

流域尺度荒野地格局特征与保护空缺分析

——以闽江流域为例

许正铎¹, 廖凌云^{1,3}, 兰思仁^{1,2,3}

(1. 福建农林大学风景园林与艺术学院, 福建 福州 350108)

(2. 国家林业与草原局森林公园工程技术研究中心, 福建 福州 350002)

(3. 武夷山国家公园研究院, 福建 福州 350002)

[摘要] 荒野地是自然生态系统最后的避难所, 对于区域生物多样性保护起到了关键作用. 流域作为人类活动与经济发展的重心, 探究流域尺度荒野地分布对于推动流域整体生态保护与高质量发展有着重要的意义. 本研究以东南沿海地区的闽江流域为例, 利用综合荒野制图法, 识别流域范围内荒野地空间分布、格局特征、保护现状与保护空缺. 研究表明: (1) 闽江流域现存荒野地共计 5 922.33 km², 占流域总面积的 6.9%. 荒野地主要位于植被覆盖密集、海拔较高、地形险峻的地区, 总体表现为上游多、下游少的分布特征. (2) 研究区域内荒野地破碎化情况严重. 小型荒野地是主要的荒野地类型, 大型荒野地目前仅存 2 处, 位于武夷山自然保护地群内, 且尚未被保护地范围所完全覆盖. (3) 低质量荒野地、中质量荒野地、高质量荒野地面积比例分别为 5.2%、51.7%、43.1%; 中高质量荒野地是闽江流域荒野地的主要构成部分, 高海拔区域分布有更多的高质量荒野. (4) 闽江流域荒野地存在大面积保护空缺, 约有 74% 的荒野地尚处于保护地范围之外, 部分荒野地未能得到完整保护. 研究揭示了闽江流域荒野地分布与保护空缺, 以期为流域生态文明建设提供支持和政策建议.

[关键词] 风景园林, 荒野地, 荒野制图, 荒野保护, 闽江流域

[中图分类号] X321 **[文献标志码]** A **[文章编号]** 1001-4616(2023)03-0079-10

Analysis of Wilderness Areas Pattern Characteristics and Conservation Vacancies in the Minjiang River Basin

Xu Zhengduo¹, Liao Lingyun^{1,3}, Lan Siren^{1,2,3}

(1. College of Landscape Architecture and Art, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350108, China)

(2. Engineering Technology Center for Forest Park, National Forestry and Grassland Administration, Fuzhou 350002, China)

(3. Wuyishan National Park Research Institute, Fuzhou 350002, China)

Abstract: Wilderness areas are the last refuge of natural ecosystems and play a key role in regional biodiversity conservation. As the center of human activities and economic development, it is important to investigate the distribution of wilderness at the watershed scale to promote the overall ecological protection and high-quality development of the watershed. In this study, the Min River watershed in the southeast coastal region was used as an example to identify the spatial distribution, pattern characteristics, conservation status and conservation vacancies of wilderness areas in the watershed scale by using the integrated wilderness mapping method. The results of the study show that, 1. 5 922.33 km² of wilderness exists in the Minjiang River Basin, accounting for 6.9% of the basin's total area, and wilderness generally shows the distribution characteristics of more in the upstream basin and less in the downstream basin. The wilderness areas are mainly located in areas with dense vegetation cover, high elevation, and treacherous terrain. 2. Small wilderness areas are the main type of wilderness. Only two large wilderness areas are remaining, which are located within the Wuyishan protected areas group and are not yet fully covered by the protected areas. 3. The proportion of low-quality wilderness land, medium-quality wilderness land, and high-quality wilderness land are 5.2%, 51.7%, and 43.1%, respectively. High-quality wilderness land is the main component of wilderness land in Minjiang River Basin, and more high-quality wilderness is

收稿日期: 2023-02-07.

基金项目: 国家社会科学基金项目(19BJY048)、福建省自然科学基金项目(2022J0613)、福建农林大学杰出青年计划项目(XJQ201932).

通讯作者: 许正铎, 硕士, 研究方向: 国家公园与自然保护地相关研究. E-mail: xzd199711.fafu.edu.cn

distributed in high altitude areas. 4. The protection gap of wilderness in Minjiang River Basin is serious, about 74% of the wilderness areas are still outside the scope of the protected areas, and some of the wilderness are not completely protected. The study reveals the distribution and protection gaps of wilderness in the Minjiang River Basin, with a view to providing support and policy recommendations for the construction of ecological civilization in the basin.

Key words: landscape architecture, wilderness areas, wilderness mapping, wilderness protection, Minjiang River basin

人类活动强度的日益增长正威胁着全球生物多样性。《2020 后全球生物多样性框架》((Post-2020 Global Biodiversity Framework), 下指《框架》)提出,至 2030 年应确保有至少 30%,具有生物多样性与生态代表性的陆域与水域得到有效的保护与管理,未来的保护工作应该集中于具有良好生态系统服务的大面积自然区域。荒野地(wilderness area, WA)作为大面积的且未受人类影响的区域,在保护生物多样性与维持生态系统服务方面起到重要的作用^[1]。

研究表明,目前全球仅有 23.2%面积的陆地被认定为具有荒野地特征^[2],只有 13.2%的海洋可被归类为海洋荒野^[3]。荒野地所面临的最大危机在于人类与自然土地之间的冲突^[4-5],全球荒野地由于人类活动而迅速减少,从 1993 年至 2009 年间约有 9.6%的陆地荒野消失^[2],超过 1/3 的陆地保护区仍处于人类活动的压力之下^[6]。荒野地仍存在大面积的保护空缺^[7],其保护规模已不足以维持荒野地现状。在此背景下,保护大部分现存的荒野地就成为了全球多样性保护的主要目标之一。

遥感技术的进步使得全球荒野地研究工作取得前所未有的进展。荒野地空间分布研究已在多个空间尺度下开展,相关制图方法趋于完善。人类足迹指数^[8-10]、低人类影响区^[11](low human impact areas, LIAs)、荒野连续谱等方法已成为识别荒野地空间分布的主要研究手段。研究涉及全球^[12]、国家^[13-16]、地方^[17-19]等多个尺度。中国已开展国土^[7,20]、省级^[21]以及区域尺度^[22-23]的荒野地研究,涉及土地利用情景模拟^[24]、生态系统服务^[25]、荒野地连通性^[26-27]等多个领域。曹越等的研究发现中国约有 42%的陆地荒野地,其中 77%的荒野地仍未被自然保护区所覆盖,研究首次揭示了中国大陆荒野地空间分布情况,为中国开展系列荒野地研究奠定了基础^[28];李晓雪等从省域尺度出发,识别了福建省荒野地空间分布情况^[21];Lin 等确定了中国三江并流生物多样性热点地区的荒野地空间分布及保护状况^[29];马龙等人从县域尺度识别了马龙区荒野地空间分布格局^[23]。然而目前国内荒野地研究仍存在以下不足:(1)研究受限于数据精度影响,不同地区数据质量之间的差异很有可能导致研究结果产生偏误,因此需要开展区域尺度的荒野地研究进行进一步验证,从而辅助地方开展保护工作,以实现荒野地的有效保护。(2)由于地理位置以及气候等环境因素的影响,中国东西部景观特征与经济发展状况存在较大差异。以往区域尺度的荒野研究多是侧重于生态环境条件较为良好,自然资源丰富的西部地区。相较于大面积原生的生物多样性热点区域,人为影响较大的东部荒野地也是不容忽视的研究重点区域。(3)以往研究多是聚焦于各级行政区域尺度,从流域整体开展荒野地制图的研究尚且较少。

相关研究表明,东南沿海地区荒野地拥有较高的生态系统服务价值,但同样也是中国最为破碎化的荒野地^[7,25],更容易因人类活动而遭受灭绝威胁,因此尤其需要重点保护。流域作为自然地理与经济复合区域,兼有重要的资源、生态、经济和文化功能^[30],流域经济的快速发展往往会导致当地的自然环境遭到严重破坏。闽江流域作为东南沿海地区最大的流域之一,是全国第二批山水林田湖草生态保护修复试点区。然而闽江流域目前仍存在生态空间管控薄弱、环境风险防控基础弱等问题。城市快速扩张^[31]、森林等自然植被减少^[32]、水环境污染^[33]、生境质量与生态系统服务下降^[34-36]等问题同样严重影响到流域生态安全和可持续发展。本研究选取福建省东南沿海的闽江流域作为研究区域,基于流域地理区域特征构建荒野指标体系,利用布尔识别与多准则评价相结合的方法识别闽江流域荒野地空间分布情况。研究旨在探讨以下问题:(1)分析流域范围内荒野地景观格局特征;(2)评估闽江流域荒野地保护空缺并分析未来保护重点区域,以期福建省乃至中国推进自然保护地体系完善提供明确的空间参考。本研究揭示了流域尺度的荒野地分布情况,不仅能够弥补荒野地研究在流域尺度的不足,研究方法也有望为类似流域地区荒野地识别与规划布局提供参考,同时也为我国生物多样性保护、国土空间规划、自然保护地体系建设等生态实践提供新的视角。通过揭示东南沿海地区荒野地空间分布与保护空缺,对福建省自然保护地总体布局与发展规划有着参考意义。

1 研究区概况

闽江是福建省最大的河流. 闽江流域位处福建省北部区域,地理坐标为 $25^{\circ}23' \sim 28^{\circ}19'N$, $116^{\circ}23' \sim 119^{\circ}43'E$, 流域范围覆盖福建省共 36 县(市),总面积约 $60\,000\text{ km}^2$, 占福建省总面积的 8%,是福建省经济发展的重点区域. 流域范围共设立国家公园 1 处、自然保护区 27 处、湿地公园 5 处、森林公园 77 处、海洋公园 1 处、风景名胜区 26 处、地质公园 15 处. 考虑到流域面积占各县市的比例,本研究选取闽江主要途径县市作为研究范围,其中包括上游(武夷山市、光泽县、松溪县、建阳市等县市)、中游(宁化县、永安市、大田县等县市)、下游(闽清县、福州市、闽侯县等县市).

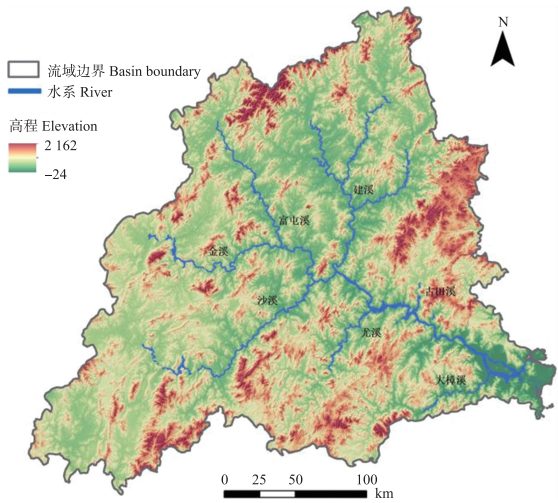


图 1 研究区位

Fig. 1 The study area

2 研究方法

2.1 数据来源及预处理

荒野地识别的数据主要包括土地利用数据、基础地理信息数据、人口密度数据以及高程数据,各数据来源如表 1 所示. 自然保护地边界矢量数据来自于福建省林业局,数据包括研究区域内自然保护地的名称、类型、级别、边界等. 研究使用 ArcGIS 10.7 对数据进行预处理,将各数据的分辨率统一重采样至 30 m , 坐标系统一定义为 CGCS_2000.

表 1 数据来源
Table 1 Data sources

数据名称	精度	来源	年份
土地利用数据	30 m	中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据中心	2020
道路/铁路	矢量	全国地理信息资源目录服务系统	2017
居民地	矢量	全国地理信息资源目录服务系统	2017
人口密度	1 km	WorldPop	2020
高程数据	12.5 m	ALOS	2020
福建省自然保护地边界	矢量	福建省林业局	2020

2.2 荒野制图

研究选用布尔识别与多准则评价法相结合的方法来识别福建省荒野地分布与质量情况. 荒野地的空间分布与识别主要分为以下两个步骤:

2.2.1 布尔识别

根据 IUCN-1b 指南中荒野的定义,荒野地被认为是最完整、不受干扰的野生自然区域,其中没有永久的人类聚居点与人工设施,是没有经过人为影响或开发改造的土地^[37]. 因此研究通过以下原则识别人为影响较为剧烈的地区:(1)建设用地与耕地;(2)人工基础设施,例如道路、铁路以及永久的人类聚居点. 研究对以上人为影响剧烈的地区设置了 1 km 的缓冲区,并利用 ArcGIS 软件中的擦除工具排除了以上地区,其中国道、高速公路、铁路由于其会对生态系统带来更剧烈的影响^[38],因此其设置了 3 km 的缓冲区. 研究通过排除以上高人类影响地区,得到闽江流域荒野地斑块地图.

2.2.2 多准则评价法

研究综合国内外研究进展^[19,28],结合闽江流域实际情况,选用遥远度、崎岖度、生物物理自然度、外观自然度及人口密度 5 个指标来绘制流域内荒野质量地图.

(1) 荒野是人类难以到达的区域,遥远度是荒野地区的重要属性之一. 研究选择闽江流域范围内的道路以及人类聚居点作为样本点. 高速公路以及国道等大型公路比起低等级的道路对荒野能够造成更大的影响,人类聚居点也是同理. 因此研究根据道路与聚居点的等级对其进行划分,利用 Arcgis 软件中的欧式距离工具得到对应的遥远度地图并进行加权计算,最后得到闽江流域的荒野遥远度地图.

(2) 崎岖度是指物理意义上难以到达的区域. 人类越难到达的区域, 人类活动对于该地区自然生态系统的影响就越小. 崎岖度也被众多学者认为是识别荒野质量的一个重要指标. 研究选用地形崎岖指数, 计算 250 m 范围内地形曲率标准差来计算崎岖度.

(3) 生物物理自然度指人类活动对该地区的改造或影响程度. 研究利用土地利用数据, 参考国内荒野地土地利用分级评价^[28], 对福建省 21 类土地利用小类进行自然度评分, 评分越高的地区代表生物物理自然度越高.

(4) 外观自然度是反映自然遭受人工设施影响程度的指标之一, 没有人工设施是反映荒野地区的重要属性. 研究利用核密度工具计算道路、聚居点等人工设施的密度, 将得到的人工基础设施取反值, 密度越高的地区被赋予更低的值, 从而反映外观自然度.

(5) 荒野被认为是人烟稀少的野生自然环境, 而人口密度可以反映单位面积上人类数量的多少. 因此本研究将人口密度进行赋值, 人口密度越大的区域赋值越小, 表明人类活动对自然生态系统的影响就越大.

为了保证 5 个指标处于相同的量纲内, 研究对上述指标进行归一化处理, 使各指标范围一致. 结合国内外不同荒野指标的权重设置, 研究采用层次分析法对各指标设立相应的权重, 具体权重设置如表 2. 接着研究利用多准则评价法, 将各指标进行叠加分析, 得到闽江流域荒野质量地图, 具体见式(1).

表 2 各指标权重

Table 2 Weight of each indicator

指标名称	权重
生物物理自然度	0.334
遥远度	0.246
外观自然度	0.150
人口密度	0.218
崎岖度	0.052

$$WQI = \sum_1^n X_i * \omega_i,$$

(1)

式中, WQI 代表荒野质量, X_i 为归一化后的荒野质量指标, ω_i 为对应指标的权重.

通过 ArcGIS 软件中的掩膜工具, 将通过布尔识别得到的荒野地斑块与荒野地质量地图进行叠加, 得到闽江流域荒野地空间分布.

2.3 荒野空间格局分析

为了分析闽江流域的荒野地空间分布格局, 研究利用核密度工具计算荒野地空间分布密度, 并从土地利用类型、植被覆盖程度以及高程 3 个层面分析高、中低 3 个等级荒野地所占面积比例, 总结闽江流域荒野地格局特征.

研究参照《土地利用现状分类标准》将研究区域土地利用类型分成 6 大类, 21 小类, 利用空间叠加分析识别不同等级荒野地的土地利用类型比例. 植被覆盖度利用 NDVI 指数与荒野地进行叠加, 计算荒野地植被覆盖情况. 高程分析根据闽江流域地理特征, 将高程划分为 ≤ 500 、 $(500, 1\ 000]$ 、 $(1\ 000, 2\ 000]$ 及 2 000 以上 4 个区间, 从而分析各海拔区间荒野地分布情况.

2.4 保护地空缺分析

研究将得到的荒野地分布与闽江流域范围内的自然保护地进行叠加分析, 从而识别闽江流域荒野地保护状态. 研究将从完全保护、部分保护以及保护空白 3 个视角进行荒野地保护空缺分析, 评估闽江流域不同等级荒野地被保护地体系覆盖的数量、比例以及保护空缺.

3 结果与讨论

3.1 闽江流域荒野地现状分析

除去面积 1 km^2 以下的荒野地斑块, 研究共识别出 1 155 块荒野地斑块, 总面积共 $5\ 922.33\text{ km}^2$, 占研究区域总面积的 6.9%(图 2). 根据研究区域概况与国内相关研究对荒野地斑块大小的划分^[7,21], 本研究根据荒野斑块面积将荒野地分为 3 种类型(表 3), 其中小型荒野地面积占比最大, 占荒野地总量的 55.68%;

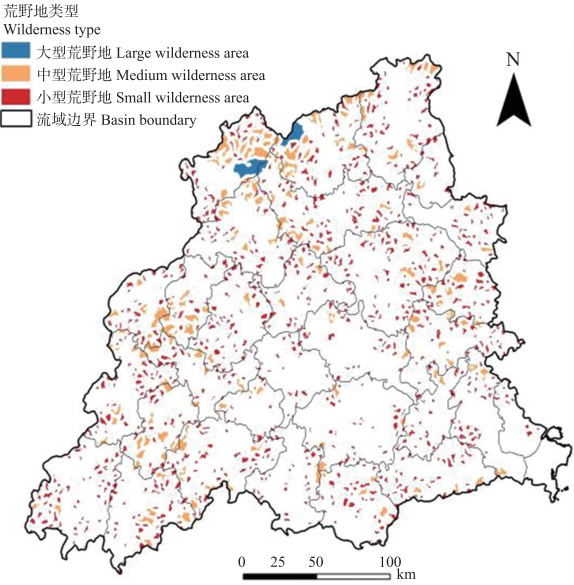


图 2 荒野地斑块的空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of wilderness patches

中型荒野斑块次之,共计 2 363.21 km²;大型荒野斑块仅有 2 处,仅占荒野地总面积的 4.3%。各类型荒野地主要分布于闽江流域上游与中游地区,相比之下,闽江下游地区的荒野地分布零散且面积较小。

参考以往研究^[29],研究进一步将荒野地质量分为低质量荒野地(1-3 级)、中质量荒野地(4-7)以及高质量荒野地(8-10)。图 3 与表 4 显示了不同等级荒野地的空间分布情况与面积比例。研究表明,研究区域主要以高质量荒野地构成,共计 2 547.35 km²,中质量荒野地次之,低质量荒野地所占比例最少。从空间分布上来看,闽江上游地区的武夷山自然保护地群内覆盖有大量高质量且大面积的荒野地,是流域范围内最为完整且具有高保护价值的区域;其次闽江源自然保护地群及鹫峰山自然保护地群内同样也是荒野地保存较为良好的地区。下游地区由于剧烈的人类活动影响^[33,39],仅留存有部分荒野地。

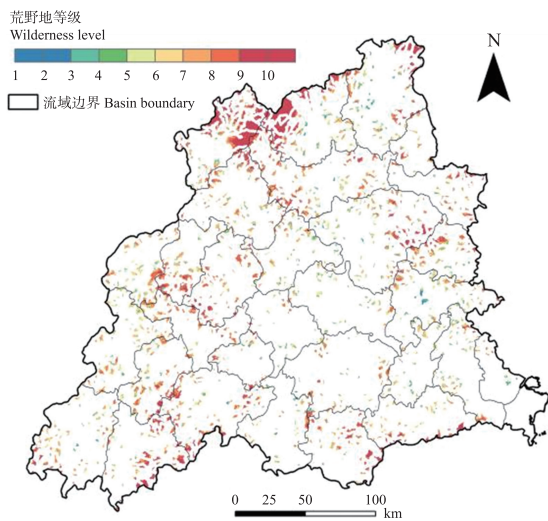


图 3 不同等级荒野地的空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of different classes of wilderness areas

表 3 不同类型荒野地个数及面积

Table 3 Number and area of different types of wilderness areas

荒野地类型	个数	面积/km ²
小型荒野地(1 km ² ~10 km ²)	1018	3 297.53
中型荒野地(10 km ² ~100 km ²)	135	2 363.21
大型荒野地(>100 km ²)	2	261.59
汇总	1 155	5 922.33

表 4 不同等级荒野地面积及比例

Table 4 Area and proportion of different grades of wilderness areas

	等级	面积/km ²	占比/%
低质量荒野地	1	22.28	0.38
	2	92.46	1.56
	3	193.99	3.27
中质量荒野地	4	358.68	6.06
	5	625.30	10.55
	6	930.28	15.71
	7	1 151.95	19.46
高质量荒野地	8	1 142.61	19.29
	9	827.72	13.98
	10	577.01	9.74
汇总		5922.33	100

3.2 闽江流域荒野地空间分布格局特征

3.2.1 荒野地分布密度特征

研究利用核密度工具分析闽江流域荒野地空间分布情况,通过自然断点法将荒野地密度分为低密度、中密度、高密度 3 个等级类型(图 4)。从全局角度分析,荒野地高密度区主要分布于闽江流域上游地区,建溪与富屯溪周边县市是荒野地分布最为密集的区域,其次是沙溪。中下游的古田溪、大樟溪支流也有部分高密度荒野地的区域。荒野地密度总体表现为由东南地区到西北地区逐渐密集的趋势。研究结果表明,闽江流域荒野地空间密度格局差异显著,与福建省自然保护地规划中“一主三带九群”的布局规划基本相符。武夷山国家公园为主的武夷山自然保护地群分布有大量的荒野地,其次是闽江源自然保护地群;下游地区的鹫峰山自然保护群与戴云山自然保护地群内也有相对密集的荒野地分布。

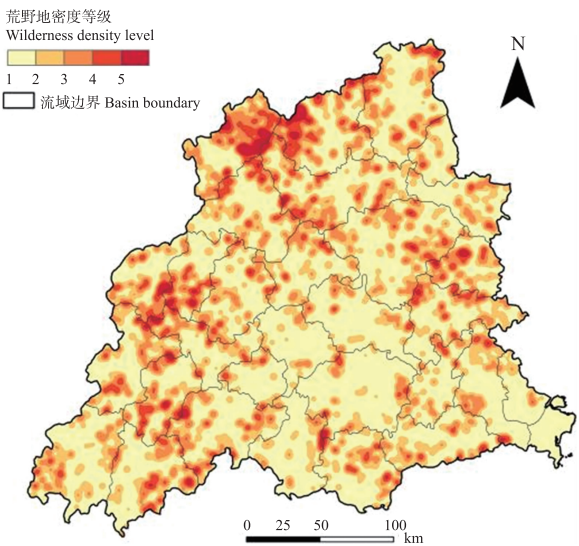


图 4 荒野地分布密度

Fig. 4 Distribution density of wilderness areas

3.2.2 各支流流域荒野地空间分布情况

研究将闽江划分为:沙溪、富屯溪、建溪、尤溪、古田溪、梅溪、大樟溪七大支流,分析各支流途经县市的荒野地空间分布情况(图 5)。首先就高质量荒野地而言,建溪流域范围内拥有最大面积的高质量荒野地,其次是富屯溪与沙溪,高质量荒野地主要分布于上游地区的三大支流的流域范围内,面积比例共占高质量荒野地总面积的 74.98%。由此表明,闽江流域西部是流域范围内生境质量最为良好的地区,尤其是富屯溪与建溪周边,由于当地大力开展生态环境保护工作,周边生态系统结构功能完整,各荒野地之间连通性良好。反观闽江流域中下游的尤溪、古田溪及大樟溪等地区,荒野地分布较少,且主要以中低质量荒野地为主。当地靠近入海口,地理海拔较低,更适宜开展经济开发活动,剧烈的人类基础建设破坏了当地的生态环境,生态功能相对较弱。值得关注的是,梅溪流域范围内荒野地存量最少。梅溪主要流经闽清县,范围内坐拥黄楮林自然保护区,是福建省三纵四横生态廊道体系中主要的栖息地节点之一^[40],但由于人工基础建设导致当地生物栖息地遭到机械化切割,生态环境与景观斑块破碎化现象严重,进而导致当地河流连通性阻断、植被缓冲净化能力减弱等问题。

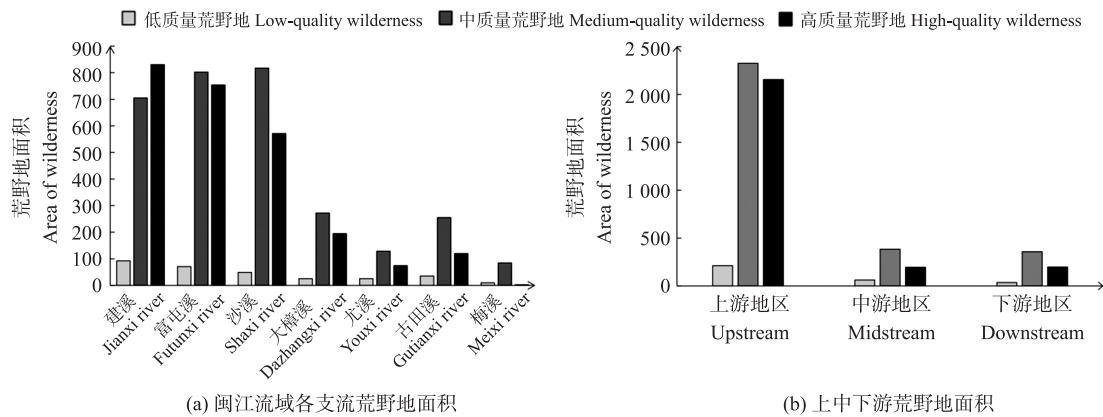


图 5 闽江流域荒野地分布情况
Fig. 5 Distribution of wilderness land in the Min River Basin

总体而言,闽江流域荒野地主要分布于上游地区。上中下游荒野地占比依次为:上游 79.23%,中游 10.80%,下游 9.97%。上游共包含富屯溪、建溪、沙溪、三条支流,途径 21 个县市,占流域总面积的 68.7%。其中荒野地面积共 4 692.63 km²,高中低荒野地比例分别为 45.93%、49.55%、4.53%,高质量荒野地面积显著高于中下游地区。中游包括尤溪、古田溪两条支流,流经尤溪、大田、古田、屏南等地,荒野地面积共 639.56 km²,占荒野地总面积的 10.80%,中质量荒野地是中游地区荒野地的主要类型。该地区不同类型荒野地比例从高到低依次为:中质量荒野地(60.06%)、高质量荒野地(30.39%)、低质量荒野地(9.54%)。下游主要支流是大樟溪与梅溪,流经闽清、福州、长乐、闽侯等沿海地区。下游地区荒野地面积占总面积的 9.96%,荒野地类型比例与中游基本一致。

3.2.3 荒野地格局特征分析

从不同海拔荒野地分布情况来看(图 6(a)),闽江流域荒野地主要分布于 500 m~1 000 m 的海拔区间内。高质量荒野地面积比例随着海拔的升高而不断增加,而中低质量荒野地呈现相反趋。尤其是在海拔 1 500 m 以上的区域,高质量荒野地比例达到了 88.9%,该区间内没有低质量荒野地分布。在海拔 1 000 m~1 500 m 的区间内,高质量荒野地占比 56.57%,中质量荒野地占比 32.44%。

通过 NDVI 值来分析闽江流域荒野地植被覆盖度情况。由图 6(b)可知,荒野地面积随着 NDVI 值的增大而逐渐增大。闽江流域荒野地 NDVI 值较高,主要处于 0.8~1.0 的区间范围内,平均 NDVI 值为 0.79。由此表明,荒野地主要分布于植被资源丰富、植被高度覆盖的区域。

21 种土地利用类型中(图 6(c)),荒野地的主要土地利用类型是有林地,其次是高覆盖度草地、疏林地、灌木林、中覆盖度草地。从土地利用大类来看,闽江流域荒野地类型比例从高到低依次为:林地、草地、水域、未利用土地。林地是闽江流域荒野地的主导类型,中高质量荒野地主要分布于郁闭度>30%的成片林地中,高覆盖度草地同样也是中高质量荒野地的主要类型。低质量荒野地主要土地利用特征为苗圃、迹地等未成林造林地。

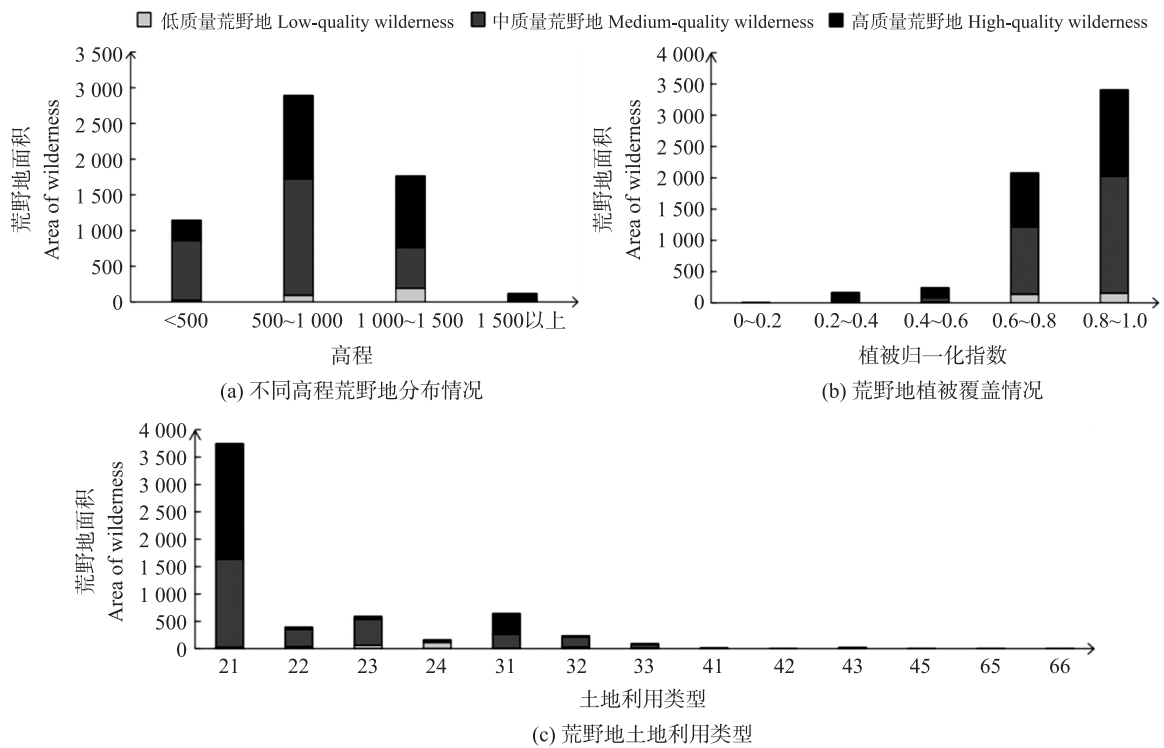


图6 闽江流域荒野地格局特征

Fig. 6 Characterizing wilderness areas patterns in the Minjiang River Basin

综上所述,闽江流域荒野地主要以林地与草地类型为主,荒野地主要分布于植被覆盖密集且郁闭度较高的密林区域,高海拔区域往往分布大面积且高质量的荒野地,荒野地主要分布于地理位置险峻、植被覆盖密集的区域,这也与三江并流区域荒野地的研究结论一致^[29]。低海拔地区由于其地理位置因素影响,一直是经济发展的中心区域,例如闽江下游的福州市地区,低海拔的河口盆地地貌为城镇建设与经济发展带来了得天独厚的优势,因此人类干扰强度远高于高海拔地区。剧烈的人类活动导致当地面临生物多样性破坏、水土流失等生态胁迫^[41],生境质量与生态系统服务价值一直处于较低水平^[42]。低海拔地区基础设施建设与城镇扩张强度也相较更大,这也进一步加剧了荒野地破碎化。

3.3 荒野地保护空缺分析

闽江流域荒野地保护情况如图7所示。荒野地完全保护区指被自然保护地所完全覆盖的荒野地斑块,其生态系统与生态价值得到完整保护的区域。闽江流域荒野地被保护地完全覆盖的斑块数量共有67处,但主要以小型荒野地斑块为主。部分保护的荒野地指未被保护地所完全覆盖、部分存在于保护地内,但仍存在保护空缺的荒野斑块。全域共有123处荒野地被部分保护,中大型荒野斑块与高质量荒野无法得到完整保护,仅有的两处大型荒野斑块仍存在保护空缺。保护空白区指处于保护地体系之外,未得到保护的荒野地。这些区域与保护地往往存在一定距离,其生态价值无法得到有效保护,更容易遭受到人类活动破坏。荒野地保护空白共有965处,保护空缺明显,在闽江流域中下游等人类活动频繁的地区居多。

高、中、低荒野地保护面积比例分别为40.98%、16.28%、7.65%。大部分高质量荒野地得到了有效保

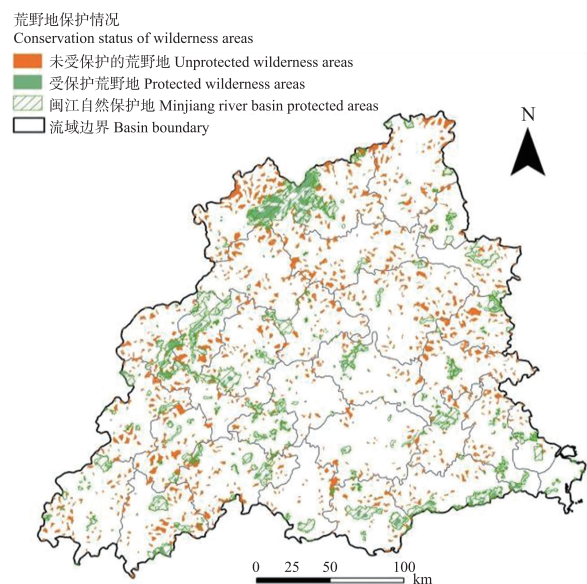


图7 闽江流域荒野地保护情况

Fig. 7 Protection of wilderness areas in the Minjiang River Basin

护,约有1 044.09 km² 高质量荒野处于保护地范围内。其中受保护的高质量荒野约有42.41%处于武夷山国家公园范围内,实行最严格的保护;其余高质量荒野地主要分布在上游地区的闽江源国家级自然保护区、君子峰国家级自然保护区范围内。仍有1 503.26 km² 但高质量荒野地处于保护地范围之外,尚未得到有效保护。中质量荒野地共有499.39 km² 被保护地体系所覆盖,受保护的中质量荒野地主要位于光泽县地质公园、大金湖国家地质公园以及闽江源国家级自然保护区内,目前仍存在2 566.85 km² 的保护空缺。低质量荒野地受保护比例仅为7.65%,主要位于中游地区的翠屏湖风景名胜区内。

总体来看,闽江流域荒野地目前仅有26%的荒野地被保护地体系所覆盖,保护面积为1 567.1 km²,仍有74%的荒野地未得到保护,存在大面积的保护空缺。

4 结论与建议

4.1 研究结论

本研究利用布尔识别与多准则评价法相结合的综合制图法识别闽江流域荒野地分布,并基于土地利用、植被覆盖、地理海拔3个视角分析荒野地分布特征,最后分析目前荒野地保护现状与保护重点区域。研究结果显示,闽江流域共计有5 922.33 km² 的荒野地,荒野地分布表现为上游多、中下游少的格局,荒野地主要分布于植被覆盖密集、海拔高、地形崎岖的地区。高质量荒野地主要位于武夷山自然保护地群以及闽江源自然保护地群内,其中仅有的2处大型荒野地皆处于武夷山国家公园范围内。目前荒野地整体存在大面积的保护空缺与保护空白,约有74%的荒野地位于保护区之外,部分荒野地未能得到完整有效的保护。目前福建省正在推动自然保护地空间布局完善并进一步扩大保护地面积。本研究揭示了现存荒野地空间分布并分析荒野地保护空缺与保护重点区域,能够为福建省自然保护地体系规划的推进提供参考。

本研究选取的指标可以较为真实地反映荒野地实际情况。与以往的研究相比,本研究使用更加精细的空间数据集(如道路、土地利用覆盖、植被类型与DEM),能够更为准确地揭示荒野地空间格局,识别荒野地目前的保护空缺,从而为未来开展保护工作提供支持。然而目前研究在指标权重的确定和数据精度方面有待进一步完善。

4.2 建议

中国生态文明建设与国家公园体制建设为荒野地保护创造了全新的机遇。近年来,随着中国对自然区域关注度的提升,我国逐步开展了以国家公园为主体的自然保护地体系建设。国家公园对于自然区域保护的“原真性”“完整性”原则也与“荒野保护”理念不谋而合,生态保护红线、自然保护地体系的重构与改革也为荒野制度与荒野保护的引入提供了基础框架^[43]。然而荒野地目前尚未纳入自然保护地体系之中,缺乏针对荒野地保护的系统规划而存在大面积的保护空缺,这意味着荒野地在未来很有可能受到人类建设活动的增强而被进一步破坏。本研究选取东南沿海地区的闽江流域作为研究区域,揭示了闽江流域荒野地分布情况,并提出基于上中下游的异质性规划策略,在研究区域层面,本研究结果能够助力于闽江流域生态治理与可持续发展,为地区景观决策与规划管理提供信息。在国家层面,本研究能够为中国开展荒野地普查、建立荒野地空间数据库与开展保护地内荒野地专项调查等工作开展提供参考与帮助。

本研究针对闽江流域荒野地分布与保护现状,提出以下荒野地保护策略:

一、需要开展流域荒野地整体保护。闽江流域横跨福建、江西两省,流域范围覆盖众多县市,在流域生态保护与管理上,各行政区与地区部门应视为一个整体,统筹上中下游、干支流、左右两岸开展生态协同保护,凸显全流域山水林田湖草的整体保护规划,避免因行政分区与管理部門之间的分割导致生态完整性遭到破坏。从整体性、联动性两个方面开展生态保护与荒野地协同保护工作,推进闽江流域上下游生态协同保护,在各地各级政府的统一部署下,齐心协力推进流域综合治理,推进全流域共建共治共享。

二、针对荒野地本底资源与当地现状,开展荒野地分级管控机制。研究结果表明,在地理海拔较高的上中游地区分布着大量高质量荒野地,低质量荒野地主要位于闽江下游区域的低海拔区域以及沿海地区。目前闽江流域荒野地面临着较大面积的保护空缺,亟需开展荒野地生态保护工作,但这并不代表所有荒野地都需要纳入保护范围。由于闽江流域上中下游生态环境本底与社会经济发展现状不一致,在保护管理的时候应根据闽江流域上中下游区域地理空间差异性,因地制宜地处理各地区经济发展与生态保护之间产生的矛盾问题,合理地选择荒野地纳入保护地体系。

(1)闽江流域仅有的两处大型荒野地位于武夷山国家公园周边且未被自然保护区所完全保护,当地是生态系统服务高值地区^[44],其周边同样毗邻着大面积的高保护价值的荒野地,闽江源自然保护区周边也是高质量荒野地的集中区域。然而以上地区面临着保护地交叉重叠、多头管理以及保护空缺等问题^[45]。对于流域中上游地区的高保护价值荒野地,未来工作应该侧重于保证生态系统完整性与连通性,将自然保护区作为荒野地保护的核心机制,依托自然保护区体系,开展荒野地保护优先级评价,从荒野地的保护价值与所受威胁情况出发^[46],通过系统性评估荒野地的保护价值与保护内涵,考虑将保护价值高的荒野地作为新增保护地的优先选择,确保保护资源的有效利用。另一方面针对国家公园与保护区内部的荒野地,有望依托现有国家公园与保护区分区规划,开展荒野地保护区划定与分区规划工作^[47]。

(2)流域下游地区人类活动干扰强度较大,当地生态环境面临着经济发展与生态建设的双重压力与协同愿景,因此在保护管理上应该避免一刀切,合理地开展兼顾生态效益的人类活动是未来保护工作的重点。同时下游地区应该充分利用入海口的地理优势与经济基础,为生态保护提供资金与技术支持,以实现重点区域生态补偿全覆盖。统筹推进上中下游各干流支流的保护与治理,协调生态保护与经济发展。

[参考文献]

- [1] DI MARCO M, FERRIER S, HARWOOD T D, et al. Wilderness areas halve the extinction risk of terrestrial biodiversity[J]. *Nature*, 2019, 573(7775): 582–585.
- [2] WATSON J E M, SHANAHAN D F, DI MARCO M, et al. Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets[J]. *Current biology*, 2016, 26(21): 2929–2934.
- [3] JONES K R, KLEIN C J, HALPERN B S, et al. The location and protection status of earth's diminishing marine wilderness[J]. *Current biology*, 2018, 28(16): 2683.
- [4] BUTCHART S H M, WALPOLE M, COLLEN B, et al. Global biodiversity: indicators of recent declines[J]. *Science*, 2010, 328(5982): 1164–1168.
- [5] FAHRIG L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity[J]. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 2003, 34: 487–515.
- [6] JONES K R, VENTER O, FULLER R A, et al. One-third of global protected land is under intense human pressure[J]. *Science*, 2018, 360(6390): 788–791.
- [7] CAO Y, CARVER S, YANG R. Mapping wilderness in China: comparing and integrating boolean and WLC approaches[J]. *Landscape and urban planning*, 2019, 192: 103636.
- [8] VENTER O, SANDERSON E W, MAGRACH A, et al. Global terrestrial human footprint maps for 1993 and 2009[J]. *Scientific data*, 2016, 3(1): 160067.
- [9] SANDERSON E W, JAITEH M, LEVY M A, et al. The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not[J]. *BioScience*, 2002, 52(10): 891–904.
- [10] VENTER O, SANDERSON E W, MAGRACH A, et al. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation[J]. *Nature communications*, 2016, 7(1): 12558.
- [11] JACOBSON A P, RIGGIO J M, TAIT A, et al. Global areas of low human impact (‘Low Impact Areas’) and fragmentation of the natural world[J]. *Scientific reports*, 2019, 9(1): 14179.
- [12] MCCLOSKEY J M, SPALDING H. A reconnaissance-level inventory of the amount of wilderness remaining in the world[J]. *Ambio*, 1989, 18(4): 221–227.
- [13] CARVER S, COMBER A, MCMORRAN R, et al. A GIS model for mapping spatial patterns and distribution of wild land in Scotland[J]. *Landscape and urban planning*, 2012, 104(3/4): 395–409.
- [14] CARVER S, EVANS A, FRITZ S. Wilderness attribute mapping in the United Kingdom[J]. *International journal of wilderness*, 2002, 8(1): 24–29.
- [15] ÓLAFSDÓTTIR R, RUNNSTRÖM M C. How wild is iceland? Wilderness quality with respect to nature-based tourism[J]. *Tourism geographies*, 2011, 13(2): 280–298.
- [16] MÜLLER A, BØCHER P K, SVENNING J C. Where are the wilder parts of anthropogenic landscapes? A mapping case study for Denmark[J]. *Landscape and urban planning*, 2015, 144: 90–102.
- [17] ORSI F, GENELETTI D, BORSODORF A. Mapping wildness for protected area management: A methodological approach and

- application to the Dolomites UNESCO World Heritage Site(Italy)[J]. Landscape and urban planning,2013,120:1-15.
- [18] KLISKEY A D, KEARSLEY G W. Mapping multiple perceptions of wilderness in southern New Zealand[J]. Applied geography, 1993,13(3):203-223.
- [19] RADFORD S L, SENN J, KIENAST F. Indicator-based assessment of wilderness quality in mountain landscapes[J]. Ecological indicators,2019,97:438-446.
- [20] MA S, LONG Y. Mapping potential wilderness in China with location-based services data[J]. Applied spatial analysis and policy,2020,13(1):69-89.
- [21] 李晓雪,廖凌云,兰思仁. 福建省荒野地空间分布研究[J]. 陕西林业科技,2021,49(5):20-27.
- [22] 左翔,韩旭,陈静,等. 大理市荒野格局分析[J]. 中国园林,2019,35(11):108-112.
- [23] 左翔,彭树芳,彭建松. 曲靖市马龙区荒野格局分析[J]. 西南林业大学学报(自然科学版),2020,40(1):124-131.
- [24] 徐博,张云.“荒野智慧”下滇南边境热带森林生态保护空间布局优化研究[J]. 生态与农村环境学报,2022,38(7):851-859.
- [25] CAO Y, WANG F, TSENG T H, et al. Identifying ecosystem service value and potential loss of wilderness areas in China to support post-2020 global biodiversity conservation[J]. Science of the total environment,2022,846:157348.
- [26] CAO Y, YANG R, CARVER S. Linking wilderness mapping and connectivity modelling: A methodological framework for wildland network planning[J]. Biological conservation,2020,251:108679.
- [27] XU B, ZHANG Y, LIN W. A connectivity modeling and evaluating methodological framework in biodiversity hotspots based on naturalness and linking wilderness[J]. Conservation science and practice,2022,4(8):e12750.
- [28] 曹越,龙瀛,杨锐. 中国大陆国土尺度荒野地识别与空间分布研究[J]. 中国园林,2017,33(6):26-33.
- [29] LIN S, WU R, HUA C, et al. Identifying local-scale wilderness for on-ground conservation actions within a global biodiversity hotspot[J]. Scientific reports,2016,6(1):25898.
- [30] BAI Y, JIANG B, ALATALO J M, et al. Impacts of land management on ecosystem service delivery in the Baiyangdian River Basin[J]. Environmental earth sciences,2016,75(3):258.
- [31] 郭晓英,陈兴伟,陈莹,等. 气候变化与人类活动对闽江流域径流变化的影响[J]. 中国水土保持科学,2016,14(2):88-94.
- [32] 严绍裕,刘爽. 闽江流域典型自然保护区森林丧失的时空动态分析[J]. 安徽农业大学学报,2020,47(6):949-954.
- [33] 应凌霄,王军,周妍. 闽江流域生态安全格局及其生态保护修复措施[J]. 生态学报,2019,39(23):8857-8866.
- [34] 白健,刘健,余坤勇,等. 基于 InVEST-Biodiversity 模型的闽江流域生境质量十年变化评价[J]. 林业勘察设计,2015(2):5-12.
- [35] 王军,严有龙,王金满,等. 闽江流域生境质量时空变化特征与预测研究[J]. 生态学报,2021(14):5837-5848.
- [36] 兰紫橙,贾岚,程煜. 闽江流域生态系统服务价值评估及权衡协同关系[J]. 生态学报,2020,40(12):3909-3920.
- [37] CASSON S A, MARTIN V G, WATSON A, et al. Wilderness protected areas: management guidelines for IUCN Category 1b protected areas. [J]. Best practice protected area guidelines series,2016(25):36-42.
- [38] 谢余初,巩杰,钱大文,等. 国道312酒泉——嘉峪关公路沿线景观格局变化[J]. 干旱区研究,2013,30(6):1056-1063.
- [39] ZHANG S, ZHONG Q, CHENG D, et al. Coupling coordination analysis and prediction of landscape ecological risks and ecosystem services in the Min River Basin[J]. Land,2022,11(2):222.
- [40] 易灿,张智,王文奎,等. 福建地区自然保护区内的生态修复探索与实践——以福建闽清黄楮林自然保护区石潭溪片区生态修复项目为例[J]. 中国园林,2021,37(9):89-94.
- [41] 王文奎,牟宇峰,蒋艳君,等. 生命共同体理念下的浅山沿海地区生态保护修复顶层设计探析——以闽江流域(福州段)为例[J]. 规划师,2020,36(23):44-49.
- [42] 朱润苗,陈松林. 1980—2020年福建省景观生态风险与生态系统服务价值的空间关系[J]. 应用生态学报,2022,33(6):1599-1607.
- [43] 曹越,张振威,杨锐. 生态文明建设背景下的中国荒野保护策略[J]. 南京林业大学学报(人文社会科学版),2017,17(4):93-99.
- [44] 严有龙,王军,王金满. 基于生态系统服务的闽江流域生态补偿阈值研究[J]. 中国土地科学,2021,35(3):97-106.
- [45] 张雪,池梦薇,兰思仁,等. 福建省自然保护区边界交叉重叠的格局特征[J]. 风景园林,2021,28(8):106-112.
- [46] 曹越,杨锐. 2020年后全球生物多样性框架下中国荒野地的系统性保护策略[J]. 中国园林,2022,38(8):6-9.
- [47] 吴承照,欧阳燕菁,潘维琪,等. 国家公园划定荒野保护区的意义与方法[J]. 中国园林,2022,38(8):10-15.

[责任编辑:黄 敏]