

基于改进遥感生态指数的岩溶山区生态质量评价 ——以澄碧河流域为例

孙桂凯^{1,2,3}, 王国帅^{1,2,3}, 魏义熊^{1,2,3}, 赵荣娜^{1,2,3}, 莫崇勋^{1,2,3}, 杨云川^{1,2,3}

(1.广西大学 土木建筑工程学院, 广西 南宁 530004; 2.工程防灾与结构安全教育部

重点实验室, 广西 南宁 530004; 3.广西防灾减灾与工程安全重点实验室, 广西 南宁 530004)

摘要: [目的] 研究澄碧河流域 1988—2019 年生态环境的时空演变特征及其变化原因, 旨在快速、科学地评价岩溶区生态环境质量变化, 为岩溶区生态环境的保护、治理以及发展规划提供科学依据。[方法] 基于 Landsat 遥感影像, 引入归一化山地植被指数 (NDMVI), 改进综合生态评价指数 (CEEI) 模型, 对西南典型岩溶区澄碧河流域 1988—2019 年生态环境质量进行动态监测, 利用空间自相关方法定量分析流域生态环境质量的空间分布特征。[结果] ① CEEI 具有一定的科学性, 并能较好反映研究区生态环境质量情况及时空分异特征; ② 1988—2019 年研究区生态环境质量处于中上水平, 整体呈上升趋势, 低值区主要分布在流域北部岩溶峰林区与库区周边; ③ 研究区生态环境质量具有一定的空间正相关关系, 但聚集性逐渐减弱。[结论] 改进的 CEEI 模型能够较好地反映澄碧河流域生态环境质量。澄碧河流域 CEEI 均值总体呈上升趋势, 生态环境质量得到改善。

关键词: 生态环境质量; 改进遥感生态指数; 动态监测; 空间自相关; 澄碧河流域

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2021)02-0230-10

中图分类号: X87, X171.1

文献参数: 孙桂凯, 王国帅, 魏义熊, 等. 基于改进遥感生态指数的岩溶山区生态质量评价[J]. 水土保持通报, 2021, 41(2): 230-239. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2021.02.031; Sun Guikai, Wang Guoshuai, Wei Yixiong, et al. Improvement of remote sensing ecological index in karst mountainous areas [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(2): 230-239.

Improvement of Remote Sensing Ecological Index in Karst Mountainous Areas —Taking Chengbi River Basin as an Example

Sun Guikai^{1,2,3}, Wang Guoshuai^{1,2,3}, Wei Yixiong^{1,2,3}, Zhao Rongna^{1,2,3}, Mo Chongxun^{1,2,3}, Yang Yunchuan^{1,2,3}

(1. College of Civil and Architectural Engineering, Guangxi University, Nanning, Guangxi 530004, China;

2. Key Laboratory of Disaster Prevention and Structural Safety of Ministry of Education, Nanning, Guangxi

530004, China; 3. Guangxi Key Laboratory of Disaster Prevention and Engineering Safety, Nanning, Guangxi 530004, China)

Abstract: [Objective] The spatio-temporal evolution characteristics of the ecological environment in Chengbi River basin from 1988 to 2019, and the causes of its change were studied, in order to provide scientific basis for the protection, management and development planning of the ecological environment in karst area, and scientifically evaluate the change of ecological environment quality in karst area. [Methods] Based on Landsat images, the normalized difference mountain vegetation index (NDMVI) was introduced, and the comprehensive ecological evaluation index (CEEI) model was improved. The ecological environment quality of a typical karst basin in Southwest China, the Chengbi River basin was dynamically monitored from 1988 to 2019. The spatial distribution characteristics of the ecological environment quality in the basin were quantitatively analyzed using spatial autocorrelation methods, and the causes of ecological environment quality changes in the study area were analyzed. [Results] ① CEEI could scientifically reflect the ecological environment quality of the study area. ② The quality of the ecological environment in the research area from 1988 to 2019 was at

收稿日期: 2020-09-28

修回日期: 2020-11-28

资助项目: 国家自然科学基金项目“基于长短期优化调度嵌套的西南岩溶区流域水库智能调度决策研究”(51969004); 广西自然科学基金项目(2017GXNSFAA198361); 广西研究生教育创新计划项目(YCBZ2019022)

第一作者: 孙桂凯(1974—), 女(汉族), 广西壮族自治区南宁市人, 硕士, 副教授, 主要从事水文与水资源方面的研究。Email: 1315684692@qq.com。

the middle and upper middle level, and the overall trend was increasing. The low value areas were mainly distributed in the karst peak forest area and surrounding the reservoir area in the northern part of the basin. ③ The ecological environment quality of the study area had a certain spatial positive correlation, but the aggregation gradually weakened. ④ Vigorously carrying out the construction of ecological civilization and the management of stone desertification had greatly promoted the improvement of ecological environment quality in karst areas. [Conclusion] The improved CEEI model can better reflect the ecological environment quality of Chengbi River basin, the average CEEI of Chengbi River basin is on the rise, and the ecological environment quality has been improved.

Keywords: ecological environment quality; remote sensing dynamic monitoring; spatial autocorrelation; Chengbi River basin

随着气候变化以及人类活动加剧,西南岩溶地区土地退化、水土流失以及石漠化等生态环境问题日益突出。另外,岩溶地区人类活动密集、较为落后的文化经济以及脆弱的生态环境使得区域生态明显退化,成为了限制岩溶区域可持续发展的重要障碍^[1]。近年来,西南岩溶地区的石漠化治理与生态建设进入新阶段,能够快速、科学地揭示岩溶区域生态环境质量分布及变化情况,对岩溶区域石漠化修复、生态环境治理与可持续发展具有重要意义。传统的喀斯特流域综合生态评价多采用数理方法结合的指标体系构建评价^[2],层次分析法、主成分分析法、熵值法、综合指数评价法、模糊综合评价法、灰色关联法、人工神经网络评价法等是使用较多的方法^[3],但存在着权重的合理性、指标数据获取困难以及无法说明区域不同生态环境状况的空间分布情况等问题。目前,遥感技术与地理信息系统的结合,在生态环境监测中取得了良好的效果^[4],利用卫星遥感数据进行生态环境动态监测和评估已经成为一种有效且重要的技术手段^[5]。针对复杂生态系统质量变化受到多种因素影响以及传统评价方法存在的缺陷,徐涵秋^[6]提出遥感生态指数(RSEI),该模型完全基于遥感技术,具有指标获取容易、权重确定客观和结果空间可视化等优势,可快速、定量、客观地评价区域生态环境,被广泛应用到生态环境动态监测与质量评估中。如张乃明等^[7]采用RSEI对新疆维吾尔自治区博乐市的生态环境质量变化进行监测与评价;张灿等^[8]构建南方红壤典型水土流失区RSEI生态指数,定量评价了长汀县水土流失生态修复的效果;Jing等^[9]利用RSEI对艾比努尔湖湿地保护区进行生态环境质量的评价及其空间分布特征分析;Yang等^[10]在RSEI的基础上增加植被健康指数(VHI)提出了综合生态指数(CEEI),并用其分析了粤港澳大湾区生态环境质量变化及影响因素。上述研究区域主要集中在西北干旱区、南方水土流失区、湿地与城市,将RSEI应用到岩溶石漠化地区生

态质量评价较少,王小宇^[11]利用RSEI定量评价了27 a间花江喀斯特高原峡谷区生态环境变化状况,余晓芳^[12]引入RSEI基于像元尺度对贵阳市的生态环境现状进行评价。但RSEI是针对城市环境提出的,应用到地貌结构复杂的岩溶区生态系统的合理性和准确性尚需论证。另外,西南岩溶地区峰丛与洼地交错分布,地貌结构复杂^[13],使得遥感影像有着大量阴影区域分布,对植被信息的提取准确性造成很大的影响^[14],且岩溶区植被生产力低下、生长缓慢,植被指数是岩溶区生态环境评估的重要指标^[15]。鉴此,本研究针对西南岩溶山区的特征在RSEI基础上,引入归一化山地植被指数与植被健康指数,基于P-S-R框架构建适用于岩溶山区的综合生态指数(CEEI)模型,探究澄碧河流域1988—2019年生态环境的时空演变特征,并分析其变化原因,以期为澄碧河流域生态环境治理与可持续发展提供科学依据,为岩溶区生态环境质量评价提供参考。

1 研究区概况

澄碧河发源于广西壮族自治区凌云县青龙山脉北麓,位于我国西南岩溶地区(23°50′—24°45′N, 106°21′—106°48′E),流域总面积2 087 km²,干流总长151 km,属于广西典型岩溶区流域。流域形状近似矩形,地势西北高东南低,流域以弄林为界分为两个部分,在弄林以北,流域地势高,峰丛洼地分布,属于典型的岩溶峰林地貌,弄林以南则为岩溶丘陵地貌,地势较低,森林覆盖度较高^[16]。澄碧河流域属亚热带季风季候区,雨热同期,是广西西部的一个降雨高值区,每年5—9月降水量约占全年降水量的87%,多年平均降水量1 560 mm,多年平均日照时间1 750 h,多年平均气温22.1℃,平均相对湿度76%,多年平均森林覆盖率为75%。流域内岩石以石灰岩为主,土壤主要有赤红壤、红壤、黄壤等,土层较薄、土壤贫瘠。

2 数据与研究方法

2.1 数据来源与预处理

本研究选用澄碧河流域 1988—2019 年 Landsat TM/OLI 遥感影像为数据源,其空间分辨率为 30 m,时间分辨率为 16 d。受气候与地形的影响,研究区较难获取到夏季生长季的高质量影像,而 NDVI 年最大值影像可以很好地反映当年植被长势最好时期的地表植被覆盖状况^[17]。本研究基于 Google Earth Engine(GEE)平台利用时间和空间过滤函数分别获取目标年份(1988,1998,2009 和 2019 年)的 Landsat Surface Reflectance data 影像,该数据产品已经过大气校正,消除了大气散射、吸收、反射引起的误差,采用最大值合成法得到研究区 NDVI 年最大值合成影像。同时,利用徐涵秋^[18]提出的改进归一化水体指数(MNDWI)对水体进行掩膜处理,避免水体对计算结果造成影响。另外,文章所使用的 ASTER GDEM 数据来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>),其空间分辨率为 30 m;土壤类型数据来源于中科院资源环境科学与数据中心(<http://www.resdc.cn/>),空间分辨率为 1 km。

2.2 研究方法

2.2.1 岩溶区综合生态评价指数构建 岩溶区土层薄、土壤贫瘠,植被退化、水土流失及石漠化严重^[1]。且地貌结构复杂,峰丛与洼地交错分布,存在着大量山体阴影,文化经济较落后,不同于干旱区和城市环境。本研究依据岩溶山区峰丛洼地交错分布与植被生产力低下、生长缓慢的特点,选取 Yang 等^[10]提出的 CEEI 生态指数并对其改进。CEEI 是基于压力—状态—响应(PSR)框架构成的模型,该模型以地面干度指标(NDBSI)来表示人类活动对环境的压力强度,选取植被覆盖度(FVC)和植被健康指数(VHI)作为环境状态参数,分别对植被覆盖和品质进行综合识别,利用地表水分(WET)和地表温度(LST)来表征区域气候变化对环境变化的响应。本文采用吴志杰和徐涵秋^[19]提出的归一化差值山地植被指数(NDMVI),利用像元二分法计算所得的 FVC 代替 CEEI 中基于归一化植被指数(NDVI)得出的 FVC,缓解了山体阴影对植被指数提取精度造成影响,同时 VHI 避免了将所有植被覆盖区域直接划分为生态劣质区的缺陷。

(1) 植被覆盖度(FVC)。基于 NDVI 指数计算的植被覆盖度是目前应用最为广泛的植被评价指标,能够较好反映区域植被情况。但是在地貌复杂的山区,遥感影像中有着大量的阴影分布,利用 NDVI 计

算的结果会有较大误差。而 NDMVI 由 NDVI 变换而来,被证明能够较好地减弱地形效应,可应用于复杂山区^[20],并在福建省长汀县山区植被覆盖度变化研究中取得了较好效果^[8]。计算方法为:

$$\text{NDMVI} = \frac{(\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{Red}}) + (R_{\text{min}} - \text{NIR}_{\text{min}})}{(\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{Red}}) - (R_{\text{min}} + \text{NIR}_{\text{min}})} \quad (1)$$

$$\text{FVC} = \frac{(\text{NDMVI} - \text{NDMVI}_{\text{soil}})}{(\text{NDMVI}_{\text{veg}} - \text{NDMVI}_{\text{soil}})} \quad (2)$$

式中: ρ_{NIR} 、 ρ_{Red} 分别表示 TM 和 OLI 影像的绿和红波段的反射率数据; R_{min} 、 NIR_{min} 分别表示红光和近红外波段反射率最小值;NDMVI 表示像元植被指数;NDMVI_{soil}、NDMVI_{veg}分别表示全为植被覆盖和全裸土的植被指数,本文选取 5%,95%置信区间^[21]。

(2) 植被健康指数(VHI)。岩溶区植被生产力低下、生长缓慢,FVC 虽然能反映绿色植被的覆盖度,但不能反映其健康状况,不能较好反映出岩溶区植被情况^[10,22]。由于植被中叶绿素、叶黄素和氮含量的不同,健康植被和非健康植被的光谱反射率特征存在着明显的差异^[23]。VHI 基于归一化差值山地植被指数(NDMVI)、归一化差分衰老植被指数(NDSVI)^[24]和氮反射率指数(NRI)^[25]3 个指标进行主成分分析融合构成,综合了植被的叶绿素、叶黄素和氮信息。VHI 定义如下:

$$\text{VHI} = f(\text{NDMVI}, \text{NRI}, \text{NDSVI}) \quad (3)$$

$$\text{NRI} = \rho_{\text{NIR}} / \rho_{\text{Green}} \quad (4)$$

$$\text{NDSVI} = (\rho_{\text{SWIR1}} - \rho_{\text{Red}}) / (\rho_{\text{SWIR1}} + \rho_{\text{Red}}) \quad (5)$$

式中:NDMVI 表示像元植被指数;NRI 表示氮反射率指数;NDSVI 表示归一化差分衰老植被指数; ρ_{NIR} 、 ρ_{Green} 、 ρ_{SWIR1} 、 ρ_{Red} 分别表示 TM 和 OLI 影像的近红外、绿、短波红外 1 和红波段的反射率数据。

将 3 个指标进行标准化,使用主成分分析来确定每个变量的权重,构建 VHI 指数。其中 PCA 的第一个分量(PC1)的特征值集成了所有变量的大部分特征,因此本研究使用 PC1 构建 VHI 指标。

$$\text{VHI} = (\text{PC1} - \text{PC1}_{\text{min}}) / (\text{PC1}_{\text{max}} - \text{PC1}_{\text{min}}) \quad (6)$$

(3) 地表水分(WET)。岩溶区保水保土能力差,蒸散量大,属于干旱性缺水区域,湿度指标占据举足轻重的地位。缨帽变换中的湿度分量能够较好反映土壤和植被的湿度状况,已被大量用于生态环境评价中^[26],本研究选取该湿度分量作为研究区的湿度指标。对于 Landsat TM/OLI 影像来说,湿度分量的计算公式^[6]分别为:

$$\begin{aligned} \text{WET}_{\text{TM}} = & 0.031 5 \rho_{\text{Blue}} + 0.202 1 \rho_{\text{Green}} + \\ & 0.310 2 \rho_{\text{Red}} + 0.159 4 \rho_{\text{NIR}} + \\ & 0.680 6 \rho_{\text{SWIR1}} + 0.610 92 \rho_{\text{SWIR2}} \end{aligned} \quad (7)$$

$$\begin{aligned} WET_{OLI} = & 0.151 1\rho_{Blue} + 0.197 2\rho_{Green} + \\ & 0.328 3\rho_{Red} + 0.340 7\rho_{NIR} + \\ & 0.711 71\rho_{SWIR1} + 0.455 9\rho_{SWIR2} \end{aligned} \quad (8)$$

式中: ρ_{Blue} 、 ρ_{Green} 、 ρ_{Red} 、 ρ_{NIR} 、 ρ_{SWIR1} 、 ρ_{SWIR2} 分别表示 TM 和 OLI 影像的蓝、绿、红、近红外、短波红外 1 与短波红外 2 波段的反射率数据。

(4) 地面干度指标 (NDBSI)。研究区内存在较多裸露岩石以及有部分城市和村镇分布,因此采用建筑指数 IBI 和裸土指数 SI 的平均值表示地面干度指标^[27]:

$$NDBSI = (IBI + SI) / 2 \quad (9)$$

$$\begin{aligned} IBI = & \{2\rho_{SWIR1} / (\rho_{SWIR1} + \rho_{NIR}) - [\rho_{NIR} / \\ & (\rho_{NIR} + \rho_{Red}) + \rho_{Green} / (\rho_{Green} + \rho_{WIR1})]\} / \\ & \{2\rho_{SWIR1} / (\rho_{SWIR1} + \rho_{NIR}) + [\rho_{NIR} / \\ & (\rho_{NIR} + \rho_{Red}) + \rho_{Green} / (\rho_{Green} + \rho_{SWIR1})]\} \end{aligned} \quad (10)$$

$$\begin{aligned} SI = & [(\rho_{SWIR1} + \rho_{NIR}) - (\rho_{NIR} + \rho_{Blue})] / \\ & [(\rho_{SWIR1} + \rho_{NIR}) + (\rho_{NIR} + \rho_{Blue})] \end{aligned} \quad (11)$$

式中:IBI 表示建筑指数;SI 表示裸土指数; ρ_{Green} 、 ρ_{Red} 、 ρ_{NIR} 、 ρ_{SWIR1} 分别表示 TM 和 OLI 影像的蓝、绿、红、近红外、短波红外 1 波段的反射率数据。

(5) 地表温度 (LST)。本研究地表温度反演是将用 Landsat OLI 的 10 波段和 Landsat TM 的 6 波段反演为亮温,再经过比辐射率校正得出地表温度,该方法能够有效地反演地表温度^[28]。

$$LST = \frac{T_b}{1 + (\lambda T_b / \rho) \ln \epsilon} \quad (12)$$

式中: T_b 为传感器处温度值; λ 表示热红外波段的中心波长; ϵ 表示地表比辐射率,其计算方法参考文献^[29]; $\rho = 1.438 \times 10^{-2}$ mK; P_v 表示植被覆盖度,本研究分别以 5% 和 95% NDVI 置信水平作为 NDMVI_{min} 和 NDMVI_{max} 的值。

(6) CEEI 评价模型构建。为了消除不同指标之间量纲的影响,将上述 5 个指标进行归一化处理,继而用主成分分析的第一主成分生成 CEEI₀。为了对不同时间阶段的 CEEI 进行对比分析,需将各期 CEEI 进行标准化处理,得到最终的综合生态环境质量指数。具体计算过程见下式:

$$CEEI_0 = 1 - \{PC1[f(FCV, VHI, NDBSI, LSM, LST)]\} \quad (13)$$

$$NI = (I - I_{min}) / (I_{max} - I_{min}) \quad (14)$$

$$CEEI = [(CEEI_0 - CEEI_{0_{min}}) / (CEEI_{0_{max}} - CEEI_{0_{min}})] \quad (15)$$

式中:NI 为指标标准化后的值; I 为该指标值; I_{max} 、 I_{min} 分别表示该指标的最大值和最小值; $CEEI_{0_{max}}$ 为原始综合生态指数最大值; $CEEI_{0_{min}}$ 为最小值; PC_1

为第一主成分值;CEEI 值越接近于 1,表示该区域生态环境质量越好。

2.2.2 空间自相关分析 空间自相关是检验区域某一特征或属性与其相邻空间特征或属性值是否显著相关的重要指标,以揭示空间参考单元与其相邻空间单元之间的属性特征值的相互作用现象。Moran's I 系数反映空间相邻单元属性特征值的相关程度,取值范围为 $[-1, 1]$,大于 0 表示集聚模式,等于 0 为随机模式,小于 0 呈离散模式。但 Moran's I 系数不能反映区域冷热点分布情况,因此利用局部空间自相关指标 (LISA) 进行空间聚类 and 异常值分析,判断 CEEI 空间异质性。由于空间自相关方法较为成熟,计算公式参考文献^[27]。

3 结果与分析

3.1 CEEI 模型构建

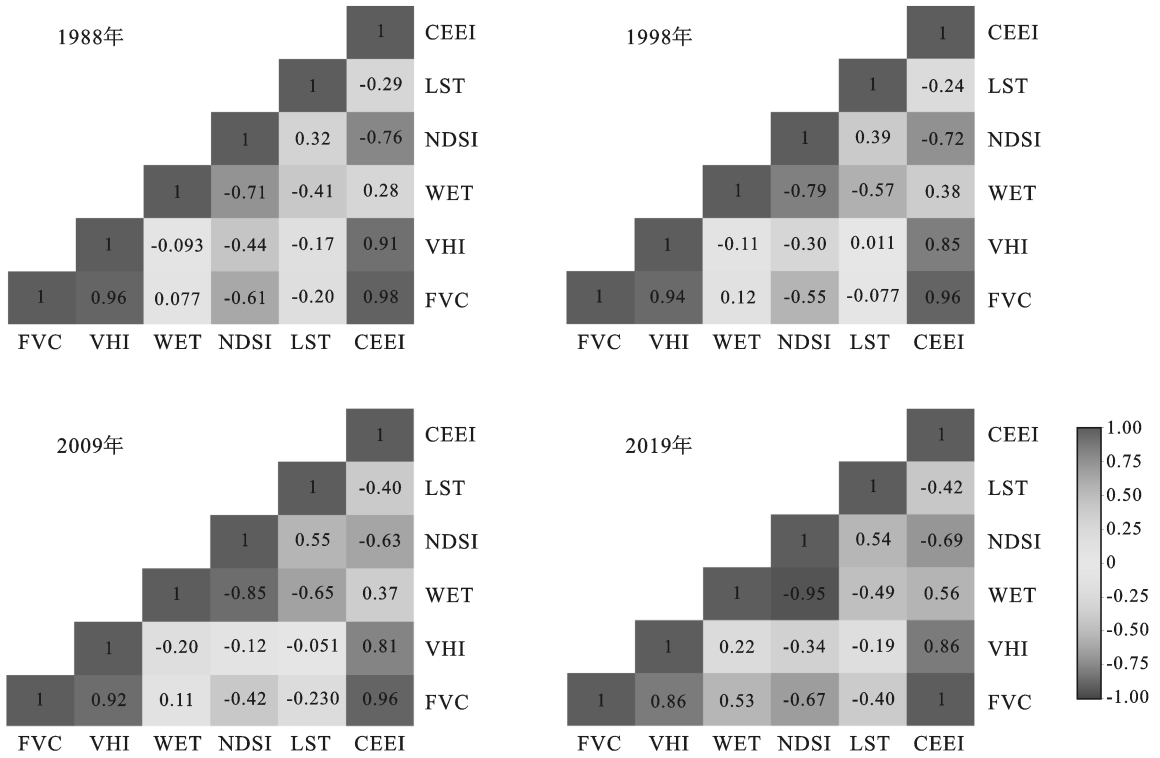
由表 1 可以看出,1988—2019 年,相较于其他分量,第一主成分 (PC₁) 集中了将近 60% 的各指标特征信息,可用于创建遥感生态指数。CEEI 与各指标均具有较好的相关性 (图 1),其中,植被覆盖度指标 FVC 和植被健康情况指标 VHI 与 CEEI 的平均相关度指标分别为 0.98 和 0.86,说明植被覆盖度与植被健康情况是澄碧河岩溶区流域 CEEI 构建中极为重要的因素。另外,CEEI 与 NDBSI 具有较强的负相关,相关系数均值为 -0.70,表明地表干度情况对于澄碧河岩溶区流域具有较大的影响。本研究采用平均相关度检验和显著性检验来验证 CEEI 的适宜性,平均相关系数接近于 1,说明 CEEI 模型的综合表示程度越高,适用性越强^[30]。1988—2019 年各指标与 CEEI 的相关系数平均值大于 0.60,表明了 CEEI 在澄碧河流域具有较好的适用性。综上所述,本研究构建的 CEEI 能够综合各指标的信息,具有一定的适用性,能较为全面地反映区域生态环境质量。

3.2 澄碧河流域生态质量时间变化分析

3.2.1 生态环境质量整体分析 表 2 为各年份 CEEI 与 5 个指标统计值。统计结果表明,1988—2019 年澄碧河流域 CEEI 均值由 0.61 上升到 0.68,生态环境质量整体呈明显改善趋势。澄碧河流域的植被覆盖度、植被健康与地表湿度呈上升趋势,表明该流域植被情况与水源涵养能力不断改善。而地表干度指标有所下降,均值从 1988 年的 -0.18 下降到 2019 年的 -0.32,减幅为 77.8%,说明该流域地表裸露程度有所下降,石漠化治理取得较好的效果;地表热度指标呈逐年上升趋势,其均值由 1988 年的 290.40 上升到 2019 年的 298.39,证明该流域的水热平衡差异进一步扩大,流域温度升高。

表 1 研究区 1988—2019 年各指标的主成分分析

年份	指标	PC ₁	PC ₂	PC ₃	PC ₄	PC ₅
1988	特征值	0.10	0.05	0.01	0.00	0.00
	特征值贡献率/%	61.22	94.06	98.47	99.61	100.00
1998	特征值	0.08	0.05	0.01	0.00	0.00
	特征值贡献率/%	57.80	94.82	99.30	99.90	100.00
2009	特征值	0.09	0.06	0.00	0.00	0.00
	特征值贡献率/%	58.21	95.76	98.66	99.74	100.00
2019	特征值	0.08	0.01	0.00	0.00	0.00
	特征值贡献率/%	88.54	96.06	98.97	99.96	100.00



注:FVC为植被覆盖度;VHI为植被健康指数;WET为地表水分;NDSI为地面干度指标;LST为地表温度;CEEI为改进综合生态评价指数。下同。

图 1 研究区 1988—2019 年各指标与 CEEI 的相关系数热力图

表 2 研究区 1988—2019 年各指标与 CEEI 统计值

年份	指标	FVC	VHI	WET	NDSI	LST	CEEI
1988	均值	0.63	0.57	-0.09	-0.18	290.40	0.61
	标准差	0.29	0.11	0.04	-0.18	2.84	—
1998	均值	0.67	0.73	-0.09	-0.20	293.62	0.63
	标准差	2.84	0.06	0.05	0.10	2.84	—
2009	均值	0.64	0.63	-0.08	-0.18	292.12	0.62
	标准差	0.28	0.10	0.05	0.11	1.90	—
2019	均值	0.70	0.64	0.02	-0.32	298.39	0.68
	标准差	0.27	0.09	0.03	0.08	1.81	—

为了定量地分析区域综合生态指数,并直观显示出空间分布特征,需对 CEEI 结果进行等级划分。由于并未形成统一的等级划分标准,本文参照前人研

究^[6],将 CEEI 结果以 0.2 为区间划分为 5 个等级^[31],即:差等[0~0.2)、较差[0.2~0.4)、中等[0.4~0.6)、良好[0.6~0.8)、优等[0.8~1],并分别统计 4 个时期

各等级面积及占比(表 3)。1988—2019 年澄碧河流域生态环境质量以良和优等级为主,各年份生态等级为良好或优等的地区面积所占比例分别为 56.57%, 63.32%, 61.23% 和 70.62%, 呈上升趋势, 整体生态环境质量较好。

其中, 1998—2009 年, 生态环境等级为优的比例

出现下降趋势, 下降幅度较大, 所占比例减少了 1.32%, 良好的面积亦发生小幅度下降。1988—2019 年, CEEI 等级为差等和较差的面积比重较小, 其中 2019 年所占比重最小, 相比于 1988 年, 下降了 6.67%。由此可以看出, 澄碧河生态环境质量整体处于较高水平, 并且呈上升趋势。

表 3 研究区 1988—2019 年 CEEI 各等级面积及比例

等级	1988 年		1998 年		2009 年		2019 年	
	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%
差等	132.40	6.27	65.74	3.12	70.97	3.36	120.41	5.71
较差	261.74	12.40	219.55	10.40	247.12	11.71	133.04	6.30
中等	492.61	23.34	455.55	21.59	475.17	22.52	326.73	15.48
良好	684.04	32.41	925.66	43.86	909.54	43.10	719.28	34.08
优等	509.72	24.15	410.63	19.46	382.71	18.14	771.12	36.54
水域	29.83	1.41	33.21	1.57	24.82	1.18	39.76	1.88
总面积	2 110.34	100.00	2 110.34	100.00	2 110.34	100.00	2 110.34	100.00

3.2.2 研究区 1988—2019 年生态环境质量变化监测

为分析澄碧河流域 1988—2019 年生态环境质量变化情况, 利用 ArcGIS 空间叠加原理, 对 1988, 1998, 2009 和 2019 年分级后的 CEEI 进行空间差值计算, 得到澄碧河流域 CEEI 等级变化情况(表 4)。1988—1998 年, 生态环境质量大幅提高, 生态环境变好的区域所占比例达到了 32.76%; 而生态退化面积所占比例仅为 27.69%。1998—2009 年, 生态环境变差的面积为 518.31 km², 占比为 24.96%; 生态转好的面积占

比为 22.57%, 生态环境呈变差趋势。2009—2019 年生态环境的变化趋势与 1998—2009 年相反, 研究区内大力开展生态文明建设, 实行林业扶贫, 极大提升了森林覆盖率, 生态环境迅速提升, 生态环境变好的区域所占比例为 42.90%, 在 3 个时间段中所占比例最大, 而生态环境变差的面积减少为 401.02 km², 所占比例为 19.37%。研究期间澄碧河流域生态环境质量无明显变化的面积比例均大于 37%, 生态环境建设和修复取得很好的效果。

表 4 研究区 1988—2019 年澄碧河生态环境质量等级变化检测

时段	变好		不变		变差	
	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%
1988—1998 年	680.50	32.76	821.38	39.55	575.10	27.69
1998—2009 年	468.59	22.57	1 089.29	52.47	518.31	24.96
2009—2019 年	888.35	42.90	781.18	37.73	401.02	19.37

3.3 澄碧河流域生态质量空间变化特征

3.3.1 空间变化分析 由封 3 附图 3 可以看出, 1988—2019 年, 澄碧河流域生态环境质量整体情况表现为良好, 生态环境质量等级为差的区域大部分集中在澄碧河流域北部岩溶峰林区以及澄碧河库区周边, 生态等级为优和良的区域主要分布在澄碧河流域中部岩溶丘陵山脉附近和西部青龙山脉附近。1988—1998 年, 研究区北部和库区周边生态环境质量等级为差和较差的部分明显减少, 中部与西部地区良等级向优等级的转变明显。1998—2009 年, 研究区北部岩溶区峰林区出现了明显的生态退化, 部分良等级向中等和较差等级转移, 生态环境质量为差级的区域集中出现在中部地区。与 1988, 1998 和 2009 年相

比, 2019 年研究区北部地区生态环境质量等级为良和优的区域面积明显增加, 这是由于研究区北部凌云县“十三五”以来以生态建设为主线, 不断加强石漠化与水土流失区治理, 森林面积增加, 石漠化面积下降。

由图 2 可以看出, 1988—1998 年, 澄碧河流域中部及南部库区周边生态环境得到了很大的改善, 整体生态环境质量提升明显, 东北与西南部分地区出现生态退化。

1998—2009 年生态环境变化与 1988—1998 年相反, 由于西北区域与水库周边大量原始次生林遭到砍伐用于种植芒果、马尾松、桉树等经济林, 澄碧河流域西北部与水库周边地区出现了大面积生态退化现象, 生态环境遭到明显破坏, 另外 2008 年桂北地区遭

遇了特大雨雪冰冻灾害,植被遭到破坏且恢复较慢,导致了 2009 年研究区植被质量明显下降。1998—2009 年生态环境退化的区域,在 2009—2019 年不断

加强生态修复的背景下出现好转,而生态环境退化区域主要集中在南部库区附近,总体生态环境质量呈现改善趋势。

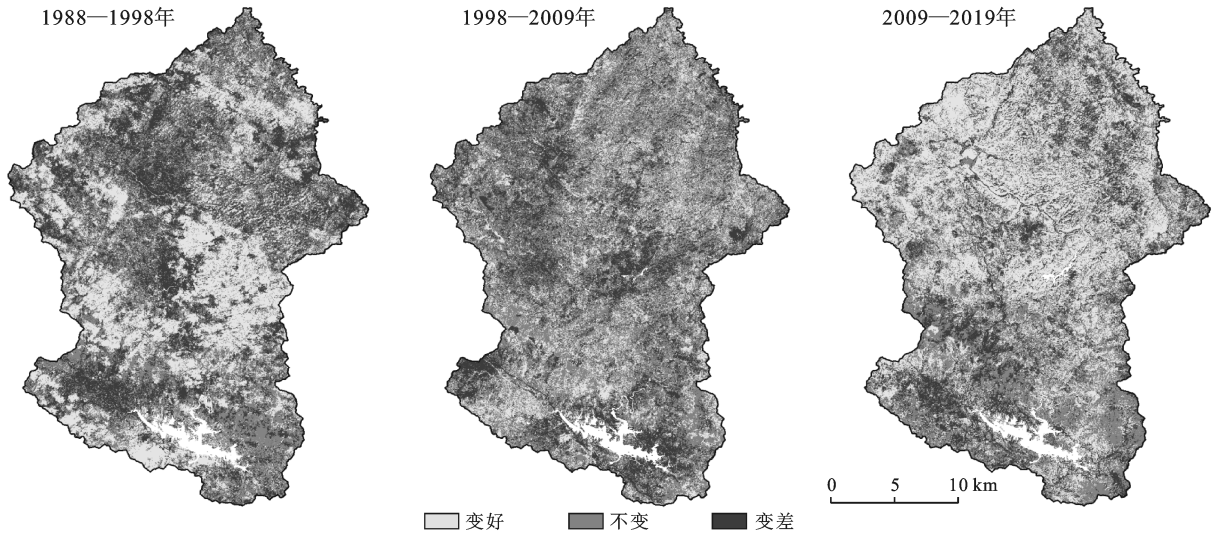


图 2 澄碧河流域 1988—2019 年生态环境质量变化

3.3.2 空间分布特征 为了更好地探究澄碧河流域生态环境质量的空间变化与空间分异特征,基于研究区的生态系统特征与地表复杂特点,鉴于计算机计算能力问题,本研究选用 $100\text{ m} \times 100\text{ m}$ 网格对图像进行重采样,共 207 032 个样本点,利用 GeoDA 软件进行空间自相关特征分析。Moran's I 散点主要分布在一、三象限, Moran's I 指数均为正数,且通过 $p=0.05$ 的显著性水平检验,表明研究期间流域生态环境质量具有一定的空间正相关性。1988—2019 年 Moran's I 指数分别为 0.619, 0.604, 0.622 和 0.480,呈现出先下降后上升再下降的趋势,研究区生态环境质量空间聚集性逐渐减弱,总体趋向于随机化。

利用局部空间自相关指标(LISA)进行空间聚类

和异常值分析,得到澄碧河生态环境质量局部空间相关分布情况(图 3)。1988—2019 年澄碧河流域生态环境质量以高一高值区和低—低值区为主,低—高或高一—低空间离群“质异点”相对较少。高一高聚集区主要分布在西部青龙山脉末端一带以及南部澄碧河自然保护区水源涵养林山区,该地区植被覆盖度高,且多为山区或保护区,人类活动干扰少。低—低聚集区主要分布在北部岩溶峰林区与水库周边,其中岩溶峰林区石漠化程度较高,植被覆盖度与植被生产力较低,生态脆弱,随着近年来不断加强生态文明建设,低值点有所减少;水库周边,由于库水位波动变化,裸土面积较多,且受人类活动影响大,低值区存在扩大趋势。

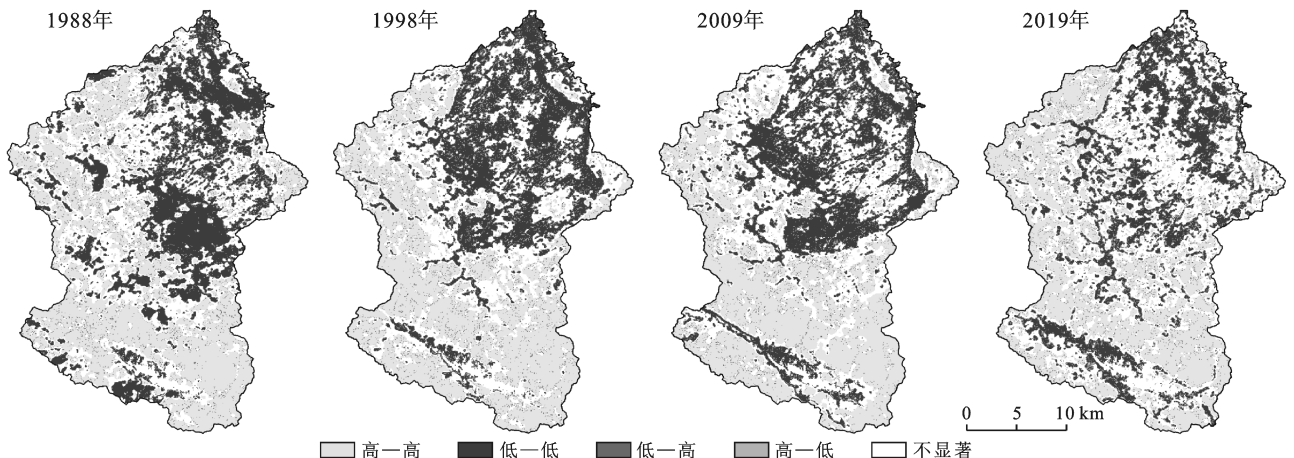


图 3 澄碧河流域 1988—2019 年生态环境质量局部空间自相关性分布

3.4 澄碧河生态环境质量变化原因分析

3.4.1 社会经济发展 研究区在不同地形地貌、土地利用与政策因素下的生态环境质量变化差异显著。根据《凌云县志》,研究区北部属凌云县,由于 1974 年以前大量毁林开荒,砍伐森林,至 1974 年,全县森林覆盖率仅为 20.37%,水土流失严重;1974 年以后开始封山育林,优化种植结构,至 1990 年森林覆盖率上升为 41.47%,生态环境质量有所好转。而澄碧河流域南部区域,1982 年成立澄碧河自然保护区,保护对象以水库上游水源涵养林为主。同时,20 世纪 90 年代初广西逐步开展退耕还林政策,进一步提高森林面积,生态环境质量明显改善。1998—2009 年期间流域内人口快速增加,加强经济建设,大面积开垦山林,西北青龙山脉区域与中部大量原始次生林遭到砍伐用于种植芒果、马尾松、桉树等经济林,以及土地资源不合理开发利用,加剧了水土流失与石漠化。1998—2009 年生态环境退化的区域在 2009—2019 年出现好转,生态环境退化区域主要集中在南部库区附近。这一时期流域北部的凌云县大力开展生态文明建设,开展了林业保护规划、重要生态功能区规划、生态退耕、划定生态保护红线以及“山水林田湖”生态保护修复项目。

“十三五”期间,以生态建设为主线,到 2019 年凌云县森林覆盖率达到 84.28%。另外,加大了对于破坏石漠化与水土流失区草原植被行为的处罚力度。南部由于人口增长与人类活动增加,种植芒果、发展旅游业以及修建道路等,造成了生态环境质量出现微弱退化。总体上 1988—2019 年澄碧河流域生态环境治理效果明显,生态环境有所改善。

3.4.2 地形地貌因素 澄碧河流域地貌结构复杂,分布有大量峰丛与洼地,不同区域的植被分布、温度特征以及人类活动强度等在立体空间上具有明显差异,生态环境质量也存在着差异。为定量地探究研究区在不同地形地貌因素下的生态环境质量差异性,本文引入地理探测器^[32]中的风险探测器与因子探测器作为分析工具。其中,因子探测可探测某因子是否是形成生态环境质量空间分布格局的原因以及在多大程度上解释了其空间分布机理,风险探测用于判断两个子区域间的属性均值是否有显著的差别^[32]。本文利用 2019 年的 CEEI 作为地理探测器的分析变量,选取高程、坡度、坡向以及土壤类型等地形地貌因素作为驱动因子,根据研究区实际情况参考相关研究^[33]采用自然间断法分别对各因子进行分类处理(表 5),导入地理探测器进行运算。

表 5 地理探测器驱动因子分类说明

驱动因子	分类数	分类说明
高程/m	1~6	1.≤300; 2.300~600; 3.600~900; 4.900~1200; 5.1 200~1 500; 6.>1 500
坡度/(°)	1~5	1:0~11; 2:11~21; 3:21~30; 4:30~40; 5:>40
坡向	1~9	1.无,2.北,3.东北,4.东,5.东南,6.南,7.西南,8.西,9.西北
土壤类型	1~9	1.红色石灰土,2.灰潮土,3.水稻土,4.黄色赤红壤,5.红壤,6.黄红壤,7.漂洗黄壤,8.岩石,9.湖泊、水库

基于因子探测方法的结果可知,高程、坡度、坡向和土壤类型在不同程度上解释了生态环境质量的空分异,贡献率从大到小排列依次为土壤类型(47.13%)、高程(19.23%)、坡度(18.37%)与坡向(15.28%)。基于风险探测分析高程、坡度、坡向和土壤类型在不同等级下的 CEEI 均值变化情况(图 4),随着高程等级的增加 CEEI 均值呈现上升趋势,当高程大于 1 500 m 时 CEEI 均值最大,为 0.83,说明在高程较高的山顶区域人类活动影响较弱,生态环境质量相对较好;但坡度等级上升到最高时,CEEI 均值却有所降低,表明了岩溶山区峰丛山崖上存在着一定的石漠化现象,植被生长情况较差;在坡向为西南方向时,CEEI 均值最大,东南方向次之,而北方与西北方向 CEEI 均值较小;从土壤类型上看,漂洗黄壤所在

区域 CEEI 均值最大,而灰潮土与水稻土所在区域 CEEI 均值较小,生态环境质量较差。

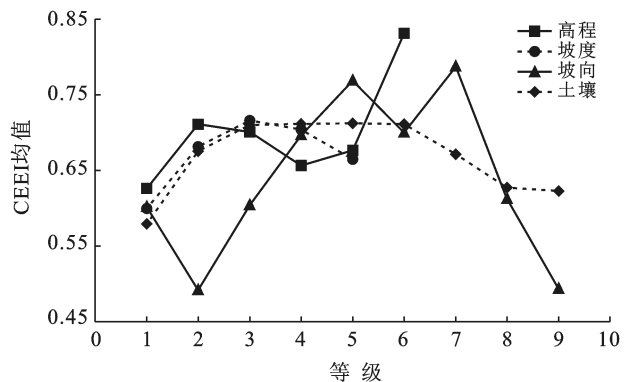


图 4 各驱动因子不同分类等级下的 CEEI 均值变化情况

4 结论

(1) 1988—2019 年澄碧河流域整体生态环境质量处于优良水平, CEEI 均值均大于 0.6, 研究区生态环境质量以良和优等级为主, 生态等级为良或优的地区面积所占比例大于 56%, 植被覆盖度、植被健康指数与地表湿度呈上升趋势, 地表干度指标有所下降, 说明了研究区植被情况与水源涵养能力不断变好, 地表裸露程度有所下降, 石漠化治理取得较好的效果, 生态环境质量整体呈上升趋势。

(2) 生态环境质量等级为差的区域集中在澄碧河流域北部岩溶峰林区以及南部库区周边, 生态等级为优和良的区域主要分布在流域中部岩溶丘陵山脉附近和西部青龙山脉附近。研究区生态环境质量在空间上具有一定的空间正相关关系, 但聚集性逐渐减弱, 趋向于离散化。

(3) 澄碧河流域北部地区是岩溶区生态环境建设成功的一大范例, 岩溶区生态环境较为脆弱, 基于生态退耕、林业扶贫与石漠化治理等措施使得岩溶地区生态环境质量得到了极大的改善。但是仍存在明显的生态退化区域, 对于澄碧河流域的治理, 在现有成果上还需合理规划分区, 进行生态旅游开发, 加强耕地资源保护, 以及生态环境保护意识的建设。

(4) 本研究改进的 CEEI 模型, 具有一定的科学性与适用性, 能较好反映澄碧河流域的生态环境质量变化情况, 对澄碧河流域生态环境修复与石漠化治理具有重要意义, 但 CEEI 模型存在分辨率较低的问题, 且岩溶区生态环境易受地形、土壤和气候的影响, 故今后应在指标中添加地形因子、土壤侵蚀度与气象因子等, 进一步提高岩溶区综合生态指数的适用性, 以便更好地为岩溶区生态建设提供科学参考。

[参 考 文 献]

[1] 李先琨, 何成新, 蒋忠诚. 岩溶脆弱生态区生态恢复、重建的原理与方法[J]. 中国岩溶, 2003(1): 12-17.

[2] 苏维词, 李久林. 乌江流域生态环境预警评价初探[J]. 贵州科学, 1997(3): 207-214.

[3] 田佳良. 区域生态环境质量评价研究综述[J]. 环境保护与循环经济, 2013, 33(11): 63-66.

[4] Sun Jinyu, Wang Xuhui, Chen Anping, et al. NDVI indicated characteristics of vegetation cover change in China's metropolises over the last three decades [J]. Environ Monit Assess, 2011, 179(1/4): 1-14.

[5] Badreldin N, Goossens R. A satellite-based disturbance index algorithm for monitoring mitigation strategies

effects on desertification change in an arid environment [J]. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 2015, 20(2): 263-276.

[6] 徐涵秋. 区域生态环境变化的遥感评价指数[J]. 中国环境科学, 2013, 33(5): 889-897.

[7] 张乃明, 陈冬花, 邢菲, 等. 基于遥感生态指数的新疆干旱区博乐市生态变化分析[J]. 水土保持通报, 2019, 39(1): 154-159.

[8] 张灿, 徐涵秋, 张好, 等. 南方红壤典型水土流失区植被覆盖度变化及其生态效应评估: 以福建省长汀县为例[J]. 自然资源学报, 2015, 30(6): 917-928.

[9] Jing Yunqing, Zhang Fei, He Yufeng, et al. Assessment of spatial and temporal variation of ecological environment quality in Ebinur Lake Wetland National Nature Reserve, Xinjiang, China [J]. Ecological Indicators, 2020, 110: 105874.

[10] Yang Chao, Zhang Chenchen, Li Qingquan, et al. Rapid urbanization and policy variation greatly drive ecological quality evolution in Guangdong-Hong Kong-Macau Greater Bay Area of China: A remote sensing perspective [J]. Ecological Indicators, 2020, 115: 106373.

[11] 王小宇. 基于遥感生态指数的石漠化地区生态环境质量评价[D]. 贵州 贵阳: 贵州师范大学, 2019.

[12] 余晓芳. 基于遥感生态指数的喀斯特地区生态环境质量变化研究[D]. 贵州 贵阳: 贵州师范大学, 2018.

[13] 蒋忠诚, 等. 岩溶峰丛洼地生态重建[M]. 北京: 地质出版社, 2007.

[14] 闻建光, 柳钦火, 肖青, 等. 复杂山区光学遥感反射率计算模型[J]. 中国科学 (D 辑): 地球科学, 2008, 33(11): 1419-1427.

[15] 杨奇勇, 蒋忠诚, 罗为群, 等. 岩溶区峰丛洼地山体阴影区域植被指数随机模拟[J]. 农业机械学报, 2013, 44(5): 232-236.

[16] 莫崇勋, 覃俊凯, 段丽敏, 等. 基于 Burn-in 和 D8 法的岩溶区流域边界提取研究[J]. 广西大学学报(自然科学版), 2020, 45(1): 248-253.

[17] 郭永强, 王乃江, 褚晓升, 等. 基于 Google Earth Engine 分析黄土高原植被覆盖变化及原因[J]. 中国环境科学, 2019, 39(11): 4804-4811.

[18] 徐涵秋. 利用改进的归一化差异水体指数(MNDWI)提取水体信息的研究[J]. 遥感学报, 2005(5): 589-595.

[19] 吴志杰, 徐涵秋. 卫星影像数据构建山地植被指数与应用分析[J]. 地球信息科学学报, 2011, 13(5): 656-664.

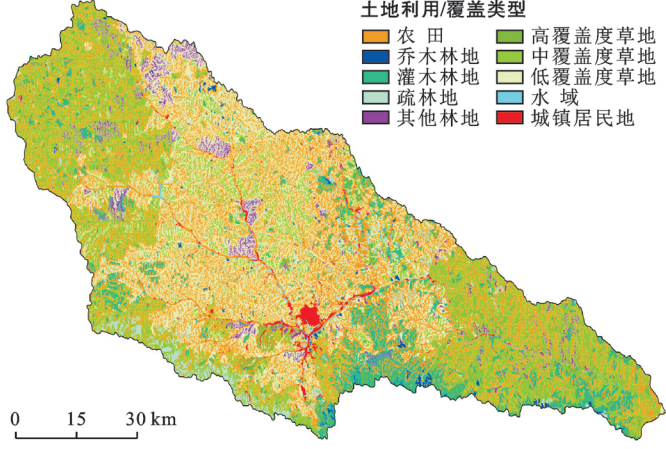
[20] 吴志杰, 何国金, 黄绍霖, 等. 南方丘陵区植被覆盖度遥感估算的地形效应评估[J]. 遥感学报, 2017, 21(1): 159-167.

[21] 李苗苗, 吴炳方, 颜长珍, 等. 密云水库上游植被覆盖度的遥感估算[J]. 资源科学, 2004(4): 153-159.

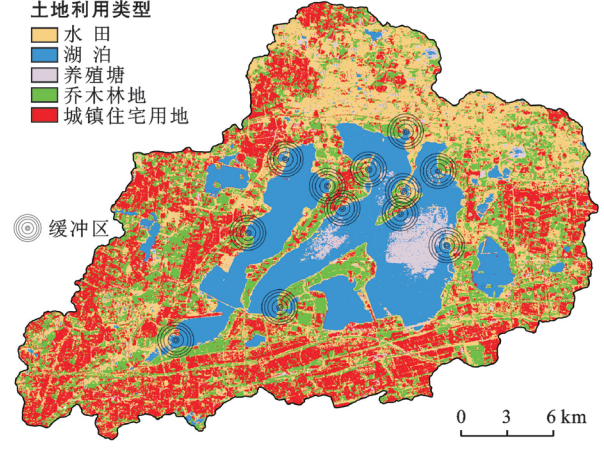
- [22] 梁晓.云南鹤庆县石漠化地区典型植物生理生态适应性研究[D].广西 南宁:广西师范大学,2014.
- [23] 胡秀娟,徐涵秋,郭燕滨,等.水土流失区生态修复后植被健康的遥感判别[J].应用生态学报,2017,28(1):250-256.
- [24] John R, Chen J, Lu N, et al. Predicting plant diversity based on remote sensing products in the semi-arid region of Inner Mongolia [J]. Remote Sensing of Environment, 2008,112(5):2018-2032.
- [25] Bausch W C. Remote sensing of plant nitrogen status in Corn [J]. Transactions of the Asae, 1996,39(5):1869-1875.
- [26] Huang Chengquan, Wylie B, Yang Limin, et al. Derivation of a tasseled cap transformation based on Landsat 7 at-satellite reflectance [J]. International Journal of Remote Sensing, 2002,23(8):1741-1748.
- [27] Hu Xisheng, Xu Hanqiu. A new remote sensing index for assessing the spatial heterogeneity in urban ecological quality: A case from Fuzhou City, China [J]. Ecological Indicators, 2018,89:11-21.
- [28] Nichol J. Remote sensing of urban heat islands by day and night [J]. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 2005,71(5):613-621.
- [29] 覃志豪,李文娟,徐斌,等.陆地卫星 TM6 波段范围内地表比辐射率的估计[J].国土资源遥感,2004,3(61):28-32.
- [30] 宋慧敏,薛亮.基于遥感生态指数模型的渭南市生态环境质量动态监测与分析[J].应用生态学报,2016,27(12):3913-3919.
- [31] 徐涵秋.水土流失区生态变化的遥感评估[J].农业工程学报,2013,29(7):91-97.
- [32] 王劲峰,徐成东.地理探测器:原理与展望[J].地理学报,2017,72(1):116-134.
- [33] 张金茜,巩杰,柳冬青.地理探测器方法下甘肃白龙江流域景观破碎化与驱动因子分析[J].地理科学,2018,38(8):1370-1378.

(上接第 229 页)

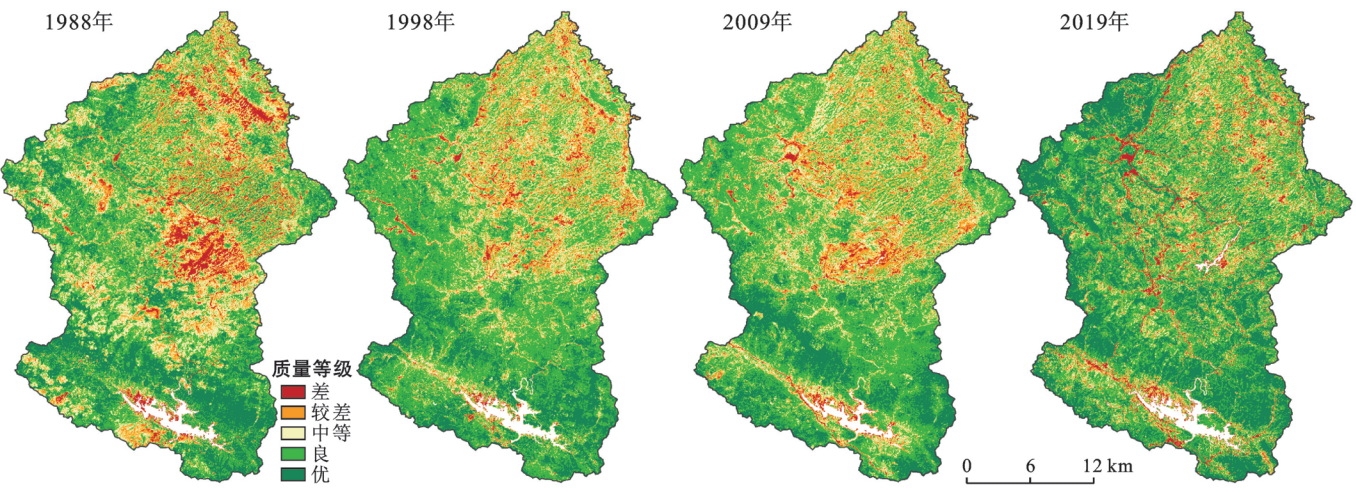
- [17] Zhao M, He Z, Du J, et al. Assessing the effects of ecological engineering on carbon storage by linking the CA-Markov and InVEST models [J]. Ecological Indicators, 2019,98(3):29-38.
- [18] Hu Wenmin, Li Guo, Gao Zhihai, et al. Assessment of the impact of the poplar ecological retreat project on water conservation in the Dongting Lake wetland region using the InVEST model [J]. Science of the Total Environment, 2020, 733: 139423.
- [19] 朴世龙,方精云,贺金生,等.中国草地植被生物量及其空间分布格局[J].植物生态学报,2004,28(4):491-498.
- [20] 揣小伟,黄贤金,郑泽庆,等.江苏省土地利用变化对陆地生态系统碳储量的影响[J].资源科学,2011,33(10):1932-1939.
- [21] 周汝波,林媚珍,吴卓,等.珠江西岸生态系统碳储量对土地利用变化的响应[J].生态科学,2018,37(6):175-183.
- [22] 方精云,黄耀,朱江玲,等.森林生态系统碳收支及其影响机制[J].中国基础科学,2015,17(3):20-25.
- [23] 荣检.基于 InVEST 模型的广西西江流域生态系统产水与固碳服务功能研究[D].广西 南宁,广西师范学院,2017.
- [24] 朱鹏飞.基于 InVEST 模型的广西沿海地区土地利用/覆被变化的生态效应研究[D].广西 南宁.广西师范学院,2018.
- [25] Alam S A, Starr M, Clark B J F. Tree biomass and soil organic carbon densities across the Sudanese woodland savannah: A regional carbon sequestration study [J]. Journal of Arid Environments, 2013,89(2):67-76.
- [26] 陈光水,杨玉盛,刘乐中,等.森林地下碳分配(TBCA)研究进展[J].亚热带资源与环境学报,2007,2(1):34-42.
- [27] 王旭,马博文,李丹,等.基于 FLUS 模型的湖北省生态空间多情景模拟预测[J].自然资源学报,2020,35(1):230-242.
- [28] 李国珍.基于 FLUS 模型的深圳市土地利用变化与模拟研究[D].湖北 武汉.武汉大学,2018.



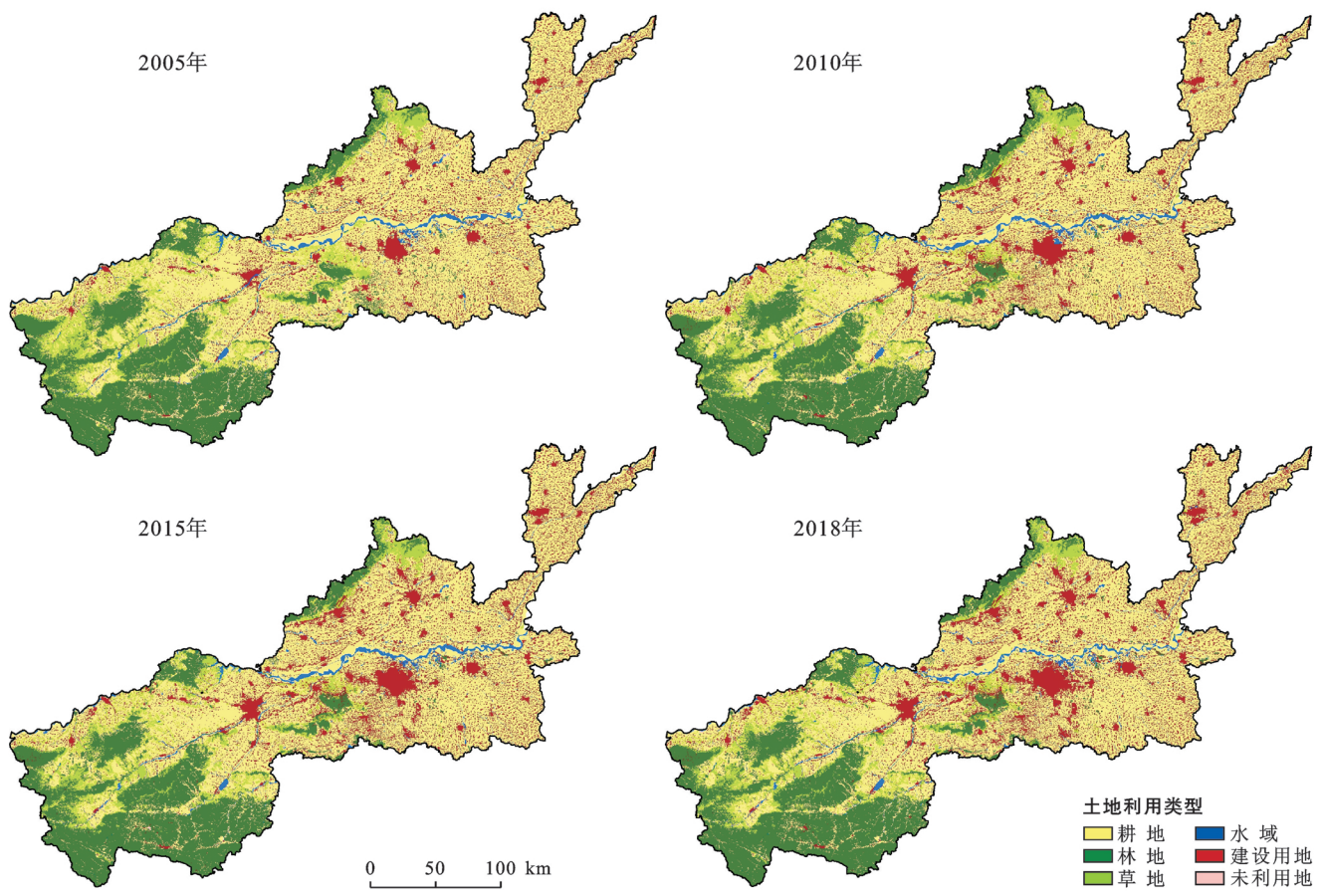
附图1 延河流域2015年土地利用与覆盖状况(第36页)



附图2 阳澄湖小流域2019年土地利用和缓冲区域分布(第107页)



附图3 澄碧河流域1988—2019年生态环境质量的空间分布(第235页)



附图4 河南省2005—2018年土地利用类型(第252页)