

DOI: 10.5846/stxb202006191601

姚小兰, 周琳, 吴挺勋, 任明迅. 海南热带雨林国家公园高速公路穿越段景观动态与生态风险评估. 生态学报, 2022, 42(16): 6695-6703.

Yao X L., Zhou L., Wu T X., Ren M X. Landscape dynamics and ecological risk of the expressway crossing section in the Hainan Rainforest National Park. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(16): 6695-6703.

海南热带雨林国家公园高速公路穿越段景观动态与生态风险评估

姚小兰¹, 周琳², 吴挺勋¹, 任明迅^{1,*}

¹ 海南大学生态与环境学院, 海南省热带生态环境修复工程研究中心, 海口 570228

² 凉山州林业调查规划设计院, 西昌 615000

摘要: 海南热带雨林国家公园被中线高速公路自东北-西南方向穿越, 改变了局域景观分布格局, 影响到生态系统完整性与原真性, 可能存在潜在的生态风险。选取海南热带雨林国家公园高速公路穿越段两侧 3 km 作为研究区域, 运用 GIS 技术、Fragstats 和景观生态学理论定量评价 2013 年(高速公路未建)、2016 年(高速公路在建)和 2019 年(高速公路竣工)三年的景观要素变化, 解析景观变化趋势和可能带来的潜在生态风险。结果表明, 2016 年高速公路建成面积(含动土区域)为 325.51 hm², 林地面积略有减少, 但林地斑块密度增加; 耕地面积虽略有增加, 但耕地最大斑块指数下降, 耕地景观优势度降低。2019 年高速公路建成竣工后, 由于路旁绿化, 高速公路占地面积有所下降, 林地面积和林地斑块密度增加, 但林地和耕地斑块的内部凝聚力指数下降, 自然连通度略降低, 破碎化程度加剧; 高速公路穿越段中等生态风险区和较高生态风险区面积逐年增加。但隧道和高架桥路段在一定程度上维持了道路两侧的植被连通性, 对局域生态系统没有明显影响。高速公路造成的生境隔离与破碎化可能累积产生远期的负面生态学效应。海南热带雨林国家公园高速公路穿越段位于生态敏感的水源涵养区, 建议增设隧道式高架林地提升生境连通性和生态系统完整性, 增加人工湿地汇聚和净化道路径流、设立长期生态监测样地对关键节点生态过程与生态系统功能特别是水源涵养与水质净化功能等开展监测与生态恢复。

关键词: 道路生态学; 国家公园; 景观格局; 生态风险; 生态廊道; 人工湿地

Landscape dynamics and ecological risk of the expressway crossing section in the Hainan Rainforest National Park

YAO Xiaolan¹, ZHOU Lin², WU Tingxun¹, REN Mingxun^{1,*}

¹ Center for Eco-Environment Restoration Engineering of Hainan Province, College of Ecology and Environment, Hainan University, Haikou 570228, China

² Liangshan Forestry Investigation, Planning and Design Institute, Xichang 615000, China

Abstract: Hainan Rainforest National Park is cut across by the Middle-line Expressway of Hainan Island from northeast-southwest direction, which might affect the landscape pattern and ecosystem integrity and functions, and cause potentially ecological risk. In this paper, we chose the regions within 3 km at two sides of the expressway as the study area, and quantitatively evaluated their landscape patterns for three years, i. e. 2013 (before expressway construction), 2016 (expressway under construction), and 2019 (expressway completed), based on GIS, Fragstats and landscape ecology theories. We found that the expressway (including construction areas) in 2016 was 325.51 hm², forest cover decreased slightly but forest patch density increased. Farmland dominance decreased as a result of increased farmland fragmentation, although its area increased slightly. In 2019, when the expressway completed, the expressway area decreased slightly and

基金项目: 中国工程科技发展海南研究院 2020 年咨询研究项目 (20-HN-ZT-02); 海南省院士创新平台科研专项 (YSPTZX202015); 海南省林业局海南热带雨林国家公园综合科考(植物部分)专项 (HD-KYH-2020008)

收稿日期: 2020-06-19; 网络出版日期: 2022-04-20

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: renmx@hainanu.edu.cn

forests increased, due to afforesting along the expressway. However, the cohesion index of forest and farmland decreased in 2019, which indicated a lower connection degree and a higher landscape fragmentation. The moderate and high ecological risk area along the expressway had been increasing year by year. Nevertheless, the landscape along the expressway remained relatively unchanged and showed little effects to the ecosystem integrity and functions. The habitat isolation and fragmentation caused by the expressway probably possess negatively ecological effects in future. Particularly, the expressway crossing section in the National Park located in the most important water supply and conserving area of the Hainan Island, i. e. triangle area of Mt. Limu, Yingge, and Wuzhi, where is the headwater region of the three biggest rivers of the island. It is necessary to build overpass woodlands to increase ecosystem connectivity, to build the constructed wetlands to purify runoffs from the expressway, and to establish long-term monitoring sites for enhancing ecosystem functions such as water supply and conserving potential and water purifying ability.

Key Words: road ecology; National Park; landscape pattern; ecological risk; ecological corridor; constructed wetlands

海南省是我国唯一同时在建国家生态文明试验区、国家公园和自由贸易港的省份。国家公园是我国自然保护地体系的主体^[1],对维护生态系统原真性和完整性、生态系统功能以及区域生态安全具有重要意义^[2-4]。海南热带雨林国家公园位于全球性的生物多样性保护热点地区与关键区域^[5-6],拥有我国分布最集中和最完好的连片热带雨林和完整的热带植被垂直带谱^[7-8]。海南热带雨林国家公园的设立主要是保护热带雨林生态系统和海南长臂猿(*Nomascus hainanus*)等重要物种的繁衍与种群恢复^[9]。景观格局是不同的生态系统或土地利用类型在空间上呈现不同的分布与组合形式^[10],研究区域景观格局及动态变化,评价人类活动影响下的景观生态风险,是保障生态安全的基础^[11],有助于海南热带雨林国家公园的保护修复与规划管理。

人类活动如道路修建等因素会影响不同土地利用类型的空间配置,改变生态过程,引起生态系统结构与功能发生变化^[10]。海南岛的高速公路建设增长迅猛,特别是 2018 年 9 月底通车的中线高速公路全长 129 km、宽 26 m,是迄今为止海南单条投资规模最大、建设里程最长的高速公路^[12]。中线高速公路在海南热带雨林国家公园设立之前就已修建完成,约有长达 40 km 的路段穿越在国家公园境内(图 1)。它在建造初期非常重视生态保护,道路选址进行了认真论证,道路两旁退耕还林和动土面及时绿化保障了中线高速公路的景观状况基本稳定^[12]。但是,高速公路等大型道路可能影响到景观连通性变化和生态系统完整性的变化,并逐渐累积车流及道路径流带来的生境隔离及污染等,存在中长期时间尺度上的潜在影响^[13-16]。国家公园设立之后对生物多样性保护和生态系统服务功能提出了更高的要求,如何降低未来较长时间的生态影响,是当前海南热带雨林国家公园和国家生态文明试验区(海南)迫切需要解决的问题。

本研究根据中线高速公路的建造时间,选取 2013 年(高速公路未建)、2016 年(高速公路在建)和 2019 年(高速公路全线贯通),针对高速公路两侧 3 km 的范围进行景观格局分析,运用 GIS 技术、Fragstats 和景观生态学理论定量评价三个年份的景观动态及景观生态风险。最后,结合道路生态学理论以及海南热带雨林国家公园的特点,提出相应的生态对策,为降低高速公路可能的在中长时间尺度上的生态学影响、开展后续具体物种的保护和生态系统服务功能的优化与提升提供理论依据和实践指导。

1 研究区概况

结合海南热带雨林国家公园高速公路穿越段的地形、地势和土地利用等特征,以及高速公路一般的影响距离,本研究选取高速公路两侧 3 km 范围作为研究区域(图 1)。研究区域沿着高速公路两侧 3 km 进行选取,只要高速公路或其两侧 3 km 范围处于国家公园界内,就都划入研究区域。根据这一原则,本文研究区域的高速公路穿越段共长约 60 km(图 1),地理范围大致位于北纬 18°33'16" — 19°14'16"、东经 108°44'32" — 110°04'43"。沿线地势较平坦,海拔 130 m—700 m 左右。该区域内土地利用类型包括道路(高速公路、国道与省道等其他道路)、耕地(含裸地)、森林(天然林和人工林)、水域、城镇(建筑用地)等^[17]。



图1 海南热带雨林国家公园与高速公路穿越段

Fig.1 The map of Hainan Rainforest National Park and the expressway crossing section

左图示海南岛高速公路网络及国家公园地理位置

2 研究方法

2.1 数据获取

选取 2013、2016 和 2019 三年分别代表高速公路的修建前、修建中及修建完成三个时间段。利用 ArcGIS 10.3 经图像镶嵌融合、几何校正等影像预处理从 Google Earth 得到的影像数据,空间分辨率为 $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ 。对海南热带雨林国家公园高速公路穿越段的土地利用类型进行解译、勾绘,将该区域景观类型划分为道路、林地、耕地、水域和建设用地 5 个类型。

2020 年 5 月,自驾车到达高速公路两侧对景观类型及其分布进行实地验证和矫正。景观类型与分布面积总体分类精度高于 85%,符合研究的需求^[18]。

2.2 景观格局指数

景观格局指数能描述景观格局,建立景观结构与过程或现象的联系,更好地解释与理解景观功能^[19]。由于单个斑块景观指数的贡献较小,本研究选取斑块类型和景观两个水平的景观格局指数进行分析(表 1)。

斑块类型的景观格局指数按照如下方法计算^[18]:针对 5 个斑块类型,每个斑块类型选取如下 6 个指标,即斑块类型面积(CA)、最大斑块指数(LPI)、斑块密度(PD)、形状指数(LSI)、平均分维数(FRAC_MN)和斑块内聚力指数(COHESION)。

景观水平的景观指数按照蔓延度(CONTAG)、分离度(SPLIT)、景观多样性指数(SHDI)、景观均匀度指数(SHEI)和聚集度(AI)5 个指标进行计算与分析。以上计算均在 Fragstats 4.3 中进行。

2.3 景观生态风险

通过景观干扰度指数和景观脆弱度指数,构建景观生态风险评价模型^[20]。基于解译斑块的平均面积,研究区域被划分 717 个 $800\text{ m} \times 800\text{ m}$ 的网格(采样小区)进行等间距采样。每个采样小区的生态风险水平通过计算各网格中心点的生态风险指数(Ecological Risk Index, ERI)获得,并在 ArcGIS 10.3 中利用 Kriging 插值编制生态风险程度图。

3 结果与分析

3.1 斑块类型特征

海南中线高速公路穿越段面积最大的景观类型是林地和耕地,其次是水域和建设用地,高速公路和其它公路面积最小(图 2、表 2)。2013 年,景观斑块类型面积表现为林地>耕地>水域>建设用地>其它道路。最大斑块指数方面,林地>耕地>水域>其它道路>建设用地。斑块密度方面,耕地>林地>建设用地>水域>其它道

路。景观形状指数方面,其它道路>耕地>林地>建设用地>水域。平均分维数方面,其它道路>林地 = 水域>耕地>建设用地。斑块内聚力指数方面,林地>其它道路>耕地>水域>建设用地。

表 1 选取的景观格局指数
Table 1 List of landscape indexes used in this study

类型 Type	指数 Indexes	代码 Code	公式 Formula	涵义 Meaning
景观格局指数 Landscape Indexes	斑块类型面积	CA	$CA = \sum_{j=1}^n A_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)$	A_{ij} 表示 <i>i</i> 类景观要素第 <i>j</i> 个斑块的面积; <i>n</i> 为斑块数量
	最大斑块指数	LPI	$LPI = a_i/A \times 100\%$	a_i 表示 <i>i</i> 类景观最大斑块面积, <i>A</i> 为景观总面积。值越大,景观优势度越大
	斑块密度	PD	$PD = N_i/A$	N_i 表示 <i>i</i> 类景观的总斑块数量。值越大,分布破碎化程度高
	景观形状指数	LSI	$LSI = L_i/L_\pi$	L_i 表示 <i>i</i> 类景观周长, L_π 表示相同面积圆的周长。值越大,斑块形状越复杂
	平均分维数	FRAC_MN	$FRAC_MN = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n [2\ln(0.25L_{ij})/\ln A_{ij}] / N$	<i>m</i> 为景观类型总数, L_{ij} 为斑块 <i>ij</i> 周长, <i>N</i> 为斑块总数。值越大,景观斑块越复杂
	斑块内聚力指数	COHESION	1 *	a_{ij} 为斑块 <i>ij</i> 的面积。值越大,聚集度越高
	蔓延度	CONTAG	2 *	g_{ik} 为景观类型 <i>i</i> 与 <i>k</i> 相邻的格网数
	分离度	SPLIT	$SPLIT = M_i/A_i$	M_i 为 <i>i</i> 类景观的距离指数。值越大,景观越分散
	景观多样性指数	SHDI	$SHDI = - \sum_{i=1}^n (P_i \times \ln P_i)$	P_i 指 <i>i</i> 类景观占景观总面积的比例。值越大,多样性越高
	景观均匀度指数	SHEI	$SHEI = (- \sum_{i=1}^n (P_i \times \ln P_i)) / \ln(n)$	值越大,均匀度越高
景观生态风险 Landscape ecological risk	聚集度	AI	$AI = g_{ii}/\max \rightarrow g_{ii}$	g_{ii} 指相邻景观的邻近斑块数,值越大,聚集度越高
	景观破碎度指数	C_i	$C_i = N_i/A_i$	A_i 表示 <i>i</i> 类景观面积
	景观分离度指数	D_i	$D_i = \sqrt{\frac{N_i}{A}} / \left(\frac{A}{2A_i} \right)$	表示景观空间的分离程度
	景观分维数指数	F_i	$F_i = 2\ln \left(\frac{L_i}{4} \right) / \ln A_i$	表示景观形状的复杂和稳定程度
	景观干扰度指数	E_i	$E_i = aC_i + bD_i + cF_i$	<i>a, b, c</i> 分别赋值0.5、0.3和0.2,表示受干扰影响程度 ^[20]
	景观脆弱度指数	V_i	专家赋值	值越大,易受外界影响 ^[20]
	景观损失度指数	R_i	$R_i = 10E_i \times V_i$	表示景观受干扰时损失程度 ^[21]
	景观生态风险指数	ERI	$ERI = \sum_{i=1}^n (A_{ki}/A_k) \times R_i$	A_{ki} 表示 <i>k</i> 采样区 <i>i</i> 类景观的面积, A_k 表示采样区面积

1 * COHESION = $\left[1 - \sum_{j=1}^n L_{ij} / \left(\sum_{j=1}^n L_{ij} \sqrt{a_{ij}} \right) \right] \left[1 - 1/\sqrt{A} \right]^{-1} \times 100$

2 * CONTAG = $\left[1 + \sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[(P_i) \left(g_{ik} / \sum_{k=1}^m g_{ik} \right) \right] \left[\ln(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) / 2\ln(m) \right] \right] \times 100$

2016 年,中线高速公路正在修建,高速公路斑块面积(含高速公路和周边动土区域)有 325.51 hm²,高速公路最大斑块指数为 0.32%。其它斑块类型指标与 2013 年变化趋势基本一致。

2019 年,高速公路穿越段已全线贯通运行,高速公路斑块面积为 168.97 hm²,最大斑块指数为 0.15%,斑

块密度为 0.01,景观形状指数和平均分维数分别为 36.63 和 1.44,斑块内聚力指数则为 99.72。其它斑块类型指标与 2016 和 2013 年变化趋势基本一致(表 2)。

3.2 景观动态

2013 至 2016 年,高速公路、其他道路、耕地、建设用地和水域的斑块面积增加,林地 2016 年较 2013 年斑块面积减少 3763.84 hm²;最大斑块指数上,其他道路和耕地均降低,其他景观类型均增加;斑块密度上,中线高速公路、其他道路、林地、建设用地和水域均增长,耕地斑块密度减少 0.15;景观形状指数上,高速公路、建设用地和水域有所增长,其他景观均降低;平均分维数较 2013 年变化较小;斑块内聚力指数上,林地和耕地、其他道路、建设用地和水域均降低(表 2)。

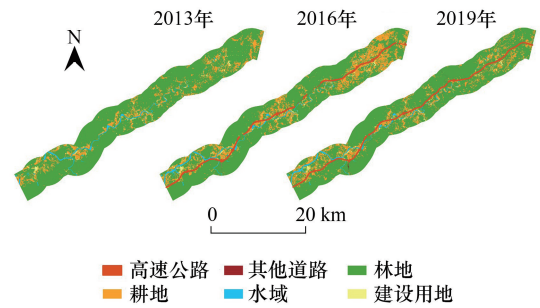


图 2 海南热带雨林国家公园高速公路穿越段的景观类型
Fig.2 Landscape types of the expressway crossing section in Hainan Rainforest National Park

表 2 海南热带雨林国家公园高速公路穿越段的斑块类型特征

Table 2 Landscape patch features of the expressway crossing section in Hainan Rainforest National Park							
类型 Type	年份 Year	斑块类 型面积 CA	最大斑 块指数 LPI	斑块密度 PD	景观形 状指数 LSI	平均 分维数 FRAC_MN	斑块内聚 力指数 COHESION
高速公路 Expressway	2013	0	0	0	0	0	0
	2016	325.51 [#]	0.32	0.02	24.34	1.32	99.79
	2019	168.97	0.15	0.01	36.63	1.44	99.72
其他道路 Other Road	2013	152.4	0.38	0.02	112.69	1.46	99.84
	2016	197.11	0.23	0.09	107.52	1.43	99.72
	2019	177.28	0.21	0.06	119.75	1.51	99.71
林地 Woodland	2013	31039.59	9.34	1.43	39.96	1.13	99.94
	2016	27275.75	11.66	1.6	38.72	1.14	99.93
	2019	29527.8	8.64	1.75	40.98	1.14	99.92
耕地 Farmland	2013	5640.88	2.04	2.61	62.38	1.12	99.71
	2016	8761.25	1.21	2.46	59.6	1.12	99.7
	2019	6772.74	0.51	3.67	77.73	1.14	99.5
建设用地 Construction land	2013	807.9	0.14	1.02	30.55	1.1	98.94
	2016	924.55	0.15	1.27	34.33	1.11	98.88
	2019	923	0.15	1.13	33.5	1.11	98.95
水域 Water	2013	1148.2	0.55	0.29	27.46	1.13	99.71
	2016	1304.87	0.55	0.41	28.74	1.13	99.68
	2019	1208.15	0.54	0.33	27.12	1.13	99.69

[#] 包括动土地面 Includes road construction related area; CA:斑块面积 Class area; LPI:最大斑块指数 Largest patch index; PD:斑块密度 Patch density; LSI:景观形状指数 Landscape shape index; FRAC_MN:平均分维数 Mean fractal dimension; COHESION:斑块内聚力指数 Patch cohesion index

2019 年与 2016 年比较,林地斑块类型面积增长 2252.05 hm²,但其它景观类型指标均呈下降趋势;各类斑块的最大斑块指数均降低;斑块密度上,林地和耕地分别增长 0.15、1.21,其它景观类型均下降;景观形状指数上,高速公路、其它道路、林地和耕地均增加,增幅为 12.29、12.23、2.26 和 18.13,建设用地和水域减少 0.83 和 1.62;平均分维数变化较小;斑块内聚力指数上,其它道路、林地和耕地分别降低 0.01、0.01 和 0.2,高速公路斑块内聚力指数降低 0.07,水域增加 0.01(表 2)。

3.3 景观尺度特征

2013、2016、2019 年的景观蔓延度指数,先降低后增加,整体上降低 0.65(表 3)。三年的分离度指数分别

为 21.83、25.57、30.32(表 3),景观破碎化呈现出逐渐增加趋势。三年的聚集度指数变化不大,但景观多样性指数与均匀度指数均呈现出在 2016 年略有增加、2019 年有所下降的格局(表 3)。

表 3 海南热带雨林国家公园高速公路穿越路段景观尺度特征

Table 3 Landscape features of the expressway crossing section in Hainan Rainforest National Park

年份 Year	蔓延度指数 CONTAG	分离度指数 SPLIT	聚集度指数 AI	景观多样性指数 SHDI	景观均匀度指数 SHEI
2013	78.01	21.83	99.33	0.67	0.41
2016	74.73	25.57	99.19	0.85	0.48
2019	77.36	30.32	99.12	0.76	0.42

CONTAG:蔓延度指数 Contagion index; SPLIT:分离度指数 Split index; AI:聚集度指数 Aggregation index; SHDI:景观多样性指数 Shannon's diversity index; SHEI:景观均匀度指数 Shannon's evenness index

3.4 景观生态风险

根据 Jenks 最佳自然断裂法^[21],将景观生态风险区分为 5 个等级:无风险($0.2476 \leq \text{ERI} < 0.396$)、较低风险($0.396 \leq \text{ERI} < 0.4733$)、低风险($0.4733 \leq \text{ERI} < 0.5454$)、中等风险($0.5454 \leq \text{ERI} < 0.6017$)、较高风险($0.6017 \leq \text{ERI} < 0.7021$)。

结果发现,高速公路两侧 2 km 以内的区域,特别是乡镇或居民点都属于较高或中等风险区,约 2 km 以外的边缘林地或耕地等属于无风险和较低风险区(图 3)。高速公路的隧道和高架桥路段的生态风险较低(图 3)。2013、2016 和 2019 年中等生态风险区面积占比分别为 38.45%、40.21% 和 33.05%;较高生态风险地区面积占比为 15.57%、14.81% 和 26.08%(图 4),主要分布在毛阳镇、番阳镇、万冲镇、什运乡和红毛镇一带,以道路和建设用地为主要景观类型。这两类区域加起来,2019 年的生态风险区域占比(59.13%)显著高于 2016 年(55.02%)、2013 年(54.02%),景观生态风险逐渐增加(图 3)。

4 讨论

4.1 景观动态

景观的形成与变化是自然因素及人类活动共同作用的结果,表现了人类与地球环境物质与能量交互作用^[22-24]。较小时间尺度上的人类活动是景观动态的主要驱动力,对区域景观造成潜在生态风险^[25-28]。道路网建设是一类非常重要的人类活动,影响着全球陆域面积 15%—20% 的区域^[15]。海南中线高速公路的修建与运营一定程度上改变了景观类型的面积、比例及空间分布格局(图 2、3),但目前道路周边景观连通度的降幅较小、破碎化程度增幅趋势不大(表 3、图 3),中线高速公路目前没有对景观造成明显影响。这可能是因为海南中线高速公路在贯穿热带雨林国家公园区域,使用了较多高架桥和隧道^[5,9,12],降低了高速公路对两侧生态系统的隔离作用,较好地维持了生态系统完整性和景观连续性。

值得注意的是,虽然当前海南热带雨林国家公园高速公路穿越段的景观连续性与生态系统完整性较好,但是道路及其带来的道路径流、空气污染与气流扰动、外来物种扩散等,有可能通过长期累加效应,在较长时间尺度上影响到生态系统完整性和景观连通性^[15,27-28]。另外,海南热带雨林国家公园高速公路穿越段与昌

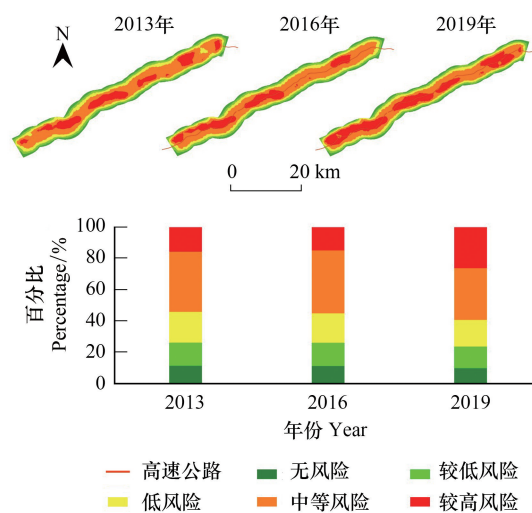


图 3 海南热带雨林国家公园高速公路穿越段不同等级生态风险的分布和比例

Fig.3 Distribution and proportion of different degrees of ecological risks of the expressway crossing section in Hainan Rainforest National Park

化江河谷并行约 40 km、共 6 次跨越昌化江^[12]。宽达 26 m 的中线高速公路路面可能与昌化江河谷形成了一个更大隔离效应的区域,阻隔了两侧山地自然生态系统的连通性,影响到海南热带雨林国家公园的生态完整性和生态系统服务功能。国道 224、五指山连接线(S26)以及从番阳镇到五指山的高速公路进一步形成密集的道路网络,导致海南热带雨林国家公园景观破碎化程度增加,影响到生态系统的生态完整性,值得今后相关研究与管理实践加以重视。

4.2 生态风险

景观生态风险是区域尺度上生态风险评价的重要内容,主要反映人类活动或自然因素影响时,景观格局与生态过程相互作用所产生的不利影响^[29—30]。海南热带雨林国家公园高速公路穿越段的道路紧邻两侧生态风险略高,向两侧越远,生态风险值呈阶梯状降低(图 3),这主要是因为道路两侧分布着红毛镇、什运乡、毛阳镇、番阳镇和万冲镇等人口聚居点,景观类型以建设用地和各类道路为主,破碎化程度较大。低生态风险区多分布在高速公路 2 km 以外,以林地和大片耕地为主。由于高速公路的隧道和高架桥路段在一定程度上维持了景观连续性,可以较好地维持两侧的生态系统连通性。因此,隧道和高架桥部分路段的生态风险较低(图 2、图 3)。

中线高速公路在 2018 年 9 月全线通车,2019 年出现了较多的较高风险区域(图 3)。这表明,高速公路可能存在一定的中长期时间尺度的生态风险。研究表明,景观分离度增加、破碎化程度加剧,会影响生态系统物质流、能量流和信息流,最终引起生态系统服务功能的改变,引发更高的生态风险^[31—32]。道路的增加,不仅通过景观尺度改变生态系统服务,道路及其伴随着的车流、噪音与道路两侧污染物积累还可能进一步造成道路的生态隔离效应,阻断扩散能力弱的物种如草本植物和两栖爬行类动物等的迁移与基因流^[14,16]。我们的前期研究发现,海南岛特有植物盾叶苣苔(*Metapetrocosmea peltata*)、烟叶报春苣苔(*Primulina heterotricha*)以及马铃苣苔属(*Oreocharis*)植物在昌化江河谷(高速公路穿越段)两侧发生了显著的遗传分化^[33,34]。高速公路有可能与昌化江河谷一起形成了更高强度的隔离作用,限制了这些植物的扩散与基因流,需要在今后的珍稀物种保育中给予关注。

景观破碎化程度较严重,景观生态风险较高时,在一定程度上会对生态系统服务功能如水源涵养产生影响^[35]。高速公路穿越段 2 km 以内的地方都属于中等或较高风险区,这些区域正位于生态敏感的海南岛“三江源”地区,即海南岛最大的三条河流南渡江、昌化江、万泉河的发源地和最重要的水源涵养区,也是海南热带雨林国家公园水源涵养与水质净化功能的核心地带(图 1)。高速公路带来的水、土、气等方面污染的长期累积,可能影响到该区域水源涵养和水质净化功能。因此,有必要在今后的研究中选取生态敏感区和脆弱区等关键节点开展长期生态监测,及时开展生态恢复,规避高速公路可能带来的中长期风险。

4.3 生态对策建议

高架桥路段和隧道能够基本维持高速公路两侧的生境连通性,可以在一定程度上降低高速公路造成的生境隔离与破碎化,降低生态风险(图 3)。但是,经实地调研,海南热带雨林国家公园高速公路穿越段现有 2 处隧道上方的植被都是橡胶林、槟榔林等人工林,林分极为简单,缺乏健康的生态系统结构,生态廊道作用和水源涵养潜力等生态系统服务功能极为有限。建议对隧道上方的植被适当进行林下灌木丛、草本层的恢复,增加乔木物种多样性,提高植被荫蔽度和资源可获得性,提升隧道上方作为生态廊道的作用。

对于长约 40 km 的高速公路穿越段,现有的 2 处隧道上方作为维持道路两侧生态系统完整性和景观连通性远远不够。建议选择合适地方增建隧道式高架林地,种植本土植被,连通两侧的自然生态系统。在溪谷与湿地附近的高速公路穿越段,适当增加下穿涵洞,促进两栖与爬行类动物的迁移和湿生植物的繁殖体扩散。通过横跨高速公路的高架林地和下穿涵洞,实现立体式沟通道路两侧的生境连通性、生态过程连续性和生态系统完整性^[36—38]。

另一方面,海南岛雨季(每年 5—10 月)的降雨非常大,极易将高速公路路面的污染物冲刷到周边的土壤和水系,引起农田或水体污染,加剧高速公路形成的生境隔离效应。为降低道路径流对路基地面的冲刷和

减轻污染物的蔓延,可用引水管和导流渠将道路径流汇聚到砖石修建的水柜或水塘进行储存和净化处理(图4)。这些水塘和水柜底部铺设不同大小的沙砾,栽种重金属富集能力和氮磷吸收能力较强的湿生植物,构建维护成本极低的人工湿地(图4)。人工湿地的植物吸收、基质吸附、微生物降解等多重途径^[39-40]可以净化道路径流和截留重金属。这一措施已经在高速公路穿越段部分路段开始实施(图4),取得了良好效果。



图4 海南热带雨林国家公园高速公路穿越段的道路径流处理

Fig.4 Road runoff treatments in expressway crossing section in Hainan Rainforest National Park

总之,海南热带雨林国家公园的高速公路穿越段林地和耕地景观破碎化程度略微加剧,景观生态风险稍有增加,但景观整体格局基本保持稳定。隧道、高架林地以及已有的道路径流的人工湿地处理等有效降低了区域生态风险。但是,景观动态与生态风险的变化趋势表明,高速公路穿越段的生境隔离作用及其伴随的噪音、污染等,可能存在长期累积作用,在较长时间尺度上具有潜在的影响。建议在适当的地点增设隧道式高架林地和下穿涵洞等,更好地维持高速公路穿越段两侧的生态系统完整性和生境连通性;适当增加收集与处理道路径流的沉淀池与人工湿地,降低道路带来的污染和外来物种扩散等;并在关键节点如路网交叉口、重要水源地、隧道上方及下穿涵洞等设立长期监测样点,掌握水文、气象等基本生态过程及生境连通性的有效性等,及时掌握生态系统完整性和生态服务功能的动态变化,为保障与提升海南热带雨林国家公园生态系统完整性和生态系统服务功能等提供依据。

致谢:海南大学杨小波老师和美国加利福尼亚大学河滨分校李百炼老师提供建议和帮助,海南大学余瑞博士和凌少军博士协助数据分析,向文倩博士生参加野外研究,特此致谢。

参考文献(References):

- [1] Gaston K J, Charman K, Jackson S F, Armsworth P R, Bonn A, Briers R A, Callaghan C S Q, Catchpole R, Hopkins J, Kunin W E, Latham J, Opdam P, Stoneman R, Stroud D A, Tratt R. The ecological effectiveness of protected areas: the United Kingdom. *Biological Conservation*, 2006, 132(1): 76-87.
- [2] Timko J, Satterfield T. Criteria and indicators for evaluating social equity and ecological integrity in national parks and protected areas. *Natural Areas Journal*, 2008, 28(3): 307-319.
- [3] Timko J A, Innes J L. Evaluating ecological integrity in national parks: case studies from Canada and South Africa. *Biological Conservation*, 2009, 142(3): 676-688.
- [4] 欧阳志云, 徐卫华. 整合我国自然保护区体系, 依法建设国家公园. *生物多样性*, 2014, 22(4): 425-426.
- [5] 王琳, 傅轶, Weaver D. 建设海南热带雨林国家公园实现生态保护与协调发展和谐统一. *今日海南*, 2018, (7): 29-31.
- [6] Myers N, Mittermeier R A, Mittermeier C G, Da Fonseca G A B, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 2000, 403(6772): 853-858.
- [7] 《热带林业》编辑部. 建设海南热带雨林国家公园工作的重要意义. *热带林业*, 2019, 47(1): 1-1.
- [8] Francisco-Ortega J, Wang Z S, Wang F G, Xing F W, Liu H, Xu H, Xu W X, Luo Y B, Song X Q, Gale S, Boufford D E, Maunder M, An S Q. Seed plant endemism on Hainan Island: a framework for conservation actions. *The Botanical Review*, 2010, 76(3): 346-376.

- [9] 龙文兴, 杜彦君, 洪小江, 臧润国, 杨琪, 薛芸. 海南热带雨林国家公园试点经验. 生物多样性, 2021, 29(3): 328-330.
- [10] 徐建英, 樊斐斐, 刘焱序, 陈吉星, 魏建瑛. 汶川县生态系统服务对景观格局及其变化的响应. 生态学报, 2020, 40(14): 4724-4736.
- [11] 杨苗, 龚家国, 赵勇, 王浩, 赵翠平. 白洋淀区域景观格局动态变化及趋势分析. 生态学报, 2020, 40(20): 7165-7174.
- [12] 徐莹. 琼乐高速通车 中线高速全线贯通. (2018-09-29) [2019-04-29]. <https://www.hainan.gov.cn/hainan/tingju/201809/dfc7c311b2ef41d8b399ad32dd18e147.shtml>.
- [13] Forman R T T, Sperling D, Bissonette J A, Clevenger A P, Cutshall C D, Dale V H. 道路生态学: 科学与解决方案. 李太安, 安黎哲, 译. 北京: 高等教育出版社, 2008.
- [14] Trombulak S C, Frissell C A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology, 2000, 14(1): 18-30.
- [15] 刘世梁, 温敏霞, 崔保山, 董世魁. 道路网络扩展对区域生态系统的影响——以景洪市纵向岭谷区为例. 生态学报, 2006, 26(9): 3018-3024.
- [16] 董清福, 洪丽娟, 唐建军, 陈水华, 徐礼根, 陈欣. 高速公路建设对路域生态系统中生物的影响及生物廊道设计的意义. 科技通报, 2007, 23(2): 289-293.
- [17] 雷金睿, 陈宗铸, 陈小花, 李苑菱, 吴庭天. 1980—2018年海南岛土地利用与生态系统服务价值时空变化. 生态学报, 2020, 40(14): 4760-4773.
- [18] Xu X B, Yang G S, Tan Y, Zhuang Q L, Li H P, Wan R R, Su W Z, Zhang J. Ecological risk assessment of ecosystem services in the Taihu Lake Basin of China from 1985 to 2020. Science of the Total Environment, 2016, 554-555: 7-16.
- [19] 张晓宁, 刘学录, 王全喜, 李晓丹, 徐亚男. 盐池县土地利用自然生态位变化及其对景观格局的影响. 生态科学, 2020, 39(1): 156-163.
- [20] 娄妮, 王志杰, 何嵩涛. 基于景观格局的阿哈湖国家湿地公园景观生态风险评价. 水土保持研究, 2020, 27(1): 233-239.
- [21] 王涛, 肖彩霞, 刘娇, 禄鑫. 云南高原湖泊杞麓湖动态演变及景观生态风险评价. 浙江农林大学学报, 2020, 37(1): 9-17.
- [22] 角媛梅, 肖笃宁, 郭明. 景观与景观生态学的综合研究. 地理与地理信息科学, 2003, 19(1): 91-95.
- [23] 张起鹏, 王建, 张志刚, 顾洪亮. 高寒草甸草原景观格局动态演变及其驱动机制. 生态学报, 2019, 39(17): 6510-6521.
- [24] 张月, 张飞, 周梅, 李晓航, 任岩, 王娟. 干旱区内陆艾比湖区域景观生态风险评价及时空分异. 应用生态学报, 2016, 27(1): 233-242.
- [25] 王枫, 叶长盛. 广州市土地利用与生态环境协调发展评价研究. 水土保持研究, 2011, 18(3): 238-242, 246-246.
- [26] 朱增云, 阿里木江·卡斯木. 基于 CA-Markov 模型的呼图壁县土地利用景观格局预测研究. 生态科学, 2020, 39(1): 136-145.
- [27] 彭建, 王仰麟, 张源, 叶敏婷, 吴健生. 土地利用分类对景观格局指数的影响. 地理学报, 2006, 61(2): 157-168.
- [28] 阳文锐, 王如松, 黄锦楼, 李锋, 陈展. 生态风险评价及研究进展. 应用生态学报, 2007, 18(8): 1869-1876.
- [29] 彭建, 党威雄, 刘焱序, 宗敏丽, 胡晓旭. 景观生态风险评价研究进展与展望. 地理学报, 2015, 70(4): 664-677.
- [30] 简卿, 张立强, 张蓬涛, 赵丽. 基于显隐性分析的青龙满族自治县景观生态风险评价空间分异研究. 水土保持研究, 2018, 25(6): 228-235.
- [31] Duarte G T, Santos P M, Cornelissen T G, Ribeiro M C, Paglia A P. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. Landscape Ecology, 2018, 33(8): 1247-1257.
- [32] 高彬斌, 李琛, 吴映梅, 郑可君, 武燕. 川滇生态屏障区景观生态风险评价及影响因素. 应用生态学报, 2021, 32(5): 1603-1613.
- [33] 邢婀娜. 海南岛特有植物毛花马铃苣苔的保育遗传学研究[D]. 海口: 海南大学, 2018.
- [34] Ling S J, Qin X T, Song X Q, Zhang L N, Ren M X. Genetic delimitation of *Oreocharis* species from Hainan Island. PhytoKeys, 2020, 157: 59-81.
- [35] Mitchell M G E, Suarez-Castro A F, Martinez-Harms M, Maron M, Mcalpine C, Gaston K J, Johansen K, Rhodes J R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. Trends in Ecology & Evolution, 2015, 30(4): 190-198.
- [36] 徐碧华, 郑志华, 刘令峰, 陈兴龙. 高速公路建设对野生动物生境破碎化分析与生态廊道构建. 交通建设与管理, 2007, (8): 50-53.
- [37] Jones K B, Zurlini G, Kienast F, Petrosillo I, Edwards T, Wade T G, Li B L, Zaccarelli N. Informing landscape planning and design for sustaining ecosystem services from existing spatial patterns and knowledge. Landscape Ecology, 2013, 28(6): 1175-1192.
- [38] 朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度. 生态学报, 2005, 25(9): 2406-2412.
- [39] 吴振斌, 任明迅, 付贵萍, 贺锋, Pressl A. 垂直流人工湿地水力学特点对污水净化效果的影响. 环境科学, 2001, 22(5): 45-49.
- [40] 吴振斌, 梁威, 成水平, 贺锋, 傅贵萍, 陈辉蓉, 邓家齐, 詹发萃. 人工湿地植物根区土壤酶活性与污水净化效果及其相关分析. 环境科学学报, 2001, 21(5): 622-624.