

doi:10.3969/j.issn.1672-4348.2021.01.017

山区高速公路路域生态脆弱性评价模型的构建

姚艺贤¹, 刘德标¹, 陈津¹, 邓历振¹, 洪晋伟², 刘智才³

- (1. 中铁二十四局集团福建铁路建设有限公司, 福建 三明 365000;
2. 三明莆炎高速公路有限责任公司, 福建 三明 365000;
3. 福州大学环境与资源学院, 福建 福州 350108)

摘要: 以 Landsat 8 OLI/TIRS 遥感影像和 DEM 高程数据为数据源, 以福建三明境内的莆炎高速公路 YA12 标段两侧 1 000 m 路域范围为研究区域, 对南方红壤丘陵山区高速公路路域生态脆弱性进行评价分析。应实际需要, 基于遥感影像采集不同等级的样本点, 确定植被、土壤、湿度、温度指数、高程、坡度作为路域生态脆弱性的评价指标, 采用多元线性回归分析法构建路域生态脆弱性评价模型(总精度为 83.33%, Kappa 系数为 0.79)。结果表明, 研究路域的微度、轻度脆弱区占总面积的 84.90%, 说明该路域生态脆弱性程度较低, 公路建设对当地生态环境影响较小; 而中度、重度、极度脆弱区占总面积的 15%, 需加强对这些区域的环境保护, 及时进行建设后生态再恢复工作。

关键词: 高速公路路域; 生态脆弱性评价; 遥感指数; 多元线性回归模型

中图分类号: P237, X87 文献标志码: A 文章编号: 1672-4348(2021)01-0095-08

Construction of ecological vulnerability assessment model for highway areas in mountains

YAO Yixian¹, LIU Debiao¹, CHEN Jin¹, DENG Lizhen¹, HONG Jinwei², LIU Zhicai³

- (1. Fujian Railway Construction Co., LTD., China Railway 24th Bureau Group, Sanming 365000, China;
2. Sanming Puyan Expressway Co., LTD., Sanming 365000, China;
3. College of Environment and Resources, Fuzhou University, Fuzhou 350108, China)

Abstract: The ecological vulnerability assessment of the roadside of the red soil hilly areas in southern China was evaluated and analyzed by taking the 1 000 m road area on both sides of the YA12 section of Puyan Expressway in Sanming, Fujian Province as the study area, and using Landsat 8 OLI/TIRS remote sensing images and DEM elevation data as data sources. Different ecological quality levels of sample points were collected correspondingly both in the study area and remote sensing images. The vegetation index, soil index, moisture index, elevation and slope were used as the evaluation indicators. The multiple linear regression analysis method was employed to build the ecological vulnerability assessment model, with the overall accuracy being 83.33 % and the Kappa coefficient being 0.79. Results show that the area with micro and slight vulnerability accounted for 84.90 % of the total area, indicating that the ecological vulnerability was low and the impact of highway construction was small, while moderate, severe and extremely vulnerable areas accounted for 15 % of the total area. It is necessary to strengthen the environmental protection of these areas and carry out ecological restoration after construction.

Keywords: highway area; ecological vulnerability assessment; remote sensing indices; multiple linear regression model

国际科联环境问题科学委员会 (scientific committee on problems of the environment, SCOPE) 于 1988 年首次确认了生态脆弱带的概念,此后生态脆弱性便成为全球可持续发展和环境变化研究的热点领域,受到国内外学者的广泛关注,对生态脆弱性形成的理论体系、概念框架和评价模型展开了众多研究。Shahabi 等^[1]从遥感影像中提取指标,基于 GIS 统计模型,运用层次分析法 (AHP)、加权线性组合和空间多标准评价模型绘制滑坡敏感性地图,对马来西亚高原地区的生态脆弱性进行评价;Sahana 等^[2]基于 GIS 平台自适应频率比模型,叠加 12 个森林火灾调节指标,建立森林火灾敏感性模型,对印度生态环境脆弱性进行评估;Nguyen 等^[3]利用 GIS 技术结合遥感影像提取 16 种自然因子,利用层次分析法对指标进行分组组合,构建全球范围内评估生态脆弱性的框架。国外学者通过构建生态脆弱化评价模型来研究环境变化、自然灾害对区域生态脆弱性影响的视角和方法给国内相关研究提供了启发和借鉴。

近年来,我国学者对环境生态脆弱性的研究不断扩展和深入,获得了许多成果,如林金煌等^[4]选取高程、坡度等 15 个指标运用空间主成分分析法探讨闽三角城市群的生态环境脆弱性及其驱动力;何彦龙等^[5]使用主成分分析法和层次分析法构建评价指标体系分析长江口生态环境脆弱性的动态变化趋势;舒英格等^[6]基于集对分析 (SPA) 模型用熵值法对 11 个评价指标赋权,对喀斯特山区农业生态脆弱性进行研究,为探讨山区农业生态环境的脆弱性提供新思路。

由以上研究可知,传统的综合指数法是生态脆弱性模型构建的常用方法,不可避免的在评价指标量纲一致性、权重确定主观性等方面存在问题,且研究尺度大都面向城市群、流域等大尺度。本研究从福建三明境内莆炎高速公路 YA12 标段两侧 1 000 m 路域的工程尺度出发,通过采集研究区样本点数据,利用多元线性回归客观地确定生态脆弱性指标的权重,因地制宜构建工程建设项目的生态脆弱性评价模型。该模型的构建方法亦具有普适性,不同的地区和条件也能基于此构建出相应的模型进行生态脆弱性评价。

1 材料与方法

1.1 研究区与数据源

莆炎高速公路是国家沈海高速 (G15) 横七连接线 (G1517) 的重要组成部分,是福建西北山区通往福建沿海和江西等内陆省市的快速通道,东起福建莆田市,穿过江西省境内,直达湖南的炎陵县。本研究的莆炎高速 YA12 标段位于福建三明市境内尤溪县和大田县交界处,起于尤溪县坂面镇濂头村,终点位于梅山乡的后埔村,路线长 8.123 km,设计时速 100 km/h,双向六车道,此间经过新岭仑隧道和璞溪村、璞溪隧道,基本为山区地貌,地形复杂。

本研究以覆盖莆炎高速 YA12 标段路域范围的 Landsat-8 卫星影像为研究数据源,在 USGS 官网 (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) 下载成像时间为 2019 年 11 月 16 日 (项目施工中期)、条带编号为 (120,42) 的 Landsat-8 OLI/TIRS 遥感影像,并从地理空间数据云官网 (<http://www.gscloud.cn/>) 获取覆盖研究区域的数字高程模型 (GDEM V2) 作为辅助数据源。

1.2 相关背景与方法

1.2.1 多元线性回归模型

传统生态脆弱性评价模型的构建大多基于综合指数法,基本原理为:首先确定由 n 个生态影响因子构成的生态脆弱性评价因子体系,再将这些因子无量纲化,并根据各因子对生态脆弱性的相对影响程度确定权重,最后得到综合生态脆弱性评价价值。在无量纲化和权重确定过程中,研究者的研究水平和主观经验很大程度上影响了此方法的客观和准确性。而事实上,生态脆弱性的定量评价模型可以表示为多个生态脆弱影响因素与其权重的线性组合,因此可以引入多元线性回归模型进行分析,其一般形式为:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \cdots + b_nX_n + \varepsilon \quad (1)$$

其中, b_0 为常数项, $b_i (i = 1, 2, \cdots, n)$ 为偏回归系数, ε 为随机误差。

构建此评价模型,其权重的确定即为偏回归系数的确定,通常利用多元线性回归分析的最小二乘法进行确定。此方法无需将自变量因子进行标度分值,也无需依赖专家知识经验的打分和复杂的数学运算,只需要所选的样本观测点数据满足多元回归模型的构造条件,就能拟合出效果较

好的生态脆弱性评价模型,客观全面,评价结果更为科学合理。

1.2.2 相关性分析

相关性分析就是对总体中两个或多个具有相关性的变量元素进行分析,从而衡量两个因素之间的相关依存关系的密切程度。当方程中自变量因子太多时,预测的工作量就会变大,一些相关性不显著的预测因子会影响预测的结果,加大数据冗余量,降低结果分析的准确性。在进行回归分析前,采用 Pearson 相关性分析对一些相似的影响因子进行筛选,选出对因变量结果影响最大、依存关系更明显的因子构建模型方程。

Pearson 相关系数 r 较好地描述两个因素之间的线性相关程度,由于各因素间都是连续的, r 的取值范围为 $[-1,1]$,正值表示自变量与因变量之间存在正相关,负值表示负相关。 r 的绝对值越接近 1,表明自变量与因变量之间相关程度越高。

1.2.3 生态脆弱性指数

生态脆弱性是指生态系统在特定时空尺度相对于外界干扰所具有的敏感反应和自我恢复能力,是生态系统的固有属性,而生态脆弱性指数

(ecological vulnerability index, EVI) 则是定量化描述生态脆弱性的指数值。参照《生态环境状况评价技术规范》(HJ 192-2015)^[7](以下简称“规范”),可以把生态脆弱性指数值即 EVI 值转化为介于 0-10 的任意连续数值,0 表示脆弱性程度最低,生态系统非常强健,而 10 表示脆弱性程度最高,生态系统平衡无可挽回或很难恢复到健康的状态。随着 EVI 值的增加,生态脆弱性程度越来越高,环境越来越差。

1.2.4 生态脆弱性等级

目前,中国还没有关于路域生态脆弱性评价的统一标准或规范。《规范》按优、良、一般、较差、差 5 个等级表示生态环境状况,已有的关于生态脆弱性的研究大多也是将生态脆弱性评价结果按不同的方式划分为几个等级。本研究在《规范》和相关脆弱性、生态质量研究的基础上,结合公路沿线实地勘察的具体实际情况,采用十分制平均分配法,将生态脆弱性指数 EVI 值转换为微度、轻度、中度、重度和极度脆弱 5 个脆弱性等级,如表 1 所示。

表 1 路域生态脆弱性评价分级表
Tab.1 Ecological vulnerability assessment grading table of the highway areas

脆弱性等级	指数值范围	特征
微度脆弱	$0 < EVI \leq 2.0$	路域生态环境稳定,未受到干扰破坏,生态环境质量较好、功能结构完整,群落稳定、丰富,生态脆弱性低。
轻度脆弱	$2.0 < EVI \leq 4.0$	路域生态环境受到轻微干扰破坏,生态环境质量稍好、功能结构尚完整,污染破坏不明显,群落较稳定,生态脆弱性较低。
中度脆弱	$4.0 < EVI \leq 6.0$	路域生态环境受到较小干扰破坏,生态环境质量一般,服务功能有一定程度的退化但可维持基本运作,群落组成简单,污染破坏较明显,生态脆弱性高。
重度脆弱	$6.0 < EVI \leq 8.0$	路域生态环境受到较大干扰破坏,生态环境质量较差,服务功能退化但长期可恢复,群落不稳定,污染破坏比较严重,有滑坡、水土流失等灾害隐患,生态脆弱性较高。
极度脆弱	$8.0 < EVI \leq 10$	路域生态环境受到严重干扰破坏,生态环境质量恶劣,服务功能退化且长期恢复困难,受严重的人为污染破坏,群落极不稳定,极易水土流失,生态脆弱性极高。

1.3 遥感数据预处理

由于获取的 Landsat 8 影像数据不可避免地存在误差,需要先对其多光谱影像进行预处理来消除大气、传感器自身设置等对影像造成的影响,再裁剪提取出研究的路域范围。针对本研究的影像,预处理流程包括辐射定标、大气校正、几何校正、图像增强以及研究区提取五项基本内容。经

过预处理,可得图 1 所示的研究区路域影像图。

1.4 地面数据

路域生态环境的脆弱性状况可以较直观地反映在高精度影像上,根据表 1 的路域生态脆弱性评价分级表,在莆炎高速 YA12 段沿线实地踏勘,选择符合各生态脆弱性等级描述的点作为样本点,赋予该样本点 EVI 值,并基于这些样本点进



图 1 莆炎高速 YA12 标段路域范围

Fig.1 Range of the YA12 section of puyan highway

行路域的生态脆弱性评价模型的构建和可靠性验证。

例如,植被覆盖明显较丰富、未来较长时期不受人类活动干扰的区域,可采集为微度脆弱 (EVI=1.0) 的样本点;而在公路建设中已受人类破坏,未

来难以恢复的区域,可采集为极度脆弱 (EVI = 9.0) 的样本点。本研究按莆炎高速 YA12 标段沿线路域自西向东采集 90 个样本点 EVI 值(0-10)参与建模分析,将其中 2/3 选作训练集构建模型,另外的 1/3 选作测试集做模型可靠性的交叉检验。采用手持 GPS 测定样本点的经纬度数据导入到空间图层,并将每个样本点的 EVI 值添加至其属性中。

2 模型的构建

2.1 评价指标体系的确定

中国目前还没有关于生态脆弱性评价指标的统一标准,本研究参考《规范》和相关研究成果^[8-9],综合该路域的自然环境特征及人为干扰状况,选择植被、土壤、水热条件和地形因素作为生态脆弱性模型的影响因素(见表 2)。

表 2 生态脆弱性评价指标表

Tab.2 Indicators of ecological vulnerability assessment

影响因素	遥感指数	评价指标
植被	植被指数	NDVI(normalization difference vegetation index)、ARVI(atmosphere resistance vegetation index) ^[10] 、KT _C ^[11]
土壤	土壤指数	NDSI(normalization difference soil Index) ^[12] 、IBI(index-based build-up index) ^[13] 、SI(soil index) ^[14]
水热	湿度指数	NDMI(normalization difference moisture index) ^[15] 、MNDWI(modified dormalization difference water index) ^[16] 、KT _W ^[17]
	温度指数	LST(land surface temperature) ^[18-19]
地形	高程	DEM(digital elevation model)
	坡度	SLOPE

表 2 中,水热条件的温度指标、地形条件的高程和坡度指标,均有唯一的遥感量化形式,可以直接代入模型成为自变量,但植被、土壤和水热条件中的湿度指标则都有多种遥感量化形式,需要利用 Pearson 相关性分析筛选出与 EVI 值相关程度最高的量化形式,并以其作为自变量代入模型(见表 3)。从表 3 可以看出,相关系数最大的 NDVI、SI 和 NDMI 分别作为植被、土壤、湿度指数的代表与温度指数 LST、高程坡度因子一起,最终构成评价指标体系参与评价模型的构建。

表 3 遥感指数与路域生态脆弱性等级值 EVI 的相关系数表

Tab.3 Correlation coefficient between remote sensing index and EVI of ecological vulnerability level in highway areas

评价参数	遥感指数	相关系数	指数选择
植被指数	NDVI	-0.856	NDVI
	ARVI	-0.785	
	KTG	-0.576	
土壤指数	NDSI	0.801	SI
	SI	0.855	
	IBI	0.839	
湿度指数	NDMI	-0.874	NDMI
	MNDWI	0.523	
	KTW	-0.783	

2.2 评价因子数据处理

确定的评价指标体系中各遥感因子通过各自对应的计算公式进行计算和提取,求得评价模型构建的各自变量因子数据。另外,由于各因子之间量纲不一致,彼此难以直接比较,需要对各因子数据进行归一化处理,将每个指标数据规范化为 0 到 10 之间的数值,公式如下。

$$A = 10 \times \frac{X - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \tag{2}$$

式中, A 为因子归一化后的值, X 为因子归一化之前的值, X_{\min} 和 X_{\max} 分别代表因子的最小值和最大值。由此,各自变量评价因子与因变量 EVI 值均为 0-10 的连续数值,可以进行评价模型的构建。

2.3 评价模型的构建

以生态脆弱性指数 EVI 值为因变量,以遥感指数值 $NDVI$ 、 SI 、 $NDMI$ 、 LST 、 DEM 、 $SLOPE$ 为自变量评价因子进行多元线性回归分析构建评价模型。构建模型的重点是要估计偏回归系数 b_k ,在误差平方和 (Σe^2) 最小的前提下通过最小二乘法求解参数,并用 F 检验来检验方程的显著性。当 F 统计量对应的显著性 $Sig \leq 0.05$ 时,表示模型中因变量与自变量之间的线性关系在总体上是显著的,可将自变量引入模型;当 $Sig > 0.05$ 时,将自变量排除在模型之外。多元线性回归分析的结果,即莆炎高速 $YA12$ 标段路域生态脆弱性评价模型中各因子的系数如表 4 所示。

表 4 多元线性回归分析系数表

Tab.4 Multiple linear regression analysis coefficients				
模型	非标准化系数		标准 系数	显著性 Sig
	B	标准误差		
(常量)	10.989	3.204	/	0.001
NDVI	-0.623	0.401	-0.327	0.006
SI	0.283	0.362	0.230	0.021
NDMI	-0.181	0.465	-0.162	0.035
LST	0.057	0.119	0.040	0.032
DEM	-0.287	0.094	-0.265	0.003
SLOPE	0.090	0.129	0.043	0.025

表 4 给出模型常数项和自变量系数,并对系数的统计显著性进行检验,常数项的值为 10.989,显著性为 0.001,同时其它指标的显著性都小于

0.05,各参数显著性较好;建立的模型拟合度 R^2 系数为 0.942,回归方程拟合较好; F 的统计值为 143.488,其对应的显著性 $Sig = 0 < 0.05$,可见所建立的回归方程评价模型是有效的。本研究基于 60 个样本点数据构建的路域生态脆弱性评价模型为:

$$EVI = - 0.623 \times NDVI + 0.283 \times SI - 0.181 \times NDMI + 0.057 \times LST - 0.287 \times DEM + 0.090 \times SLOPE + 10.989 \tag{3}$$

从该模型方程可以看出,土壤裸土指数、温度指数、坡度因子与路域生态脆弱性呈正相关关系,其值愈高路域生态愈脆弱;而植被指数、湿度指数和高程因子呈负相关关系,其值愈高路域生态愈不脆弱;模型方程中植被、土壤、水热及地形因子对路域生态脆弱性的影响与实际情况基本一致。

3 结果与分析

3.1 模型结果

根据算出的评价模型方程和表 1 路域生态脆弱性评价分级表,得到莆炎高速 $YA12$ 标段全路段的生态脆弱性分级情况,如图 2 所示。该图将研究路域生态脆弱性分为 5 级,生态脆弱性极度脆弱的区域主要集中在隧道出入口和路基建设路段,而生态脆弱性轻度和微度脆弱的区域主要分布在隧道建设路段。

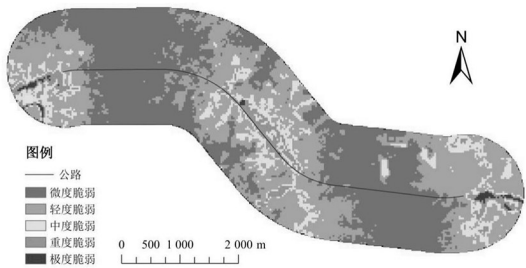


图 2 莆炎高速 $YA12$ 段路域生态脆弱性分级图
Fig.2 Ecological vulnerability grading map of the $YA12$ section of Puyan Highway

3.2 模型可靠性分析

本研究所构建的路域生态脆弱性评价模型的可靠性分析可以从目视判别和现场采集样本点的测试集检验两个方面,进行主客观的全面分析。

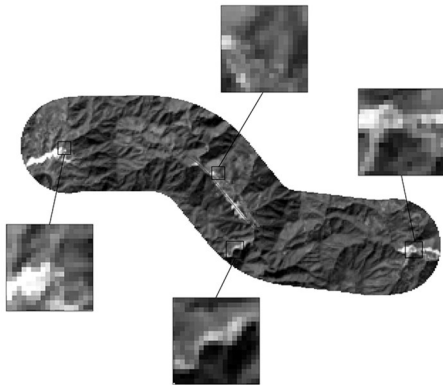
3.2.1 目视判别

目视判别是将路域生态脆弱性评价分级图与经辐射校正后的 Landsat-8 假彩色 (654 合成) 影

像图进行叠加分析比对(见图 3)。通过目视比对分析,可以判断所建立的路域生态脆弱性评价模型和实际地表具有一致的生态脆弱性趋势。



(a) 路域生态脆弱性分级图



(b) 路域654假彩色组合影像图

图 3 研究区生态脆弱性评价模型目视判别图

Fig.3 Visual determination of the ecological vulnerability assessment model in the study area

3.2.2 测试集样本检验

为了较客观地分析所构建的路域生态脆弱性评价模型的精度和可靠性,将沿研究路域现场采集用作检验分析的 30 个测试集样本数据,与模型计算获得的对应点生态脆弱性指数 EVI 值建立混淆(误差)矩阵进行检验,以便计算总精度及 Kappa 系数,如表 5 所示。

混淆矩阵的横行表示模型计算得到的生态脆弱性等级相应的样本点类别;纵列表示实测的样本点生态脆弱性等级类别;对角线上表示测试后正确的采样点个数;其余不在对角线上的,表示检验后分类错误的样本点个数,即被混淆的样本点的数目。总精度的计算公式如下:

总精度 = $\frac{\text{模型正确分类的点个数}}{\text{样本点总数}} \times 100\% = \frac{\sum_{i=1}^5 x_{ii}}{N} \times 100\%$ (4)

Kappa 系数的计算公式为:

Kappa = $\frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (X_{i+} X_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (X_{i+} X_{+i})}$ (5)

式中, r 是列的总数, x_{ii} 为第 i 行第 i 列(对角线上)样本的数量, X_{i+} 和 X_{+i} 分别是第 i 行和第 i 列样本的总数, N 为检验样本点的总数量。

表 5 模型可靠性分析的混淆矩阵

Tab.5 Confusion matrix for model accuracy analysis

等级		实测数据					合计
		微度	轻度	中度	重度	极度	
模型 计算 数据	微度	3	1	0	0	0	5
	轻度	1	5	0	0	0	6
	中度	0	0	6	1	0	7
	重度	0	0	0	6	1	7
	极度	0	0	0	0	5	5
合计		4	6	7	6	7	30

由表 5 中的数据可计算得总精度为 83.33%,表示构建的评价模型对整体样本的预测准确性较高;Kappa 系数越接近于 1,表示模型的预测能力越强,预测结果与实际情况越一致,计算的本评价模型的 Kappa 系数为 0.79。根据国内外相关专家学者总结的国际惯例,如果分类图的 Kappa 系数高于 0.70 的最小判别精度要求,则该分类是可行的^[20]。

综上所述,从目视判别和样本检验两个角度验证对路域生态脆弱性评价模型进行验证,该模型在精度上能够满足要求,构建的模型可靠性较高。

3.3 研究区生态脆弱性评价分析

对图 2 的路域生态脆弱性分级图的各个脆弱性等级进行统计,统计结果如表 6 所示,即可得 2019 年 11 月即莆炎高速 YA12 标段公路建设期间路域的生态脆弱性状况。

表 6 2019 年路域生态脆弱性分级统计表

Tab.6 Statistics of the ecological vulnerability in highway areas in 2019

等级	像元数	百分比/%	累积百分比/%
微度脆弱	8 929	43.864 2	43.864 2
轻度脆弱	8 353	41.034 6	84.898 8
中度脆弱	2 161	10.616 0	95.514 8
重度脆弱	829	4.072 5	99.587 3
极度脆弱	84	0.412 7	100.000 0

表 6 统计了整个路域范围各级生态脆弱性的比例,结合图 1 和图 2 可以得出:

(1)研究路域总面积约为 18.32 km²,“微度脆弱”和“轻度脆弱”地区占研究区的 84.90%,分布较集中连片,主要分布在璞溪村两侧的高山坡地、隧道上方等地势较高区域。该区域植被覆盖程度高、土壤裸露少、湿度大、地表温度较低、高程因子影响大等内在脆弱性情况较好,受人类活动的干扰较少,故生态脆弱性程度较好,为微度和轻度脆弱区。

(2)“中度脆弱”地区占研究区的 10.62%,主要分布在高速公路两侧与山地相连的陡坡地带,分布集中、离散不一,相对比较不均匀。这些区域受公路建设的远程影响,砍林开地,生态环境受到一定的干扰破坏,环境质量一般,受坡度这一地形因素的影响较大,易造成水土流失,需多加注意防范。

(3)“重度脆弱”和“极度脆弱”区域虽然只占研究区的 4.5%,但其脆弱程度高、受人类活动影响易发生水土流失、地表破坏等生态问题,不可小觑,当引起重视。主要分布在标段起点新岭仑隧道出口处、终点璞溪隧道出口处和璞溪村的公路建设两侧区域,还有零星分布在沿线的弃渣场、加工厂、拌和站以及河流周围。这些区域自身海拔较低,受人类建设活动影响破坏等外在脆弱性成因较大,造成地表植被覆盖少、土地裸露多、湿度小、温度高,环境破坏明显,生态脆弱性极为严重。

参考文献:

[1] SHAHABI H,HASHIM M. Landslide susceptibility mapping using GIS-based statistical models and remote sensing data in tropical environment[J]. Scientific Reports, 2015, 5(1):171-191.

4 结论

参考国内外相关研究成果和规范,结合研究路段自然生态特征及人为干扰状况,选择植被、土壤、湿度、温度指数、高程、坡度 6 项指标作为该路域生态脆弱性的评价指标,采集样本点数据计算 Pearson 相关系数筛选出与路域生态脆弱性最相关的 NDVI、SI、NDMI 遥感因子,并与 LST、高程坡度合并确定出评价指标体系;再与生态脆弱性指数 EVI 值进行多元线性回归分析确定权重,构筑由多个自变量组成的可以有效评价路域生态脆弱性的回归模型方程 ($R^2 = 0.942, F = 143.488, Sig = 0 < 0.05$),创新了区域生态脆弱性分析的评价模型。经混淆矩阵精度分析,模型反映的植被、土壤、水热、高程坡度对生态脆弱性的影响情况与实际相符,总精度为 83.33%,Kappa 系数为 0.79,高于 0.70 的最低国际标准,评价模型在精度上符合要求。相比综合指数法减少对专家打分确定权重的主观依赖,在合理性和精确度的检验上也有一定的保证,同时采集样本点进行多元回归分析构建评价模型的方法具有普适性,在不同地区亦可采集相应样本点构建模型评价生态脆弱性。

基于此评价模型,可以确定莆炎高速 YA12 标段路域生态脆弱性程度整体较小,微度和轻度脆弱区域占总面积的 84.90%,即当地工程建设情况较好,生态受到的影响破坏较小。但研究路域 15%的中度、重度、极度脆弱区亦不可忽视,需注意环境保护和预防水土流失等的发生,并及时进行生态补偿、建设后生态再恢复工作。不同于传统区域尺度,本模型着眼于工程建设项目的小尺度生态脆弱性评价,可以明确项目的全寿命周期对环境的不同影响方式和程度,有助于及时发现问题、调整施工策略及制定后期生态恢复方案。

由于研究区域面积、地形以及外业踏勘周期等条件的限制,本研究的地面数据集只包含 90 个样本点,相信若在后期增加样本数量能进一步提升模型的可靠性。另外,由于当地气象、水文相关数据的缺失,本研究在指标体系确定中并未加入降雨量等因素,在今后的研究中有待改进。

- [2] SAHANA M, GANAIE T A. GIS-based landscape vulnerability assessment to forest fire susceptibility of Rudraprayag district, Uttarakhand, India[J]. Environmental Earth Sciences, 2017, 76(20):1-18.
- [3] NGUYEN K A, LIOU Y A. Mapping global eco-environment vulnerability due to human and nature disturbances[J]. MethodsX, 2019, 6:862-875.
- [4] 林金煌, 胡国建, 祁新华, 等. 闽三角城市群生态环境脆弱性及其驱动力[J]. 生态学报, 2018, 38(12):4155-4166.
- [5] 何彦龙, 袁一鸣, 王腾, 等. 基于 GIS 的长江口海域生态系统脆弱性综合评价[J]. 生态学报, 2019, 39(11):3918-3925.
- [6] 舒英格, 彭文君, 周鹏鹏. 基于灰色三角白化权集对分析模型的喀斯特山区农业生态环境脆弱性评价[J]. 应用生态学报, 2020, 31(8):2680-2686.
- [7] 中华人民共和国环境保护部. 生态环境状况评价技术规范: HJ 192—2015[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2015.
- [8] 杨晶, 王丽园, 罗丰. 基于遥感技术的公路路域生态环境监测与评价[J]. 公路, 2019, 64(12):260-265.
- [9] 胡海滨. 灰色关联法在乡村生态环境评价中的应用[J]. 福建工程学院学报, 2017, 15(1):88-92.
- [10] 郭泽呈, 魏伟, 庞素菲, 等. 基于 SPCA 和遥感指数的干旱内陆河流域生态脆弱性时空演变及动因分析: 以石羊河流域为例[J]. 生态学报, 2019, 39(7):2558-2572.
- [11] 李博伦, 遆超普, 颜晓元. Landsat 8 陆地成像仪影像的缨帽变换推导[J]. 测绘科学, 2016, 41(4):102-107.
- [12] 尹柯柯, 魏冠军, 胡玉玺, 等. 兰州市城市热岛效应与地表指数定量分析[J]. 测绘科学, 2017, 42(4):55-60.
- [13] XU H. A new index for delineating built-up land features in satellite imagery[J]. International Journal of Remote Sensing, 2008, 29(14):4269-4276.
- [14] 陈兴鹏, 温新龙, 郭磊. 基于 Landsat 8 卫星影像的南昌城市热岛效应研究[J]. 江西农业学报, 2017, 29(3):103-108, 114.
- [15] 王刚, 张秋平, 肖荣波, 等. 秋冬季节广州城市绿地对热岛效应的调控作用差异分析[J]. 中山大学学报(自然科学版), 2018, 57(5):38-48.
- [16] 王大钊, 王思梦, 黄昌. Sentinel-2 和 Landsat8 影像的四种常用水体指数地表水体提取对比[J]. 国土资源遥感, 2019, 31(3):157-165.
- [17] 邢丽玮, 牛振国, 张海英. 不同湿度指数在湿地分类中的对比研究[J]. 地理与地理信息科学, 2015, 31(6):35-40, 46.
- [18] 徐涵秋. Landsat 8 热红外数据定标参数的变化及其对地表温度反演的影响[J]. 遥感学报, 2016, 20(2):229-235.
- [19] USGS. Using the USGS Landsat 8 Product [EB/OL]. [2015-10-12]. http://landsat.usgs.gov/Landsat8_Using_Product.php.
- [20] 侯敬怡, 张延成, 范文义. 结合干涉特征的极化 SAR 图像监督分类: 将乐林场的林分类型识别[J]. 东北林业大学学报, 2020, 48(11):33-38.

(责任编辑: 方素华)