

DOI: 10.20103/j.stxb.202210172941

袁贞贞, 王秋红, 王勇, 李维杰, 高洁, 程先, 朱大运. 多情景模拟下重庆市土地利用变化对生态系统健康的影响. 生态学报, 2023, 43(20): 8279-8291.

Yuan Z Z, Wang Q H, Wang Y, Li W J, Gao J, Cheng X, Zhu D Y. Impacts of land use change on ecosystem health in Chongqing under multi-scenario simulation. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(20): 8279-8291.

# 多情景模拟下重庆市土地利用变化对生态系统健康的影响

袁贞贞<sup>1</sup>, 王秋红<sup>1</sup>, 王勇<sup>1,\*</sup>, 李维杰<sup>2</sup>, 高洁<sup>1</sup>, 程先<sup>3</sup>, 朱大运<sup>4</sup>

<sup>1</sup> 西南大学地理科学学院, 重庆 400715

<sup>2</sup> 西华师范大学地理科学学院, 南充 637009

<sup>3</sup> 西南大学资源环境学院, 重庆 400715

<sup>4</sup> 贵州师范大学喀斯特研究院, 贵阳 550001

**摘要:** 模拟多情景下区域土地利用变化引起生态系统健康状况改变, 对优化用地格局和保障区域生态安全具有重要意义。基于重庆市 2000—2020 年土地利用和生态系统健康动态演变特征, 运用生态系统健康模型和斑块生成土地利用模拟 (PLUS) 模型模拟自然发展 (ND)、生态保护 (EP) 和城镇发展 (UD) 三种情景下土地利用变化对生态系统健康的影响程度。结果表明: (1) 2000—2020 年建设用地扩张迅速, 耕地面积减少最多, 主要向林地和建设用地转移; 生态系统健康状况整体呈现向好趋势, 但区域差异显著。(2) 2030 年土地利用类型仍以耕地、林地为主, ND、EP 和 UD 情景的建设用地规模较 2020 年分别增加 63.59%、44.54% 和 100.13%, 中心城区成为建设用地扩张集聚地。(3) 2030 年 ND 和 UD 情景的生态系统健康值较 2020 年均减小, 建设用地增加和林地减少成为其健康退化的重要原因; 而 EP 情景的健康值呈上升趋势, 与反映生态系统健康对土地利用变化响应弹性结果相反, 可见 EP 情景下的土地利用优化是实现区域生态系统健康可持续发展的有效途径。研究结果可为研究区生态系统保护管理与土地利用政策优化提供参考依据。

**关键词:** 情景模拟; 生态系统健康; 土地利用变化; 斑块生成土地利用模拟 (PLUS) 模型; 重庆市

## Impacts of land use change on ecosystem health in Chongqing under multi-scenario simulation

YUAN Zhenzhen<sup>1</sup>, WANG Qiuhong<sup>1</sup>, WANG Yong<sup>1,\*</sup>, LI Weijie<sup>2</sup>, GAO Jie<sup>1</sup>, CHENG Xian<sup>3</sup>, ZHU Dayun<sup>4</sup>

<sup>1</sup> College of Geographical Sciences, Southwest University, Chongqing 400715, China

<sup>2</sup> School of Geographical Sciences, China West Normal University, Nanchong 637009, China

<sup>3</sup> College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China

<sup>4</sup> School of Karst Science, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China

**Abstract:** Land use change profoundly influences the regional ecosystem. Due to the increase of the human activity intensity and social demand, the negative impacts on the ecosystem health will last for a long time. Simulating the change of ecosystem health caused by land use change under multi-scenario is significant for regional land use patterns optimization and ecological security protection. However, previous studies have mainly focused on the influence of land use change on ecosystem structure or services, while few have explored and predicted its impacts on ecosystem health. In this study, taking Chongqing as the study area, we first analyzed the dynamic evolution characteristics of land use and ecosystem health in

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41907042)

收稿日期: 2022-10-17; 采用日期: 2023-07-21

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wyong@swu.edu.cn

Chongqing from 2000 to 2020. Based on this, using the ecosystem health assessment model and the patch-generating land use simulation (PLUS) model, three scenarios (i.e., natural development (ND) scenario, ecological protection (EP) scenario, and urban development (UD) scenario) were performed to simulate the impacts of land use change on ecosystem health in 2030. The results show that: (1) From 2000 to 2020, the area of construction land increased, while the cultivated land area decreased, with the reduced land primarily transferring to forestland and construction land. The overall ecosystem health showed a positive trend but the regionally spatial distribution was significantly different. The level of ecosystem health in the northeast and southeast regions was higher than in the southwest region. (2) The land use types were still mainly cultivated land and forestland by 2030, and the area of construction land for ND scenario, EP scenario, and UD scenario increased significantly, with the increase of 63.59%, 44.54%, and 100.13%, respectively. The central urban area in the southwest would become the area of construction land expansion. (3) Compared with those in 2020, the ecosystem health values of ND scenario and UD scenario showed a declining trend. The expansion of construction land area and the reduction of forestland area were important factors contributing to the degradation of ecosystem health in those scenarios. However, EP scenario showed an increasing trend, which was contrary to the results that reflected the elasticity of the response of ecosystem health to land use change. Therefore, land use optimization under EP scenario was effective for the sustainable development of regional ecosystem health. In summary, the estimation of the impacts of land use change on ecosystem health with the coupling multi-model could provide valuable references and decision-making support for ecosystem protection management and land use policy optimization in the study area.

**Key Words:** scenario simulation; ecosystem health; land use change; PLUS model; Chongqing

自然生态系统为地球生命及人类生存和社会发展提供产品和服务<sup>[1-2]</sup>,而生态系统健康是指区域生态系统面对外界干扰而维持空间结构、生态过程和功能及自我调节和恢复的能力<sup>[3]</sup>。然而,随着人口增长以及城镇化进程加快,城市景观急剧扩张,导致生态系统面临着前所未有的压力<sup>[4]</sup>,土地退化、生物多样性锐减等生态问题日渐突出<sup>[5]</sup>,严重威胁区域生态系统健康及可持续发展<sup>[6]</sup>。土地利用变化是生态环境变化的重要部分,也是人类活动影响生态系统的重要方式<sup>[7]</sup>。人类改变土地利用和自然环境的强度不断增强,生态系统面临的压力和负面影响也越发突出和持久。因此,厘清生态系统健康随着时间如何变化及模拟未来土地利用变化对生态系统健康的影响,对于促进生态管理和国土空间规划具有重要意义<sup>[8-9]</sup>。

近年来,国内外学者关于土地利用变化对生态系统服务<sup>[10-11]</sup>、生态脆弱性<sup>[12]</sup>、生物多样性<sup>[13]</sup>和生态系统健康<sup>[14-15]</sup>等影响的理论研究和技術方法进行了探讨。其中,生态系统健康评估被认为是评价区域生态环境质量最直接且全面的方法<sup>[6]</sup>,活力-组织力-恢复力-服务(VORS)模型考虑生态系统完整性和生态过程<sup>[6]</sup>,被广泛用于评估生态系统健康<sup>[15]</sup>。众多学者在此评价体系内开展了不同区域、不同尺度生态系统健康的相关研究<sup>[6,9,14]</sup>,发现土地利用变化是引起生态系统健康变化的主要影响因素<sup>[14]</sup>,并探讨了土地利用景观变化对生态系统健康状态的影响<sup>[16]</sup>。由于自然系统与人类活动相互作用的复杂性,如何有效地模拟和评估土地利用变化对生态系统健康的影响仍具挑战<sup>[9]</sup>,小尺度土地利用变化及其空间效应(CLUE-S)<sup>[17]</sup>、未来土地利用模拟(FLUS)<sup>[9]</sup>、PLUS<sup>[18]</sup>、生态系统服务评估与权衡(InVEST)<sup>[17,19]</sup>等模型与地理信息系统(GIS)技术提供解决思路与技术方法。情景分析法通过设定不同自然和人文条件,揭示不同情景下的土地利用变化及对生态系统状况的影响<sup>[20]</sup>,如Li等<sup>[9]</sup>耦合VORS和FLUS模型分析多情景下土地利用变化与生态系统健康状况,并利用敏感度和耦合协调分析两者的关系;Liang等<sup>[18]</sup>利用PLUS模型预测多情景下土地利用结构,并证明与其他元胞自动机(CA)模型相比,模拟精度更高且更能反映真实景观。中国约2/3城镇位于丘陵山地地区,山地地形复杂,生态系统较为脆弱且对人为变化敏感,人类活动引起的土地利用变化改变了生态环境状况<sup>[19]</sup>。因此,亟需探讨复杂山地地形下土地利用变化对生态系统健康的影响。然而,目前以山区为载体,研究土地利用变化对生态系统健康影响程度的情景模拟和评估仍显不足,这将导致无法从生态系统完整性出发探究生态

系统状况,从而限制研究成果在山区生态保护中应用。

重庆市属于典型山地城市,地形条件复杂,导致气候特征、土壤类型和土地利用格局存在显著差异<sup>[19]</sup>。此外,重庆市喀斯特地貌发育广布,加上属于典型水土流失区,生态系统具有显著敏感性和脆弱性。近年来,快速城镇化促使自然景观持续向城市景观转变,土地利用结构发生变化,进而破坏生态系统结构和功能以及威胁城市生态系统健康发展。以重庆市为研究对象,基于 PLUS 和 VORS 模型量化未来土地利用变化及探究其对区域生态系统健康的影响。研究目标如下:(1)分析 2000—2020 年重庆市土地利用与生态系统健康水平的时空动态特征;(2)探讨不同土地利用情景模拟下生态系统健康如何发生变化;(3)揭示土地利用变化对生态系统健康的影响程度。

## 1 研究区域与数据来源

### 1.1 研究区域概况

重庆市地处长江流域上游和中国西南部( $28^{\circ}10'—32^{\circ}13'N$ ,  $105^{\circ}11'—110^{\circ}11'E$ ),包含主城都市区、渝东北三峡库区城镇群和渝东南武陵山区城镇群,共 38 个区县(图 1)。重庆市面积 8.24 万  $km^2$ ,以山地和丘陵为主,平均海拔为 869 m。属于亚热带季风性湿润气候,年均降水量为 1000—1350 mm。植被覆盖率达到 52.5%,是中国重要的生态屏障和生物栖息地<sup>[21]</sup>,生态战略地位突出。重庆市位于长江经济带和新丝绸之路经济带的交互处<sup>[22]</sup>,是成渝城市群重要核心之一。2000—2020 年,重庆市人口数从 2848.80 万人增至 3208.90 万人,涨幅达到 12.65%;国内生产总值(GDP)从 2279.80 亿元增至 25002.79 亿元,涨幅近 10 倍;城市化率从 35.59%增至 69.5%;截止 2020 年底,建成区面积已达到 1747.47  $km^2$ 。快速的经济增长和城市扩张,大量农用地和生态用地被侵占,影响生态系统稳定性和持续性。

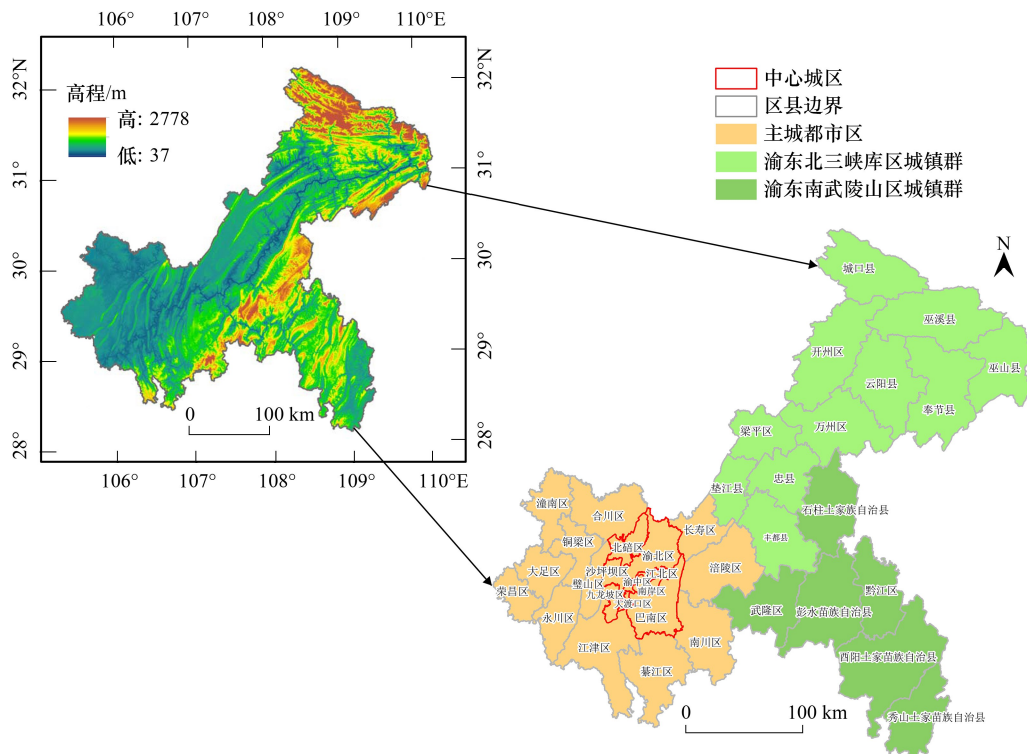


图 1 研究区概况

Fig.1 General situation of study area

### 1.2 数据来源及预处理

本文研究数据包括基础数据、生态系统健康数据集及驱动因素数据集。(1)基础数据:行政边界数据来

自国家基础地理信息中心 (<http://www.ngcc.cn/ngcc/>); 2000、2010 和 2020 年的土地利用数据 (30 m) 来源于 GlobeLand30 全球地表覆盖数据 (<http://www.globallandcover.com/>)。参考国家土地利用现状分类标准和 Liu 等研究成果<sup>[23]</sup>, 将土地利用类型分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地。(2) 评估生态系统健康涉及 2000、2010 和 2020 年的归一化植被指数和气象数据, 分别来自中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn/>)、国家地球系统科学数据中心 (<http://www.geodata.cn/data/>); 土壤数据来自寒区旱区科学数据中心 (<http://westdc.westgis.ac.cn/>), 分辨率均为 1 km。(3) PLUS 模型涉及驱动因素数据: 高程数据 (30 m) 来自地理空间数据云 (<https://www.gscloud.cn/>); 2000、2010 和 2019 年的人口密度、GDP 等来源于中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn/>); 水系、路网、公共基础设施数据来自水经注电子地图<sup>[24-25]</sup> (<http://www.rivermap.cn/>), 利用空间分析中欧式距离工具计算得到直线距离。所有空间数据通过 ArcGIS 10.2 软件投影坐标系统一为 Krasovsky\_1940\_Albers, 空间分辨率重采样为 30 m。

## 2 研究方法

### 2.1 土地利用动态度

土地利用动态度描述了研究区某一地类在一定时期内的变化速率和幅度, 对探讨土地利用时空演变特征及预测其未来发展变化具有重要意义<sup>[26]</sup>, 具体公式为:

$$K_i = \left( \frac{U_{ib} - U_{ia}}{U_{ia}} \right) \times \frac{1}{T} \times 100\% \quad (1)$$

式中,  $K_i$  为土地利用类型  $i$  的动态度指数;  $U_{ia}$ 、 $U_{ib}$  分别代表研究初期和末期土地利用类型  $i$  的面积;  $T$  为研究时段。

### 2.2 生态系统健康评价

生态系统健康既强调生态系统自然健康, 也包括能持续为人类提供生态系统服务的能力<sup>[27-28]</sup>, 本文基于 VORS 模型量化重庆市生态系统健康状况<sup>[6, 27, 29]</sup>。公式如下:

$$EHI = \sqrt{PH \times ESI} \quad (2)$$

式中,  $EHI$  为生态系统健康指数, 范围为 0 到 1。按等间隔划分五个等级<sup>[29]</sup>: 好 (0.8—1)、较好 (0.6—0.8)、一般 (0.4—0.6)、较差 (0.2—0.4) 和差 (0—0.2);  $PH$  为生态系统自然健康指数;  $ESI$  为生态系统服务指数。为消除量级和单位的差异, 需将生态系统健康指标标准化处理, 公式如下:

$$\text{正向指标: } y_j = (x_j - x_{j\min}) / (x_{j\max} - x_{j\min}) \quad (3)$$

$$\text{负向指标: } y_j = (x_{j\max} - x_j) / (x_{j\max} - x_{j\min}) \quad (4)$$

式中,  $y_j$  为  $x_j$  标准化值;  $x_j$  为指标  $j$  初始值;  $x_{j\max}$  和  $x_{j\min}$  代表指标  $j$  最大值和最小值。

#### 2.2.1 生态系统自然健康

生态系统自然健康是指生态系统组分、结构和功能的完整性<sup>[30]</sup>, 通常用活力、组织力和恢复力来衡量 (公式 5)。生态系统活力是指生态系统的新陈代谢能力或初级生产力<sup>[3, 15]</sup>, 因归一化植被指数 (NDVI) 与植被生产力呈正相关且能有效监测生态环境质量, 被广泛用于表征生态系统活力<sup>[31]</sup>。生态系统组织力主要从景观异质性和景观连通性来量化<sup>[6]</sup> (表 1)。生态系统恢复力根据不同地类赋予不同生态弹性值, 再利用土地利用类型面积加权得到区域生态系统恢复力值 (表 1), 计算公式和权重设置参考 Peng 等<sup>[6]</sup> 和 Kang 等<sup>[32]</sup> 研究成果。

$$PH = \sqrt[3]{EV \times EO \times ER} \quad (5)$$

式中,  $EV$ 、 $EO$  和  $ER$  分别代表生态系统活力、组织力和恢复力。

#### 2.2.2 生态系统服务

生态系统服务是人类直接或间接从生态系统中获取的益处<sup>[33]</sup>。基于重庆市生态环境实际情况和数据可得性, 选取土壤保持、产水服务、碳固持和生境质量四种关键服务<sup>[34]</sup>, 利用修正的通用土壤流失方程 (RUSLE)



和 InVEST 模型来量化,揭示其数量关系及时空分布格局。先对各单项生态系统服务指数标准化,再乘以各自权重,最终得到综合生态系统服务指数<sup>[35]</sup>(公式 6)。各生态系统服务具体计算方法见表 2。

$$ESI = \sum_{i=1}^n P_i \times W_i \tag{6}$$

式中, $P_i$ 为标准化处理后  $i$  项生态系统服务指数; $W_i$ 为第  $i$  项服务的权重。

表 1 生态系统自然健康计算方法及过程

Table 1 Methods and processes of ecosystem physical health assessment

| 评价因子<br>Evaluation factors             | 计算方法<br>Calculation methods         | 公式描述<br>Formula descriptions                                    |
|----------------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|
| 生态系统组织力 $EO$<br>Ecosystem organization | $EO = 0.35LH + 0.35LC + 0.30IC$     | $LH$ 为景观异质性; $LC$ 为景观连通性; $IC$ 为重要生态斑块连通性。                      |
| 生态系统恢复力 $ER$<br>Ecosystem resilience   | $ER = \sum_{i=1}^n A_i \times RC_i$ | $A_i$ 为土地利用类型 $i$ 的面积; $RC_i$ 为土地利用类型 $i$ 的弹性系数; $n$ 为土地利用类型数量。 |

表 2 生态系统服务计算方法及过程

Table 2 Methods and processes of ecosystem services

| 评价因子<br>Evaluation factors  | 计算方法<br>Calculation methods                                                  | 公式描述<br>Formula descriptions                                                                                                                                                                              |
|-----------------------------|------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 土壤保持<br>Soil conservation   | $SEDRET = R \times K \times LS \times (1 - C \times P)$                      | 基于修正的通用土壤流失方程计算 <sup>[36]</sup> , $SEDRET$ 代表土壤保持量( $t/hm^2$ ); $R$ 为降雨侵蚀因子; $K$ 为土壤侵蚀因子; $LS$ 为坡长坡度因子; $P$ 为水土保持因子; $C$ 为植被覆盖因子。                                                                         |
| 产水服务<br>Water yield         | $S_{up} = \left(1 - \frac{AET_x}{P_x}\right) \times P_x$                     | 运用 InVEST 模型中的 Water Yield 模块量化 <sup>[37]</sup> , $S_{up}$ ( $mm$ ) 代表产水量, $P_x$ 为年降雨量, $AET_x$ 为年实际蒸散量。                                                                                                  |
| 碳固持<br>Carbon sequestration | $C_{tot} = C_{above} + C_{below} + C_{soil} + C_{dead}$                      | 运用 InVEST 模型中的 Carbon 模块量化 <sup>[38]</sup> , $C_{tot}$ 为总碳储量( $t/hm^2$ ); $C_{above}$ 、 $C_{below}$ 、 $C_{soil}$ 和 $C_{dead}$ 分别是地上生物碳、地下生物碳、土壤有机碳和死亡有机碳。                                                 |
| 生境质量<br>Habitat quality     | $Q_{sj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{sj}^z}{D_{sj}^z + K^z}\right)\right]$ | 运用 InVEST 模型的 Habitat Quality 模块量化,基于土地利用数据设定外界因子威胁强度和威胁因子敏感度 <sup>[39]</sup> 。 $Q_{sj}$ 代表土地利用类型 $j$ 中栅格 $x$ 的生境质量; $H_j$ 是土地利用类型 $j$ 的生境适宜度; $D_{sj}$ 是土地利用类型 $j$ 中栅格 $x$ 的生境退化度; $K$ 为半饱和系数; $Z$ 值为常数。 |

### 2.3 PLUS 模型

PLUS 模型是在传统 CA 模型基础上提出的新的斑块生成土地利用模拟模型,包括基于土地扩张分析策略(LEAS)的转化规则挖掘框架和基于多类型随机斑块种子(CARS)的 CA 模型两大模块<sup>[18]</sup>。

#### 2.3.1 土地利用变化驱动因素选择

土地利用变化是由自然环境、社会经济等多种因素综合作用的结果<sup>[40]</sup>。考虑驱动因子的易获取性、可量化性和地域分异性等原则<sup>[41]</sup>,参考已有研究<sup>[41—42]</sup>和重庆市实际土地利用状况,分别从自然因素(高程、坡度、坡向和降水)、社会经济因素(人口密度、国内生产总值和建设密度)和可达性因素(距乡镇中心、区县中心距离;距火车站、机场距离;距铁路、高速公路、国道、省道、县道、乡镇村道距离;距水系距离)三方面选取 18 个驱动因素。

#### 2.3.2 情景设定

土地是承载人类生产生活空间的重要载体,土地利用类型变化及空间分布特征取决于重庆市国土空间规划政策调整、城镇发展和生态环境的重要性与脆弱性<sup>[20]</sup>,本文设定自然发展(ND)、生态保护(EP)和城镇发展(UD) 3 种情景(表 3)。

#### 2.3.3 参数设置及精度检验

利用 LEAS 模块随机森林算法逐一一对土地利用变化驱动因素进行挖掘,获得各地类的发展概率。然后设

定不同的土地利用需求和成本矩阵,并依据领域权重值,在发展概率约束下,运行 CARS 模块得到土地利用模拟图。2020 年土地利用需求根据实际土地利用栅格数而得,运用马尔科夫链方法预测 2030 年土地利用需求。成本矩阵反映了不同地类的相互转换难度和倾向性,0 表示不允许转换,1 表示允许转换,根据不同情景转换原则及相关研究而设置<sup>[41-42]</sup>。邻域权重参数描述不同地类的扩张强度,值越大表示该地类扩张强度越大,对邻域影响则越大<sup>[45]</sup>,根据各地类扩张面积占比来确定<sup>[42]</sup>。将 2020 年土地利用模拟预测图同实际土地利用类型图精度检验,Kappa 系数为 0.83,精度较高,满足模拟要求,能较为准确地预测 2030 年土地利用模式。

表 3 重庆市土地利用变化情景模式及描述

Table 3 Scenarios and descriptions of land use change in Chongqing

| 情景模式<br>Scenario modes                   | 情景描述<br>Scenario descriptions                                                                                                                                                                                                                                             |
|------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 自然发展情景<br>Natural development scenario   | 以 2000—2020 年土地利用类型扩张速度为依据,不改变土地利用转换概率。                                                                                                                                                                                                                                   |
| 生态保护情景<br>Ecological protection scenario | 遵循生态保护原则,将重庆市生态保护红线区(2.05 万 km <sup>2</sup> )、自然保护区等作为限制扩张区域。参考 Markon 转移矩阵 <sup>[43]</sup> ,林地、草地向建设用地的转换概率减少 50%,减少的用地增加给林地、草地;耕地向建设用地的转换概率减少 30%,林地向耕地的转换概率减少 50%,将两者减少的部分加入耕地向林地转化的概率之中 <sup>[44]</sup> 。                                                             |
| 城镇发展情景<br>Urban development scenario     | 重庆市处于城市化和经济快速发展和转型阶段,依据城市扩张和经济发展需求的同时,参考《重庆市人民政府关于印发重庆市筑牢长江上游重要生态屏障“十四五”建设规划(2021—2025 年)的通知》要求,将城镇开发边界面积控制在 6700 km <sup>2</sup> 。耕地向建设用地转换概率增加 60%,增加用地从耕地减除,占新增建设用地面积的 86.47%;草地、林地向建设用地转换概率增加 50%,两者转为建设用地面积占新增建设用地面积的 7.35%,主要集中在缓坡地带,增加用地从草地、林地减除 <sup>[44]</sup> 。 |

2.4 生态弹性分析

弹性反映了一个变量对于另一个变量的响应程度的指标<sup>[10]</sup>,基于经济学的弹性公式,探讨生态系统健康对土地利用变化的影响。公式如下:

$$EET = \left| \frac{\frac{EHI_j - EHI_i}{EHI_i} \times \frac{1}{T} \times 100\%}{LTP} \right| \tag{7}$$

$$LTP = \left| \frac{\sum_{n=1}^n \Delta LCA_i}{\sum_{n=1}^n LCA_i} \times \frac{1}{T} \times 100\% \right| \tag{8}$$

式中,EET 为生态系统健康对土地利用变化的响应弹性,EHI<sub>i</sub>、EHI<sub>j</sub>分别代表第*i*年和第*j*年的生态系统健康指数;LTP 为土地转换的比例,ΔLCA<sub>i</sub>为土地利用类型*i*的转换面积,LCA<sub>i</sub>为土地利用类型*i*的面积。

3 结果分析

3.1 土地利用与生态系统健康水平时空变化

3.1.1 土地利用变化分析

重庆市土地利用类型以耕地和林地为主,其次是草地和建设用地,水域和未利用地面积最小(图 2)。林地集中于渝东南和渝东北海拔较高的山区,耕地多分布在中部和西南部低山丘陵区,建设用地主要在中心城区及其他区县中心(图 3)。2000—2020 年间,建设用地空间扩张最为显著(图 3),增加 2065.64 km<sup>2</sup>,动态度高达 17.95%,反映出重庆市近 20 年快速的城镇化进程;耕地以倒“V”字型下降,草地退化面积大于扩大面积,两者总体态势仍以下降为主,其动态度分别减少 0.24%和 1.03%;林地面积在研究期内增加 1020.78 km<sup>2</sup>;水域面积在 20 年间增加 315.26 km<sup>2</sup>,其动态度为 1.59%。耕地转为建设用地面积为 1845.70 km<sup>2</sup>,仅

61.01 km<sup>2</sup>的建设用地转为耕地,表明耕地和建设用地之间相互转换显著不平衡。

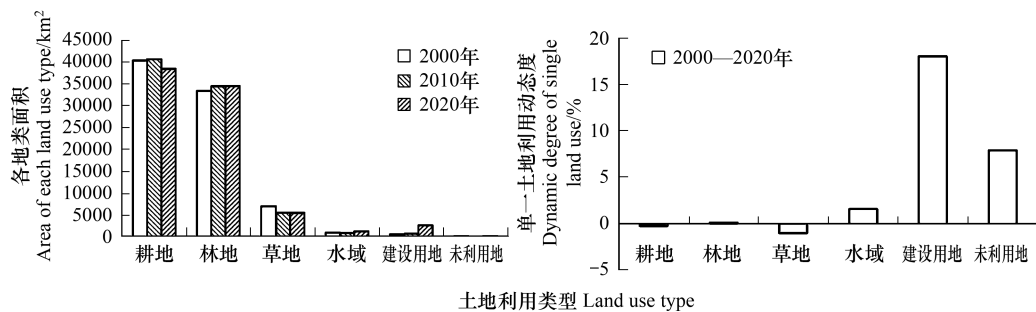


图 2 2000—2020 年重庆市土地利用面积和土地利用动态度

Fig.2 Changes in land use area and single land use dynamics in Chongqing from 2000 to 2020

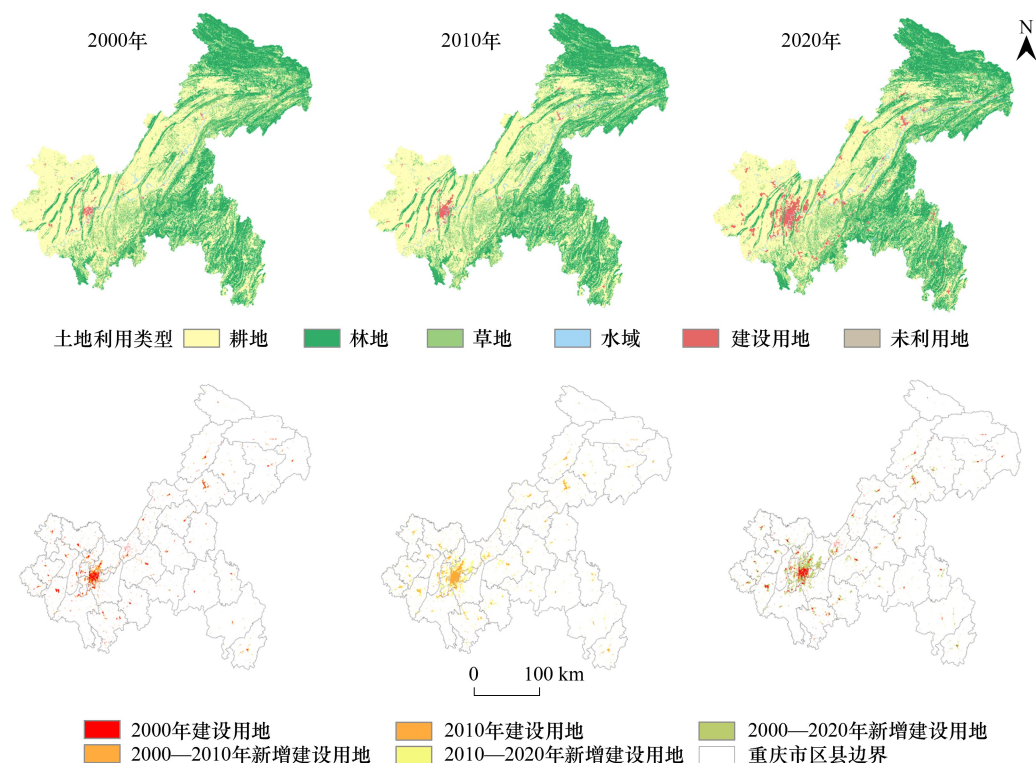


图 3 2000—2020 年重庆市土地利用现状分布图

Fig.3 Distribution of land use patterns in Chongqing from 2000 to 2020

### 3.1.2 生态系统健康水平变化分析

生态系统健康平均值由 2000 年的 0.59 增长至 2020 年的 0.62,说明重庆市生态系统健康状况呈缓慢变好的趋势。研究期间,健康状况好的面积持续增加 13309.01 km<sup>2</sup>,与林地空间分布基本一致(图 4)。健康状况一般的面积占比由 2000 年的 21.20%增长至 2020 年的 42.79%,主要分布在中西部的耕地上;而较差等级的面积占比由 2000 年的 29.35%降低至 2020 年的 5.64%;健康状况差的面积呈持续扩张态势(增加 2048.98 km<sup>2</sup>),集中在中心城区及其他区县城市化地区(图 4)。通过 2020 与 2000 年生态系统健康指数相减,生态系统健康改善(>0)面积占总面积的 89.06%,远远高于恶化(<0)面积。

2000—2020 年,林地、水域和未利用地面积正向增加导致对应生态系统健康动态度为正值,而草地呈现相反

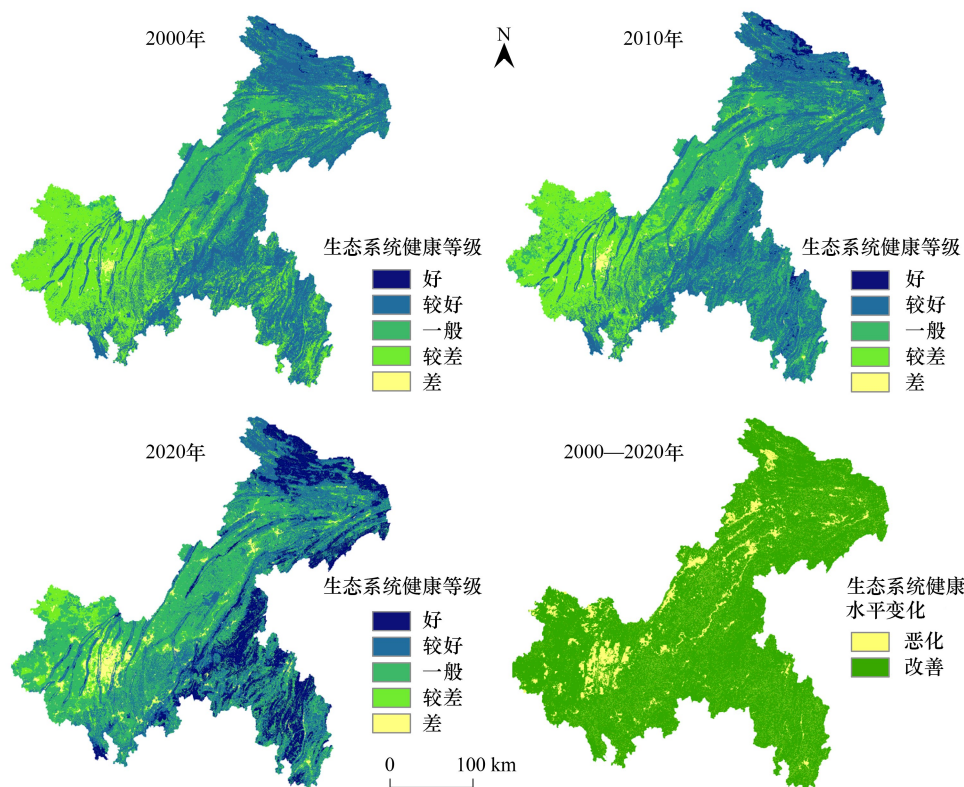


图4 2000—2020年重庆市生态系统健康水平时空分布

Fig.4 Spatiotemporal distribution of ecosystem health level in Chongqing from 2000 to 2020

趋势(图5),其中水域、草地和林地对应的健康动态度分别为0.45%、-0.37%和0.42%,说明未来应加强对林地、草地和水域景观的保护。然而,建设用地面积的增加使生态系统健康负向减少加剧,其健康动态度为-0.94%,建设用地的扩张是影响重庆市生态系统健康状况的重要因素之一。耕地面积负向减少使健康正向增加,其面积和健康动态度分别为-0.24%、0.32%,原因是耕地斑块的破碎度持续降低、由分散逐渐变为集聚<sup>[46]</sup>。

### 3.2 多情景模拟下的土地利用与生态系统健康时空变化

#### 3.2.1 多情境模拟下的土地利用变化分析

图6和图7分别显示多情景下2030年土地利用类型空间分布及变化情况。相比2020年,建设用地面积在三种情景下均以城市建成区为中心向周边地区不同程度的扩张,UD情景(100.13%)>ND情景(63.59%)>EP情景(44.54%);不同情景下耕地面积均呈现萎缩趋势,相较2020年UD情景下降幅度最大为7.01%、其次是EP情景为6.50%;ND情景的林地、草地分别减少63.45 km<sup>2</sup>和89.73 km<sup>2</sup>,UD情景的林地、草地减少95.95 km<sup>2</sup>和98.50 km<sup>2</sup>,而EP情景的林地面积增加1018.85 km<sup>2</sup>,主要在研究区东北部和东南部海拔较高的山区;三种情景中水域面积相差变化不大,其变化率为18.73%。

#### 3.2.2 基于未来土地利用情景的生态系统健康变化

2030年在ND、EP和UD情景下生态系统健康平均值分别为0.61、0.62和0.60,较2020年,仅EP情景平

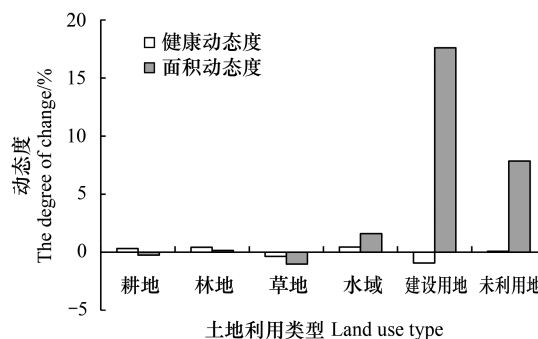


图5 2000—2020年重庆市土地利用变化对生态系统健康影响的动态度分析

Fig.5 Dynamic analysis of the impact of land use change on ecosystem health in Chongqing from 2000 to 2020



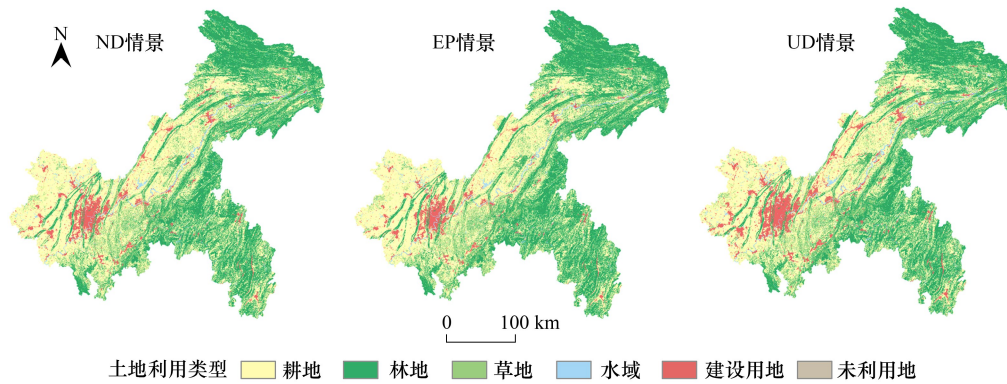


图 6 2030 年三种情景模拟下的土地利用类型空间分布

Fig.6 Spatial distribution of land use types under three scenarios in 2030

ND:自然发展;EP:生态保护;UD:城镇发展

均健康值稳步上升(0.32%)。EP 情景中林地的平均健康值最大为 0.79,建设用地最低为 0.04;三种情景中草地均为 0.71(表 4)。EP 情景中有利于促进生态系统健康的林地和草地等生态用地面积占比最高(49.69%),而抑制生态系统健康的建设用地面积占比最低(4.63%),因此其健康值最高且稳步上升。

三种情景的生态系统健康状况在空间分布上相对一致(图 8),健康状况较好和好的区域多分布在大巴山区、巫山、武陵山西北部和大娄山区,土地利用类型以林地为主;健康状况一般的区域主要在中部和西南部耕地区域;健康状况较差和差的区域集中在城镇建成区及周边地区。相比 2020 年,三种情景的健康状况好、一般和较差的面积均有所下降;健康状况差的面积变化率均呈增加趋势,UD 情景(109.35%)>ND 情景(62.66%)>EP 情景(36.51%);EP 情景较好等级的面积增幅最大为7.10%(图 9)。

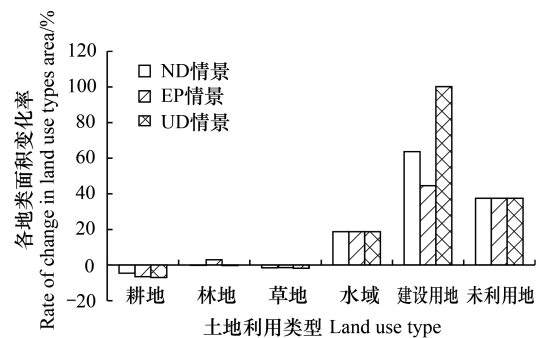


图 7 2020—2030 年三种情景下土地利用面积变化率

Fig.7 Change rates of land use area under three scenarios from 2020 to 2030

表 4 2030 年三种情景下土地利用类型的平均生态系统健康指数值

Table 4 Average ecosystem health index values of land use types under three scenarios in 2030

| 土地利用类型<br>Land use type | 自然发展情景<br>Natural development scenario | 生态保护情景<br>Ecological protection scenario | 城镇发展情景<br>Urban development scenario |
|-------------------------|----------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------------|
| 耕地 Cultivated land      | 0.51                                   | 0.51                                     | 0.52                                 |
| 林地 Forest land          | 0.78                                   | 0.79                                     | 0.77                                 |
| 草地 Grassland            | 0.71                                   | 0.71                                     | 0.71                                 |
| 水域 Water body           | 0.49                                   | 0.48                                     | 0.45                                 |
| 建设用地 Construction land  | 0.05                                   | 0.04                                     | 0.07                                 |
| 未利用地 Bare land          | 0.52                                   | 0.54                                     | 0.46                                 |

### 3.3 土地利用变化对生态系统健康影响的弹性分析

本文利用生态弹性系数来分析不同地类变化对生态系统健康的影响程度。弹性值越高,表示生态系统健康对土地利用变化的敏感性越高,即土地利用变化的微小变化可能导致生态系统健康的大幅变化<sup>[11]</sup>。总体来看,2020—2030 年期间,ND、EP 和 UD 情景弹性值分别为 0.24、0.06 和 0.32,表明在 1%的土地利用变化将导致生态系统健康平均变化分别为 0.24%、0.06%和 0.32%。从三种情景下不同地类的生态弹性系数来看,林

地转变成生态系统健康变化的关键因素,ND、UD 和 EP 情景中 1%的林地面积转变将分别引起 10.29%、9.08%和 0.43%的健康变化;其次是建设用地,1%的建设用地面积转变将分别致使 0.52%、0.10%和 0.72%的健康变化;而 EP 情景中不同地类的弹性系数均较低(表 5)。

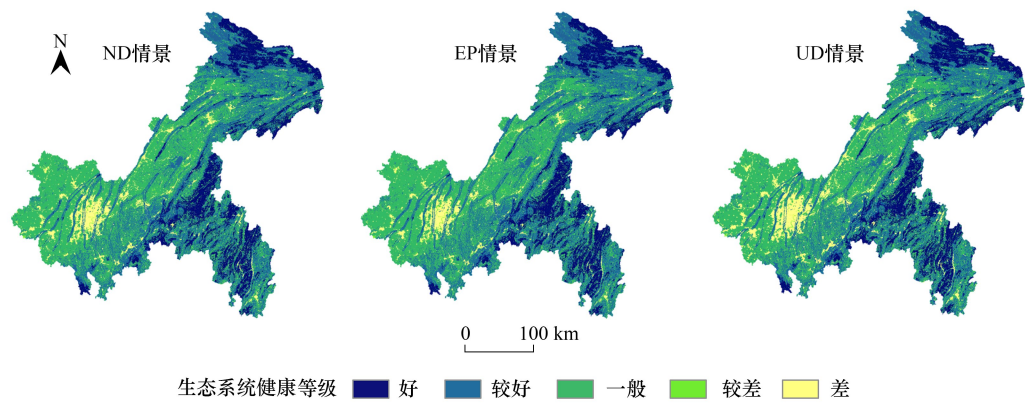


图 8 2030 年三种情景下生态系统健康空间分布  
Fig.8 Spatial distribution of ecosystem health level under three scenarios in 2030

4 讨论

本文以探讨土地利用变化对生态系统健康影响为主要抓手,在系统剖析过去土地利用和生态系统健康时空演变特征的基础上,通过土地利用未来情景模拟,从长时间序列、系统性视角探索生态系统健康对土地利用变化的响应,可为决策者制定生态保护与管理模式及生态与社会经济协调发展提供多种依据<sup>[47]</sup>。以往研究多是研究历史时期生态系统健康评估和探讨土地利用与生态组分(如生态系统服务)的相互作用<sup>[29,42]</sup>,对研究山地复杂地形下土地利用变化对生态系统健康影响的情景模拟和评估相对不足。因此,本文基于生态系统健康模型和多情景土地利用模拟预测并探讨了山地城市未来土地利用变化对生态系统健康的影响,丰富了其研究体系。

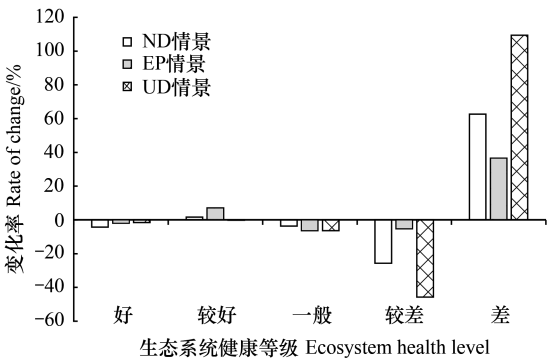


图 9 2020—2030 年三种情景下的生态系统健康面积变化率  
Fig.9 Change rates of ecosystem health area under three scenarios from 2020 to 2030

表 5 2030 年三种情景下不同地类的生态弹性系数

Table 5 Eco-elastic coefficients of different land use types under three scenarios in 2030

| 土地利用类型<br>Land use types | 自然发展情景<br>Natural development scenario | 生态保护情景<br>Ecological protection scenario | 城镇发展情景<br>Urban development scenario |
|--------------------------|----------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------------|
| 耕地 Cultivated land       | 0.61                                   | 0.22                                     | 0.57                                 |
| 林地 Forest land           | 10.29                                  | 0.43                                     | 9.08                                 |
| 草地 Grassland             | 0.17                                   | 0.29                                     | 0.16                                 |
| 水域 Water body            | 0.14                                   | 0.06                                     | 0.27                                 |
| 建设用地 Construction land   | 0.52                                   | 0.10                                     | 0.72                                 |
| 未利用地 Bare land           | 0.61                                   | 0.22                                     | 0.57                                 |

近二十年来,由于快速城市化和大规模生态修复工程的实施,导致重庆市土地利用格局发生较大变化<sup>[19]</sup>。土地利用与生态系统健康之间存在复杂的交互关系已得到广泛认可<sup>[9,14]</sup>。2000—2020 年期间,重庆

市生态系统健康整体呈现缓慢向好的态势,与 Li 等<sup>[22]</sup>结果一致。这是因为退耕还林还草等生态工程实施以及三峡库区蓄水等,导致林地、水域等生态用地面积的增加,抵御了快速城市化带来的生态系统退化和健康水平下降的负面影响<sup>[29]</sup>。研究区生态系统健康呈现显著的空间异质性,渝东南和渝东北山区健康状况较好,西南部中心城区及其他区县建成区健康状况较差(图 3)。山区人类活动较少,加上生态保护政策,使得生态系统抵抗力和恢复力增强,生物多样性、固碳和土壤保持等生态功能得到提升;建成区社会经济快速发展和城市化进程不断推进,人类活动干扰相对强烈,加剧生态保护、城镇空间拓展和土地利用结构之间的矛盾<sup>[48]</sup>。

情景分析能清楚预测未来特定土地利用变化对生态系统健康的长期影响<sup>[19]</sup>。在 ND 和 UD 情景中,2030 年低海拔地区城市面积呈增长趋势,而林地等生态用地增幅不明显(图 7),导致相较 2020 年生态系统健康退化,主要由于两情景建设用地扩张吞噬耕地等生态用地,土地利用变化剧烈,对生态系统干扰较强,生态系统面对外力冲击而表现出抵抗力和恢复力较弱,土地利用变化与生态系统健康之间矛盾加深。EP 情景生态系统健康指数呈上升趋势,归因于林地面积得到大幅度增加(图 7),侧面也反映出重庆市生态环境保护修复的重要性,未来亟需严格管控生态功能区和实施退耕还林生态工程。由此可见 EP 情景符合将重庆市打造为山清水秀美丽之地的生态战略部署,是实现区域可持续发展的有效模式。

基于此,针对如何实现重庆市生态系统健康管理可持续发展,本文因地制宜地提出相关政策建议,即将提升生态系统健康水平和优化土地利用结构相结合:重庆中心城区和其他区县建成区应注重调整和优化土地利用结构,实现城市土地集约利用,严格控制城镇开发边界,同时实施生态修复,加强绿色基础设施建设,促进经济高质量发展和生态环境质量提高<sup>[49]</sup>;渝东南和渝东北山区未来亟需严格管控生态功能区和持续实施退耕还林还草等生态工程;中西部丘陵区,属于耕地密集区,应注意土地退化和农田污染,保护耕地资源,在保障粮食安全的同时防止生态系统退化。

本文基于 VORS 模型量化生态系统健康指数,但由于数据获取的限制,仅考虑产水服务、土壤保持、碳固存和生境质量四种典型服务,未来研究应加强对生态系统服务的全面测度,并丰富生态系统健康的指标构建,如考虑生态系统服务需求等社会经济因素。PLUS 模型选取的驱动因素易受到数据可获得性影响<sup>[41]</sup>,综合考虑多种土地利用变化影响因素,以提高模拟预测的准确性将是下一步工作的重点。

## 5 结论

本文在分析 2000—2020 年重庆市土地利用与生态系统健康的基础上,运用 PLUS 和 VORS 模型预测和评估不同土地利用情景下生态系统健康时空变化趋势,并探讨了土地利用变化对生态系统健康的影响程度,得出以下结论:

(1) 2000—2020 年重庆市建设用地面积扩张迅速,面积增长 360%,反映出重庆市快速城镇化进程。耕地和草地面积负向变化明显,主要向建设用地和林地转换;生态系统健康状况整体呈现向好趋势,其健康状况空间异质性显著。

(2) 2030 年 3 种情景中建设用地规模均增幅明显,成为重庆市未来土地利用变化主要特征,并以现有建成区为中心向外扩张;EP 情景中生态空间得到有效保护,林地面积增幅显著。

(3) 2020—2030 年健康值仅 EP 情景稳步上升,而该情景下生态系统健康对土地利用变化响应弹性结果最低。林地面积损失和建设用地面积增加成为 ND 与 UD 情景生态系统健康恶化的重要原因,可见 EP 情景是实现区域可持续发展的有效发展模式。

## 参考文献(References):

- [ 1 ] de Groot R S, Wilson M A, Boumans R M J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 2002, 41(3): 393-408.
- [ 2 ] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 1998, 25(1): 3-15.

- [ 3 ] Rapport D J, Costanza R, McMichael A J. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 1998, 13(10): 397-402.
- [ 4 ] Liu W, Zhan J Y, Zhao F, Yan H M, Zhang F, Wei X Q. Impacts of urbanization-induced land-use changes on ecosystem services: a case study of the Pearl River Delta Metropolitan Region, China. *Ecological Indicators*, 2019, 98: 228-238.
- [ 5 ] Chen Y Z, Lu H W, Li J, Xia J. Effects of land use cover change on carbon emissions and ecosystem services in Chengyu urban agglomeration, China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 2020, 34(8): 1197-1215.
- [ 6 ] Peng J, Liu Y X, Wu J S, Lv H L, Hu X X. Linking ecosystem services and landscape patterns to assess urban ecosystem health: a case study in Shenzhen City, China. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 143: 56-68.
- [ 7 ] Li Y F, Zhan J Y, Liu Y, Zhang F, Zhang M L. Response of ecosystem services to land use and cover change: a case study in Chengdu City. *Resources, Conservation and Recycling*, 2018, 132: 291-300.
- [ 8 ] Nelson E, Sander H, Hawthorne P, Conte M, Ennaanay D, Wolny S, Manson S, Polasky S. Projecting global land-use change and its effect on ecosystem service provision and biodiversity with simple models. *PLoS One*, 2010, 5(12): e14327.
- [ 9 ] Li W J, Wang Y, Xie S Y, Cheng X. Spatiotemporal evolution scenarios and the coupling analysis of ecosystem health with land use change in Southwest China. *Ecological Engineering*, 2022, 179: 106607.
- [ 10 ] Song W, Deng X Z. Land-use/land-cover change and ecosystem service provision in China. *Science of the Total Environment*, 2017, 576: 705-719.
- [ 11 ] Rahman M M, Szabó G. Impact of land use and land cover changes on urban ecosystem service value in Dhaka, Bangladesh. *Land*, 2021, 10(8): 793.
- [ 12 ] 廖炜, 李璐, 吴宜进, 史志华. 丹江口库区土地利用变化与生态环境脆弱性评价. *自然资源学报*, 2011, 26(11): 1879-1889.
- [ 13 ] Seto K C, Güneralp B, Hutyra L R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(40): 16083-16088.
- [ 14 ] He J H, Pan Z Z, Liu D F, Guo X N. Exploring the regional differences of ecosystem health and its driving factors in China. *Science of the Total Environment*, 2019, 673: 553-564.
- [ 15 ] Costanza R, Norton B, Haskell B. Ecosystem health new goals for environmental management. *Bulletin of Science Technology & Society*, 1994, 14: 230-231.
- [ 16 ] 李凤, 周文佐, 邵周玲, 周新尧, 付小丽. 2000—2018 年西秦岭景观格局变化及生态系统健康评价. *生态学报*, 2023, 43(4): 1338-1352.
- [ 17 ] Lang Y Q, Song W. Quantifying and mapping the responses of selected ecosystem services to projected land use changes. *Ecological Indicators*, 2019, 102: 186-198.
- [ 18 ] Liang X, Guan Q F, Clarke K C, Liu S S, Wang B Y, Yao Y. Understanding the drivers of sustainable land expansion using a patch-generating land use simulation (PLUS) model: a case study in Wuhan, China. *Computers Environment and Urban Systems*, 2021, 85: 101569.
- [ 19 ] Gao J, Tang X G, Lin S Q, Bian H Y. The influence of land use change on key ecosystem services and their relationships in a mountain region from past to future (1995 - 2050). *Forests*, 2021, 12(5): 616.
- [ 20 ] 林媚珍, 刘汉仪, 周汝波, 龚建周. 多情景模拟下粤港澳大湾区生态系统服务评估与权衡研究. *地理研究*, 2021, 40(9): 2657-2669.
- [ 21 ] Li Y C, Liu C X, Zhang H, Gao X. Evaluation on the human settlements environment suitability in the Three Gorges Reservoir Area of Chongqing based on RS and GIS. *Journal of Geographical Sciences*, 2011, 21(2): 346-358.
- [ 22 ] Li W J, Wang Y, Xie S Y, Cheng X. Coupling coordination analysis and spatiotemporal heterogeneity between urbanization and ecosystem health in Chongqing municipality, China. *Science of the Total Environment*, 2021, 791: 148311.
- [ 23 ] Liu J Y, Zhang Z X, Xu X L, Kuang W H, Zhou W C, Zhang S W, Li R D, Yan C Z, Yu D S, Wu S X, Jiang N. Spatial patterns and driving forces of land use change in China during the early 21st century. *Journal of Geographical Sciences*, 2010, 20(4): 483-494.
- [ 24 ] 顾康康, 朱鹏祥, 宁杨, 汪斐. 基于绿色出行理念的合肥市区空气污染分区调控研究. *地理科学*, 2019, 39(8): 1312-1320.
- [ 25 ] 张晶飞, 张丽君, 秦耀辰, 王霞, 孙莹莹, 荣培君. 知行分离视角下郑州市居民低碳行为影响因素研究. *地理科学进展*, 2020, 39(2): 265-275.
- [ 26 ] 王秀兰, 包玉海. 土地利用动态变化研究方法探讨. *地理科学进展*, 1999, 18(1): 81-87.
- [ 27 ] Peng J, Liu Y X, Li T Y, Wu J S. Regional ecosystem health response to rural land use change: a case study in Lijiang City, China. *Ecological Indicators*, 2017, 72: 399-410.
- [ 28 ] Rapport D J. Ecosystem services and management options as blanket indicators of ecosystem health. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1995, 4(2): 97-105.
- [ 29 ] Pan Z Z, He J H, Liu D F, Wang J W. Predicting the joint effects of future climate and land use change on ecosystem health in the Middle Reaches of the Yangtze River Economic Belt, China. *Applied Geography*, 2020, 124: 102293.
- [ 30 ] Wicklum D, Davies R W. Ecosystem health and integrity? *Canadian Journal of Botany*, 1995, 73(7): 997-1000.



- [31] Wang X, Tan K, Chen B Z, Du P J. Assessing the spatiotemporal variation and impact factors of net primary productivity in China. *Scientific Reports*, 2017, 7: 44415.
- [32] Kang P, Chen W P, Hou Y, Li Y Z. Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment: a case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration. *Science of the Total Environment*, 2018, 636: 1442-1454.
- [33] 傅伯杰, 于丹丹. 生态系统服务权衡与集成方法. *资源科学*, 2016, 38(1): 1-9.
- [34] Pan Z Z, He J H, Liu D F, Wang J W, Guo X N. Ecosystem health assessment based on ecological integrity and ecosystem services demand in the Middle Reaches of the Yangtze River Economic Belt, China. *Science of the Total Environment*, 2021, 774: 144837.
- [35] 潘竞虎, 王云. 基于 CVOR 和电路理论的讨赖河流域生态安全评价及生态格局优化. *生态学报*, 2021, 41(7): 2582-2595.
- [36] 许月卿, 邵晓梅. 基于 GIS 和 RUSLE 的土壤侵蚀量计算——以贵州省猫跳河流域为例. *北京林业大学学报*, 2006, 28(4): 67-71.
- [37] Zhang L, Dawes W, Walker G. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 2001, 37(3): 701-708.
- [38] 李义平. 基于地表覆被变化的黔东南碳储量时空动态变化研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2020.
- [39] 褚琳, 张欣然, 王天巍, 李朝霞, 蔡崇法. 基于 CA-Markov 和 InVEST 模型的城市景观格局与生境质量时空演变及预测. *应用生态学报*, 2018, 29(12): 4106-4118.
- [40] 李孝永, 匡文慧. 京津冀 1980—2015 年城市土地利用变化时空轨迹及未来情景模拟. *经济地理*, 2019, 39(3): 187-194, 200.
- [41] 张晓瑶, 张潇, 李冬花, 陆林, 虞虎. 城市土地利用变化对生态系统服务价值影响的多情景模拟——以深圳市为例. *生态学报*, 2022, 42(6): 2086-2097.
- [42] 欧阳晓, 贺清云, 朱翔. 多情景下模拟城市群土地利用变化对生态系统服务价值的影响——以长株潭城市群为例. *经济地理*, 2020, 40(1): 93-102.
- [43] 曾辉, 高凌云, 夏洁. 基于修正的转移概率方法进行城市景观动态研究——以南昌市区为例. *生态学报*, 2003, 23(11): 2201-2209.
- [44] 王秋红. 基于 LUCC 的重庆市生态系统健康多尺度评价及模拟研究[D]. 重庆: 西南大学, 2022.
- [45] 王保盛, 陈华香, 董政, 祝薇, 邱全毅, 唐立娜. 2030 年闽三角城市群土地利用变化对生态系统水源涵养服务的影响. *生态学报*, 2020, 40(2): 484-498.
- [46] 崔闪闪, 刘庆, 王静. 滨海开发带景观格局指数的尺度效应及对土地利用变化的响应——以江苏省大丰市为例. *地理与地理信息科学*, 2016, 32(6): 87-93.
- [47] Wang Y, Li X M, Zhang Q, Li J F, Zhou X W. Projections of future land use changes: multiple scenarios-based impacts analysis on ecosystem services for Wuhan city, China. *Ecological Indicators*, 2018, 94: 430-445.
- [48] 陈万旭, 赵雪莲, 钟明星, 李江风, 曾杰. 长江中游城市群生态系统健康时空演变特征分析. *生态学报*, 2022, 42(1): 138-149.
- [49] Mo W B, Wang Y, Zhang Y X, Zhuang D F. Impacts of road network expansion on landscape ecological risk in a megacity, China: a case study of Beijing. *Science of the Total Environment*, 2017, 574: 1000-1011.