极小。1992—2015 年,生态用地由 36% 增加到 38%,生产用地则由 64% 下降到 62%。草地斑块数由 9620 个增加为 11401 个,斑块平均粒度由 2023hm² 缩小为 1653hm²。10 种景观类型(图 3)总斑块数由 51978 个增加为 56004 个,斑块平均粒度由 589hm² 缩小为 546hm²(表 3)。景观多样性指数 SHDI 由 0.979 增加为 1.015。景观尺度的斑块分维数 PAFRAC 由 1.472 增加到 1.499,除水域外,其它景观类型的斑块 PAFRAC 均增加。景观尺度的空间最邻近距离 ENN 由 1256m 下降到 1203m,其中,草地、农田、城镇等人类主导的生态景观^[29]的 ENN 下降明显,反映了人类活动的集聚性增加;而冰川雪地的 ENN 显著增加,印证了冰川退化的趋势。景观连通性 COHENSION 略下降。自然保护区的生态用地比重增加,生产用地比重下降,反映了自然生态得以一定的恢复;景观破碎度增加、斑块几何形态复杂化,反映人为活动影响依然较大。

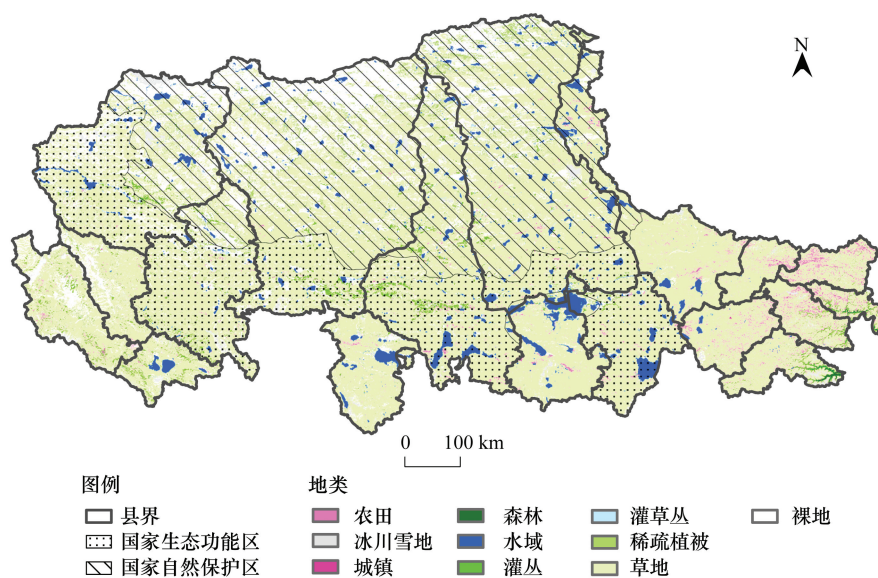


图 3 基于 ESA 土地覆被数据的羌塘高原自然保护区的生态景观类型(2015 年)

Fig.3 Ecological landscape in class scale of Chang tang plateau in 2015 based on the ESA CCI-LC

1992—2015 年羌塘生态功能区生态景观变化:生态功能区的主导景观也为草地和裸地,城镇用地比重极小。生态用地由 20.9% 下降到 20.4%,生产用地则由 79.1% 增加到 79.6%,尤其是草地面积比重由 77.5% 增加到 78.2%。城镇用地面积明显增加,比重达 0.01%。草地斑块数由 2373 个增加为 2707 个,斑块平均粒度由 6056hm² 缩小为 5356hm²。10 种景观类型总斑块数由 31199 个增加为 32245 个,斑块平均粒度由 594hm² 缩小为 575hm²。景观多样性指数 SHDI 由 0.841 下降为 0.826。景观尺度的 PAFRAC 由 1.451 增加到 1.487,除过水域外,其它景观类型的斑块 PAFRAC 也都在增加。景观尺度的 ENN 由 1439m 下降到 1393m,其中,草地、农田、城镇等人类主导的土地利用类型的 ENN 下降明显,反映了人类活动的集聚性增加。景观连通性 COHENSION 略下降,但灌丛和稀疏植被景观连通性提高。仅部分偏远地区人类活动对自然景观影响较小,以自然恢复为主。生态功能区生态用地比重下降,生产用地比重增加,尤其是草地的比重增加较多,其景观优势度增强,草地、农田、城镇等人类主导景观集聚性增强。

3.2 自然保护区的社会经济效益

3.2.1 自然保护区的人均农业产值

1990—2015 年自然保护区人均农业产值均值为 11404.4 元、生态功能区为 6683.7 元。经独立样本 T 检

验,人均农业产值自然保护区显著大于生态功能区($\alpha = 0.01$)(表4)。自然保护区的人均农业产值为生态功能区的1.7倍,但其农业产值总量仅为生态功能区的3/4。自然保护区位于北羌塘,自然条件严酷、人口稀少、社会经济欠发达;而生态功能区位于南羌塘,是传统牧区,人口相对稠密,虽人均农业产值较低,但农业产值总量较大。

表3 1992、2015年羌塘高原自然保护区景观特征变化
Table 3 Change of landscape characteristics of protected areas of Chang tang in 1992, 2015, respectively

景观指标 Landscape Index	1992 年									
	国家自然保护区 NNR					国家生态功能区 NEA				
	景观类 型面积 CA/hm ²	斑块平 均面积 PA/hm ²	斑块最 邻近距离 ENN/m	斑块 分维数 PAFRAC	斑块 连通性 COHESION	景观类 型面积 CA/hm ²	斑块平 均面积 PA/hm ²	斑块最 邻近距离 ENN/m	斑块 分维数 PAFRAC	斑块 连通性 COHESION
景观 Landscape	30589614	589	1256	1.472	99.9	18535797	594	1439	1.451	99.9
冰川雪地 Snow_ice	431784	1911	2602	1.31	97.1	172197	244	1408	1.384	92.2
裸地 Bare_areas	8532567	413	902	1.506	99.4	2366127	184	1018	1.481	96.5
稀疏植被 Sparse_vegetation	954477	71	1242	1.488	80.4	292950	55	1564	1.449	71.7
灌丛 Shrub	241632	86	2110	1.494	84.4	304659	93	1758	1.495	87.2
灌草丛 Shrub_Herbaceous	52353	40	3444	1.477	64.3	58536	73	3554	1.412	79.1
草地 Grassland	19461708	2023	796	1.464	100	14370903	6056	746	1.457	100
林地 Tree_cover	117	29	20671	N/A	53.8	18	18	N/A	N/A	29.3
水域 Water_bodies	784098	531	3345	1.245	94.3	676413	995	3492	1.229	96.3
农田 Cropland Herbaceous	130815	52	2263	1.488	75.7	293913	56	1754	1.444	74
城镇 Urban	63	11	116059	N/A	8.7	81	16	126207	N/A	28.8

2015 年										
景观 Landscape	30592062	546	1203	1.499	99.8	18535113	575	1393	1.487	99.9
冰川雪地 Snow_ice	434322	2001	3466	1.327	97.2	171297	233	1276	1.395	92.2
裸地 Bare_areas	8881434	431	894	1.526	99.4	2251242	175	1008	1.517	96.3
稀疏植被 Sparse_vegetation	1117359	73	1139	1.527	83.7	286749	50	1455	1.516	72.8
灌丛 Shrub	243234	82	1982	1.506	84.3	312714	92	1748	1.516	87.9
灌草丛 Shrub_Herbaceous	52740	38	3195	1.486	63.6	58698	69	3288	1.437	77.9
草地 Grassland	18842589	1653	788	1.506	99.9	14499054	5356	733	1.484	100
林地 Tree_cover	126	32	20632	N/A	51.5	18	18	N/A	N/A	29.3
水域 Water_bodies	887553	632	3534	1.232	95	702711	1108	3819	1.202	96.3
农田 Cropland Herbaceous	132651	49	2182	1.515	75.1	252441	47	1666	1.52	72.3
城镇 Urban	54	9	98949	N/A	0	189	24	86130	N/A	44.9

表4 1990—2015年不同自然保护区人均农业产值T检验
Table 4 T test of agriculture output value per capita in protected areas in counties scale during 1990—2015

自然保护区 PAs	样本数 Sample number	农业产值/(元/人)** Agricultural output value per capita	农业产值标准差 Standard deviation of agricultural output vale	农业人口 Rural population	代表性县 Representative counties
NNR	64	11404.4	7977.4	17025	双湖、改则、日土
NEA	78	6683.7	4339.9	39074	班戈、尼玛、革吉

NNR 代表国家自然保护区、NEA 代表国家生态功能区; * * 显著性水平 $\alpha = 0.01$

自然保护区建立后人均农业产值显著增大。自然保护区建立前后人均农业产值由5000.1元显著增加到17055.2元,生态功能区人均农业产值由4941.8元显著增加到10602.8元($\alpha = 0.05$)。保护地建立以前自然保

保护区和生态功能区的人均农业产值没有显著差异(表5);保护地建立后人均农业产值普遍增加,尤其是自然保护区人均农业产值增加更显著(图4)。

表5 自然保护区建立前后人均农业产值 Duncan 检验

Table 5 Duncan test of agriculture output value per capita before and after protected areas established

分组(年份) Group(Year)	样本数 Sample number	平均农业产值/(元/人)* Agricultural output value per capita	农业产值标准差 Standard deviation of agricultural output value
NNR0(1990—2000)	30	5000.1a	3357.5
NNR1(2001—2015)	34	17055.2c	6434.3
NEA0(1990—2007)	54	4941.8a	2627.1
NEA1(2008—2015)	24	10602.8b	4899.1

* 不同小写字母指不同组间均值不同,显著性水平 $\alpha=0.05$

3.2.2 自然保护区的人口密度

1988—2015 年自然保护区人口密度均值为 0.133 人/km²,生态功能区为 0.389 人/km²,生态功能区显著高于自然保护区($\alpha=0.01$)(表6)。自然保护区建立后,人口密度有不同程度增加。自然保护区建立前人口密度为 0.122 人/km²,建立后人口密度为 0.142 人/km²,增加不显著。生态功能区建立前人口密度 0.254 人/km²,建立后为 0.694 人/km²,增加显著($\alpha=0.05$)(表7,图4)。

表6 1988—2015 年自然保护区县级尺度人口密度 T 检验

Table 6 T test of population density in protected areas during 1990—2015

自然保护区 PAs	样本数 Sample number	人口密度/(人/km ²)** Population density	标准差 Standard deviation of population density
NNR	59	0.133	0.039
NEA	78	0.389	0.332

NNR 代表自然保护区、NEA 代表国家生态功能区; ** 显著性水平 $\alpha=0.01$

表7 自然保护区建立前后人口密度 Duncan 检验

Table 7 Duncan test of population density before and after protected areas established

分组(年份) Group(Year)	样本数 Sample number	人口密度/(人/km ²)* Population density	人口密度标准差 Standard deviation of population density
NNR0(1988—2000)	26	0.122a	0.037
NNR1(2001—2015)	33	0.142a	0.039
NEA0(1988—2007)	54	0.254b	0.053
NEA1(2008—2015)	24	0.694c	0.472

* 不同小写字母指不同组间均值不同,显著性水平 $\alpha=0.05$

4 讨论

藏北高原是典型的高寒生态脆弱区,近 30 年来以自然保护区、生态功能区为主要形式的保护地体系逐步建立。自然保护区评价是检验管理有效性的重要手段^[11]。受气候变化^[30]、人类活动等因素的影响^[31-32],自然保护区生态社会效果评估的不确定性较大。

1) 自然保护区的生态效果及管理有效性。本研究显示 2000 年以来羌塘高原自然保护区景观破碎度增加,NPP 呈下降趋势。羌塘自然保护区生态用地比重增加,自然生态得到一定的恢复;生态功能区生态用地比重下降、生产用地比重增加,人类活动强度加大;同时草地、农田及城镇等人类主导用地的集聚性增强,这一方面使得局地人类活动影响加大,另一方面可能有利于区域尺度对人类活动影响的控制。据对 1982—2009 年 5km NPP 数据分析,羌塘自然保护区建立后(1993—2009 年)NPP 呈下降态势^[13]。比较若尔盖湿地国家

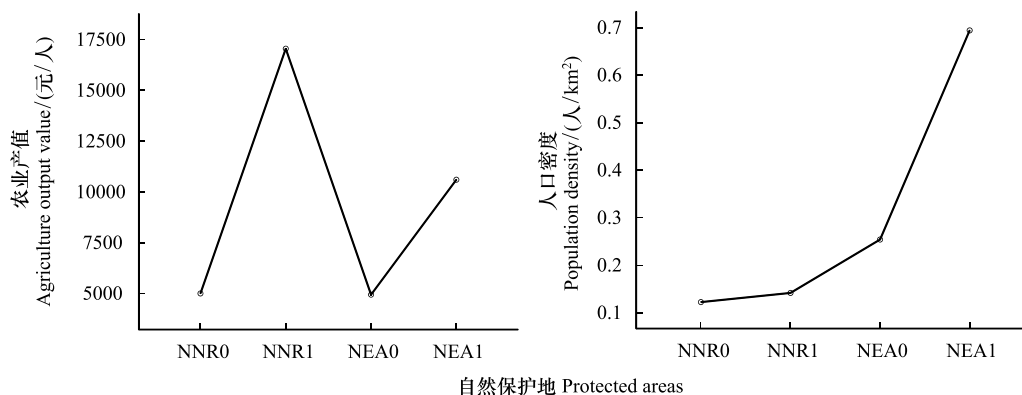


图4 羌塘高原自然保护区建立前后人均农业产值、人口密度

Fig.4 Agriculture output value per capita, population density before and after protected areas established of Chang tang plateau

自然保护区建立前后(1975—1996年,1996—2015年)发现,湿地面积缩减,灌丛、草地和建设用地面积增加,大斑块面积缩减趋势减缓,斑块连通性降低趋势减缓,景观破碎化趋势减缓,取得一定保护成效^[33]。

2)自然保护区社会经济发展及政策干预。自然保护区位于北羌塘,自然条件严酷、人口稀少、社会经济欠发达,但人均农业产值高,对部分牧民具有吸引力,生态风险仍然不小。国家重点生态功能区既是国家生态安全屏障,又是传统牧区,人口密度较高,生态保护政策在一定程度上限制了产业发展机会^[34],导致人均农业产值较低、社会经济发展缓慢。应该继续完善生态功能区转移支付等生态补偿体系。

3)社会生态综合评价仍具有挑战。自然保护区评价应该从生态、经济和社会等多个维度,把自然过程与人文过程相结合,定性定量方法相结合^[35],融合大数据、空天地一体化等新技术,实现生态环境多要素、多尺度、全过程的监测模拟,为综合评价提供数据支撑^[36]。实际上,社会生态综合评价难度较大的原因之一是自然生态数据与社会经济数据时空尺度不匹配,且早期数据精度较低。随着技术进步,年度300—500m栅格数据甚至更高时空精度的生态环境数据日渐丰富,但社会经济数据仍为年度县域统计数据,目前乡级统计数据的可获得性仍较差,遑论更精细的统计单元。

5 结论

自然保护区一般都是生态本底脆弱、生态功能重要、社会经济欠发达地区,对保护区建立后的生态、社会经济效果进行评价有助于进一步完善自然保护区体系。本文采用植被初级生产力、景观生态指数等指标对羌塘国家自然保护区、藏西北羌塘高原荒漠生态功能区等自然保护区的生态效果进行评价,以人口密度、人均农业产值为指标,对其社会经济效果进行评价。发现:1)自然保护区生态效果:自然保护区的NPP呈现不同程度的下降趋势,但保护区建立后NPP下降趋势有所减缓。自然保护区的生态用地比重增加、生产用地比重下降,自然景观得到一定恢复;同时景观破碎度增加、斑块形态复杂化。生态功能区生态用地比重下降、生产用地比重增加,尤其是草地优势度进一步增大,草地、农田、城镇等人类活动主导型景观集聚性增强。除部分偏远地区人类影响减小外,大部分自然保护区人为活动扰动依然较强。2)自然保护区社会经济效果:自然保护区人口密度显著低于生态功能区,保护区建立后人口密度有所增加,尤其生态功能区人口密度增加更显著。1990—2015年农业产值总量自然保护区小于生态功能区,但人均农业产值自然保护区显著大于生态功能区。保护区建立后人均农业产值增加,尤其是自然保护区人均农业产值增加更显著。今后,对自然保护区要强化管理、进一步控制人类活动,对生态功能区要兼顾自然保护与居民生计的多功能性,明晰生态功能区财政转移支付的针对性,探索保护区自然资源持续利用与切实保护相协调的新途径。

致谢:本研究的野外调查得到西藏自治区那曲市林草局毛世平科长的大力支持,在此谨致谢忱!

参考文献 (References):

- [1] UNEP-WCMC. World Database on Protected Areas User Manual 1.5. Cambridge, UK: UNEP-WCMC, 2017.
- [2] Frank E G, Schlenker W. Balancing economic and ecological goals. *Science*, 2016, 353(6300): 651-652.
- [3] Pringle R M. Upgrading protected areas to conserve wild biodiversity. *Nature*, 2017, 546(7656): 91-99.
- [4] Carranza T, Manica A, Kapos V, Balmford A. Mismatches between conservation outcomes and management evaluation in protected areas: a case study in the Brazilian Cerrado. *Biological Conservation*, 2014, 173: 10-16.
- [5] López-rodríguez F, Rosado D. Management effectiveness evaluation in protected areas of southern Ecuador. *Journal of Environmental Management*, 2017, 190: 45-52.
- [6] Cai H Y, Yang X H, Xu X L. Human-induced grassland degradation/restoration in the central Tibetan Plateau: the effects of ecological protection and restoration projects. *Ecological Engineering*, 2015, 83: 112-119.
- [7] Lee W H, Abdullah S A. Framework to develop a consolidated index model to evaluate the conservation effectiveness of protected areas. *Ecological Indicators*, 2019, 102: 131-144.
- [8] Wittemyer G, Elsen P, Bean W T, Burton A C O, Brashares J S. Accelerated human population growth at protected area edges. *Science*, 2008, 321(5885): 123-126.
- [9] Jones N, McGinlay J, Dimitrakopoulos P G. Improving social impact assessment of protected areas: a review of the literature and directions for future research. *Environmental Impact Assessment Review*, 2017, 64: 1-7.
- [10] Ban N C, Davies T E, Aguilera S E, Brooks C, Cox M, Epstein G, Evans L S, Maxwell S M, Nenadovic M. Social and ecological effectiveness of large marine protected areas. *Global Environmental Change*, 2017, 43: 82-91.
- [11] 郭子良, 祝伟, 雷茵茹, 宇宇, 王义飞. 自然保护区管理有效性评估方法综述. 世界林业研究. (2020-01-07). <https://www.cnki.net/KCMS/detail/11.2080.S.20200107.1006.001.html>.
- [12] 高吉喜, 徐梦佳, 邹长新. 中国自然保护区 70 年发展历程与成效. *中国环境管理*, 2019, 11(4): 25-29.
- [13] 张德铨, 胡忠俊, 祁威, 吴雪, 摆万奇, 李兰晖, 丁明军, 刘林山, 王兆锋, 郑度. 基于 NPP 数据和样区对比法的青藏高原自然保护区保护成效分析. *地理学报*, 2015, 70(7): 1027-1040.
- [14] 李国平, 李宏伟. 绿色发展视角下国家重点生态功能区绿色减贫效果评价. *软科学*, 2018, 32(12): 93-98.
- [15] 徐洁, 谢高地, 肖玉, 李娜, 江源, 陈文辉. 国家重点生态功能区生态环境质量变化动态分析. *生态学报*, 2019, 39(9): 3039-3050.
- [16] Sheng W P, Zhen L, Xiao Y, Hu Y F. Ecological and socioeconomic effects of ecological restoration in China's Three Rivers Source Region. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 2307-2313.
- [17] 王景升, 张宪洲, 赵玉萍, 秦泗国, 武建双. 羌塘高原高寒草地生态系统生产力动态. *应用生态学报*, 2010, 21(6): 1400-1404.
- [18] 孙鸿烈, 郑度, 姚檀栋, 张德铨. 青藏高原国家生态安全屏障保护与建设. *地理学报*, 2012, 67(1): 3-12.
- [19] 姚檀栋, 陈发虎, 崔鹏, 马耀明, 徐柏青, 朱立平, 张凡, 王伟财, 艾丽坤, 杨晓新. 从青藏高原到第三极和泛第三极. *中国科学院院刊*, 2017, 32(9): 924-931.
- [20] 徐增让, 靳茗茗, 郑鑫, 魏子谦. 羌塘高原人与野生动物冲突的成因. *自然资源学报*, 2019, 34(7): 1521-1530.
- [21] 李海霞, 姜梦琳. 羌塘自然保护区重点保护野生动物种群数量明显增加. 中国西藏新闻网. (2019-7-31). http://www.xzxw.com/lyrw/zxkj/201907/t20190731_2708750.html
- [22] 刘洪明. 西藏 6 年间落实国家重点生态功能区转移支付资金 35 亿元. 新华社. (2014-05-17). http://www.gov.cn/xinwen/2014-05/17/content_2681282.htm
- [23] Running S, Mu Q, Zhao M. Mod17A3H Modis/Terra Net Primary Production Yearly L4 Global 500m Sin Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC, 2015. Accessed 2018-1-12 from <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD17A3H.006>.
- [24] Eklundh L, Jönsson P. TIMESAT 3.3 with Seasonal Trend Decomposition and Parallel Processing -Software Manual. Lund University, Lund, Sweden, 2017. [2018-1-08]. <http://web.nateko.lu.se/timesat/timesat.asp?cat=6>
- [25] European Space Agency. the ESA CCI Land Cover time-series v2.0.7 (1992 - 2015) [Data set]. <http://www.esa-landcover-cci.org/>
- [26] Megarigal K. Fragstats Help, p182. (2015-04-21). http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats_documents.html.
- [27] Norusis M J. SPSS 16.0 Guide to Data Analysis. 2nd ed. Upper Saddle River: Prentice Hall Press, 2008.
- [28] 魏子谦, 徐增让, 毛世平. 西藏自治区生态空间的分类与范围及人类活动影响. *自然资源学报*, 2019, 34(10): 2163-2174.
- [29] Vitousek P M, Mooney H A, Lubchenco J, Melillo J M. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 1997, 277(5325): 494-499.
- [30] Lehnert L W, Wesche K, Trachte K, Reudenbach C, Bendix J. Climate variability rather than overstocking causes recent large scale cover changes of Tibetan pastures. *Scientific Reports*, 2016, 6: 24367.
- [31] Bi X, Li B, Fu Q, Fan Y, Ma L X, Yang Z H, Nan B, Dai X H, Zhang X S. Effects of grazing exclusion on the grassland ecosystems of mountain meadows and temperate typical steppe in a mountain-basin system in Central Asia's arid regions, China. *Science of the Total Environment*, 2018, 630: 254-263.
- [32] Cao Y N, Wu J S, Zhang X Z, Niu B, Li M, Zhang Y J, Wang X T, Wang Z P. Dynamic forage-livestock balance analysis in alpine grasslands on the Northern Tibetan Plateau. *Journal of Environmental Management*, 2019, 238: 352-359.
- [33] 左丹丹, 罗鹏, 杨浩, 牟成香, 李月蛟, 莫利, 李婷, 罗川, 李红林, 吴素娟. 保护地空间邻近效应和保护成效评估——以若尔盖湿地国家级自然保护区为例. *应用与环境生物学报*, 2019, 25(4): 854-861.
- [34] Fan J, Yu H. Nature protection and human development in the Selincuo region: conflict resolution. *Science Bulletin*, 2019, 64(7): 425-427.
- [35] 魏轩, 周立华, 韩张雄, 王姬, 陈勇, 杨国靖. 生态脆弱区生态工程效益评价的比较研究. *生态学报*, 2020, 40(1): 377-383.
- [36] 何霄嘉, 王磊, 柯兵, 岳跃民, 王克林, 曹建华, 熊康宁. 中国喀斯特生态保护与修复研究进展. *生态学报*, 2019, 39(18): 6577-6585.