

道路生态影响评价方法研究：以兰海高速公路为例

穆彬¹, 谢阳², 江楠¹, 蔡博峰^{1,3}, 于顺利⁴

(1. 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037; 2. 国家环境保护总局环境工程评价中心, 北京 100012; 3. 中国科学院遥感应用研究所, 北京 100101; 4. 中国科学院植物研究所, 北京 100093)

摘要: 提出了将道路生态影响问题划分为 3 个尺度来进行评价, 并根据不同尺度的生态特征采用不同的方法和指标, 从而系统、定量的评价道路建设和运行所带来的生态影响. 小尺度问题采用野外调查和样方对比的方法; 中尺度问题主要依靠不同分辨率的遥感监测, 辅之野外调研; 大尺度问题主要依靠遥感和 GIS 结合进行分析. 以兰海高速公路为例, 运用该系统进行评价, 取得了良好的结果. 因此, 该体系方法可以作为道路生态影响评价和研究的借鉴和参考.

关键词: 道路生态影响; 尺度; 遥感; GIS

中图分类号: X820.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)12-2889-07

Research on Evaluation Methods of Road Ecological Effects: A Case Study of Lan-Hai Highway

MU Bin¹, XIE Yang², JIANG Nan¹, CAI Bo-feng^{1,3}, YU Shun-li⁴

(1. Beijing Municipal Research Academy of Environmental Protection, Beijing 100037, China; 2. Appraisal Center for Environment and Engineering, State Environment Protection Administration, Beijing 100012, China; 3. Institute of Remote Sensing Applications, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 4. Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China)

Abstract: The ecological effects of roads are systematically and quantitatively evaluated using different methods and metrics in three scales. The small scale effects are assessed by *in-situ* measurement, the middle scale effects by remote sensing monitoring in different resolution and large scale effects by spatial models based on RS and GIS. The results are satisfactory when this system was applied to Lan-Hai highway. The system can be an important reference to highway ecological effects assessment.

Key words: ecological effects; scales; RS; GIS

道路生态影响评价是道路建设环境影响评价的核心内容^[1-4], 也是国内外生态学研究的重点和热点^[5-11]. 然而, 分析我国目前所做的道路建设生态影响评价工作与研究可以发现, 当前生态评价的内容比较广泛, 涉及水、气、声、渣, 甚至社会经济问题, 而对生态评价的核心内容——生物要素只是定性、笼统地一提, 缺乏体系、定量的方法.

生态学是研究生物与其周围环境相互关系的科学^[12,13], 因此严格意义上讲, 道路生态影响评价也应主要以道路建设和运行过程中对生物(主要为动植物)的影响为评价目标, 其它涉及农田占用、水土流失等问题, 不应归为生态影响研究内容, 但如道路对周边农作物长势及产量有影响或道路影响植被覆盖度进而影响水土流失, 则又是生态学问题.

因此道路生态影响评价应主要包括^[2,3,14-16]: 建设期的永久性占用土地、取弃土场、临时性占地、噪声、粉尘对当地植被和动物的影响, 包括一些间接影响, 如道路的修建影响了地面水分配及水环境, 路基、涵洞的建设改变了水渠和排洪沟的走向, 从而影响了植被的生长等. 道路运营期对周边植被的影响,

包括直接和间接, 如改变周边土壤的理化性质从而影响植被生长等; 对动物的碰撞、生境隔离等.

本研究提出的道路生态影响评价体系和方法, 以道路生态学为理论基础, 以 3S(GIS、RS 和 GPS)技术和野外作业相结合, 系统地监测和评价道路所产生的生态影响, 并以甘肃省忠和-海石湾高速公路段为例作详细阐述.

1 研究和评价方法

从评价对象生态问题的尺度划分, 道路生态影响评价可分为 3 个等级, 见表 1. 本研究方法也依据这 3 个尺度等级设置, 评价时间从道路开始修建至道路运行一段时间, 从而可以较为系统、全面的研究和评价道路所产生的生态影响.

小尺度问题主要是道路建设过程产生的直接生态影响, 是传统道路生态影响评价的主要内容, 主要是小范围、小区域的植被破坏, 并且一般都可以在道

收稿日期: 2006-12-28; 修订日期: 2007-05-25
作者简介: 穆彬(1972~), 男, 硕士, 注册环评工程师, 主要研究方向为环境影响评价与环保竣工验收.

表 1 道路生态问题分类
Table 1 Classification of highway ecological effects

生态尺度	主要生态问题	研究和评价方法	评价指标
小尺度(< 200 m)	永久和临时占地、取土场、弃土场、施工过程等对植被、动物的影响	野外调查为主,样方分析和样方对比	物种多样性、物种多度、物种丰富度、植被覆盖度遥感反演 LAI、NDVI
中尺度(200 m~1 km)	道路对沿线的植被、农作物分布和长势的影响	遥感监测为主,结合野外调查和验证	
大尺度(> 1 km)	对区域生态格局的影响,生境的割裂等	遥感解译,GIS 分析	景观生态学指数

路建设完成后恢复(除永久占地),这类影响多为短期,本研究主要评价道路修建完成后临时占地、取弃土场等的生态恢复情况,采用样方对比法,对比研究区域和周边同样立地条件的植被状况,主要指标为样方内生物多样性特征和植被覆盖度,如果无显著差异,则认为生态影响可以忽略.

中尺度问题是道路生态学研究的重点,主要涉及道路沿线的植被特征,包括道路建设和运行过程中所产生的直接和间接影响,除了道路占地直接导致生物生境破坏外,更主要的是道路往往影响了不同生态因子,从而间接影响了植被和动物,因此许多问题是长期和隐性的^[5, 10, 17]. Forman 等^[7, 15, 18, 19]研究高速公路对不同生态因子的影响范围表明,生态因子受影响范围至少在 100 m 以上,有些因子可以达到 1 km,平均影响范围 600 m 左右.由于这类生态问题尺度较大,而且需要监测的时间长,野外作业成本高、效率低,因此采用以遥感监测为主,野外检验为辅的方法,不仅提高了监测的客观性、准确性,而且极大地降低了成本.通过中分辨率遥感影像(MODIS)定量反演植被指数(NDVI, 250m)^[20, 21]作为主要监测和分析指标,满足对中尺度植被动态变化的监测,而且 MODIS 影像的获取周期短,因此可以长期、高效地监测和评价道路沿线的植被状况.

大尺度问题是指道路所产生的生态格局问题,体现在影响景观结构组分(或景观要素)的空间结构、相互作用及功能的变化和演替上.作为一种干扰体,道路改变了景观格局,研究其生态风险,可以确定道路对区域生态环境的作用效果.这一问题是道路生态学当前研究的热点,因此在道路生态影响评价中必须给予足够重视^[14, 18, 22~24].本研究采用 GIS 和 RS 相结合,以 Landsat TM、ETM+、CBERS 等影像为基础数据,进行遥感解译,得到道路所在区域的景观生态格局,之后以 GIS 为平台,构建空间分析模型,计算景观生态学指数,从而分析和评价道路产生的大尺度影响.

道路对动物的生态影响方面,由于国内在此方面的研究工作很少,且评价和监测的耗时长、成本

高,因此除重点保护动物外,一般通过评价其栖息地从而间接评价道路对动物的影响.

本研究的野外作业采取样地调查和无样地调查^[25](常用距离抽样调查方法,一般用中心象限法).同时利用手持 GPS 记录样点位置,并对遥感解译和定量反演的结果进行野外验证.

2 兰海高速公路生态影响评价

2.1 兰海高速公路基本情况

兰州忠和至海石湾(甘青界)公路是我国规划的“五纵七横”国道的第二横丹东-拉萨国道主干线在甘肃省境内的一段,兰海高速公路起点为兰州市北侧忠和,终点为甘青高速交界处的海石湾,全长 105.94 km,其中忠和-河口段路基宽 24.5 m,河口-海石湾段路基宽为 26 m.兰海高速公路 2001 年开始动工修建,2005 年竣工投入运行.此段高速公路处于陇西黄土高原向青藏高原过渡地带,整个地势西高东低.沿线地区属于大陆性半干旱气候地带,特点是光照较充足,太阳辐射强,降水稀少,蒸发量大,冬冷夏热,昼夜温差大.沿线的土壤类型为黄绵土、淡灰钙土、灌淤土、红粘土、灰钙土、冲积土,其中以灌淤土为主,其次是淡灰钙土.

2.2 小尺度生态影响调查

兰海线所在区域属生态脆弱带,水土流失问题比较严重,水土流失主要以水力侵蚀为主,伴随风蚀和重力侵蚀.因此对于取弃土场和施工场地,如果没有采取生态恢复措施,可能会导致一定程度的生态破坏.兰海高速公路沿线共 8 个弃土场,取土则多取自公路沿线周边的荒山、荒坡和旱地,取土量并不大,因此无明确统计,现仅有一明显取土场.取弃土场和拌合场地生态恢复状况调查表见表 2.

小尺度生态影响评价以野外调查为主,调查的主要指标为物种多样性和植被覆盖度.一般区域水土流失都是通过 USLE(通用方程)计算土壤侵蚀强度,植被覆盖度因子是该方程中的一个重要因子.所以指标既可以有效评价生态恢复的状况,又可以评价道路建设对土壤侵蚀造成的影响.

以 K36 + 800 为例说明小尺度生态影响评价方法和过程.K36 + 800 为沿线较为重要的弃土场,工程完毕后,进行了生态恢复.在取土场内作 4 个 5 m × 5 m 样方,然后对物种、植株高度、植物多度和植物盖度作详细记录,见表 3.以同样方法在取土场外立地条件相似的地段设 4 个 5 m × 5 m 样方,记录同样信息.植被覆盖度的测量方法为:2 个样方内,随机选取 3 个样点,以单眼相机搭配鱼镜头垂直向下拍照(高度为 1.5 m),之后对数码相片进行解译,见图 1 和图 2,得到单次植被覆盖度,并以 3 次均值

表 2 公路沿线实际取弃土场及临时占地情况

Table 2 Spoil grounds and borrow areas along the highway

序号	桩号	位置	类型	占地情况	恢复措施及现状	植被盖度/%	物种多样性 ¹⁾
1	K5 + 800	右	施工拌合场地	丘陵旱地	整平,复垦	—	—
2	K8 + 000	左	弃土场	丘陵旱地	整平,复垦	—	—
3	K10 + 400	左	弃土场	低覆盖度草地	植被恢复	30	较高
4	K34 + 900	右	弃土场	低覆盖度草地	植被基本恢复	23	高
5	K36 + 800	右	弃土场	低覆盖度草地	植被恢复	35	较高
6	K39 + 600	左	弃土场	低覆盖度草地	植被恢复	33	高
7	K40 + 600	右	弃土场	低覆盖度草地	植被基本恢复	18	一般
8	K46 + 300	右	弃土场	低覆盖度草地	植被基本恢复	20	一般
9	K50 + 800	右	取土场	低覆盖度草地	植被恢复	31	一般
10	K65 + 600	左	弃土场	低覆盖度草地	植被基本恢复	17	一般

1)多样性“高”指该取弃土场的物种多样性高于其周边地区物种多样性,“较高”指基本达到其周边地区的物种多样性,“一般”指略低于周边地区的物种多样性

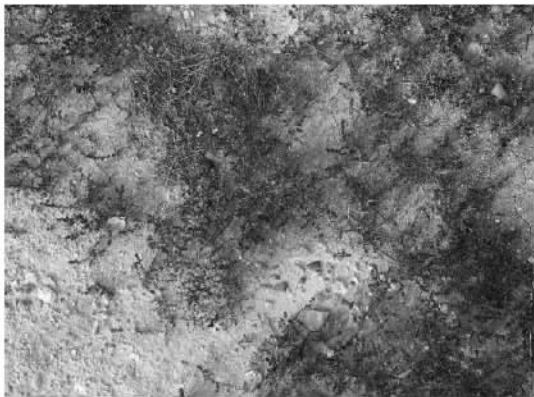


图 1 原始相片

Fig.1 Original picture

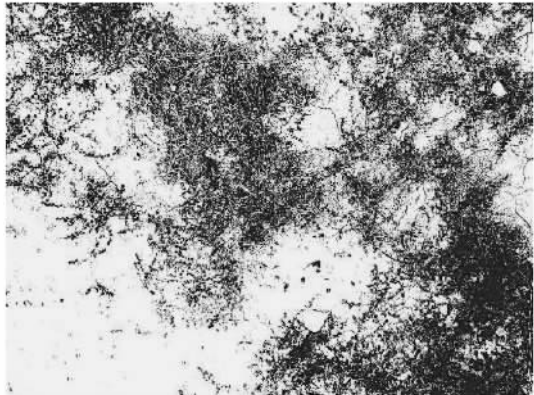


图 2 解译后的结果

Fig.2 Interpreted results

作为 1 个样方内的植被覆盖度值.经过计算,K36 + 800 弃土场经过植被恢复后的植被覆盖度为 35%.

对比取土场内外 2 个样方的生态调查结果,得到生态恢复评价结果.K36 + 800 为该路段最大的弃土场,经过播撒草种和自然恢复,生长有多种灌木和草本植物,物种多样性和植被盖度都已经和外界参考样方相近,因此可以认为实现生态恢复.

根据表 2,可以认为兰海高速公路的取弃土场等施工场地在道路建成后都得到了生态恢复和复垦,整体恢复水平较好,因此可以认为小尺度生态影响较小.

表 3 K36 + 800 弃土场植物状况调查¹⁾

Table 3 Vegetation survey of borrow area K36 + 800

中文名	拉丁学名	植物高度 /cm	植物多度 /株·m ⁻²	植物盖度 /%
狐尾草	<i>Chloris virgata</i>	10	20	45
阿尔泰狗娃花	<i>Heteropappus altaicus</i>	12	2	3
碱蓬	<i>Suaeda glauca</i>	8	4	30
田旋花	<i>Convolvulus arvensis</i>	3	4	5
苦菜	<i>Ixeris sonchifolia</i>	12	3	5
骆驼蓬	<i>Peganum harmala</i>	6	4	1
宽叶猪毛蒿	<i>Salsola pellucida</i>	18	4	8
细叶鸦葱	<i>Scorzonera pseudodivaricata</i>	20	1	1
黄花蒿	<i>Artemisia annua</i>	34	1	1
白草	<i>Pennisetum centrasiatum</i>	27	3	1
细叶苔草	<i>Carex</i> sp.	15	1	1
红柳	<i>Tamarix ramosissima</i>	87	2	1
红砂	<i>Reaumuria soongorica</i>	20	1	1

1) 10 m × 10 m, 103°33'23.99"E, 36°11'8.91"N

2.3 中尺度生态影响研究

高速公路对其沿线的生态系统影响主要体现在对植被的影响,涉及到影响植被的面积、分布、生物量及净初级生产量^[5,26,27].根据野外调查,忠和到海石湾路段整体植被覆盖度较低,而且由于受人为经营和干扰作用,道路两边多为人工种植植物和伴人杂草,高速公路两侧,未发现珍稀濒危植物,因此不

需要作重点物种和重点区域调查. 公路施工过程
的各类用地、占地、临时通道; 道路建成后对周边地面
水、地下水循环和分配的影响; 道路对土壤养分循环
的影响; 噪声、粉尘以及各类光照等等都会直接或间
接的对公路沿线的植被产生影响. 这些影响从机理
分析非常复杂, 但若直接监测植被生理状况, 从而判
断其受影响状况, 则不但切实可行, 而且成本低、效
率高.

遥感是进行大中尺度生态监测和评价的最佳手
段, 本研究以 MODIS 遥感影像为基础, 结合 Landsat
TM, 定量反演公路周边 2000 ~ 2006 年的 NDVI (250
m), 来监测高速公路从施工到运行, 其所在区域植
被的动态变化, 并分析其原因. 植被归一化指数
^[20, 28, 29] (NDVI) 是单位像元内的植被类型、覆盖形
态、生长状况等的综合反映. NDVI 指数已经得到了
广泛的应用, 包括土地覆盖变化、植被与环境因子变
化、有效光合辐射分量 ($a\text{-FAR}$)、净第一性植被生产
力及农业产量预测等研究. NDVI 是植被生长状态及

植被覆盖度的最佳指示因子.

NDVI 数据分别选取 2000、2002、2004 和 2006 年
8 月上旬的数据, 选择 8 月上旬为研究时间的主要
原因是该时期是植被长势的最佳期, 可以充分显示
沿线植被的变化情况. 由于 NDVI 每 2 a 取样 1 次,
因此可以较为详细、及时、准确的监测和评价道路修
建和运行过程中产生的中尺度生态影响.

由图 3 可以看出, 2000 ~ 2002 年, 即道路修建初
期, 植被指数整体变化并不显著, 但个别地区 (大滩
村附近) 植被指数有明显下降, 说明这一地区植被在
道路修建开始已经被破坏. 2002 ~ 2004 年, 植被指数
变化依然不显著, 但汗水川村路段, 出现植被指数下
降的情况, 可能是随着道路的建设, 部分地区又遭到
了一定程度的干扰和破坏. 2004 ~ 2006 年时间段是
从 2000 ~ 2006 年期间植被指数变化最显著的 1 个
时期, 这一时期, 公路竣工并正式运行, 一些地区出
现了植被指数的下降, 说明道路修建后期和运行后
确实会对周边植被产生一定程度的影响.

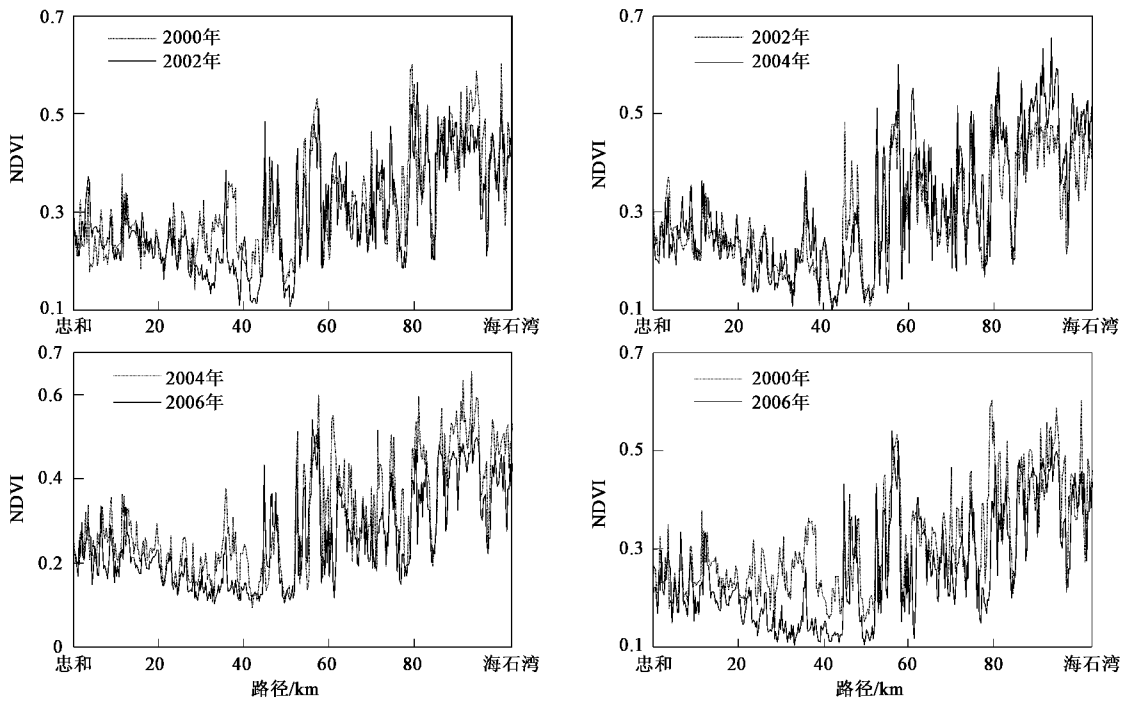


图 3 2000 ~ 2006 年高速公路沿线植被指数变化

Fig. 3 Fluctuation of NDVI along the highway from 2000 to 2006

综上所述, 经过高速公路的修建, 公路沿线的植
被从 2000 ~ 2006 年整体呈下降趋势, 说明公路的修
筑和运行对周边植被造成了不同程度的影响, 而且
从植被指数变化趋势上看, 公路修建后期的影响要
高于公路修建前期的影响.

从 4 个时期的 NDVI 的变化趋势看, 有 2 个地区

的 NDVI 的变化较为显著, 需要进一步实地调查和
了解, 分析其原因. 2 个区域一个在大滩村附近 (从
忠和计起约 36 km 处), 另一个在河咀村附近 (从忠
和计起约 80 km 处), 根据 2001 年 (ETM) 和 2006 年
(TM) 遥感影响对比分析和实地调查了解 (见图 4),
由于高速公路的修建, 使得大滩村附近的林地受到

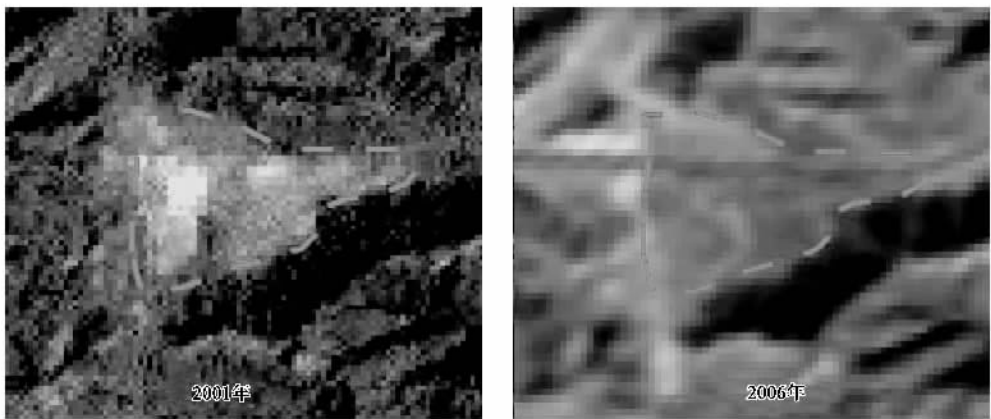


图 4 大滩村周边 2 期遥感影像对比

Fig.4 Comparison of vegetation condition between 2001 and 2006 in Datun village

了很大影响,不仅林地斑块面积降低,植被盖度下降,而且道路沿线的植被基本被毁除干净.

另外一个地区为河咀村附近,河咀村附近植被斑块面积没有明显变化,只是其北部耕地遥感影响纹理特征有所变化,估计是由于种植作物类型发生变化导致的 NDVI 的变化,而且作物变更应发生在 2003 年前后,因为从 2003 ~ 2006 年,NDVI 没有发生显著变化.

2.4 大尺度生态影响评价

在大尺度上,道路对所经过区域的影响表现在景观生态格局的变化,道路使得景观破碎化,植被核心面积减少,斑块类型改变,曲线变为直线,产生更多的边缘生境^[10, 23, 24, 30 ~ 33].因此本研究从更大尺度上探究高速公路对区域生态格局的影响,参考一些学者的研究结果,选择道路周边各 2.5 km 范围,作为景观格局分析的范围.

景观指数能够高度浓缩景观格局信息,反映其结构组成和空间配置的某些方面特征^[24, 30, 31].本研究选择景观碎裂化、边缘密度、蔓延度、景观分割指数来分析景观生态格局变化.

首先基于 Landsat TM 影像进行遥感解译,得到高速公路周边 2.5 km 范围内的土地利用类型,之后通过 GIS 的空间建模分析来计算公路修建前后景观生态格局的变化.

如果公路修建前后,各类景观的总面积基本保持不变的话,景观斑块数量即可代表某种景观类型的碎裂化程度.在景观水平上,边缘密度等于总边缘长度除以景观面积后乘以 10 000.边缘密度值衡量了单位面积上存在的边缘长度(m/hm²).边缘密度与核心面积相结合,可以很好地度量和评价生境的变

化,因为许多生物需要大面积的核心生境,而另一些生物则倾向于分布在边缘过渡区域.景观分割指数,计算公式为:

$$SPLIT = \frac{A^2}{\sum_{i=1}^n a_{ij}^2}$$

式中, A 为总景观面积, n 为斑块类型数量, a_{ij} 为某个斑块的面积,分割指数越大则破碎化程度越高.

蔓延度是对斑块连通水平的衡量,如果有优势斑块构成连通性非常好的结构,则蔓延度最高,说明景观中存在起主导作用的斑块类型,稳定性较高,反之则表现了斑块间连通性差,隔离度较高,稳定性也较低.其计算公式如:

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

式中, p_i 是斑块类型 i 所占景观面积的比例; g_{ik} 是类型 i 和类型 k 之间相邻的格网单元数目; m 是斑块类型数.

通过模型运行,得到计算后的结果,见图 5 ~ 7.灌木林地和疏林地斑块个数很少而且远离公路,因此,在公路修建前后,其景观指数没有变化,说明基本没有受到影响,而其它林地[指未成林造林地、迹地、苗圃及各类园地(果园、桑园、茶园、热作林园等)],高覆盖度草地,中覆盖度草地,低覆盖度草地,其景观指数都有不同程度的变化.总的趋势是斑块个数增加,边缘密度变大,核心面积减少,分割指数变大.斑块个数增加和分割指数变大说明公路沿线景观碎裂化程度增加,景观稳定度有所下降.边缘密

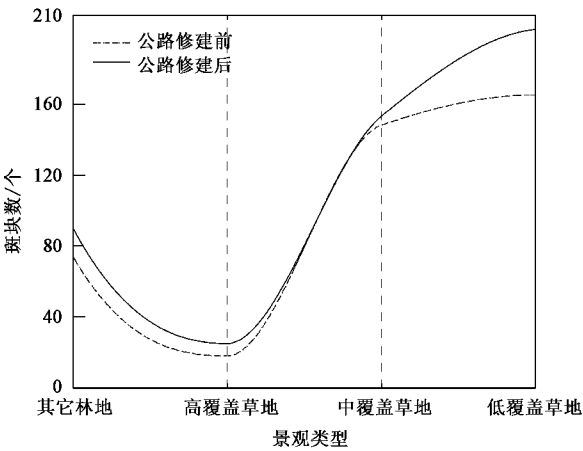


图 5 公路修建前后景观碎裂化变化

Fig.5 Changes of fragmentation before and after highway construction

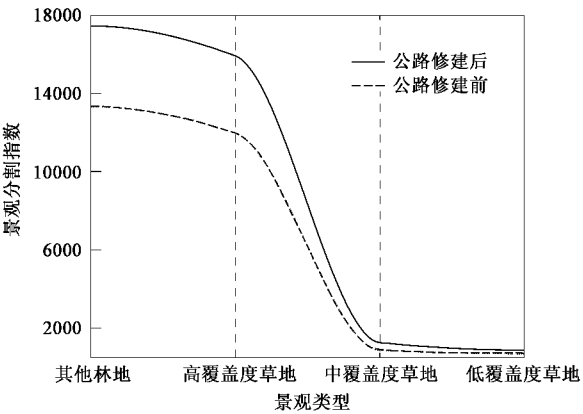


图 6 公路修建前后景观分割指数变化

Fig.6 Changes of splitting index before and after highway construction

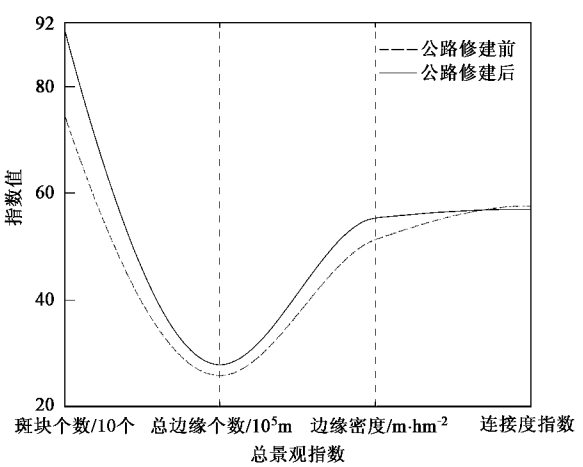


图 7 公路修建前后总景观指数变化

Fig.7 Changes of landscape metrics before and after highway construction

需要足够面积生境的较大型动物生存.同时蔓延度的下降,使动物迁徙受到了一定程度的影响,但由于公路沿线的动物通道设置较多(14个),且蔓延度下降不是十分明显,因此,公路在这方面的影响不会十分突出.

2.5 高速公路建设对沿线动物的影响状况

植被斑块的面积和其能支持的生物多样性有着明显的正相关性,斑块面积和生物多样性关系的理论支持为生物地理学理论中的物种面积效应(species area effect)^[12-34].在气候条件相对一致的区域,取样面积的大小和样地内所包含的物种数密切相关,其公式为 $S = CA^Z$,式中, S 为物种数, A 为面积, C 和 Z 为参数, Z 值在不同的生物类群之间和世界的不同区域的同一类群中的差异不大,多在 0.20~0.35 之间.一个生境面积越大,其内的总物种多样性也会越高.因此由于道路的切割作用,使得半干旱区内作为野生动物的主要栖息地的草地斑块平均面积降低,则明显影响了其支持生物多样性的能力.

表 4 道路修建前后植被斑块平均面积的变化/hm²

Table 4 Changes of mean area of vegetation patches before and after highway construction/hm ²		
景观类型	建路前平均斑块面积	建路后平均斑块面积
其它林地	30.922 3	24.645
高覆盖度草地	84.295	59.353 2
中覆盖度草地	59.044 9	56.944 1
低覆盖度草地	82.876 4	66.755 5

3 结论

(1)经过系统评价,兰海高速公路对所在区域有一定程度的生态影响,道路沿线植被长势和覆盖度有所下降,生态格局和一些主要生境趋于碎裂化.道路修建过程中的取弃土方、拌合场地等施工场地在道路竣工后都得到了生态恢复,然而其它一些非常规、间接的施工活动造成的生态破坏却未引起足够重视,这类活动的特点是分布散乱、时间短,因此必须借助遥感来进行有效、长期地监测,同时遥感有助于道路环评验收工作的全面开展,防止由于无法实现对道路沿线进行拉网式生态调查而采取的以点带面的不足,本研究通过遥感监测,发现大滩村植被出现异常波动,从而将未被发现的生态影响有效地甄别出来.同时 RS 可以持续对道路进行监测,有助于发现道路对沿线植被产生的隐性、长期的生态影响.道路本身就是一种景观格局,因此其对景观格局的

度提高,更有利于喜欢边缘过渡生境的物种生存(如野兔,公路沿线野兔出现的频率较高),而无法满足

影响是无法回避的,但该方面的研究成果有利于在道路设计和环评过程中最大限度的避免对重要生境斑块的影响,并且在道路建成后通过采取营建小斑块和生态廊道来减弱其负面影响。

(2)道路是典型的人为活动产物,对许多生态过程产生直接或间接的影响,其影响尺度从物种、种群一直到景观。而当前道路生态影响评价重点不突出,缺乏系统、定量的研究方法,本研究基于 3S 技术,野外作业和室内作业相结合,提出了定量评价道路生态影响的方法体系,并以兰海高速公路为例,详细阐述了该方法的实际应用。因此,除了生态敏感地区需要做重点调查和研究外,一般道路生态影响都可借鉴和参考。

参考文献:

[1] 毛文永.生态环境影响评价概论[M].北京:中国环境科学出版社,1998.

[2] 陈晓斌,陆剑,袁剑刚,等.道路交通建设的生态环境影响分析[J].中山大学学报论丛,2006,26(8):116 ~ 119.

[3] 李洪远,苏锋,何迎.道路建设生态影响评价的方法[J].交通环保,2004,25(6):20 ~ 22.

[4] 尹忠东,李一为,辜再元,等.论道路建设的生态环境影响与生态道路建设[J].水土保持研究,2006,13(4):161 ~ 164.

[5] Bignal K L, Ashmore M R, Headley A D, *et al*. Ecological impacts of air pollution from road transport on local vegetation[J]. Applied Geochemistry, 2007, 3: 1 ~ 7.

[6] Coffin A W. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads[J]. Journal of Transport Geography, 2007, 11: 1 ~ 11.

[7] Forman R T T. Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States[J]. Conservation Biology, 2000, 14(1):31 ~ 35.

[8] Munroe D K, Nagendra H, Southworth J. Monitoring landscape fragmentation in an inaccessible mountain area: Celaque National Park, Western Honduras[J]. Landscape and Urban Planning, 2007, 4: 1 ~ 14.

[9] Riitters K H, Wickham J D. How far to the nearest road? [J]. Front Ecol Environ, 2003, 1(3): 125 ~ 129.

[10] Seiler A, Eriksson I M. New approaches for ecological consideration in Swedish road planning[C]. Habitat fragmentation & infrastructure proceedings, 1997.

[11] Spellerberg I F. Ecological Effects of Roads [J]. Biological Conservation, 2004, 116: 149 ~ 151.

[12] 孙儒泳,李庆芬,牛翠娟.基础生态学[M].北京:高等教育出版社,2004.

[13] Odum E P. Fundamentals of ecology [M]. Philadelphia: W B

Saunders Co, 1971.

[14] 李月辉,胡远满.道路生态研究进展[J].应用生态学报,2003,14(3):447 ~ 452.

[15] 宗跃光,周尚意,彭萍,等.道路生态学研究进展[J].生态学报,2003,23(11):2396 ~ 2405.

[16] 王晓俊.开放空间中道路的生态环境影响:问题与对策[J].中国园林,2006,22(5):75 ~ 80.

[17] Lesbarrères D, Pagano A, Lodé T. Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: the case of Agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840[J]. C R Biologies, 2003, 326: 68 ~ 72.

[18] Forman R T T, Alexander L E. Roads and their major ecological effects[J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 1998, 29: 207 ~ 231.

[19] Forman R T T, Deblinger R D. The ecological road—effect zone of a Massachusetts (USA) suburban high-way[J]. Conservation Biology, 2000, 14: 36 ~ 46.

[20] 刘玉洁,杨忠东. MODIS 遥感信息处理原理与方法[M]. 北京:科学出版社,2001.

[21] 王正兴,刘闯, Alfredo HUETE. 植被指数研究进展:从 AVHRR-NDVI 到 MODIS-EVI[J].生态学报,2003,23(5):979 ~ 987.

[22] 邓平跃,牟瑞芳.景观生态学理论在道路工程中的应用[J].交通环保,2004,25(1):48 ~ 50.

[23] 刘世梁,温敏霞,崔保山,等.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[J].生态学报,2006,26(9):3018 ~ 3024.

[24] 刘世梁,杨志峰,崔保山,等.道路对景观的影响及其生态风险评价——以澜沧江流域为例[J].生态学杂志,2005,24(8):897 ~ 901.

[25] Sutherland W J, 张金屯译.生态学调查方法手册[M].北京:科学技术文献出版社,1999.

[26] 陈辉,李双成,郑度.青藏公路铁路沿线生态系统特征及道路修建对其影响[J].山地学报,2003,21(5):559 ~ 567.

[27] 张怡.四川省乐山至宜宾公路建设对自然植被的影响分析[J].公路交通技术,2006,6:144 ~ 146.

[28] 赵英时.遥感应用分析原理与方法[M].北京:科学出版社,2003.

[29] 朱文泉,陈云浩,徐丹,等.陆地植被净初级生产力计算模型研究进展[J].生态学杂志,2005,24(3):296 ~ 300.

[30] 邬建国.景观生态学[M].北京:高等教育出版社,2001.

[31] Forman R, Godron M, 肖笃宁译.景观生态学[M].北京:科学出版社,1990.

[32] 李双成,许月卿,周富宝,等.中国道路网与生态系统破碎化关系统计分析[J].地理科学进展,2004,23(5):78 ~ 85.

[33] 张晓峰,周伟.公路网规划对景观格局影响的分析方法研究[J].武汉理工大学学报:交通科学与工程版,2006,30(6):976 ~ 979.

[34] 蔡晓明.生态系统生态学[M].北京:科学出版社,2000.