



•研究报告• 生态系统原真性与完整性专题

# 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索：以钱江源国家公园体制试点为例

彭杨靖<sup>1,2</sup>, 黄治昊<sup>1</sup>, 林乐乐<sup>1,2</sup>, 王锐锋<sup>1</sup>, 崔国发<sup>1\*</sup>

1. 北京林业大学生态与自然保护学院, 北京 100083; 2. 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所, 北京 100091

**摘要：**中国建立国家公园的目的是保护自然生态系统的完整性和原真性，促进生物多样性保护。国家公园的完整性和原真性评价是国家公园的布局规划、边界范围确定以及功能区划等研究的前提条件。为了评估国家公园自然生态系统完整性和原真性状态，本文基于陆地自然生态系统的结构和功能，通过指标筛选、专家咨询、指标量化和建立综合评价模型，构建了陆地自然生态系统完整性与原真性的评价指标体系及其量化评价方法。该评价方法包括5个自然生态系统完整性指标、5个自然生态系统原真性指标和2个综合评价指标。以浙江省钱江源国家公园体制试点为例，本文初步评估了其生态系统完整性与原真性状态，并对评价结果进行了分级。按照本研究的评价方法，钱江源国家公园体制试点的自然生态系统完整性评价结果为52.83%，评价等级为较差；自然生态系统原真性评价结果为87.06%，评价等级为好。钱江源国家公园体制试点有待关注和提升的指标有保护区域完整性指数(27.00%)和旗舰种适宜生境完整性指数(53.04%)。最后，本文结合研究区域评价结果对生态系统完整性和原真性领域应关注的问题进行了讨论。该自然生态系统完整性和原真性评价方法可提供一种评价指标覆盖较全面、数据易获取，且评价结果易被决策者和管理者理解的评价思路。

**关键词：**国家公园；陆地自然生态系统；完整性；原真性；评价方法

彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索：以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. doi: 10.17520/biods.2021263.

Peng YJ, Huang ZH, Lin LL, Wang RF, Cui GF (2021) Exploring evaluation methods for integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystems in national parks: The case of Qianjiangyuan National Park system pilot. Biodiversity Science, 29, 1295–1307. doi: 10.17520/biods.2021263.

## Exploring evaluation methods for integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystems in national parks: The case of Qianjiangyuan National Park system pilot

Yangjing Peng<sup>1,2</sup>, Zhihao Huang<sup>1</sup>, Lele Lin<sup>1,2</sup>, Ruifeng Wang<sup>1</sup>, Guofa Cui<sup>1\*</sup>

1 School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083

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

### ABSTRACT

**Aims:** The purpose of establishing national parks in China is to protect the integrity and authenticity of natural ecosystems and to promote biodiversity conservation. Evaluation of the integrity and authenticity of national parks is a prerequisite for studies such as layout planning, boundary range determination, and functional zoning of national parks. To assess the integrity and authenticity status of natural ecosystems in national parks, this study provided a method in which data are easily accessible, assessment methods are simpler, and assessment results are clearly understood by decision-makers, managers, and the public.

**Methods:** Based on the structure and function of terrestrial natural ecosystems, this study constructed an evaluation index system of terrestrial natural ecosystem integrity and authenticity and its quantitative evaluation method through index screening, expert consultation, index quantification, and the establishment of a comprehensive evaluation model. The evaluation method contained five indicators of natural ecosystem integrity, five indicators of natural ecosystem

收稿日期: 2021-07-03; 接受日期: 2021-10-24

基金项目: 国家自然科学基金(32171545)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: fa6716@163.com

authenticity, and two comprehensive evaluation indicators. Taking Qianjiangyuan National Park system pilot in Zhejiang Province as an example, this study initially assessed its ecosystem integrity and authenticity status, and graded the assessment results.

**Results:** According to the assessment method of this study, the evaluation result of natural ecosystem integrity of Qianjiangyuan National Park system pilot was 52.83%, with a less good evaluation grade; while the evaluation result of natural ecosystem authenticity was 87.06%, with a good evaluation grade. The indicators that deserve attention and improvement in Qianjiangyuan National Park system pilot include the integrity index of the conservation area (27.00%) and the integrity index of the flagship species suitable habitat (53.04%).

**Conclusion:** This study constructed an evaluation method for the integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystems in national parks with comprehensive evaluation index coverage, easy data acquisition, and easy evaluation results to be understood by decision makers and managers.

**Key words:** national park; terrestrial natural ecosystems; integrity; authenticity; evaluation method

已有研究表明, 全球75%以上的陆地生态系统(不包括南极洲)都已被人类活动直接改变(Ellis et al, 2010), 只有约26%的土地是基本完整的大型荒野地区(Locke et al, 2019)。国家公园和其他类型的自然保护区被认为是防止生物多样性进一步丧失和缓解物种灭绝压力的关键(Basnet et al, 2019), 在生境丧失和碎片化不断加剧的情况下, 维护具有完整性和原真性的生态系统已成为国家公园保护管理及可持续发展的共同目标(Turner & Beazley, 2004)。国家公园是中国自然保护区体系最重要的类型之一, 主要目的是保护自然生态系统的完整性和原真性。如何评价国家公园的完整性和原真性状态并将评价结果应用到生态系统管理中, 受到越来越多的关注。

生态系统完整性最开始用于评价流域生态环境, 后来扩展到其他生态系统(Karr & Dudley, 1981; Andreassen et al, 2001; 黄宝荣等, 2006), 陆地生态系统完整性研究起步较晚, 相关评价方法大多建立在水生生态系统完整性的研究基础之上(陈兰兰, 2016)。国内外研究者常从以下3个角度研究生态系统完整性: (1)认为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, 因而从生态系统组成、结构、过程、功能等角度评价; (2)用景观格局指数从生态系统健康、抵抗力及恢复力、自组织能力等角度进行评价; (3)用压力和响应指标进行评价(黄宝荣等, 2006; 魏钰和雷光春, 2019)。

生态系统原真性的相关研究和讨论较少, 由对荒野和自然性的讨论发展而来。相关研究认为在国家公园的管理中必须设置一个自然性的量化标准, 使国家公园的自然性在受到过多干扰前受到保护, 该标准也应该是国家公园甚至是其他类型保护地恢复工作中的一个指标(Bonnicksen & Stone, 1985)。

部分研究者认为需要确定一个未经过人类干扰的、处于原始状态和演替顶极状态的生态系统作为参考, 但是要找到这样一个生态系统是很困难的, 因而这种原真性观点在很多时候已经无法实现, 应当着眼于自然原真性的恢复(何思源和苏杨, 2019)。

尽管相关研究者使用不同的方法提出了衡量生态系统完整性和原真性的不同指标体系, 但实际应用的难度较大。在指标的选取和应用上主要存在以下几方面的问题: (1)评价指标单一, 不能全面评价生态系统的完整性和原真性(邵红和张广兴, 2016); (2)指标体系过于庞大、数据收集和量化计算过于复杂, 部分指标依赖于主观性较强的打分法, 使其难以为管理者所用(魏钰和雷光春, 2019); (3)部分指标在实际操作中需要开展长年监测, 数据获取难度大, 使得评价指标的应用存在一定困难; (4)评价结果不能将科学信息转化为决策者和公众都能理解的与政策和保护目标相关的术语; (5)指标的评估不能确保其连续性(Harwell et al, 1999); (6)生态系统的功能和过程没有得到充分的重视(Kandziora et al, 2013)。

要建立生态系统完整性和原真性的测量指标体系, 常与如何定义生态系统完整性和原真性有关。与其不停争论哪一个是最全面和最佳的定义, 不如详细描述生态系统的功能和结构, 为评估人类活动对生态系统的影响提供一个概念框架, 并确定由此框架产生的实际结果(de Leo & Levin, 1997)。本文尝试从生态系统的结构和功能角度构建代表性强、覆盖面广、数据获取便捷的生态系统完整性和原真性的指标体系, 通过数学方法形成综合指数来量化生态系统完整性状况, 并通过综合指数的归一化处理和等级划分使评价方法能够容易被管理

者所理解和使用。

## 1 评价方法

生态系统是一个极其复杂的系统, 研究这些系统的所有方面是不可能的(Noon, 2002), 切实可行的一种方法是建立评价指标体系进行研究(Kandziora et al, 2013)。当研究对象的主要信息过于复杂而不能在没有聚合的情况下处理时, 指标需要以一种浓缩的形式来表征复杂的情况(Müller et al, 2000)。生态系统管理者常常需要使用综合指数来反映生态系统情况, 常用的方法有算术平均法、加权平均法、多元统计法和综合评价模型等(黄宝荣等, 2006)。

生态系统评价常用多个生态指标描述生态系统的结构和功能性质(Murtaugh, 1996)。相关研究表明, 生态系统所处的地理单元、景观、植被、生境与食物链等特征反映了生态系统内在生态学进程的变化趋势, 对生态系统完整性和原真性状态有指示作用。本研究首先建立了生态系统完整性和原真性指标筛选的原则框架, 在此基础上选择具有生态学意义和可操作性的指标, 然后通过数学方法形成综合指数来量化各指标, 构建了陆地自然生态系统完整性和原真性评价指标体系, 最后通过案例进行了评价研究。

### 1.1 评价指标选择

本文根据代表性、典型性、针对性、实用性和可比性等指标筛选原则, 针对自然生态系统的结构和功能, 综合考虑地理单元、保护性景观、保护性植被、物种生境和食物链等反映生态系统结构和生态过程的指标, 来构建陆地自然生态系统完整性与原真性评价指标体系。本研究构建的指标体系包括5个自然生态系统完整性评价指标: 保护区域、保护性景观、保护性植被、旗舰种适宜生境和主要食物链完整性指数; 5个自然生态系统原真性评价指标: 自然景观占比、天然植被占比、顶极群落占比、旗舰种适宜生境原真性指数和主要食物链原真性指数(附录1)。

### 1.2 指标的量化方法

利用可操作性强的量化赋值方法, 结合各自的权重系数计算综合评价值, 分别以生态系统完整性指数和生态系统自然度表示最终的综合评价值, 最后设定每一评价等级对应的分值。

#### 1.2.1 自然生态系统完整性评价指标

(1)保护区域完整性指数( $I_1$ )。国家公园是把大面积的自然或接近自然的区域保护起来, 以保护完整的生态过程及相关的物种和生态系统(马克平, 2014)。在该指标的计算中, 使用国家公园面积占自然保护综合地理单元四级单元(郭子良和崔国发, 2014)的最小保护面积的比例。最小保护面积的确定方法参照崔国发等(2018)提出的生态系统类型自然保护区最小面积确定技术。首先制作国家公园涉及到的地理单元的群系及亚群系空间分布图, 然后根据地理单元特征确定中心点, 采用“巢式取样法”构建面积递增方式, 并制作群系及亚群系数与递增面积的散点图, 最后分析群系及亚群系数随面积递增的变化规律, 确定最小保护面积。本研究所使用的地理单元分区方案为中国自然保护综合地理区划(郭子良和崔国发, 2014)。该区划方案是以生物多样性保护和自然保护地体系构建为目标的地理区划系统, 包括8个自然保护地理大区(一级区)、37个自然保护地理地带(二级区)、117个自然保护地理区(三级区)以及496个自然保护地理小区(四级区)。 $I_1$ 计算公式如下:

$$I_1 = \max(S_N/S_{Gi}) \quad (1)$$

式中,  $I_1$ 的范围为0–100%;  $S_N$ 为国家公园总面积;  $S_{Gi}$ 为第*i*个四级地理单元中的最小保护面积。

(2)保护性景观完整性指数( $I_2$ )。根据保护性景观镶嵌体斑块的面积、破碎化指数( $IF$ )和相对聚集度( $C'$ )等, 分析国家公园范围内保护性景观的完整性。景观类型可参照附录2划分。 $I_2$ 的计算公式如下:

$$I_2 = 3 \sqrt{\sum_{i=1}^n S_{mi} / S_N \times (1 - IF) \times C' \times 100\%} \quad (2)$$

$$IF = 1 - \sum_{i=1}^n \left( S_{mi} / \sum_{i=1}^n S_{mi} \right)^2 \quad (3)$$

$$C' = 1 + \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n P_L \ln(P_L) / \ln(m+n) \quad (4)$$

$$P_L = \frac{L_{ij}}{L} \quad (5)$$

式中,  $I_2$ 的范围为0–100%;  $S_{mi}$ 为第*i*个保护性景观镶嵌体的面积;  $IF$ 的值介于0–1之间;  $m$ 为保护性景观镶嵌体的总数;  $n$ 为非保护性景观斑块的总数;  $L_{ij}$ 为第*i*个保护性景观镶嵌体与第*j*个非保护性景观斑块

之间的共同边界长度;  $L$  为所有保护性景观镶嵌体与非保护性景观斑块之间的共同边界总长度。

(3) 保护性植被完整性指数( $I_3$ )。根据保护性植被镶嵌体的面积、破碎化指数( $I_F$ )和边缘效应( $I_{FD}$ )等, 分析国家公园范围内保护性植被的完整性。计算公式如下:

$$I_3 = 3 \sqrt{\sum_{i=1}^n S_{vi} / S_N \times (1 - I_F) \times (2 - I_{FD})} \times 100\% \quad (6)$$

$$I_F = 1 - \sum_{i=1}^n \left( S_{vi} / \sum_{i=1}^n S_{vi} \right)^2 \quad (7)$$

$$I_{FD} = \sum_{i=1}^n \left[ S_{vi} / \sum_{i=1}^n S_{vi} \times 2 \lg(0.25 P_i) / \lg S_{vi} \right] \quad (8)$$

式中,  $I_3$  的范围为0–100%;  $S_{vi}$  为第  $i$  个保护性植被镶嵌体的面积;  $n$  为保护性植被镶嵌体的数量;  $I_F$  的值介于0–1之间。  $I_{FD}$  的值介于1–2之间,  $I_{FD}$  值越接近1, 保护性植被镶嵌体形状越趋于规则、简单;  $I_{FD}$  值越大, 保护性植被镶嵌体总体形状越复杂, 边缘效应越强, 其完整性越强。  $P_i$  为第  $i$  个保护性植被镶嵌体的周长。

(4) 旗舰种适宜生境完整性指数( $I_4$ )。根据国家公园范围内旗舰种的适宜生境斑块的数量、面积和关键生境连通性等, 分析旗舰种的适宜生境完整性。计算公式如下:

$$I_4 = 3 \sqrt{PC \times \left[ \sum_{i=1}^n \left( S_{hi} / \sum_{i=1}^n S_{hi} \right)^2 \right]} \times 100\% \quad (9)$$

$$PC = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j P_{ij}^* / S_N^2 \quad (10)$$

$$P_{ij} = e^{-k d_{ij}} \quad (11)$$

式中,  $I_4$  的范围为0–100%;  $n$  为旗舰种的适宜生境斑块数量;  $S_{hi}$  为旗舰种的第  $i$  个适宜生境斑块的面积。  $PC$  为旗舰种的关键生境连通性, 用连通概率表示, 指在给定一组生境斑块和它们之间的连接性指数( $P_{ij}^*$ )的情况下, 随机放置在两个景观斑块中的物种落入彼此可到达(相互连接)的生境区域的概率, 值介于0–1之间, 当研究区域内没有生境斑块时,  $PC = 0$ ; 当  $\sum_{i=1}^n a_i = S_N$  时,  $PC = 100\%$  (例如所有景观被生境占据时)。  $a_i$  为生境斑块  $i$  的面积;  $a_j$  为生境斑块  $j$  的面积;  $P_{ij}^*$  定义为斑块  $i$  和斑块  $j$  之间所有可能路径的最

大乘积概率(包括单步路径), 描述了斑块  $i$  与斑块  $j$  之间的易分散性, 当两个斑块彼此完全隔离时, 由于距离太远或者土地覆盖的存在阻碍了两个斑块(例如道路)之间的迁移,  $P_{ij}^* = 0$ ; 当  $i = j$  时,  $P_{ij}^* = 1$ 。  $d_{ij}$  为斑块  $i$  与斑块  $j$  的欧氏距离;  $k$  为用于将函数拟合到指定的距离和散布概率之间关系的系数。

(5) 主要食物链完整性指数( $I_5$ )。根据主要食物链中顶级食肉动物的生物量与其主要捕食对象生物量总和的比例与“百分之十定律”的偏离程度, 分析主要食物链的完整性程度。顶级食肉动物是处于该区域食物链顶端的捕食者, 根据相关研究, 大型食肉动物作为顶级捕食者对于维持生物多样性和生态系统功能是必要的, 其存在可以作为生态系统完整性的指标(Ripple et al, 2014; Dellinger et al, 2013)。计算公式如下:

$$I_5 = e^{-(\ln f - \ln 0.1)^2} \times 100\% \quad (12)$$

$$f = W_i N_i / \sum_{j=1}^n W_j N_j \quad (13)$$

式中,  $I_5$  的范围为0–100%;  $f$  为主要食物链中的顶级食肉动物的生物量与其主要被捕食者生物量总和的比例。当顶级食肉动物不存在的情况下,  $I_5 = 0$ 。  $W_i$  为主要食物链中顶级食肉动物的个体平均体重;  $N_i$  为主要食物链中顶级食肉动物的种群数量;  $W_j$  为主要食物链中顶级食肉动物的第  $j$  类捕食对象的个体平均体重;  $N_j$  为主要食物链中顶级食肉动物的第  $j$  类捕食对象的种群数量;  $n$  为主要食物链中顶级食肉动物的主要捕食对象种类。

### 1.2.2 自然生态系统原真性评价指标

(1) 自然景观占比( $P_1$ )。基于国家公园范围内的自然景观, 包括林地中的天然林地、天然疏林地、天然灌木林; 草地中的天然草地、天然牧草地; 湿地中除人工湿地外的所有湿地景观; 冰川及永久积雪和裸地。根据自然景观的面积占国家公园总面积的比例, 分析国家公园内自然景观的原真性。计算公式如下:

$$P_1 = \sum_{i=1}^n S_{si} / S_N \times 100\% \quad (14)$$

式中,  $P_1$  的范围为0–100%;  $S_{si}$  为第  $i$  种自然景观在国家公园范围内的面积。

(2) 天然植被占比( $P_2$ )。计算公式如下:

$$P_2 = \sum_{i=1}^n S_{ni} / S_V \times 100\% \quad (15)$$

式中,  $P_2$ 的范围为0–100%;  $S_{ni}$ 为第*i*种天然植被在国家公园范围内的面积;  $S_V$ 为国家公园范围内植被覆盖的总面积。

(3)顶极群落占比( $P_3$ )。计算公式如下:

$$P_3 = \sum_{i=1}^n S_{ci} / S_V \times 100\% \quad (16)$$

式中,  $P_3$ 的范围为0–100%;  $S_{ci}$ 为第*i*种顶极植物群落在国家公园范围内的面积。

(4)旗舰种适宜生境原真性指数( $P_4$ )。利用旗舰种的适宜生境斑块总面积中的自然景观面积比例计算旗舰种适宜生境原真性指数。计算公式如下:

$$P_4 = \sum_{i=1}^n S_i / S_H \times 100\% \quad (17)$$

式中,  $P_4$ 的范围为0–100%;  $n$ 为旗舰种适宜生境中自然景观斑块数;  $S_i$ 为旗舰种适宜生境中第*i*个自然景观斑块的面积;  $S_H$ 为旗舰种适宜生境总面积。

(5)主要食物链的原真性指数( $P_5$ )。选择在食物关系、营养层次转化中发挥重要功能作用的关键种以及重要的捕食种和被捕食种作为营养级研究的重点种类, 将国家公园内具有同样食性且具有同样捕食者的不同物种归并为一个营养级, 根据营养级来描绘主要食物链的长度, 分析主要食物链在营养结构上的完整性。其中, 将第一营养层次的绿色植物营养级定为1级, 植食者为第二营养层次(初级消费者), 营养级定为2级, 以植食动物为食的肉食动物为第三营养层次(次级消费者), 营养级定为3级……, 依此类推, 最高为5级。

$$P_5 = \frac{TL_h}{5} \times 100\% \quad (18)$$

式中,  $P_5$ 的范围为0–100%;  $TL_h$ 为国家公园范围内的食物链/食物网中最高营养级。

### 1.3 综合评价模型

当使用单一的生态系统结构或功能指标时, 很难评估受干扰生态系统的状况(Paul & Susan, 2001)。综合评价是把筛选得到的指数或指标组合起来, 形成综合指数进行科学评价。根据管理需求及数据获取的便利性, 在评价一个特定区域时, 可以根据指标在该区域的代表性设置优先评价指标(陈兰兰, 2016)。本文采用加权模型进行生态系统完整

性和原真性综合评价, 评价结果易于印证和比较。

本研究分别使用自然生态系统完整性指数( $I_{IN}$ )和自然生态系统原真性指数( $I_{AU}$ )表示国家公园范围内的自然生态系统完整性和原真性情况。计算公式如下:

$$I_{IN} = \sum_{i \in [1,5]} I_i W_i \quad (19)$$

$$I_{AU} = \sum_{i \in [1,5]} P_i W_i \quad (20)$$

式中,  $I_{IN}$ 和 $I_{AU}$ 的范围介于0–100%;  $n$ 为选择的适用于评价某个国家公园的指标数;  $I_i$ 和 $P_i$ 分别为所选指标*i*的原真性和完整性评价价值;  $W_i$ 为所选指标*i*的权重,  $0 < W_i \leq 1$ , 选择指标的权重总和为1。权重的赋值通常采用专家打分法, 需要结合国家公园的类型、边界范围、主要保护对象和其他特征等, 对每个指标的权重进行独立赋值, 然后将其平均值作为各指标的权重。

### 1.4 评价结果等级划分

对评价结果进行等级划分是为了在保护目标层面上通过一个定性的概括来阐述实现目标成功与否。这种方式可以让管理者、决策者和一般公众理解实现这些目标的进展情况(Harwell et al, 1999), 便于与今后的保护成效进行对比。生态系统完整性等级划分较早出现在新欧盟法中(Woodley, 2010), 他们把生态系统完整性的现状划分成5个等级: 好、较好、适中、差、恶劣<sup>①</sup>。本研究采用黄金分割法(Zhang et al, 2014)将评价结果划分为4个级别, 并分别使用不同颜色指示。等级划分如下:

评价值为[85%, 100%]: 评价等级为“好”, 指示颜色为“深绿色”; 评价值为[60%, 85%): 评价等级为“较好”, 指示颜色为“浅绿色”; 评价值为[40%, 60%): 评价等级为“较差”, 指示颜色为“浅红色”; 评价值为[0, 40%): 评价等级为“差”, 指示颜色为“深红色”。

## 2 案例研究

### 2.1 研究区概况

钱江源国家公园体制试点(以下简称钱江源国家公园)是以森林生态系统为主的国家公园, 是中

<sup>①</sup> 齐新 (2010) 长白山地区生态完整性遥感评价研究. 硕士学位论文, 东北师范大学, 长春.

国第一批10个国家公园体制试点之一,位于浙江省西部(118°01′–118°37′ E, 28°54′–29°30′ N),面积约252 km<sup>2</sup>。该国家公园处于浙皖赣三省交界处,西部与江西婺源县森林鸟类自然保护区相邻、北部与安徽省休宁县岭南省级自然保护区相邻,由原钱江源国家级自然保护区和开化县林场以及中间的连接区域组成,范围涉及4个乡镇,包括19个行政村72个自然村。钱江源国家公园以保护森林生态系统为目标,属于中亚热带低海拔常绿阔叶林植被带,沿海拔梯度依次分布着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种森林植被类型,植物区系成分以华东植物区系为主,兼具过渡带特征(余建平等, 2020)。

## 2.2 数据来源及处理

### 2.2.1 地理单元数据

根据中国自然保护综合地理区划(郭子良和崔国发, 2014),钱江源国家公园涉及白际山–清凉峰和怀玉山两个地理单元。

### 2.2.2 土地覆被数据

本研究所用土地覆被数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所2018年的30 m精度中国多时期土地利用/土地覆盖遥感监测数据(<http://www.resdc.cn>)。该数据将土地覆被分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用土地6个一级类和25个二级类。

### 2.2.3 景观分布数据

本文以中国2013年发射的高分1号(GF-1)卫星拍摄的高分辨率遥感影像作为数据源,根据研究区域的土地覆盖特征,选择2019年3月的高分辨率无云遥感图像(RS图像)(分辨率2 m,道路区域分辨率0.8 m)。基于ENVI 5.1对影像进行几何校正、全色锐化、裁剪等预处理,并进行监督分类,再对图斑进行随机抽样(抽样样本381个,抽样率20%)。然后结合Google Earth电子地图和实地调查样点对解译样本进行精度检验,解译图层与影像吻合程度,进行漏判误判检查,现状解译精度 > 95%,最小图斑面积地物为1,000 m<sup>2</sup>,满足本研究对精度的要求<sup>①</sup>。根据研究需要和土地覆盖特征将钱江源国家公园的景观分为24类,分别为:天然乔木林、灌木林地、

竹林地、其他林地、天然草地、苗圃地、茶园、坑塘、旱地、裸土地、高速公路、公路用地、桥梁、步道、城镇住宅用地、农村宅基地、独立房屋、在建住宅、水工建筑用地、沟渠、其他建筑用地、水库水面、河流水面、湖泊水面。

### 2.2.4 植被分布数据

本文所用植被分布数据为浙江省森林资源监测中心提供的2017年浙江省森林资源二类调查数据,从中提取出钱江源国家公园的植被数据;使用《中国植被及其地理格局:中华人民共和国植被图集(1:100万)》(张新时, 2007)计算保护区域完整性指数涉及到的群系及亚群系尺度植被数据。

### 2.2.5 物种生境数据

物种生境数据来源于《2018年古田山生物多样性调查报告》、相关的科学考察报告和公开发表的文献资料等。

## 2.3 钱江源国家公园生态系统完整性与原真性评价

### 2.3.1 自然生态系统完整性指标

(1)保护区域完整性指数。钱江源国家公园涉及白际山–清凉峰和怀玉山两个自然保护综合地理小区,分别制作其群系及亚群系空间分布图(图1),根据地理单元的主要山脉特征,确定白际山–清凉峰和怀玉山的主峰为最小保护面积的推算中心点,半径5 km的区域为中心区,以每次增加5 km的半径向外构建递增区域(附录3)。根据递增区域的面积和群系及亚群系数数量制作散点图(图2)。由散点图可知,白际山–清凉峰地理单元从半径为90 km的递增区开始,群系及亚群系数数量保持稳定,不再随面积增加而增加,此时对应面积为3,415.61 km<sup>2</sup>,可确定为此该地理单元的最小保护面积。同样,怀玉山地理单元中半径为30 km的递增区面积为最小保护面积,对应面积为993.14 km<sup>2</sup>。根据保护区域完整性指数的计算公式,钱江源国家公园的保护区域完整性指数为27.00%。

(2)保护性景观完整性指数。钱江源国家公园的景观类型分布图见图3。其中,面积最大的为天然乔木林,占国家公园总面积的78.37%,其次为茶园、旱地和灌木林地等。将钱江源国家公园中的天然乔木林、灌木林地、天然草地、竹林地、其他林地、裸土地、河流水面、湖泊水面和水库水面等归类为保护性景观类型,茶园、苗圃地、旱地、高速公路、公路用地、步道、桥梁、坑塘、沟渠、农村宅基地、

① 本研究的遥感影像解译及解译结果精度检验均委托二十一世纪空间技术股份有限公司完成

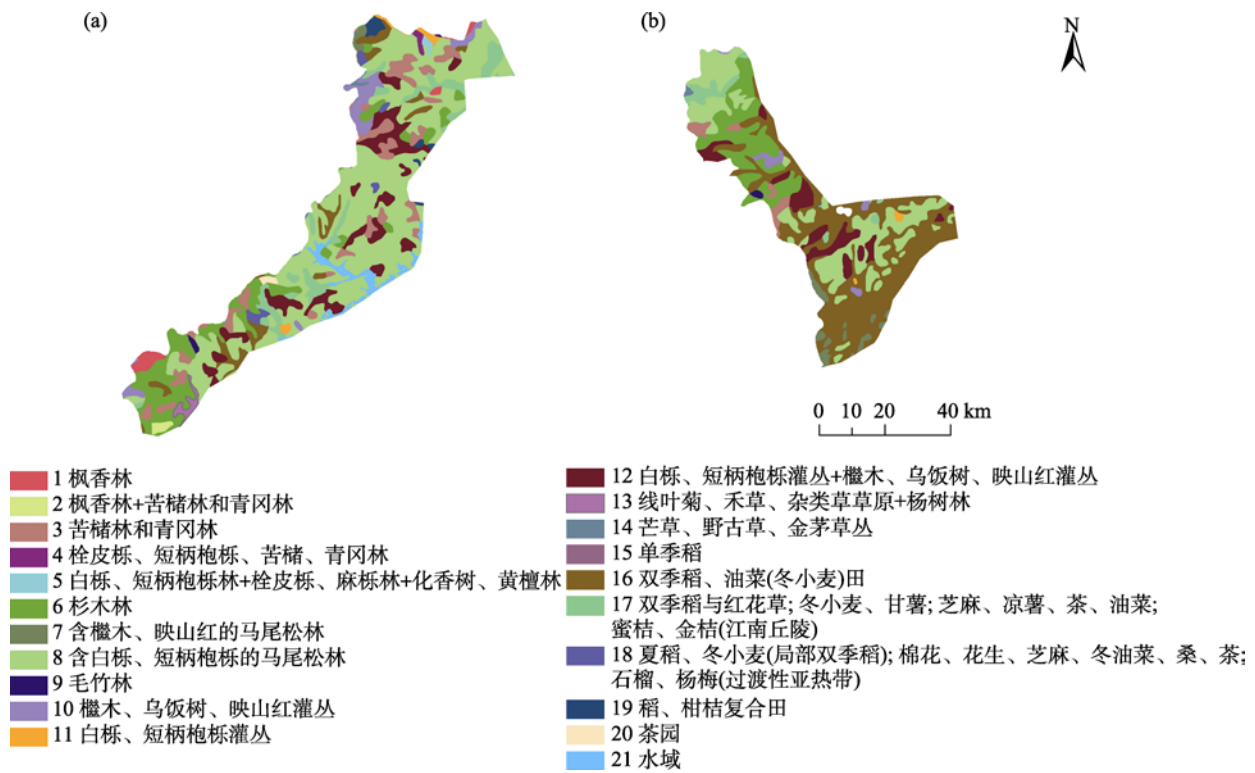


图1 白际山-清凉峰(a)和怀玉山(b)的群系及亚群系空间分布图

Fig. 1 Spatial distribution of formation and subformation in Baiji Mountains-Qingliang Mountains (a) and Huaiyu Mountains (b). 1, *Liquidambar formosana* forest; 2, *Liquidambar formosana* forest + *Castarcopsis sclerophylla* forest and *Cyclobalanopsis glauca* forest; 3, *Castarcopsis sclerophylla* forest and *Cyclobalanopsis glauca* forest; 4, *Quercus variabilis*, *Q. serrata* var. *brevipetiolata*, *Castarcopsis sclerophylla*, *Cyclobalanopsis glauca* forest; 5, *Quercus fabri*, *Q. serrata* var. *brevipetiolata* forest + *Q. variabilis*, *Q. acutissima* forest + *Platycarya strobilacea*, *Dalbergia hupehana* forest; 6, *Cunninghamia lanceolata* forest; 7, *Pinus massoniana* forest with *Loropetalum chinense*, *Rhododendron simsii*; 8, *Pinus massoniana* forest with *Quercus fabri*, *Q. serrata* var. *brevipetiolata*; 9, *Phyllostachys pubescens* forest; 10, *Loropetalum chinense*, *Vaccinium bracteatum*, *Rhododendron simsii* scrub; 11, *Quercus fabri*, *Q. serrata* var. *brevipetiolata* scrub; 12, *Quercus fabri*, *Q. serrata* var. *brevipetiolata* scrub + *Loropetalum chinense*, *Vaccinium bracteatum*, *Rhododendron simsii* scrub; 13, *Filifolium sibiricum*, grass-forb steppe + *Populus* spp. forest; 14, *Miscanthus sinensis*, *Arundinella hirta*, *Eulalia speciosa* community; 15, One crop rice; 16, Double-cropping rice, rapeseed (winter wheat); 17, Double-cropping rice and *Astragalus sinicus*; winter wheat, sweet potatoes; sesame, *Dioscorea alata*, tea, tea-oil tree; tangerine, kumquat; 18, Summer rice, winter wheat (double-cropping rice locally); cotton, peanut, sesame, winter rapeseed, mulberry, tea; pomegranate, red bayberry; 19, Rice, orange complex; 20, Tea garden; 21, Water body.

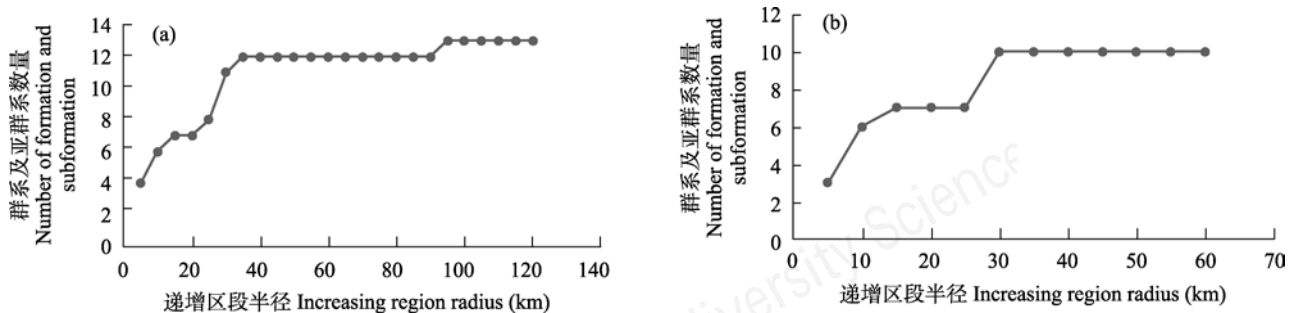


图2 白际山-清凉峰(a)和怀玉山(b)的群系及亚群系数数量与面积关系图

Fig. 2 Schematic diagram of area increasing pattern of Baiji Mountains-Qingliang Mountains (a) and Huaiyu Mountains (b)

城镇住宅用地、独立房屋、在建住宅、水工建筑用地、其他建筑用地等归类为非保护性景观, 保护性景观与非保护性景观的分布见图4。结果表明, 保护

性景观面积占比为87.00%, 破碎化指数为0.51, 相对聚集度为0.69。最终, 保护性景观完整性指数的评价值为67.00%, 评价等级为较好。

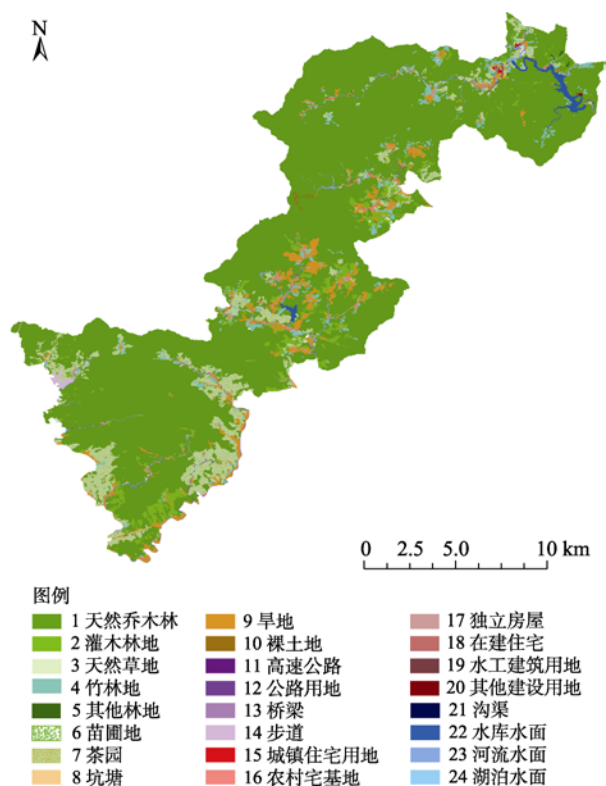


图3 钱江源国家公园体制试点景观类型分布图

Fig. 3 Distribution map of landscape types in Qianjiangyuan National Park system pilot. 1, Natural arboreal forest; 2, Shrubland; 3, Natural grassland; 4, Bamboo forest; 5, Other forest land; 6, Nursery land; 7, Tea plantation; 8, Pond; 9, Dry land; 10, Bare land; 11, Highway; 12, Road land; 13, Bridge; 14, Trail; 15, Urban residential land; 16, Rural residential land; 17, Detached house; 18, House under construction; 19, Land for hydraulic; 20, Other construction land; 21, Ditch; 22, Reservoir; 23, River; 24, Lake.

(3)保护性植被完整性指数。将非林地、苗圃地、采伐迹地、规划地、火迹地、竹林、茶园、耕地等划为非保护性植被，其余所有林地类型划为保护性植被(保护性与非保护性植被分布见图5)。结果表明，保护性植被破碎化指数为0.57，保护性植被边缘效应指数为1.24，保护性植被完整性指数计算结果为64.28%，评价等级为较好。

(4)旗舰种适宜生境完整性指数。在生境研究中，有移动连接功能的生物可以对生态系统的功能和结构产生重大影响，它们通常类似于关键物种的作用，通过连接区域来支持生态系统功能(Lundberg & Moberg, 2003)。食草动物可以影响水生和陆地环境中的植物物种组成、生物量、生产力和养分循环，鸟类、哺乳动物和食肉昆虫也是重要的营养过程连接体(Holling, 1988)，生态系统中的小型动物通常

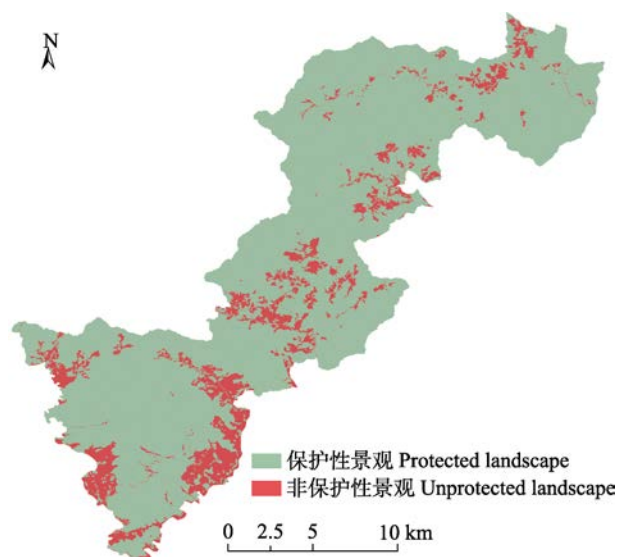


图4 钱江源国家公园体制试点保护性景观与非保护性景观分布图

Fig. 4 Distribution of protected and unprotected landscapes in Qianjiangyuan National Park system pilot

具有较小的活动范围和迁徙距离，对基础设施发展和栖息地破碎化更为敏感(Benítez-López, 2010)。

本研究选择钱江源国家公园中的白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti*)和黑麂(*Muntiacus crinifrons*)作为研究对象进行旗舰种的关键生境连通性分析。根据相关文献中白颈长尾雉和黑麂的生境特征，提取土地覆盖/植被类型、海拔和坡度符合生境条件的区域。白颈长尾雉的适宜生境(包括次适宜和一般适宜)植被类型为阔叶林、针叶林、混交林、竹林、灌木林和农田，海拔为200–1,900 m，坡度  $\leq 50^\circ$ ，距离公路  $> 700$  m，距离居民点  $> 700$  m；黑麂适宜生境的植被类型为阔叶林、针阔混交林、针叶林和灌木林，海拔  $\geq 600$  m，坡度  $\leq 45^\circ$ ，距离公路  $\geq 50$  m，距离居民点  $\geq 200$  m (丁平和诸葛阳, 1989; 王岐山, 1990; 温得启, 1993; 石建斌和郑光美, 1997; 郑祥等, 2006; 张刚, 2018<sup>①</sup>)。满足以上生境特征的区域如图6。利用conefor 2.6计算生境斑块的连通概率(PC)，计算中考虑不同扩散距离(白颈长尾雉 = 3 km，黑麂 = 5 km) (李炳华, 1985; 王岐山, 1990; 温得启, 1993; 石建斌和郑光美, 1997; 彭岩波和丁平, 2005; 张刚, 2018<sup>①</sup>)。钱江源国家公园的关键生境连接据旗舰种的适宜生境斑块数量、面积和连通性，旗

① 张刚 (2018) 白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti*)回归自然的扩散与生境选择研究。硕士学位论文，广西师范大学，桂林。

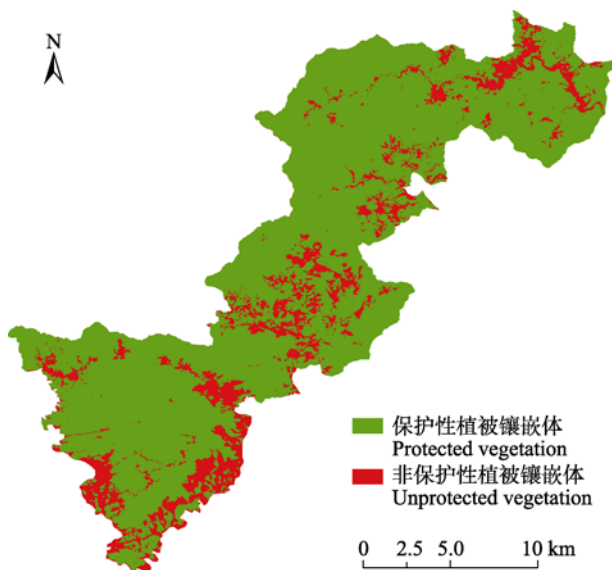


图5 保护性与非保护性植被镶嵌体分布图

Fig. 5 The distribution of mosaic of protected and unprotected vegetation

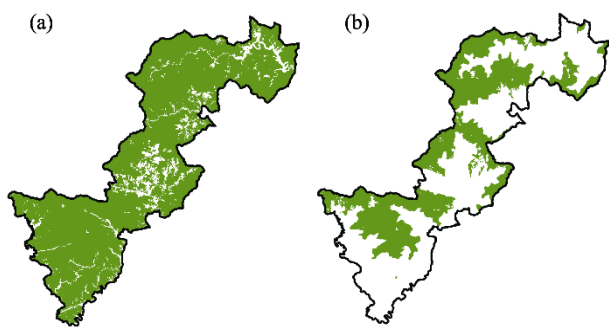


图6 白颈长尾雉(a)和黑麂(b)适宜生境分布图

Fig. 6 Suitable habitat distribution for elliot's pheasant (a) and black muntjac (b)

舰种适宜生境完整性指数的计算结果为53.04%，评价等级为较差。

(5)主要食物链完整性指数。由于云豹(*Neofelis nebulosa*)和豹(*Panthera pardus*)近20年内没有报道,无法确定钱江源国家公园范围内是否存在豹、云豹等顶级食肉动物及其种群数量,本文中的案例研究暂不纳入该指标。

### 2.3.2 自然生态系统原真性指标

(1)自然景观占比。钱江源国家公园自然景观占比计算结果为86.09%，评价等级为好。

(2)天然植被占比。钱江源国家公园的天然植被占比计算结果为90.20%，评价等级为好。

(3)顶极群落占比。钱江源国家公园的地带性顶

极植被包括天然常绿阔叶林,地形顶极植被包括黄山松(*Pinus taiwanensis*)、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)、马尾松(*Pinus massoniana*)等天然针叶林。根据2018年《古田山生物多样性调查报告》的研究结果,从区内各植被型组的优势树种径级结构来看,常绿落叶阔叶混交林、常绿阔叶林以及油茶(*Camellia oleifera*)林的主要种群如紫楠(*Phoebe sheareri*)、甜槠(*Castanopsis eyrei*)、木荷(*Schima superba*)、青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)、櫟木(*Loropetalum chinense*)和格药枥(*Eurya muricata*)等处于增长或稳定阶段;针叶林、针阔叶混交林以及杉木林的主要种群如马尾松、黄山松和杉木大部分已进入衰退阶段。这说明古田山地区的针叶成分正逐渐被阔叶成分所取代,反映了古田山作为常绿阔叶林保护地的重要价值。本研究区域中顶极群落占比计算结果为86.66%，评价等级为好。

(4)旗舰种适宜生境原真性指数。钱江源国家公园旗舰种适宜生境原真性指数为92.37%，评价等级为好。

(5)主要食物链的原真性指数。本研究根据是否有顶级捕食者、次顶级捕食者来判断主要食物链在营养结构上的完整性。根据《钱江源国家公园体制试点区总体规划(2016–2025)》中对于该区域野生动物的描述,该区域内有云豹和豹等物种的记录,为该区域内的顶级食肉动物。但陈声文等(2016)于2014年5月至2015年4月采用红外相机技术系统地调查了浙江古田山国家级自然保护区(现钱江源国家公园中的主要组成部分)内大中型地栖兽类和鸟类的多样性组成。仅记录到7种食肉目兽类,与历史记录相比缺失13种,分别为狼(*Canis lupus*)、赤狐(*Vulpes vulpes*)、貉(*Nyctereutes procyonoides*)、豺(*Cuon alpinus*)、云豹、豹、青鼬(*Martes flavigula*)、黄鼬(*Mustela sibirica*)、狗獾(*Meles leucurus*)、水獭(*Lutra lutra*)、大灵猫(*Viverra zibetha*)、小灵猫(*Viverricula indica*)、金猫(*Catopuma temminckii*)。在过去10年里也未曾古田山保护区内发现过这13种食肉目动物的活动痕迹。追溯至20世纪90年代仍有云豹捕食家畜被猎杀的记录,但其后再未有这些大中型食肉动物存在与活动的确切报道和证据。由于钱江源国家公园内存在黑熊(*Ursus thibetanus*)、豹猫(*Prionailurus bengalensis*)等次顶级食肉动物,根据2014–2015年古田山国家级自然保护区的红外

相机调查记录,其最高营养级为4级,主要食物链完整性指数计算结果为80.00%,评价等级为较好。

### 2.3.3 钱江源国家公园自然生态系统完整性指数

本研究采用平均权重计算钱江源国家公园生态系统完整性指数,结果为52.83%,评价等级为较差。其中,保护区域完整性指数的评价结果是差,保护性景观完整性指数和保护性植被完整性指数的评价结果是较好,旗舰种适宜生境完整性指数和旗舰种的关键生境连通性指数的评价结果是一般,主要食物链完整性指数因数据缺乏而未进行评价。

### 2.3.4 钱江源国家公园自然生态系统原真性指数

本研究采用平均权重计算钱江源国家公园生态系统原真性指数,结果为87.06%,评价等级为好。其中,自然景观占比、天然植被占比、顶极群落占比和旗舰种适宜生境原真性指数的评价结果均为好,主要食物链原真性指数的评价结果是好。

钱江源国家公园自然生态系统完整性和原真性各项评价指标的评价价值和评价等级见附录4。

## 3 讨论

### 3.1 以地理单元为单位进行整体保护

钱江源国家公园的范围主要位于白际山—清凉峰四级自然保护地理单元,该地区属于白际山脉,地质地貌特征明显,具有科学展示价值的有重力坡地貌、花岗岩山体以及各种类型的断层、河流阶地、峡谷等地质地貌景观。但其在四级地理单元和白际山脉的比例很小,仅3.89%,若通过往西北方向和东北方向扩大范围边界至浙江省淳安县、安徽省休宁县和江西省婺源县等,或者与该地理单元内的其他自然保护地建立一个保护地网络,将国家公园嵌套在一个更大的、可持续管理的单元中,可更全面地囊括该区域的典型地貌。另外,国家公园内部的生境斑块可能和外部的生境斑块相连组成大的生境,因此本研究对钱江源国家公园所在生境的自然生态系统完整性评价可能会被低估。

### 3.2 根据关键生境分布优化功能分区

钱江源国家公园范围内的干扰性景观主要分布在东北部、西南部边缘及中部区域。东北部及西南部边缘的干扰性景观以种植的茶园为主,中部区域的干扰性景观以旱地为主,所有非保护性景观中,茶园面积最大,其次是旱地。在钱江源国家公园的

功能区划中,非保护性景观的总面积有6.39%位于核心保护区,67.09%位于生态保育区,11.78%位于游憩展示区中,14.74%位于传统利用区中,在占地面积最大的茶园和旱地等区域进行适当的植被修复工作有助于增加钱江源国家公园的内部连通性。

### 3.3 增加对生境连通性和移动连接物种的关注

相关研究表明,保护工作需要在更大程度上关注移动连接物种,其生境连通性在促进生态系统复原力和生态系统功能方面起到关键作用(Lundberg & Moberg, 2003)。根据钱江源国家公园的案例研究结果来看,东北部和中部的道路是影响其生境连通性的主要原因之一。生态保育区是该国家公园范围内面积分布最广的区域,该国家公园的核心保护区分为3块,分别位于北部与南部,核心保护区之间的连通依赖于生态保育区的良好保护。因此,在生态保育区建设生境廊道串联起大面积关键斑块有助于提升国家公园的整体连通性。当生态系统恢复力作为生态系统完整性的目标之一时,应更明确地考虑移动连接物种的作用,以确定哪些物种起到移动连接的作用及它们对生态系统的影响。

### 3.4 加强食物链的监测与研究

近年来的研究表明,无论是在区域还是全球尺度上,大中型食肉动物的种群都在快速下降,分布范围急剧缩小,面临灭绝的风险,甚至部分地区已局域性灭绝。浙江省境内已近20年无大型猫科动物(如华南虎*Panthera tigris amoyensis*、云豹)或犬科动物(如豺)的报道(章书声等, 2017)。大型食肉动物的存在是营养循环强烈和可用面积大的证据(Dellinger et al, 2013),我国大多数自然保护地一直在进行科学全面的生物多样性调查,但对于区域内的顶级食肉动物的营养关系、食物链或食物网的研究却较少,因此在进行食物链完整性和原真性评价时缺乏必要的信息,这也意味着营养结构的重要性在生态系统研究中被低估。Bocking (1994)认为,生态分析的核心是营养水平而不是物种,将生态系统的复杂性降低到能量流中,将有助于发现一般的生态系统原理。增加该领域的研究可为今后研究生态系统完整性与原真性提供科学依据。

### 3.5 对生态系统完整性与原真性进行持续性评价

生态系统完整性和原真性研究的最终目标是生态系统的可持续性,我们对维持生态系统完整性和原真性因素的认识还不完善主要是因为自然系

统的内在复杂性。即使没有人类活动的影响,生态系统的结构和功能在不同的时空尺度上也表现出高度的可变性(de Leo & Levin, 1997)。如果持续对生态系统完整性和原真性进行评价,了解生态系统当前和过去状态及其随时间的变化趋势,就可以更准确地分析生态系统完整性和原真性的变化是否在正常范围内,以便为未来的生态系统管理和成效评估提供依据。

### 3.6 本评价方法的优点和局限性

在已经提出的生态系统完整性和原真性评价方法中,基于生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI)的评价方法被普遍接受,然而IBI的应用和测试局限于水生生态系统(Andreasen et al, 2001)。基于IBI开发的陆地生态系统评估方法中,需要大量的实地采集和实验分析数据为基础,这使得生态系统的连续监测和快速评估难以实现。随着遥感技术的发展,提出了许多基于陆地景观的生态系统评价指标,使用景观指标的优点是数据可以从经过处理的高分辨率卫星遥感影像中获取,数据精度高且成本低廉。然而,生态系统本质上是复杂的,由许多相互作用的生物和物理环境组成,没有一个单一的指标可以很好地衡量一个地区的生态系统状态(Andreasen et al, 2001)。现有生态系统评价指标中的另一个问题是,指标的评价结果不能很好地与政策保护目标以及与此些目标相关的管理问题相对应,并向管理和决策机构以及公众描述结果,以可理解的方式解释和呈现总体指数或一套指标(Foré et al, 1996)。本研究使用多指标对生态系统的完整性和原真性进行量化评价,可更全面地反映生态系统的结构和过程(代云川等, 2019)。在指标的选取上,选择了能反映生态系统结构和功能并对应管理目标的指标,对评价结果进行等级划分,可直观地反映生态系统的状态,便于制定后续的管理措施。在指标的数据获取上,景观相关指标使用了遥感数据;物种相关指标主要使用相关文献数据,在评价区域具备红外相机数据基础的条件下,也可结合比较成熟的物种分布模型进行分析;植被相关数据使用我国应用较成熟的全国统一连续调查数据。本研究提出的生态系统完整性和原真性评价方法既可用于评估特定区域的状况,也可用于持续监测。在数据来源一致的情况下,可以进行评价区域在时间尺度和空间尺度上的纵横向比较,用于分析

生态系统的状态和趋势。

在陆地自然生态系统评价中,待评价的地表景观往往是由多种生态系统复杂镶嵌形成的异质性景观,这就限制了常规生态系统评价方法的应用(孟广涛等, 2007)。如何从比较宏观的角度来研究和评价一个由多种生态系统镶嵌而成的景观系统的生态系统状况,仍是一个比较新的课题(刘琼玉等, 2019)。本研究针对陆地生态系统的这种特征,利用保护性景观镶嵌体、保护性植被镶嵌体等进行分析评价,使评价的区域不局限于某一种特定类型的生态系统。根据作者目前已进行的实地评价测试结果,该评价方法可以用于各种类型的陆地自然保护地、地理单元和省域尺度的评价,但仍需要继续研究各指标间的统计特性,以及更系统的测试来评估该方法在不同尺度和指标选取上的局限性和适用性。

由于生态系统的复杂性,对其进行量化评价是困难的,但管理和政策决策迫切需要关于生态系统状况和趋势的信息。随着今后生态系统完整性和原真性的概念不断得到完善,该评价方法作为一个探索性的基础,也应保持灵活性,不断进行完善。

### ORCID

彭杨靖  <https://orcid.org/0000-0002-6977-3584>

### 参考文献

- Andreasen JK, O'Neill RV, Noss R, Slosser NC (2001) Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, 1, 21–35.
- Basnet D, Kandel P, Chettri N, Yang YP, Lodhi MS, Htun NZ, Uddin K, Sharma E, Koblmüller S (2019) Biodiversity research trends and gaps from the confluence of three global biodiversity hotspots in the Far-Eastern Himalaya. *International Journal of Ecology*, 2019, 1323419.
- Benítez-López A, Alkemade R, Verweij PA (2010) The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 143, 1307–1316.
- Bocking S (1994) Visions of nature and society: A history of the ecosystem concept. *Alternatives: Perspectives on Society & Environment*, 20(3), 12–18.
- Bonnicksen TM, Stone EC (1985) Restoring naturalness to national parks. *Environmental Management*, 9, 479–485.
- Chen LL (2016) Ideas and proposals for conducting ecosystem integrity measurement and evaluation in the planning area of Fujian Province. *Chemical Engineering & Equipment*, (5), 290–293. (in Chinese) [陈兰兰 (2016) 开展福建省规划区生态系统完整性测量与评价的思路与方案研究. *化学工程与装备*, (5), 290–293.]

- 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.]
- Cui GF, Guo ZL, Wang QC, Xing SH, Zhang JL (2018) Key technologies for the construction and management of nature reserve. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [崔国发, 郭子良, 王清春, 邢韶华, 张建亮 (2018) 自然保护区建设和管理关键技术. 中国林业出版社, 北京.]
- 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.]
- de Leo GA, Levin S (1997) The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology*, 1, 1–16.
- Dellinger JA, Proctor C, Steury TD, Kelly MJ, Vaughan MR (2013) Habitat selection of a large carnivore, the red wolf, in a human-altered landscape. *Biological Conservation*, 157, 324–330.
- Ding P, Zhuge Y (1989) Elliot's Pheasant. *Chinese Journal of Zoology*, 24, 39–42. (in Chinese) [丁平, 诸葛阳 (1989) 白颈长尾雉. 动物学杂志, 24, 39–42.]
- Ellis EC, Klein GK, Siebert S, Lightman D, Ramankutty N (2010) Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology & Biogeography*, 19, 589–606.
- Fluker S (2010) Ecological integrity and Canada's national parks: The false promise of the law. *Windsor Review of Legal and Social Issues*, 29, 89–99.
- Fore LS, Karr JR, Wisseman RW (1996) Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 212–231.
- Guo ZL, Cui GF (2014) The comprehensive geographical regionalization of China supporting natural conservation. *Acta Ecologica Sinica*, 34, 1284–1294. (in Chinese with English abstract) [郭子良, 崔国发 (2014) 中国自然保护综合地理区划. 生态学报, 34, 1284–1294.]
- 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.
- He SY, Su Y (2019) Authenticity, integrity, connectivity and coordination-conceptual analysis and practical significance for the establishment of the national park system. *Environmental Protection*, 47(Z1), 28–34. (in Chinese) [何思源, 苏杨 (2019) 原真性、完整性、连通性、协调性概念在中国国家公园建设中的体现. 环境保护, 47(Z1), 28–34.]
- Holling CS (1988) Temperate forest insect outbreaks, tropical deforestation and migratory birds. *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 120, 21–32.
- Huang BR, Ouyang ZY, Zheng H, Wang XK, Miao H (2006) Connotation of ecological integrity and its assessment methods: A review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 17, 2196–2202. (in Chinese with English abstract) [黄宝荣, 欧阳志云, 郑华, 王效科, 苗鸿 (2006) 生态系统完整性内涵及评价方法研究综述. 应用生态学报, 17, 2196–2202.]
- Kandziora M, Burkhard B, Müller F (2013) Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators*, 28, 54–78.
- Karr JR, Dudley DR (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55–68.
- Li BH (1985) *Syrmaticus ellioti* in southern Anhui. *Chinese Journal of Wildlife*, 10(5), 18–20. (in Chinese with English abstract) [李炳华 (1985) 皖南的白颈长尾雉. 野生动物, 10(5), 18–20.]
- Liu QY, Cheng QG, Wei JB, Gu GH (2019) Dynamic evaluation of ecosystem integrity in Greater Khingan Range area, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 30, 3119–3125. (in Chinese with English abstract) [刘琼玉, 程全国, 魏建兵, 顾广贺 (2019) 大兴安岭地区生态系统完整性动态评价. 应用生态学报, 30, 3119–3125.]
- Locke H, Ellis EC, Venter O, Schuster R, Ma KP, Shen XL, Woodley S, Kingston N, Bhola N, Strassburg BBN, Paulsch A, Williams B, Watson JEM (2019) Three global conditions for biodiversity conservation and sustainable use: An implementation framework. *National Science Review*, 6, 1080–1082.
- Lundberg J, Moberg F (2003) Mobile link organisms and ecosystem functioning: Implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems*, 6, 87–98.
- 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.]
- Meng GT, Luo J, Wang HB, Li LY (2007) Application of landscape ecology theory in the restoration of degraded forest ecosystems. *Journal of Fujian Forestry Science and Technology*, 34, 153–157. (in Chinese with English abstract) [孟广涛, 罗洁, 王宏镔, 李凌宜 (2007) 景观生态学原理在退化森林生态系统恢复中的应用. 福建林业科技, 34, 153–157.]
- Müller F, Hoffmann-Kroll R, Wiggering H (2000) Indicating ecosystem integrity—Theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling*, 130, 13–23.
- Murtaugh PA (1996) The statistical evaluation of ecological indicators. *Ecological Applications*, 6, 132–139.
- Noon BR (2002) The state of the nation's ecosystems: The integrity of US ecosystems. Cambridge University Press,

- Cambridge.
- Paul MM, Susan MG (2001) Assessing ecosystem integrity of restored prairie wetlands from species production-diversity relationships. *Hydrobiologia*, 443, 177–185.
- 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.]
- Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, Berger J, Elmhagen B, Letnic M, Nelson MP, Schmitz OJ, Smith DW, Wallach AD, Wirsing AJ (2014) Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343, 1241484.
- Shao H, Zhang GX (2016) Ecological integrity evaluation concepts and applications. *Environmental Protection and Circular Economy*, 36(10), 44–48. (in Chinese with English abstract) [邵红, 张广兴 (2016) 生态完整性评价概念及应用. *环境保护与循环经济*, 36(10), 44–48.]
- 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.]
- Turner K, Beazley K (2004) An exploration of issues and values inherent in the concept of ecological integrity. *Environments*, 32, 43–64.
- Wang QS (1990) *Anhui chronicles of the animals*. Anhui Science & Technology Publishing House, Hefei. (in Chinese) [王岐山 (1990) *安徽兽类志*. 安徽科学技术出版社, 合肥.]
- Wei Y, Lei GC (2019) From biocenosis to ecosystem: The theory trend of conserving ecosystem integrity in national parks. *Journal of Natural Resources*, 34, 1820–1832. (in Chinese with English abstract) [魏钰, 雷光春 (2019) 从生物群落到生态系统综合保护: 国家公园生态系统完整性保护的演变. *自然资源学报*, 34, 1820–1832.]
- Wen DQ (1993) Recommending the Deer in China. *Acta Theriologica Sinica*, 13, 197. (in Chinese with English abstract) [温得启 (1993) 介绍《中国鹿类动物》. *兽类学报*, 13, 197.]
- Woodley S (2010) Ecological integrity and Canada's national parks. *The George Wright Forum*, 27, 151–160.
- Yu JP, Yi XX, Yu SH, Xu YM, Mi XC, Ren HB (2020) Analysis on ecological integrity of Qianjiangyuan National Park based on landscape pattern index. *Journal of Zhejiang Forestry Science and Technology*, 40(4), 30–36. (in Chinese with English abstract) [余建平, 伊晓霞, 余顺海, 徐谊明, 米湘成, 任海保 (2020) 基于景观格局指数的钱江源国家公园生态系统完整性评价分析. *浙江林业科技*, 40(4), 30–36.]
- Zhang JL, Liu FZ, Cui GF (2014) The efficacy of landscape-level conservation in Changbai Mountains Biosphere Reserve, China. *PLoS ONE*, 9, e95081.
- Zhang SS, Li JQ, Zheng EZ, Wu YG, Liu JL, Chen XN, Xu AC (2017) *Prionailurus bengalensis* captured by infrared camera in some national natural reserves and park of Zhejiang. *Journal of Zhejiang Forestry Science and Technology*, 37(4), 12–17. (in Chinese with English abstract) [章书声, 李佳琦, 郑而重, 吴友贵, 刘菊莲, 陈小南, 徐爱春 (2017) 基于红外相机技术监测浙江省自然保护区豹猫生存状况. *浙江林业科技*, 37(4), 12–17.]
- Zhang XS (2007) *Vegetation of China and its geographic pattern: Illustration of the vegetation map of the People's Republic of China (1: 1000000)*. Geological Publishing House, Beijing. (in Chinese) [张新时 (2007) *中国植被及其地理格局: 中华人民共和国植被图集(1:100万)*. 地质出版社, 北京.]
- 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) 黑麝栖息地利用的季节变化. *兽类学报*, 26, 201–205.]

(责任编辑: 米湘成 责任编辑: 黄祥忠)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价指标

Appendix 1 Evaluation index of integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystem in national parks  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021263-1.pdf>

### 附录2 国家公园基于遥感影像的景观类型编码与说明表

Appendix 2 Coding and description of landscape types of national parks based on remote sensing images  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021263-2.pdf>

### 附录3 白际山-清凉峰(a)和怀玉山(b)的面积递增方式示意图

Appendix 3 Schematic diagram of area increasing pattern of Baiji Mountains-Qingliang Mountains (a) and Huaiyu Mountains (b)  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021263-3.pdf>

### 附录4 钱江源国家公园体制试点自然生态系统完整性和原真性评价结果汇总

Appendix 4 Integrity and authenticity evaluation results of natural ecosystem in Qianjiangyuan National Park system pilot  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2021263-4.pdf>

彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021263>

附录1 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价指标  
Appendix 1 Evaluation index of integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystem in national parks

评价内容	评价指标	符号	指标含义
Content of evaluation	Evaluation indicators	Symbols	Indicator Meaning
自然生态系统完整性	1 保护区域完整性指数	$I_1$	研究区域与各四级自然保护综合地理区划单元的最小保护面积的比例
	2 保护性景观完整性指数	$I_2$	用保护性景观镶嵌体的面积占比、破碎化指数和相对聚集度指数, 综合反映保护性景观的总体完整程度
	3 保护性植被完整性指数	$I_3$	用保护性植被镶嵌体的面积占比、破碎化指数及边缘效应指数综合反映保护性植被的总体完整程度
	4 旗舰种适宜生境完整性指数	$I_4$	用旗舰种适宜生境斑块的数量、面积和连通性综合反映旗舰种适宜生境完整程度
	5 主要食物链完整性指数	$I_5$	主要食物链中顶级食肉动物与主要捕食对象之间的生物量关系与“百分之十定律”的偏离程度
自然生态系统原真性	1 自然景观占比	$P_1$	自然景观的面积占国家公园总面积的比例
	2 天然植被占比	$P_2$	天然植被的面积占国家公园内植被覆盖总面积的比例
	3 顶级群落占比	$P_3$	顶极植物群落的面积占国家公园内植被覆盖总面积的比例
	4 旗舰种适宜生境原真性指数	$P_4$	旗舰种的各适宜生境斑块中自然生境面积所占比例
	5 主要食物链原真性指数	$P_5$	根据营养级来描绘主要食物链的长度, 分析主要食物链在营养结构上的原真性

彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021263>

附录2 国家公园基于遥感影像的景观类型编码与说明表

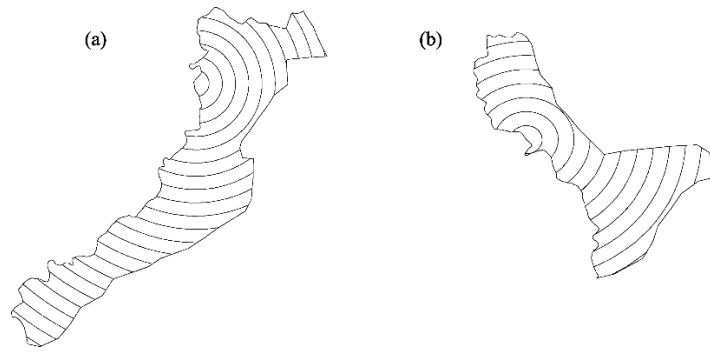
Appendix 2 Coding and description of landscape types of national parks based on remote sensing images

一级类		二级类		说明
编码	名称	编码	名称	
01	耕地	0101	水田	指用于种植水稻、莲藕等水生农作物的耕地。包括实行水生、旱生农作物轮种的耕地
		0102	旱地	指无灌溉设施, 主要靠天然降水种植旱生农作物的耕地, 包括没有灌溉设施, 仅靠引洪淤灌的耕地和菜地
		0103	农用设施用地	进行工厂化作物栽培或水产养殖的生产设施用地
02	园地	0201	果园	指种植果树的园地, 不包括经济林地
		0202	茶园	指种植茶树的园地
		0203	其他园地	指种植桑树、药材等其他多年生作物的园地
03	林地	0301	天然乔木林	指乔木郁闭度 $\geq 0.2$ 的天然林地, 不包括森林沼泽
		0302	人工乔木林	指乔木郁闭度 $\geq 0.2$ 的人工林地, 不包括森林沼泽
		0303	竹林地	指生长竹类植物, 郁闭度 $\geq 0.2$ 的林地
		0304	灌木林地	指灌木覆盖度 $\geq 40\%$ 的林地, 不包括灌丛沼泽
		0305	苗圃地	指林木育苗地
		0306	其他林地	包括疏林地(树木郁闭度 $\geq 0.1$ , $< 0.2$ 的林地)、未成林地等林地
04	草地	0401	天然草地	天然草地
		0402	人工草地	包括人工培植用于牧业的草地、城镇绿化草地和公园草地等
05	水域和湿地	0501	河流水面	指天然形成或人工开挖河流常水位岸线之间的水面, 不包括被堤坝拦截后形成的水库区段水面
		0502	湖泊水面	指天然形成的积水区常水位岸线所围成的水面
		0503	滩地	水体周边的沙滩泥滩等
		0504	沼泽地	指经常积水或渍水, 一般生长湿生植物的土地。
		0505	水库水面	指人工拦截汇集而成的总设计库容 $\geq 10$ 万 $\text{m}^3$ 的水库正常蓄水位岸线所围成的水面
		0506	坑塘	包括农业坑塘和水产养殖坑塘
06	裸地	0601	裸土地	指表层为土质, 基本无植被覆盖的土地
		0602	沙地	指表层为沙覆盖、基本无植被的土地。不包括滩涂中的沙地
		0603	裸岩石砾地	指表层为岩石或石砾, 其覆盖面积 $\geq 70\%$ 的土地
07	工矿仓储用地	0701	工业和仓储用地	指工业生产、产品加工制造、机械和设备修理及直接为工业生产等服务的附属设施用地, 和用于物资储备、中转的场所以地, 包括物流仓储设施、配送中心、运转中心等
		0702	采矿用地	指采矿、采石、采砂(沙)场, 砖瓦窑等地面生产用地, 排土(石)及尾矿堆放地
		0703	盐田	指用于生产盐的土地, 包括晒盐场所、盐池及附属设施用地
		0704	在建工地	在建工地, 不包括在建住宅
08	住宅用地	0801	城镇住宅用地	指城镇用于生活居住的各类房屋用地及其附属设施用地
		0802	农村宅基地	指农村用于生活居住的宅基地
		0803	独立房屋	指远离城镇、村屯人口聚集地的用于居住、科研监测或特殊用途的独立的房屋用地(独立的小房屋, 附近没有大面积其他房屋)
		0804	在建住宅	在建住宅
09	交通运输用地	0901	铁路用地	指用于铁道线路及场站的用地。包括征地范围内的路堤、路堑、道沟、桥梁、林木等用地
		0902	高速公路	路面上有4个以上的车道, 中间设置分隔带, 采用沥青混凝土或水泥混凝土的高级路面
		0903	公路用地	除高速公路以外的普通道路, 包括供给各种无轨车辆和行人通行的基础设施, 宽度2米以上
		0904	步道	不能通车的小路, 也指绿色景观线路, 宽度2米以下
		0905	桥梁	一般指架设在江河湖海上, 使车辆行人能顺利通行的建筑物
		0906	隧道	埋于地层内的工程建筑物, 以某种用途, 在地面下作用任何方法规定形状和尺寸修筑的断面面积大于2平方米的洞室、
		0907	加油站	为汽车和其他机动车辆服务、零售汽油和机油的补充站、
10	水利设施用地	1001	沟渠	指人工修建, 南方宽度 $\geq 1.0\text{m}$ 、北方宽度 $\geq 2.0\text{m}$ 用于引、排、灌的渠道, 包括渠槽、渠堤、护林堤及小型泵站
		1002	水工建筑用地	指人工修建的闸、坝、堤路林、水电厂房、扬水站等常水位岸线以上的建(构)筑物用地
11	能源用地	1101	风力发电厂	利用风能来产生电力的发电厂
		1102	变电站	对电压和电流进行变换, 接受电能及分配电能的场所
		1103	太阳能电站	利用太阳能电池组件将光能转化为电能的装置
12	特殊用地	1201	宗教用地	指专门用于宗教活动的庙宇、寺院、道观、教堂等宗教自用地

彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021263>

一级类		二级类		说明
编码	名称	编码	名称	
		1202	风景名胜设施用地	指风景名胜景点（包括名胜古迹、旅游景点、革命遗址、自然保护区、森林公园、地质公园、湿地公园等）的管理机构，以及旅游服务设施的
		1203	高尔夫球场	建筑用地（景区内的其他用地按现状归入相应地类） 进行高尔夫运动所需的场地
13	其他建设 用地	1301	其他建设用地	其他类型的建设用地，无法准确归于以上类别

彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021263>













附录3 白际山–清凉峰(a)和怀玉山(b)的面积递增方式示意图

Appendix 3 Schematic diagram of area increasing pattern of Baiji Mountains-Qingliang Mountains (a) and Huaiyu Mountains (b)

彭杨靖, 黄治昊, 林乐乐, 王锐锋, 崔国发 (2021) 国家公园陆地自然生态系统完整性与原真性评价方法探索: 以钱江源国家公园体制试点为例. 生物多样性, 29, 1295–1307. <https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2021263>

附录4 钱江源国家公园体制试点自然生态系统完整性和原真性评价结果汇总  
Appendix 4 Integrity and authenticity evaluation results of natural ecosystem in Qianjiangyuan National Park system pilot

评价内容 Content of evaluation	评价指标 Evaluation indicators	符号 Symbols	评价价值 Evaluation results	评价等级 Evaluation grade	指示颜色 Indication color
自然生态系统完整性	自然生态系统完整性指数	$I_{IN}$	52.83%	较差	
	保护区域完整性指数	$I_1$	27.00%	差	
	保护性景观完整性指数	$I_2$	67.00%	较好	
	保护性植被完整性指数	$I_3$	64.28%	较好	
	旗舰种适宜生境完整性指数	$I_4$	53.04%	较差	
	主要食物链完整性指数	$I_5$	—	—	—
自然生态系统原真性	自然生态系统原真性指数	$I_{AU}$	87.06%	好	
	自然景观占比	$P_1$	86.09%	好	
	天然植被占比	$P_2$	90.20%	好	
	顶级群落占比	$P_3$	86.66%	好	
	旗舰种适宜生境原真性指数	$P_4$	92.37%	好	
	主要食物链原真性指数	$P_5$	80.00%	较好	