

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.04.026

信江流域生态健康预测分析

徐 昕^{1,2}, 陈青生¹, 董 壮¹, 贾东远¹, 李 成³

(1. 河海大学水利水电学院, 江苏 南京 210098; 2. 湖北省水利水电规划勘测设计研究院, 湖北 武汉 430064;
3. 河海大学港口海岸与近海工程学院, 江苏 南京 210098)

摘要: 将压力-状态-响应 (pressure-state-response, PSR) 模型、网络层次分析法 (analytic network process, ANP) 和元胞自动机—马尔科夫模型 (cellular automaton-Markov, CA-Markov) 模型 3 种方法进行耦合, 建立流域生态健康预测模型。基于 1990、2000、2010 和 2020 年的资料, 选用物元分析法、TOPSIS 法以及模糊综合评价法对信江流域生态健康进行分析。结果显示: 1990—2000 年, 信江流域生态健康状态为 I 等, 处于“很健康”水平; 2001—2010 年, 信江流域的生态健康状况持续恶化, 达到 V 等, 处于“病态”水平; 但预测结果显示在 21 世纪 20 年代, 信江流域健康得到改善并上升至 III 等, 达到“亚健康”水平, 虽有所好转, 但是仍需重视健康管理和维护。

关键词: 压力-状态-响应模型; 网络层次分析法; 元胞自动机—马尔科夫模型; 物元分析法; 信江流域
中图分类号: TV211.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-6933(2016)04-0154-06

Prediction and analysis on ecological health of Xinjiang Basin

XU Xin^{1,2}, CHEN Qingsheng¹, DONG Zhuang¹, JIA Dongyuan¹, LI Cheng³

(1. College of Water Conservancy and Hydropower Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China;
2. Hubei Provincial Water Resources and Hydropower Planning Survey and Design Institute, Wuhan 430064, China;
3. College of Harbour, Coastal and Offshore Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: A model for prediction of a basin's ecological health was established through the coupling of three methods, including the pressure-state-response (PSR) model, the analytic network process (ANP) model, and the cellular automaton-Markov (CA-Markov) model. Based on data from the years 1990, 2000, 2010, and 2020, the matter element analysis method, the TOPSIS method, and the fuzzy comprehensive evaluation method were used to analyze the ecological health of the Xinjiang Basin. The results show that, from 1990 to 2000, the ecological health status of the Xinjiang Basin was at the grade I level, which was a very healthy status, and from 2001 to 2010, the basin's ecological health status continuously deteriorated, reaching the grade V level, which was an unhealthy status. The prediction results show that, in the 2020s, the ecological health status of the Xinjiang Basin will improve, reaching the grade III level, which is a sub-healthy status. Although the status will have improved, it is necessary to pay a high degree of attention to the management and maintenance of the basin's ecological health.

Key words: PSR; ANP; CA-Markov; method of matter element analysis; Xinjiang Basin

随着生态环境的破坏日益加剧, 流域生态健康评价已成为一个涉及内容较广、影响因素较多的跨领域研究热点, 当前我国关于流域生态健康评价尚

处于起步阶段, 研究方法还不够成熟, 众多研究人员提出制定评价标准的迫切性, 遗憾的是至今还没有对评价标准有一个理想的、统一的共识。Beck^[1]认

作者简介: 徐昕 (1991—), 男, 硕士研究生, 研究方向为环境水力学。E-mail: xuxin2785@163.com

通信作者: 董壮, 讲师, 博士。E-mail: 1063904593@qq.com

为流域水质是流域生命,应当注重流域水质的评价; Conway^[2]提出流域土地利用与流域生态系统健康息息相关;刘国彬等^[3]采用层次分析法构建了黄土丘陵区小流域生态经济系统健康评价体系;方庆等^[4]基于压力-状态-响应 (pressure-state-response, PSR)模型构建了符合唐山地区生态系统特性的健康评价体系;谈娟娟等^[5]对滦河流域生态健康演变趋势进行了尝试性地探索。尽管针对流域生态健康评价方法的研究愈来愈多,但涉及流域生态健康预测分析的研究甚少,笔者在前人研究的基础上,提出了一种新的流域健康预测分析模型,并将此模型运用于信江流域未来数年的生态健康的预测。

1 流域概况

信江是鄱阳湖水系 5 大河流之一,又名上饶江,古名余水,发源于浙赣两省交界的怀玉山南的玉山水和武夷山北麓的丰溪,在上饶汇合后始称信江。全长 313 km,流域面积 17 600 km²。信江上游沿岸以中低山为主,地形起伏较大;中游为信江盆地,其边缘地势由北、东、南 3 面渐次向中间降低,并向西倾斜;下游为鄱阳湖冲积平原区,地势平坦开阔^[6]。信江径流量全年分布很不均衡,季节性变化较大,最大月径流量是最小月径流量的近 11 倍。

2 研究方法

根据 PSR 模型建立信江流域生态健康评价指标体系,选用网络层次分析法 (analytic network process, ANP)对已建立的评价指标进行赋权,最后通过元胞自动机-马尔科夫模型 (cellular automaton-Markov, CA-Markov)模型对评价指标的数值进行模拟和预测。

2.1 PSR 模型与评价指标体系的建立

基于 PSR 模型构建的信江流域生态健康评价模型由 3 个一级指标,即压力指标、状态指标和响应指标。其中,压力指标表征人类经济和社会活动对流域生态健康的驱动,综合考虑影响流域生态健康的要素^[7],将压力指标分为土地压力和人口压力 2 个二级指标;状态指标表征特定时间对应的特定阶段流域健康状态和变化情况,因此,从景观生态学的角度出发,将压力指标分为活力、组织力、恢复力和效益功能 4 个二级指标^[8];响应指标表征社会和个人如何行动来减轻、阻止、恢复和预防人类活动对流域生态健康的负面影响,以及对已经发生的不利于人类生存发展的流域生态健康状况进行的反馈^[9],将响应指标分为自然系统响应和社会服务的响应 2 个二级指标。

由于土地利用类型的变化具有一定的规律性,而水质指标和人类活动无序而杂乱,所以自然系统响应和社会服务响应的三级指标利用土地利用类型的变化和人均区域生产总值来预测。自然系统响应主要包括:林地覆盖率、草地覆盖率、水域面积、农田与耕地面积和土壤侵蚀指数;社会服务响应包括:人均区域生产总值以及建设用地面积。由此构建了信江流域生态健康评价指标体系,见图 1。

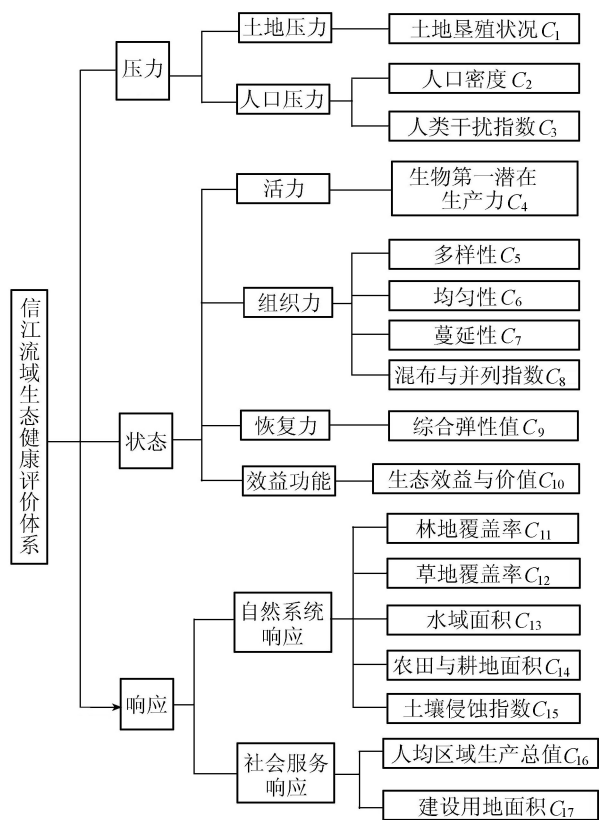


图 1 信江流域生态健康评价指标体系

2.2 ANP 与权重确立

指标权重体现了各个指标对流域生态健康的贡献度的高低,所以权重确立显得尤为重要。当前关于权重确立的研究较多,代表性的方法主要包括层次分析法、模糊层次分析法和神经网络算法等。由于流域生态健康评价本身具有一定的主观性,所以在赋权中应考虑到权重的客观性和准确性,不同于传统的权重确定方法,笔者选用 ANP 作为赋权方法,ANP 包括控制层和网络层 2 部分,应用网络结构替代层次结构,充分考虑各指标之间的相互影响和依存关系,与系统工程和科学决策的问题特点相符,ANP 的具体计算步骤很多研究人员均有详细的介绍,本文不再赘述。

2.3 CA-Markov 模型与土地利用变化动态模拟

CA-Markov 模型中存在驱动力分为自然控制因子和社会经济驱动因子,其中自然控制因子中的植被、土壤以及降水和流域生态健康息息相关,社会经

济驱动因子包括人口、经济发展与政策体制,这些驱动因子大多数也是影响流域生态健康发展和变化的驱动力,考虑土地利用类型的变化与生态环境分析的松散耦合,所以选用 CA-Markov 模型对流域生态健康进行模拟,具有较强的理论和现实意义。研究数据主要包括:①美国 Landsat 卫星 TM 有关信江流域影像数据;②信江流域行政区划图;③信江流域水土保持监测和水土保持流失报告;④鄱阳湖流域各市统计年鉴。

以信江流域 1990 和 2000 年的 TM 遥感影像解译数据,分析土地利用类型的动态变化过程,基于 CA-Markov 模型,利用 IDRISI 软件,得到 1990 和 2010 的土地利用转移面积矩阵以及转移概率矩阵。笔者首先利用 CA-Markov 模型对 2010 年土地利用类型的变化进行模拟,并将结果与实际值进行对比,见图 2。kappa 系数达到 0.93,表明一致性较高,误差小,说明运用 CA-Markov 模型对信江流域的土地利用类型的变化进行模拟是可信的。

利用 2010 年的土地利用栅格数据、适宜性图集以及土地利用转移面积矩阵来预测 2020 年的土地利用变化,见图 3,从而取得了信江流域 2020 年生态健康评价指标体系阈值。将模拟结果汇总,得到 1990—2020 年信江流域土地利用类型变化情况,见表 1。

2.4 其他评价指标的预测

将 1990—2000 年、2001—2010 年 2 个年代范围

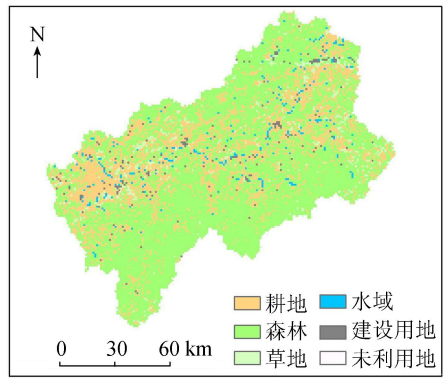


图 3 2020 年信江流域土地利用类型预测结果

的指标值进行采集,对 2011—2020 年的评价指标值进行统计,部分评价指标如土地垦殖系数、人口密度以及人均生产总值根据面积比例折算至整个流域,生物第一潜在生产力选用迈阿密模型计算获取,其他评价指标通过寻求 1990、2000 和 2010 年的变化特征插值和神经网络算法来获取,从而得到信江流域生态健康评价指标值和权重,其中,压力指标、状态指标和响应指标的权重分别为 0.258 3、0.447 3、0.294 3;三级指标和权重见表 2。

3 信江流域生态健康分析

3.1 土地利用与流域生态健康之间的响应关系

谢高地等^[10]为表征区域生态环境质量总体状况,提出了区域生态环境指数这一概念,笔者引入这一概念并定义为流域生态健康指数,以探求不同时

耕地 森林 草地 水域 建设用地 未利用地

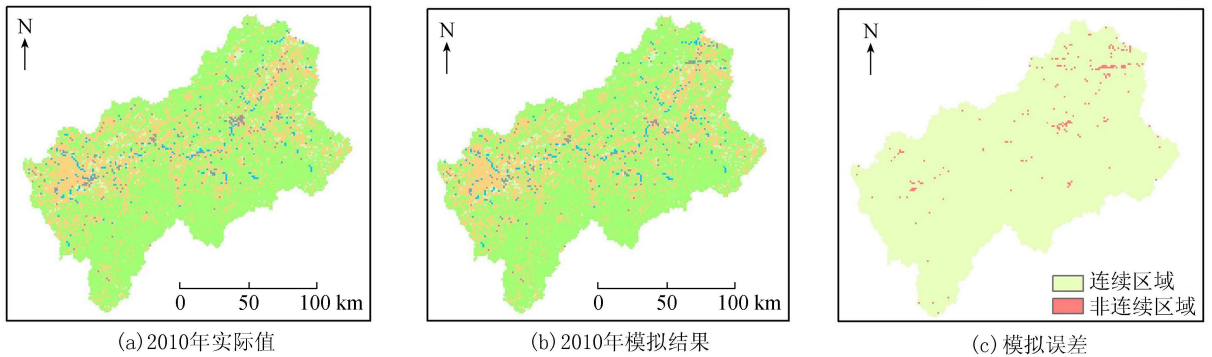


图 2 2010 年信江流域土地利用类型模拟值和实际值的对比

表 1 信江流域 1990—2020 年土地利用类型变化情况

| 土地利用类型 | 预测面积/km ² | | 面积变化/km ² | | | 变化幅度/% | | |
|--------|----------------------|--------|----------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 2020 年 | 2010 年 | 1990—2000 年 | 2001—2010 年 | 2011—2020 年 | 1990—2000 年 | 2001—2010 年 | 2011—2020 年 |
| 农田耕地 | 3 746 | 3 943 | -52 | -43 | -203 | -1.29 | -1.08 | -5.14 |
| 林地 | 10 469 | 10 424 | 79 | -5 | 45 | 0.76 | -0.05 | 0.43 |
| 草地 | 655 | 567 | -32 | -8 | 88 | -5.27 | -1.39 | 15.52 |
| 水域 | 357 | 241 | -8 | 4 | 116 | -3.27 | 1.69 | 48.13 |
| 建设用地 | 208 | 255 | 20 | 53 | -47 | 10.99 | 26.24 | -18.43 |
| 未利用地 | 2 | 1 | -5 | -1 | 1 | -71.43 | -50.00 | 100.00 |

表2 三级指标值及其权重

| 年份 | $C_1/\%$ | $C_2/(\text{人} \cdot \text{km}^{-2})$ | $C_3/\%$ | $C_4/(\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1})$ | C_5 | C_6 | C_7 | C_8 | C_9 |
|------|----------|---------------------------------------|----------|--|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1990 | 17.80 | 130.00 | 16.50 | 700.00 | 1.33 | 0.72 | 53.2 | 35.00 | 0.71 |
| 2000 | 18.22 | 207.37 | 22.54 | 864.12 | 1.21 | 0.71 | 62.1 | 42.23 | 0.76 |
| 2020 | 20.08 | 375.70 | 34.87 | 859.00 | 0.91 | 0.56 | 70.0 | 48.67 | 0.81 |
| 权重 | 0.033 | 0.068 | 0.157 | 0.044 | 0.197 | 0.061 | 0.015 | 0.033 | 0.036 |

| 年份 | $C_{10}/(\text{万元} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1})$ | $C_{11}/\%$ | $C_{12}/\%$ | $C_{13}/\%$ | $C_{14}/\%$ | $C_{15}/\%$ | $C_{16}/\text{万元}$ | $C_{17}/\%$ |
|------|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------------|-------------|
| 1990 | 4.52 | 67.10 | 3.93 | 1.59 | 26.20 | 7.62 | 0.65 | 1.17 |
| 2000 | 4.65 | 67.58 | 3.73 | 1.53 | 25.83 | 8.41 | 2.21 | 1.31 |
| 2020 | 5.40 | 67.82 | 3.60 | 1.66 | 25.56 | 9.90 | 17.54 | 1.35 |
| 权重 | 0.06 | 0.04 | 0.02 | 0.023 | 0.041 | 0.05 | 0.02 | 0.10 |

期土地利用变化对应的流域生态健康指数,表达式为

$$E_{V_i} = \sum_{i=1}^n \frac{D_i L_{U_i}}{T_A} \quad (1)$$

式中: E_{V_i} 为流域生态健康指数; D_i 为第*i*类土地利用类型具有的相对生态价值; L_{U_i} 为第*i*类土地利用类型在不同研究期的面积; T_A 为流域总面积。

流域生态健康指数变化是流域内各种土地利用类型生态健康变化指数的综合反映。若流域生态健康权重低的土地利用类型向生态健康权重高的土地利用类型转变,则流域生态健康指数上升,反之则下降。其表达式为

$$E_{CR_i} = \frac{(E_{V_{i+1}} - E_{V_i}) L_{A_i}}{T_A} \quad (2)$$

式中: E_{CR_i} 为第*i*类土地利用类型对流域生态健康的贡献率; E_{V_i} 为土地利用类型变化初期的生态健康指数; $E_{V_{i+1}}$ 为土地利用类型变化末期的生态健康指数; L_{A_i} 为第*i*类土地利用类型变化的面积。

根据上文中信江流域1990—2020年土地利用类型转换矩阵,通过式(1)计算各种土地利用类型的生态健康指数,再利用式(2)演算出可以造成流域生态健康恶化和使流域生态健康改善的不同土地利用转换类型对流域生态健康指数的贡献率,见表3。

表3 使信江流域生态健康改善的不同土地利用类型变化的贡献率

| 土地利用类型变化 | 贡献率 |
|-----------|-------|
| 农田耕地转换为水域 | 0.067 |
| 农田耕地转换为草地 | 0.042 |
| 农田耕地转换为林地 | 0.055 |
| 水域转换为草地 | 0.016 |
| 林地转换为水域 | 0.043 |
| 未利用地转换为林地 | 0.005 |
| 未利用地转换为草地 | 0.011 |
| 未利用地转换为水域 | 0.017 |
| 总计 | 0.256 |

由表3可知,使信江流域生态健康改善的土地利用类型变化的贡献率为0.256,反之,导致信江流域生态健康恶化的土地利用类型变化的贡献率为0.744,所以随着土地利用类型的变化,信江流域的生态健康有所下降,其中农田耕地转换为水域、农田耕地转换为草地、农田耕地转换为林地和林地转换为水域这4类土地利用类型变化占到有利于信江流域生态健康改善的主要土地利用类型变化总贡献率的80.86%,由此可见,水域、草地、林地的变化是流域生态健康变化的主要因素,“退耕还林”、“退耕还草”、禁止“围湖造田”和合理规划利用水资源是改善流域生态健康的有效措施。

3.2 物元分析模型

物元可拓模型是由我国学者蔡文等创立的新学科,是与数学、信息论、系统论、控制论等相类似的横断学科,用于研究事物拓展的可能性,并以此解决不相容问题。从1983年首次提出,经历20多年的研究,发展到目前,已形成一套比较完整的理论体系。物元可拓模型的基本理论是可拓论,可拓论的逻辑细胞为物元,即用“事物名称、特征、量值”组成的有序三元组。可拓论的基本思想即是用物元描述事物,并分析和探究这些物元及其变化规律。根据可拓论构建信江流域的物元分析模型,主要步骤可参见文献[11]。

基于《河流健康评估指标、标准与方法(试点工作)》^[12]和《环境影响评价技术导则与标准》^[13]等已有的国家、行业、地方或国际标准等,流域健康评价采用分级评分法,将流域健康划分为5级,即:很健康(I)、健康(II)、亚健康(III)、不健康(IV)及病态(V)。并依据流域特点,以此确定信江流域生态健康的经典域和节域,其中, $R_1 \sim R_5$ 为不同健康等级的经典域, R_p 为河流健康的节域。

$$R_1 = \begin{bmatrix} I & C_1 & (0, 0, 0.125) \\ & C_2 & (0, 0, 0.1) \\ & C_3 & (0, 0, 0.2) \\ & C_4 & (0.8, 1) \\ & C_5 & (0.8, 1) \\ & C_6 & (0.8, 1) \\ & C_7 & (0, 0, 0.1) \\ & C_8 & (0, 0, 0.1) \\ & C_9 & (0.8, 1) \\ & C_{10} & (0.5, 1) \\ & C_{11} & (0.9, 1) \\ & C_{12} & (0.5, 1) \\ & C_{13} & (0.5, 1) \\ & C_{14} & (0.5, 1) \\ & C_{15} & (0.8, 1) \\ & C_{16} & (0.6667, 1) \\ & C_{17} & (0.8, 1) \end{bmatrix} \quad R_2 = \begin{bmatrix} II & C_1 & (0.125, 0.25) \\ & C_2 & (0.1, 0.3) \\ & C_3 & (0.2, 0.3) \\ & C_4 & (0.6, 0.8) \\ & C_5 & (0.6, 0.8) \\ & C_6 & (0.6, 0.8) \\ & C_7 & (0.1, 0.2) \\ & C_8 & (0.1, 0.2) \\ & C_9 & (0.6, 0.8) \\ & C_{10} & (0.4, 0.5) \\ & C_{11} & (0.8, 0.9) \\ & C_{12} & (0.4, 0.5) \\ & C_{13} & (0.4, 0.5) \\ & C_{14} & (0.4, 0.5) \\ & C_{15} & (0.6, 0.8) \\ & C_{16} & (0.3333, 0.6667) \\ & C_{17} & (0.4, 0.8) \end{bmatrix} \quad R_3 = \begin{bmatrix} III & C_1 & (0.25, 0.5) \\ & C_2 & (0.3, 0.5) \\ & C_3 & (0.3, 0.5) \\ & C_4 & (0.4, 0.6) \\ & C_5 & (0.4, 0.6) \\ & C_6 & (0.4, 0.6) \\ & C_7 & (0.2, 0.5) \\ & C_8 & (0.2, 0.5) \\ & C_9 & (0.5, 0.6) \\ & C_{10} & (0.2, 0.4) \\ & C_{11} & (0.7, 0.8) \\ & C_{12} & (0.2, 0.4) \\ & C_{13} & (0.2, 0.4) \\ & C_{14} & (0.2, 0.4) \\ & C_{15} & (0.4, 0.6) \\ & C_{16} & (0.1667, 0.3333) \\ & C_{17} & (0.2, 0.4) \end{bmatrix}$$

$$R_4 = \begin{bmatrix} IV & C_1 & (0.5, 0.75) \\ & C_2 & (0.5, 0.7) \\ & C_3 & (0.5, 0.7) \\ & C_4 & (0.2, 0.4) \\ & C_5 & (0.2, 0.4) \\ & C_6 & (0.2, 0.4) \\ & C_7 & (0.5, 0.7) \\ & C_8 & (0.5, 0.7) \\ & C_9 & (0.4, 0.5) \\ & C_{10} & (0.1, 0.2) \\ & C_{11} & (0.6, 0.7) \\ & C_{12} & (0.1, 0.2) \\ & C_{13} & (0.1, 0.2) \\ & C_{14} & (0.1, 0.2) \\ & C_{15} & (0.2, 0.4) \\ & C_{16} & (0.1, 0.1667) \\ & C_{17} & (0.1, 0.2) \end{bmatrix} \quad R_5 = \begin{bmatrix} V & C_1 & (0.75, 1) \\ & C_2 & (0.7, 1) \\ & C_3 & (0.7, 1) \\ & C_4 & (0, 0.2) \\ & C_5 & (0, 0.2) \\ & C_6 & (0, 0.2) \\ & C_7 & (0.7, 1) \\ & C_8 & (0.7, 1) \\ & C_9 & (0, 0.4) \\ & C_{10} & (0, 0.1) \\ & C_{11} & (0, 0.6) \\ & C_{12} & (0, 0.1) \\ & C_{13} & (0, 0.1) \\ & C_{14} & (0, 0.1) \\ & C_{15} & (0, 0.2) \\ & C_{16} & (0, 0.1) \\ & C_{17} & (0, 0.1) \end{bmatrix} \quad R_p = \begin{bmatrix} N_p & C_1 & (0, 1) \\ & C_2 & (0, 1) \\ & C_3 & (0, 1) \\ & C_4 & (0, 1) \\ & C_5 & (0, 1) \\ & C_6 & (0, 1) \\ & C_7 & (0, 1) \\ & C_8 & (0, 1) \\ & C_9 & (0, 1) \\ & C_{10} & (0, 1) \\ & C_{11} & (0, 1) \\ & C_{12} & (0, 1) \\ & C_{13} & (0, 1) \\ & C_{14} & (0, 1) \\ & C_{15} & (0, 1) \\ & C_{16} & (0, 1) \\ & C_{17} & (0, 1) \end{bmatrix}$$

3.3 多类综合评价

分别计算信江流域4个典型评价年份生态健康综合关联度(K),并同时选用TOPSIS和模糊综合评价两类评价方法,与物元分析法的结果进行对比,结果见表4。

表4 3种评价方法结果对比

| 评价年份 | K | | | | | 物元分析法 | TOPSIS法 | 模糊综合评价 |
|------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|---------|--------|
| | I | II | III | IV | V | | | |
| 1990 | 0.143 | -0.043 | -0.538 | -0.684 | -0.739 | I | I | I |
| 2000 | -0.266 | 0.285 | -0.477 | -0.686 | -0.776 | II | II | II |
| 2010 | -0.473 | -0.389 | -0.318 | -0.227 | 0.227 | V | V | V |
| 2020 | -0.458 | -0.278 | -0.004 | -0.043 | -0.445 | III | III | III |

为提高评价结果的准确性,选用3种评价方法对信江流域的生态健康进行了评价,由表4可知,20

世纪90年代,信江流域生态健康状态在3种评价方法的结果均为I等,处于“很健康”水平。随着时间的推移,2001—2010年,草地、林地和水域被利用开发为建设用地,人类活动对自然产生巨大的干扰和破坏,信江流域的生态健康持续恶化。在未来的十年内,随着人类对流域健康的重视,土地垦殖状况得到控制和改善,人均区域生产总值大幅度提升,对河流生态修复的经济投入加大。在现代化建设进程中,人与自然和谐相处,在开展人工治理的同时,也不能忽略流域本身的恢复能力,当然林地、草地以及水域的增加,才是流域生态健康得到有所改善的主要来源。流域生态系统健康是一个多属性和多目标的科学决策问题,存在多个驱动力影响流域整体的

生态健康状况,土地利用类型的变化只是其中的一个影响因子。

物元分析方法更加注重影响因子的分析,能够对影响流域生态健康状况的评价因子进行深度探索和精确剖析,且计算简洁、分析清晰;TOPSIS法能充分利用原始数据的信息,充分反映各目标之间的差距、真实客观地反映实际情况;模糊综合评价通过精确的数字手段处理模糊的评价对象,能对蕴藏信息呈现模糊性的资料做出比较科学、合理、贴近实际的量化评价。3种评价方法的结论完全吻合,说明本文的评价结果客观合理。

4 结 语

笔者尝试性地耦合PSR、ANP和CA-Markov 3种模型,构建了信江流域生态健康预测分析模型,据此预测2020年信江流域的生态健康状况,并研究了土地利用类型的变化与流域生态健康之间的响应关系。通过预测获取的数据,选用3种评价方法分析信江流域生态健康水平。结果表明,从1990年至2010年,信江流域的生态健康持续恶化,目前,信江流域总体上处于病态(V),在此时期,流域的生态系统健康变化显著、转变敏感,因此加强河湖管理、维护河湖健康显得尤为重要。不过,近年来人类对自然环境越来越重视,随着人类对流域生态环境的修复以及流域本身的进化发展,信江流域生态系统健康会朝着良好的方向蓬勃发展,预测2020年的流域生态健康会转变为亚健康(Ⅲ)。

由于受数据资料的限制,笔者无法将全部影响因素一一纳入评价指标体系,此外,评价标准量值范围的界定也需要进一步研究和完善。

参考文献:

[1] BECK M B. Vulnerability of water quality in intensively developing urban watersheds[J]. *Environment Modeling & Software*, 2005, 20(4): 381-400.

[2] CONWAY T M, LATHROP R G. Alternative land use regulations and environmental impacts: assessing future land use in urbanizing watershed[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2005, 71(1): 1-15.

[3] 刘国彬, 胡维银, 许明祥. 黄土丘陵区小流域生态经济系统健康评价[J]. *自然资源学报*, 2003, 18(1): 44-49. (LIU Guobin, HU Weiyan, XU Mingxiang. An analysis on eco-economy system health in Zhifanggou Small Watershed of Ansai on Loess Hilly-Gullied Region [J]. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(1): 44-49.

(in Chinese))

- [4] 方庆, 董增川, 刘晨, 等. 基于PSR模型的唐山地区生态系统健康评价[J]. *中国农村水利水电*, 2013(6): 26-29. (FANG Qing, DONG Zengchuan, LIU Cheng, et al. Tangshan ecosystem health assessment based on PSR[J]. *China Rural Water and Hydropower*, 2013(6): 26-29. (in Chinese))
- [5] 谈娟娟, 董增川, 方庆, 等. 滦河流域生态健康演变趋势分析[J]. *人民长江*, 2014, 45(14): 31-35. (TAN Juanjuan, DONG Zengchuan, FANG Qing, et al. Analysis on evolution trend of ecological health in Luanhe river basin[J]. *Yangtze River*, 2014, 45. (14): 31-35. (in Chinese))
- [6] 谢冬明, 严岩, 贾俊松, 等. 江西省五大流域水文特征初步比较[J]. *人民长江*, 2009, 40(14): 43-47. (XIE Dongming, YAN Yan, JIA Junsong, et al. Five basin hydrological characteristics preliminary comparison in Jiangxi Province[J]. *Yangtze River*, 2009, 40(14): 43-47. (in Chinese))
- [7] 颜利, 王金坑, 黄浩. 基于PSR框架模型的东溪流域生态系统健康评价[J]. *资源科学*, 2008, 30(1): 107-113. (YAN Li, WANG Jinkeng, HUANG Hao. An assessment of ecosystem health in Dongxi River Basin based on PSR framework[J]. *Resources Science*, 2008, 30(1): 107-113. (in Chinese))
- [8] 肖笃宁, 李秀珍, 高俊, 等. *景观生态学*[M]. 北京: 科学出版社, 2003.
- [9] 吴迪, 王菊英, 马德毅, 等. 基于PSR框架的典型海湾富营养化综合评价方法研究[J]. *海洋湖沼通报*, 2011(1): 131-136. (WU Di, WANG Juying, MA Deyi, et al. Comprehensive eutrophication assessment for representative bays based on the PSR[J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2011(1): 131-136. (in Chinese))
- [10] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189-196. (XIE Gaodi, LU Chunxia, LENG Yunfa, et al. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau[J]. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(2): 189-196. (in Chinese))
- [11] 蔡文. *物元模型及应用*[M]. 北京: 科学技术文献出版社, 1994.
- [12] 中华人民共和国水利部. *河流健康评估指标、标准与方法(试点工作)*[M]. 北京: 科学出版社, 2010.
- [13] 环境保护部环境工程评估中心. *环境影响评价技术导则与标准*[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2014.

(收稿日期: 2015-07-20 编辑: 王芳)