

1980—2020 年滇池生态脆弱性评价及主要驱动因子*

徐灵芝^{1,2}, 潘继征^{3,4**}, 李 勇^{1,2,5}, 华跃洲^{1,2}, 李清濯^{3,6}, 阳 振³, 何尚卫^{3,6}, 杜成栋^{1,2}

(1: 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215011)

(2: 江苏省环境科学与工程重点实验室, 苏州 215011)

(3: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

(4: 滇池湖泊生态系统云南省野外科学观测研究站, 昆明 650228)

(5: 广东省佛山市南海区苏州科技大学环境研究院, 佛山 528200)

(6: 中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要: 人类活动的加剧和经济社会的发展导致滇池开发强度持续增加, 滇池生态系统结构与功能受到严重影响, 评估滇池的生态脆弱性程度与主要驱动因子是明晰滇池生态系统现状和问题、实现其精准治理和可持续发展的首要任务。基于“暴露程度—敏感程度—适应程度”模型(VSD模型), 选取3个准则7个要素24个指标构建滇池生态系统脆弱性评估指标体系, 利用逼近理想解排序法(TOPSIS)进行权重方案比选, 并通过鲁棒性检验分析, 确定计算权重的最优方案。通过分析1980—1989、1990—2009、2010—2020年这3个时间段滇池的生态脆弱性, 识别出影响滇池生态系统的主要驱动因子, 以期对滇池未来生态保护与修复方向的确定提供参考。结果显示, 1980—2020年滇池生态脆弱性呈现先增加后降低的趋势, 生态脆弱度最高的是1990—2009年(0.502), 属于中度脆弱。影响滇池生态系统的主要因素为敏感程度指标, 其次为暴露程度指标。在暴露程度方面, 影响生态系统的主要驱动因子逐渐从单一的工业污染向工农业的复合污染转变, 1980—1989年工业废水排放量为主要驱动因子, 1990—2009年建设用地面积是主要胁迫因素, 2010—2020年化肥施用量(折纯)为影响滇池生态系统的主要因素; 在敏感程度方面, 影响生态系统的主要驱动因子逐渐从水质指标向水生生态指标转变, 1980—1989年水体恢复能力是主要因素, 1990—2009年与2010—2020年土著鱼类种数为主要驱动因子。基于上述分析, 为提升滇池生态系统健康水平, 应采取改善湖区生境条件、修复水生生物种群、建设农业面源污染控制体系等对策。

关键词: 滇池; 生态脆弱性评价; VSD模型; 逼近理想解排序法; 鲁棒性检验; 驱动因子分析

The ecological vulnerability evaluation and its driving force in Lake Dianchi, 1980–2020*

Xu Lingzhi^{1,2}, Pan Jizheng^{3,4**}, Li Yong^{1,2,5}, Hua Yuezhou^{1,2}, Li Qingzhuo^{3,6}, Yang Zhen³, He Shangwei^{3,6} & Du Chengdong^{1,2}

(1: School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215011, P.R. China)

(2: Key Laboratory of Environmental Science and Engineering of Jiangsu Province, Suzhou 215011, P.R. China)

(3: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R. China)

(4: Lake Dianchi Ecosystem Observation and Research Station of Yunnan Province, Kunming 650228, P.R. China)

(5: Foshan Nanhai Suzhou University of Science and Technology Environmental Research Institute, Foshan 528200, P.R. China)

(6: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R. China)

Abstract: The intensification of human activities and the development of the economy and society have led to a continuous increase

* 2022-08-17 收稿; 2023-01-18 收修改稿。

江苏省高校水处理技术与材料协同创新中心项目和滇池湖泊生态系统云南省野外科学观测站项目联合资助。

** 通信作者; E-mail: jzhpan@niglas.ac.cn。

in the intensity of development in Lake Dianchi. The structure and function of the Lake Dianchi ecosystem have been seriously affected. According to the degree of ecological vulnerability and the main driving factors of Lake Dianchi, the main task is to clarify the current situation and problems of Lake Dianchi ecosystem for its precise management and sustainable development. Based on the "exposure sensitivity adaptation" model (VSD model), 3 criteria, 7 elements and 24 indicators were selected to construct the vulnerability assessment index system of Lake Dianchi ecosystem in this paper. The TOPSIS method was used to compare and select the weighting schemes. The robust test analysis was used to determine the optimal weight calculation scheme. The ecological vulnerability of Lake Dianchi in the three periods of 1980–1989, 1990–2009 and 2010–2020 was analysed, and the main driving factors affecting the Lake Dianchi ecosystem were identified to provide a reference for determining the ecological protection and restoration of Lake Dianchi in the future. The results showed that: (1) From 1980 to 2020, the ecological vulnerability of Lake Dianchi showed a trend of increasing and then decreasing. The highest ecological vulnerability was from 1990 to 2009, which was 0.502, which belongs to moderate vulnerability. (2) The main factor affecting the Lake Dianchi ecosystem was the sensitivity index, followed by the exposure index. In terms of exposure index, the main driving factor affecting the ecosystem had gradually changed from single industrial pollution to combined industrial and agricultural pollution. The industrial effluent discharge from 1980 to 1989 was the main driving factor, the construction land area from 1990 to 2009 was the main stress factor, and the chemical fertiliser application amount (converted into pure) from 2010 to 2020 was the main factor affecting the ecosystem of Lake Dianchi; in terms of sensitivity, the main driving factor affecting the ecosystem had gradually changed from water quality indicators to water ecological indicators. The water restoration capacity was the main driving factor from 1980 to 1989, and the number of native fish species was the main driving factor from 1990 to 2009 and 2010 to 2020. (3) Based on the above analysis, the main countermeasures to improve the health level of Lake Dianchi ecosystem are to improve the habitat conditions in the lake area, restore the population of aquatic organisms, and build an agricultural non-point source pollution control system.

Keywords: Lake Dianchi; ecological vulnerability assessment; VSD model; TOPSIS; Robustness check; the analysis of drivers

滇池是我国西南地区第一大湖,是人类活动与发展的热点区域和生态敏感区^[1]。1970s 以来,随着人类活动的加剧和经济社会的发展,滇池开发强度持续增加,导致湖体水质恶化、动植物栖息地退化、水生生物多样性降低等生态环境问题^[2]。自“九五”以来,滇池在污染控制与生态修复等方面开展了一系列水环境治理行动,但目前滇池生态系统功能仍未显著改善,给流域生态安全带来了巨大影响^[3-4]。

生态脆弱性研究始于 20 世纪初期美国学者 Clements 将生态过渡带(ecotone)的概念引入生态学研究领域^[5]。一般而言,生态脆弱性是指生态系统由于暴露在自然和社会环境压力下容易受到干扰的状态,可以认为是暴露程度、敏感程度和适应程度的函数^[6-8]。通过分析生态脆弱性评估结果,可以识别关键的驱动因子,对开展针对性的区域保护和发展至关重要^[9]。目前生态脆弱性评估已逐渐从单一生态要素向自然、经济、社会复合的综合化方向发展^[10]。同时,生态脆弱性评估也已构建一系列定量评价模型^[11],包括二元统计建模算法^[12]、压力—状态—响应(PSR)模型^[13]、驱动力—压力—状态—影响—响应(DPSIR)模型^[14]、生态敏感性—生态压力—恢复能力模型^[15]、社会生态脆弱性模型^[16]等。其中,暴露程度—敏感程度—适应程度模型(Vulnerability-Scoping-Diagram, VSD 模型)的评价指标建立过程逐级递进、流程规范清晰,可以揭示自然经济社会的复合影响,近年脆弱性评价也逐渐趋于以 VSD 为主要思路的评价体系^[17-19]。

基于此,本文以滇池生态系统作为研究对象,建立暴露程度—敏感程度—适应程度评价指标体系,通过逼近理想解排序法(TOPSIS 法)与鲁棒性检验选取最优权重,构建滇池生态脆弱性 VSD 评估模型,探究 1980—2020 年滇池脆弱性的变化趋势,从暴露程度、敏感程度和适应程度 3 个角度分析影响滇池生态系统的驱动因子,为滇池及流域后续生态修复方向及其他湖泊脆弱性评价提供参考依据。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

滇池为长江流域金沙江水系的高原淡水湖泊,位于云南省昆明市主城区的南部(24°40′~25°03′N, 102°37′~102°48′E)^[20]。滇池南北长约 40 km,东西宽约 12 km,湖面面积共 309.5 km²,库容 15.96 亿 m³,蒸发量 4.3 亿 m³^[21]。滇池流域为典型的高原盆地地貌,滇池地处流域最低点,是流域唯一汇水和出水通道,入湖河流源近流短(图 1)。

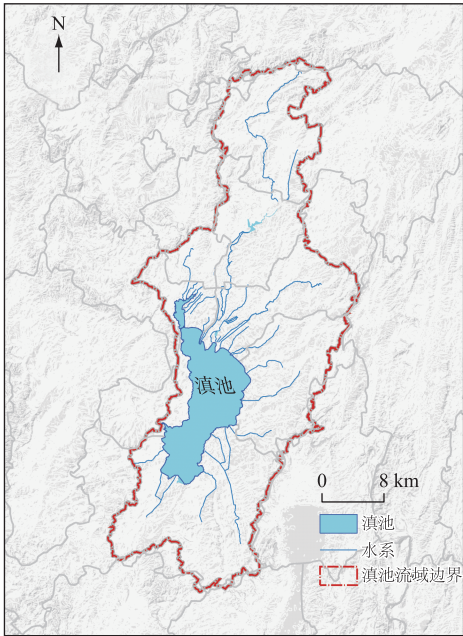


图 1 滇池概况
Fig.1 The overview of Lake Dianchi

1.2 数据来源

1980s 以来为保护沿湖农田及村舍,昆明市水利局于滇池开展了环湖防浪堤修建项目,切断了水体与陆地生态连续性,致使沿湖湖滨带生态环境急剧恶化^[22],根据现有的水体数据显示,滇池 1980—1989 年水体营养盐含量呈逐步攀升的趋势;随着 1990 年《综合治理滇池的“八五”计划和十年规划》的出台,昆明市政府开始了漫长的滇池污染治理工程,但 1990—2009 年滇池水体 TN、TP 及 COD_{Mn} 仍呈现波动增加的趋势;直至 2010 年对滇池 15 条入湖河流污染的治理管控、入草海污染物总量的大幅削减、滇池水生态修复措施的逐步推进,2010—2020 年水质趋稳向好,水体营养盐含量呈下降趋势。

基于以上的人类活动、滇池治理程度以及滇池水环境变化,故将评估阶段分为 4 个阶段:1950—1979 年、1980—1989 年、1990—2009 年和 2010—2020 年。由于 1950—1979 年时间久远,此时还未开展详细的水质与生态调查,同时该时间段社会经济数据缺失量较多,因此仅对 1980—1989 年、1990—2009 年、2010—2020 年这 3 个阶段进行脆弱性的研究与外界驱动因子的识别及分析。其中 1980—1989 年作为反映滇池受人类活动破坏剧烈的阶段,1990—2009 年作为滇池污染初步治理的阶段,2010—2020 年作为滇池综合治理的阶段。

对滇池生态脆弱性进行评价及分析,其中所用到的数据来源情况如表 1 所示。其中,环境数据与生态数据采用的是全湖平均值。环保法规条例的颁布情况为定性指标,为便于后续权重的计算,参照《云南省河湖库渠健康评价指南(试行)》中渠系管理水平的赋分进行定量,无环保法规条例、有法规条例但未完善、有法规条例且已完善分别赋分 0、50 和 100 分。1988 年通过并出台的《滇池保护条例》为第一部真正意义上针对滇池管理的条例^[23],但由于存在水环境质量标准不明确、管理机构不合理、执法力度不够等问题^[24],其体系尚未完全;2002 年《中华人民共和国环境影响评价法》与《滇池保护条例》修订版出台^[25],意味着滇池生态保护体系的法制程度已基本完善。因此以 1988 和 2002 年为分界点:1988 年前,环保法规条例的颁布情况赋分 0 分;1988—2001 年赋分 50 分;2002—2020 年赋分 100 分。

表 1 数据来源情况
Tab.1 Data sources

数据类型	数据名称	数据来源
自然数据	年降雨量、年气温、年日照时间	《云南省统计年鉴》 《昆明市统计年鉴》
经济数据	人均密度、建设用地面积、耕地面积、化肥施用量(折纯)、工业废水排放量、工业废气排放量、工业固废排放量、人均 GDP、第三产业比重、环保投资	《云南省统计年鉴》、《昆明市统计年鉴》、五年规划
环境数据	水体恢复能力(DO)、水质综合污染指数(COD _{Mn} 、TN、TP)、沉积物重金属潜在危害指数(Hg、Cr、Pb、Cd、Cu、Zn)	《昆明市环境状况公报》、 滇池管理局
生态数据	水生植被覆盖度、浮游植物密度、浮游植物多样性、浮游动物多样性、底栖动物密度、底栖动物多样性、土著鱼类种数	《昆明市环境状况公报》、 滇池管理局
社会数据	环保法规条例颁布情况	云南省河湖库渠健康 评价指南(试行)

2 研究方法

2.1 指标体系构建

本文基于评估指标的完整性、代表性、可比性和可获取性原则,根据滇池的实际情况,从暴露程度—敏感程度—适应程度 3 方面选择适用性强、代表性高的指标^[26],最终构建了 7 个要素层 24 个指标层的滇池生态脆弱性评价体系(表 2)。

表 2 滇池生态脆弱性评价体系
Tab.2 The system of ecological vulnerability assessment in Lake Dianchi

准则层	要素层	指标层	
		指标内容	与要素层关系
暴露程度	自然胁迫因子	年降雨量/mm	正向
		年气温/℃	正向
		年日照时间/h	正向
	人为胁迫因素	人口密度/(人/km ²)	正向
		建设用地面积/km ²	正向
		耕地面积/666.7 hm ²	正向
		化肥施用量(折纯)/t	正向
		工业废水排放量/万 t	正向
		工业废气排放量/万 m ³	正向
		工业固废排放量/万 t	正向
敏感程度	水质	水体恢复能力(DO)/(mg/L)	负向
		水质综合污染指数(COD _{Mn} 、TN、TP)/(mg/L)	正向
	沉积物	沉积物重金属潜在危害指数(Hg、Cr、Pb、Cd、Cu、Zn)	正向
	水生态	水生植被覆盖率/%	负向
		浮游植物密度/(cells/L)	正向
		浮游植物多样性	负向
		浮游动物多样性	负向
		底栖动物密度(以寡毛类为主)/(ind./L)	正向
		底栖动物多样性	负向
		土著鱼类种数/种	负向
		人均 GDP/元	正向
适应程度	社会经济发展	第三产业比重/%	正向
		环保法规条例颁布情况	正向
	社会响应	环保投资/亿元	正向

暴露程度指生态系统受到外界压力的胁迫程度,主要考虑自然胁迫和人文胁迫因素。滇池作为旱雨季分明的高原湖泊,降雨量、气温、日照时间会通过影响滇池流域水文条件从而影响滇池水环境水生态,故选取降雨量、气温、日照时间作为自然胁迫因子;同时,由于滇池流域环湖开发、贴线建设缺乏有效约束,形成了“环滇发展、环湖开发”的空间形态,与经济发展相关的人口密度、建设用地面积、耕地面积、化肥施用量(折纯)、工业废水排放量、工业废气排放量、工业固废排放量是影响滇池生态脆弱性的重要因素,故将这些因素作为人文胁迫因子。

敏感程度反映生态系统内部因素对外界干扰的响应程度,主要包括水质、沉积物与水生态。水质指标是影响湖泊生态脆弱性的基本因素之一,而水体恢复能力与水质综合污染指数是文献中普遍用来评估湖泊水质的指标^[27];滇池作为浅水湖泊,沉积物中高毒性的重金属会影响大型底栖动物的生存与水生植物的根系,改变水体大型底栖动物与水生植物的优势群落,故采用沉积物重金属潜在危害指数评估沉积物^[28];水生生态指标是决定生态脆弱性的重要因素,湖泊中水生植被、浮游动植物、底栖动物以及鱼类往往是水生生态系统

的重要组成部分,这些生物丰度以及生物多样性是指示湖泊生态环境的重要因子^[29],且滇池土著鱼类发生显著变化,故以水生植被覆盖度、浮游植物密度、浮游植物多样性、浮游动物多样性、底栖动物密度(以寡毛类为主)、底栖动物多样性、土著鱼类种数作为水生态指标。

适应程度指生态系统受到外界胁迫后再恢复的能力,在 VSD 模型中主要体现人为的干预(社会经济发展和社会响应)。社会经济发展是间接性表征人为干预、提升滇池生态系统功能的指标,人均 GDP 是社会经济发展程度的重要指标,第三产业比重意味着依靠自然资源的社会经济能够的可持续发展程度^[30],第三产业的发展可以降低污染物排放,故将人均 GDP 和第三产业比重作为评估社会经济发展的指标。滇池自“九五”以来一直是昆明乃至全国保护的重点湖泊,连续出台各类滇池生态环保保护条例,且环保投资力度较大,故将环保法规条例颁布情况和环保投资作为评估社会响应的指标。

2.2 指标权重确认

为保证各时段滇池生态脆弱性结果的准确性,削弱主观选择权重方法的不确定性,本文通过 TOPSIS 法确定权重的最优方案,再利用鲁棒性检验分析该方案的权重,提高结果的可信度。

2.2.1 权重方法比选 TOPSIS 法能够准确有效地识别理想解,使用广泛,且计算简单方便,因此运用 TOPSIS 法选择最优权重计算方案。本文在通过极值法^[31]对各指标进行标准化处理的基础上,运用层次分析法(AHP法)、模糊层次分析法(FAHP法)、熵权法、灰色关联分析法(GRA法)以及模糊灰色关联分析法(FGRA法,包括 FGRA 欧几里得距离法、FGRA 熵权法、FGRA-GRA 法)计算不同指标的权重^[32-36],最后利用 TOPSIS 法^[37]计算各方法到正负理想解的贴近程度(附表 I),FGRA 欧几里得距离法为所有权重评价方法中排序最高的计算方式。

2.2.2 权重检验性分析 综合指数的鲁棒性分析是指评估模型参数改变的情况下,检验指标是否能够保持相同排名的方法^[38]。虽然本文选择了 TOPSIS 法以削弱主观选择权重方法的不确定性,但数据标准化的选择上仍存在一定的客观性,为降低这种不确定性因素带来的影响,利用鲁棒性方法检验权重计算的最优方案,以提高结果的精确度。本文共采用 4 种不同的标准化方法(极值法、均值化法、四分位距法和 Z-score 法)、5 种不同的权重方法(AHP 法、FAHP 法、熵权法、FGRA 法和 GRA 法),共形成 18 种滇池生态系统各指标权重的排名。根据各指标在 18 种权重中出现的频数,建立排名频率—变化范围矩阵,纵坐标为 FGRA 欧几里得距离法的各指标排序,频数表示经不同标准化方法及权重方法计算后该排名出现的次数(附表 II),对角线位置相对其他区域频数较高,鲁棒性检验较强,表明 FGRA 欧几里得距离法具有较高的可信度与稳定性。

因此,最后使用 FGRA 欧几里得距离法确定权重,各指标最终权重值如表 3 所示。

2.3 生态脆弱性评价模型

目前 VSD 模型常用的计算方法为^[39]:

$$EVI = (V + S) - D \quad (1)$$

$$V = \sum_{j=1}^m V_j \cdot w_j \quad (2)$$

$$S = \sum_{j=1}^n S_j \cdot w_j \quad (3)$$

$$D = \sum_{j=1}^k D_j \cdot w_j \quad (4)$$

式中, EVI 为生态脆弱度,范围为 $[0,1]$, EVI 越趋近于 1,生态系统越脆弱; V 、 S 和 D 分别为暴露程度综合指数、敏感程度综合指数和适应程度综合指数; V_j 、 S_j 和 D_j 分别为暴露程度、敏感程度和适应程度中各指标的标准化值; w_j 为权重值; m 、 n 和 k 分别为暴露程度、敏感程度和适应程度所选的指标数。

为明确 1980—2020 年各时间段滇池生态系统脆弱性的变化,需对评价结果进行分级。目前脆弱性评价的分级有等间距法、数轴法、总分频率法、自然断裂法。数轴法与总分频率法呈现正态分布,其中心位置需存在大量的落点,自然断点法因多与 ArcGIS 联用需存在较多空间样点^[40]。由于本文的滇池生态脆弱性评价仅以 3 个时间段进行研究且空间样点较少,数轴法、总分频率法、自然断裂法不适用本文的脆弱性分级,因此使用等间距法进行分级评价。具体分级依据: $[0,0.200)$,微度脆弱; $[0.200,0.400)$,轻度脆弱; $[0.400,0.600)$,中度脆弱; $[0.600,0.800)$,重度脆弱; $[0.800,1.000]$,极度脆弱。

表 3 滇池生态脆弱性评估各指标权重
Tab.3 Weight of indicators of ecological vulnerability assessment in Lake Dianchi

准则层		要素层		指标层	
名称	权重	名称	权重	名称	权重
暴露程度	0.4033	自然胁迫因子	0.0779	年降雨量	0.0383
				年气温	0.0193
				年日照时间	0.0203
				人口密度	0.0516
		人为胁迫因子	0.3254	建设用地面积	0.0517
				耕地面积	0.0441
				化肥施用量(折纯)	0.0486
				工业废水排放量	0.0513
				工业废气排放量	0.0383
				工业固废排放量	0.0398
				水体恢复能力	0.0417
				水质综合污染指数	0.0595
				沉积物重金属潜在危害指数	0.0518
				水生植被覆盖度	0.0527
				浮游植物密度	0.0516
敏感程度	0.5091	水质	0.1012	浮游植物多样性	0.0495
				浮游动物多样性	0.0511
		沉积物	0.0518	底栖动物密度	0.0495
				底栖动物多样性	0.0498
		水生态	0.3561	土著鱼类种数	0.0519
				人均 GDP	0.0158
				第三产业比重	0.0182
				环保法规条例颁布情况	0.0261
				环保投资	0.0275
适应程度	0.0876	社会经济发展	0.0340		
		社会响应	0.0536		

2.4 驱动因子识别

单参数分析法能够确定每个指标对生态脆弱性的贡献程度^[41],基于此可以提出相应的生态治理和保护建议。计算方法如下:

$$W_j = \frac{r_j \cdot w_j}{EVI} \tag{5}$$

式中, W_j 为指标 j 对生态脆弱性的贡献程度; r_j 为指标 j 的标准值; w_j 为指标 j 的权重。

3 结果与讨论

3.1 脆弱性评价结果

滇池 1980—2020 年各时间段生态脆弱度如图 2 所示。1980—2020 年滇池生态系统脆弱程度呈先增加后减少的趋势,其中生态脆弱度最高的是 1990—2009 年(0.502),属于中度脆弱;其次为 2010—2020 年(0.359),属于轻度脆弱;最后是 1980—1989 年(0.277),属于轻度脆弱。其中,暴露程度综合指数总体略有上升,敏感程度综合指数先显著增加后又

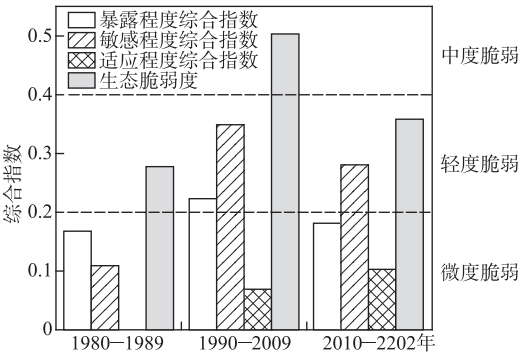


图 2 滇池生态脆弱性评价结果
(1980—1989 年适应程度综合指数为 0,是相对数)
Fig.2 Results of ecological vulnerability assessment of Lake Dianchi

下降,适应程度综合指数呈线性上升趋势。

对比 1980—1989 与 1990—2009 年的暴露程度、敏感程度与适应程度综合指数,1990—2009 年的生态系统高敏感程度综合指数是造成该时间段内生态系统为中度脆弱的主要原因。相比 1980—1989 年,1990—2009 年敏感程度综合指数由 0.108 上升至 0.349,增加了约 2.2 倍,后因 2010—2020 年水环境污染治理与生态修复等活动的开展,改善了水生态环境,敏感性综合指数由 0.349 降至 0.281。

3.2 驱动因子识别

不同时间段,影响滇池生态脆弱度的主要驱动因子也存在差异(图 3)。1980—1989 年,滇池生态脆弱度受暴露程度指标的显著影响,其次为敏感程度指标。暴露程度方面,主要受人为胁迫因子的影响,其中工业废水排放量和工业固废排放量是主要驱动因子;敏感程度方面,主要受水质的影响,其中水体恢复能力是主要驱动因子。1990—2009 年,滇池生态脆弱度受敏感程度指标的显著影响,其次为暴露程度指标。敏感程度方面,主要受水生态的影响,其中土著鱼类种数、水生植被覆盖度和底栖动物密度是主要驱动因子;暴露程度方面,主要受人为胁迫因子的影响,其中建设用地面积和耕地面积是主要驱动因子。2010—2020 年,滇池生态脆弱度受敏感程度指标的显著影响,其次为暴露程度指标。敏感程度方面,主要受水生态的影响,其中土著鱼类种数、浮游植物密度和浮游动物多样性是主要驱动因子;暴露程度方面,主要受人为胁迫因子的影响,其中化肥施用量(折纯)和人口密度是主要驱动因子。

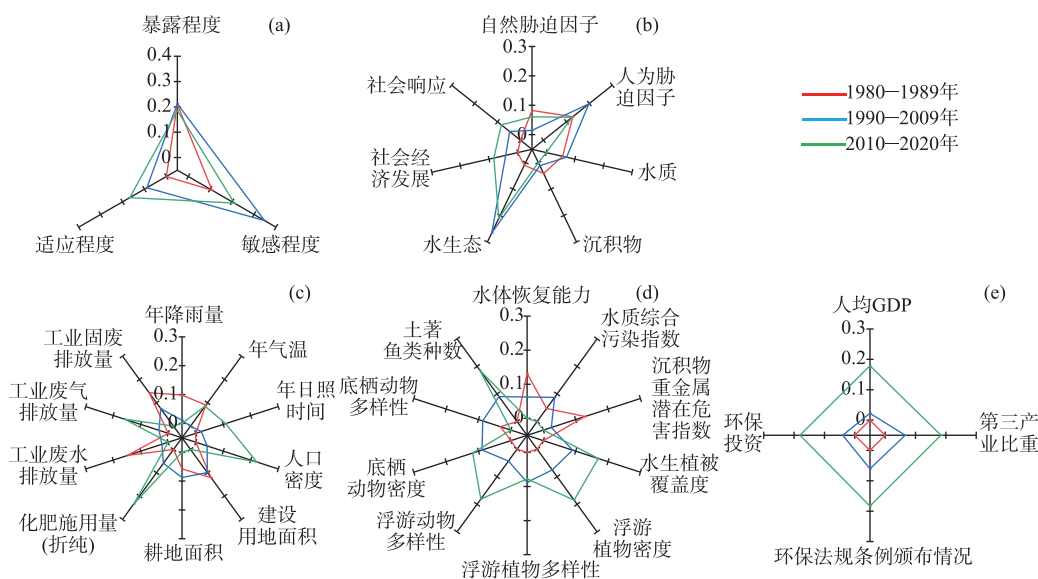


图 3 1980—2020 年准则层(a)、要素层(b)、暴露程度指标层(c)、敏感程度指标层(d)和适应程度指标层(e)对滇池生态脆弱度的贡献程度

Fig.3 Contribution of criterion layer (a), element layer (b), exposure index layer (c), vulnerability index layer (d), and adaptation index layer (e) to the ecological vulnerability of Lake Dianchi from 1980 to 2020

总体而言,1980—2020 年,滇池生态脆弱度的主要影响因素由暴露程度指标转变为敏感程度指标,由人为胁迫因子转变为水生态因子。暴露程度方面,主要驱动因子由工业废水排放量、建设用地面积转变为化肥施用量(折纯)和人口密度;敏感程度方面,主要驱动因子由水体恢复能力转变为土著鱼类种数、浮游植物密度和浮游动物多样性;适应程度方面,虽然其不是主要影响因子,但是随着滇池流域经济社会的发展以及对生态环境建设的重视,人均 GDP、第三产业比重、环保法规条例颁布情况和环保投资这些指标的贡献程度也呈现增加趋势。

3.3 驱动因子分析

通过对 1980—2020 年人为胁迫因子与水质指标的整体趋势进行分析,明确指标的整体变化规律。

1980—2020 年滇池人为胁迫因素的变化趋势中(图 4),建设用地面积、人口密度、化肥施用量(折纯)呈现逐年递增的趋势;工业废气排放量 2014 年前逐年递增,之后呈上下波动的状态;工业废水排放量 1990—1987 年呈攀升趋势,1988—2020 年逐年递减;耕地面积曲线为库兹涅茨曲线(倒 U 曲线),2000 年达到最大值;工业固废排放量曲线呈现上下波动的状态,最大值位于 1990—2009 年。

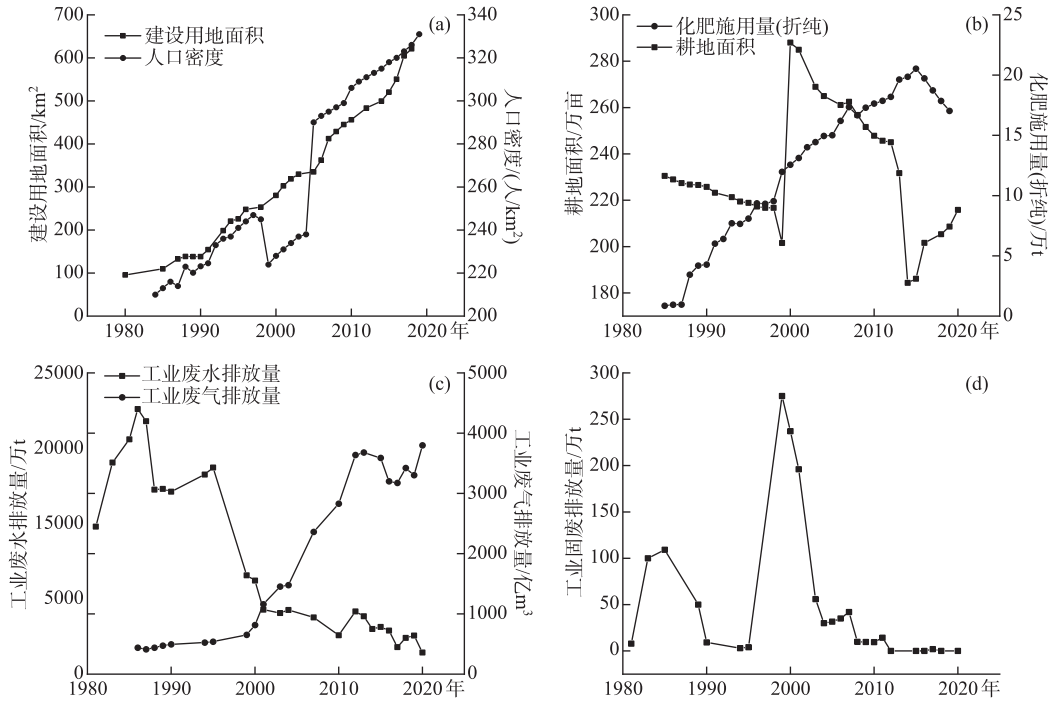


图 4 1980—2020 年滇池建设用地面积与人口密度(a)、耕地面积与化肥施用量(折纯)(b)、工业废水排放量与工业废气排放量(c)和工业固废排放量(d)的变化特征

Fig.4 Interannual changes of construction land area and population density (a), arable land area and fertilizer application (b), industrial wastewater discharge and industrial waste gas discharge (c), and industrial solid waste discharge(d) in Lake Dianchi from 1980 to 2020

1980—2020 年滇池全湖 TN 年均值先上升再下降,1987—2009 年呈现波动攀升的趋势,2007 年达到最大值,为 5.077 mg/L,2007—2020 年呈现下降的趋势(图 5a)。1980—2020 年滇池 TP 年均值与 TN 表现出相似的变化曲线,1987—2006 年呈现波动攀升的趋势,2006 年达到最大值,为 0.43 mg/L;2007—2020 年呈现下降的趋势(图 5b)。1980—2020 年全湖 COD_{Mn} 年平均值波动式下降,2019 年达到最小值,为 3.89 mg/L(图 5c)。2000—2020 年全湖 Chl.a 年均值波动式下降,于 2019 年达到最小值,为 46 $\mu\text{g/L}$,但近 3 年滇池全湖年平均 Chl.a 浓度为 52 $\mu\text{g/L}$,全湖仍存在藻华的风险(图 5d)。

3.3.1 1980—1989 年主要驱动因子分析 暴露程度方面,该阶段工业废水排放量与工业固废排放量是主要驱动因子。滇池流域此时处于城镇化发展初期,工业发展较快,同时由于社会对生态环境的忽视导致环保体系的缺失,工业固废、废水等污染物乱排乱放现象频发。

敏感程度方面,该阶段水体恢复能力(DO)是主要驱动因子。1980s 滇池呈现富营养化,至 1990s 滇池为重度富营养。1970—1975 年滇池草海部分区域水体溶解氧已降至 4 mg/L 以下,最低不到 1 mg/L,1980s 草海水体溶解氧仍呈逐级递减的趋势,造成了水体缺氧的状况^[42]。但是此时滇池由于早期较好的水质,水体营养盐浓度相对较低,水质综合污染指数在水质因素中占比较低,故溶解氧成为 1980—1989 年影响滇池生态系统的主要水质因素。

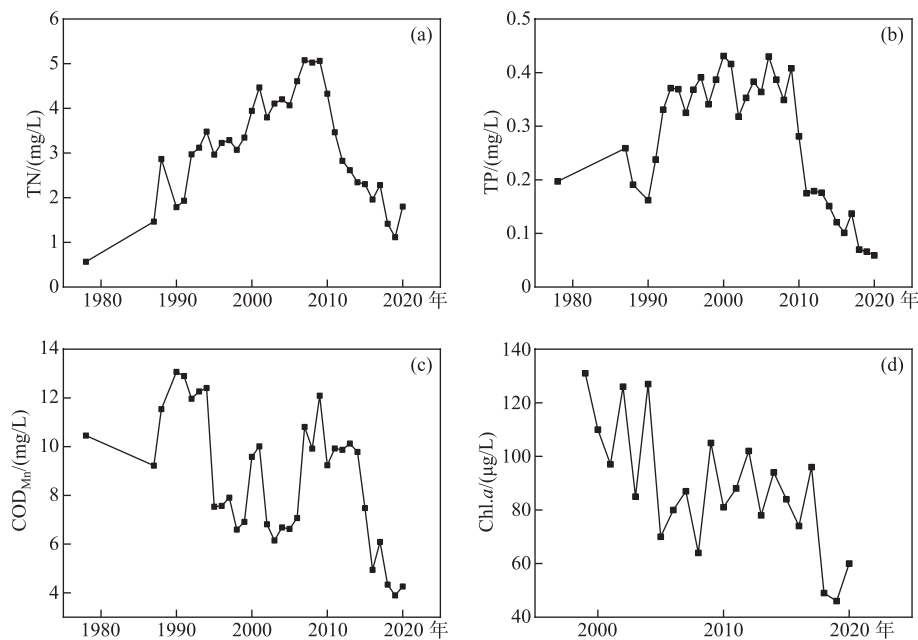


图5 1980—2020年TN(a)、TP(b)、COD_{Mn}(c)、Chl.a(d)的年际变化

Fig.5 Interannual changes of total nitrogen (a), total phosphorus (b), permanganate index (c) and chlorophyll-a (d) in Lake Dianchi from 1980 to 2020

3.3.2 1990—2009年主要驱动因子分析 暴露程度方面,该阶段建设用地面积、耕地面积与工业固废排放量是主要驱动因子。在此期间,全国正处于城镇化快速发展阶段,滇池流域城镇化水平持续上升,建设用地面积持续增加。同时,根据图4,耕地面积与工业固废排放量的最大值均位于1990—2009年。1999年,国务院将曲靖市的寻甸回族彝族自治县划分为昆明市管辖,这直接导致了昆明市耕地面积与工业固废贮存量的骤然增加^[43-44],工业固废排放量也因贮存量的增加而升高。根据2000—2020年《中国人口和就业统计年鉴》,2005年末贵州省总人口数为3730万人,与2004年同比减少了174万人。同时昆明市五华区启动外来务工人员教育服务管理体系^[45],解决了外来务工人员的教育及就业问题,因此2005年末人口数的急剧增加可能与因该教育服务管理体系的启动而迁移至昆明市的贵州省人口有关。

敏感程度方面,该阶段土著鱼类种数、水生植被覆盖度和底栖动物密度是主要驱动因子。1980s滇池进行大范围的围湖造堤,导致水生生物栖息地遭到破坏,但水生态指标对环境的响应具有滞后性,故1990—2009年水生动植物逐渐成为影响生态脆弱性的显著因素。该阶段滇池水环境处于高营养盐浓度、高藻密度水平,不断从清水草型向浊水藻型退化,生物逐渐由敏感种向耐污种转变,受水质恶化及微囊藻的毒害作用影响,水生植被覆盖度和土著鱼类种数明显减少,高藻密度也为耐污种底栖动物提供了丰富的食物来源。

3.3.3 2010—2020年主要驱动因子分析 暴露程度方面,该阶段化肥施用量(折纯)、人口密度是主要驱动因子。耕地面积自2000年后逐年递减,与《环滇池生态保护规划2000—2030年》以及《滇池湖滨“四退三还一护”生态建设工作指导意见的通知》等生态保护政策的颁布有关;2010年后滇池流域工业废水及固废的排放量因环保意识的提高、生态保护政策的颁布,自2000年后逐年递减。与之相对的是由于化肥施用等导致的农业面源污染存在难监测、难控制、难管理的问题,正在成为滇池流域的主要污染源之一;同时随着社会的持续发展,人口不断增加,人口密度逐渐成为影响滇池生态脆弱度的主要因素。

敏感程度方面,该阶段土著鱼类种数、浮游植物密度和浮游动物多样性是主要驱动因子。虽然2010—2020年间已开展诸多土著鱼类增殖放流的活动,但由于2016年刚建立滇池土著鱼类保护研究科技创新团队,鱼类驯化技术、增殖放流及种子工程还待完善,且鱼类的生态恢复需要较长的时间尺度,故土著鱼类种

数仍维持在极低水平。2015—2016 年滇池全年平均藻密度约为 1.34×10^8 cells/L, 达到了重度水华水平, 与 1990—2009 年相比, 2010—2020 年浮游植物密度较高。2012—2015 年随着以鱼控藻项目的开展, 以鲢、鳙为主的经济鱼类喜食大型浮游动物, 同时滇池水体的富营养化程度较高, 均导致浮游动物物种趋于单一化、浮游动物多样性下降。

3.4 建议

根据滇池生态脆弱性评价结果, 近年来土著鱼类种数、浮游植物密度和化肥施用量(折纯)是滇池生态系统功能紊乱的主要影响因素。因此, 未来对滇池的保护建议从以下几个方面出发:

1) 改善湖区生境条件, 修复水生生物种群。实施底质改良与地形重塑等措施, 利用自然恢复方式恢复滇池湖体水生植被, 构建湿地、水域、河漫滩、跌水等丰富多样的鱼类产卵场和栖息繁衍地生境, 科学制定增殖放流种类与数量, 恢复土著水生生物种群。

2) 建设农业面源污染控制体系。推广测土配方施肥技术, 调整滇池流域种植业生产结构, 扩大绿色种植、循环农业规模, 在有效削减化肥施用量的同时因地制宜地构建源头—过程—末端全过程的农业面源污染控制体系, 促进农业绿色可持续发展。

4 结论

1) 从时间分布来看, 1980—2020 年滇池生态系统脆弱程度呈先升高后降低的趋势, 其中生态脆弱度最高的是 1990—2009 年(0.502), 属于中度脆弱; 其次为 2010—2020 年(0.359), 属于轻度脆弱; 最后是 1980—1989 年(0.277), 属于轻度脆弱。其中, 暴露程度综合指数总体略有上升, 脆弱程度综合指数先显著增加后又下降, 适应程度综合指数呈线性上升趋势。

2) 滇池生态脆弱性受敏感程度指标的显著影响, 其次为暴露程度指标。暴露程度方面, 影响生态系统的主要驱动因子逐渐从单一的工业污染向工农业的复合污染转变, 1980—1989 年工业废水排放量为主要驱动因子, 1990—2009 年建设用地面积是主要胁迫因素, 2010—2020 年化肥施用量(折纯)为影响滇池生态系统的主要外界因素。敏感程度方面, 影响生态系统的主要驱动因子逐渐从水质指标向水生态指标转变, 1980—1989 年水体恢复能力是主要内部因素, 1990—2009 年与 2010—2020 年土著鱼类种数为主要驱动因子。

3) 根据滇池生态系统存在的问题与滇池已开展的生态修复, 结合 2010—2020 年滇池生态脆弱性评价的主要驱动力, 改善湖区生境条件、修复水生生物种群、建设农业面源污染控制体系是提升滇池生态系统健康水平的主要对策。

致谢: 本文的数据获取得到了滇池管理局的大力协助, 在数据处理、分析及评估过程得到了杨齐老师、周晓辉、徐双、华映肖等人的大力帮助, 在此表示诚挚的谢意。

5 附录

附表 I 和 II 见电子版(DOI: 10.18307/2023.0528)。

6 参考文献

- [1] Zhu GW, Xu H, Zhu MY *et al.* Changing characteristics and driving factors of trophic state of lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River in the past 30 years. *J Lake Sci*, 2019, **31**(6): 1510-1524. DOI: 10.18307/2019.0622. [朱广伟, 许海, 朱梦圆等. 三十年来长江中下游湖泊富营养化状况变迁及其影响因素. 湖泊科学, 2019, **31**(6): 1510-1524.]
- [2] Zheng BH, Cao J, Wang K *et al.* Theoretical basis and Chinese practice for environmental protection of lakes with better water quality. *J Lake Sci*, 2022, **34**(3): 699-710. DOI: 10.18307/2022.0300. [郑丙辉, 曹晶, 王坤等. 水质较好湖泊环境保护的理论基础及中国实践. 湖泊科学, 2022, **34**(3): 699-710.]
- [3] Yang F, Xu QJ, Song YH *et al.* Evolution trend, treatment process and effect of water ecological environment in Dianchi Lake Basin. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2022, **12**(3): 633-643. [杨枫, 许秋瑾, 宋永会等. 滇池流域水生态环境演变趋势、治理历程及成效. 环境工程技术学报, 2022, **12**(3): 633-643.]
- [4] He J, Xu XM, Yang Y *et al.* Problems and effects of comprehensive management of water environment in Lake Dianchi. *J Lake Sci*, 2015, **27**(2): 195-199. DOI: 10.18307/2015.0201. [何佳, 徐晓梅, 杨艳等. 滇池水环境综合治理成效与存在问题. 湖泊科学, 2015, **27**

- (2): 195-199.]
- [5] Qiao Q, Gao JX, Wang W *et al.* Method and application of ecological fragility assessment. *Research of Environmental Sciences*, 2015, **21**(5): 117-123. DOI: 10.13198/j.res.2008.05.119.qiaoq.021.
 - [6] Gallopín GC. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, 2006, **16**(3): 293-303. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2006.02.004.
 - [7] Vogel C, Moser SC, Kasperson RE *et al.* Linking vulnerability, adaptation, and resilience science to practice: Pathways, players, and partnerships. *Global Environmental Change*, 2007, **17**(3/4): 349-364. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2007.05.002.
 - [8] De Lange HJ, Sala S, Vighi M *et al.* Ecological vulnerability in risk assessment—A review and perspectives. *Science of the Total Environment*, 2010, **408**(18): 3871-3879. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.11.009.
 - [9] Ling HB, Guo B, Zhang GP *et al.* Evaluation of the ecological protective effect of the “large basin” comprehensive management system in the Tarim River Basin, China. *Science of the Total Environment*, 2019, **650**: 1696-1706. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.327.
 - [10] Yi F, Lu Q, Li YH *et al.* Ecological vulnerability assessment of natural oasis in arid Areas: Application to Dunhuang, China. *Ecological Indicators*, 2023, **149**: 1470-160X. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110139.
 - [11] Hu XJ, Ma CM, Huang P *et al.* Ecological vulnerability assessment based on AHP-PSR method and analysis of its single parameter sensitivity and spatial autocorrelation for ecological protection-A case of Weifang City, China. *Ecological Indicators*, 2021, **125**: 107464. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107464.
 - [12] 李丹. 赣南地区生态脆弱性评价及其驱动力研究[学位论文]. 南昌: 江西师范大学, 2016.
 - [13] Pal S, Paul S. Assessing wetland habitat vulnerability in moribund Ganges delta using bivariate models and machine learning algorithms. *Ecological Indicators*, 2020, **119**: 106866. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106866.
 - [14] Malekmohammadi B, Jahanishakib F. Vulnerability assessment of wetland landscape ecosystem services using driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) model. *Ecological Indicators*, 2017, **82**: 293-303. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.06.060.
 - [15] Hong WY, Jiang RR, Yang CY *et al.* Establishing an ecological vulnerability assessment indicator system for spatial recognition and management of ecologically vulnerable areas in highly urbanized regions: A case study of Shenzhen, China. *Ecological Indicators*, 2016, **69**: 540-547. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.05.028.
 - [16] Berrouet LM, Machado J, Villegas-Palacio C. Vulnerability of socio-ecological systems: A conceptual framework. *Ecological Indicators*, 2018, **84**: 632-647. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.07.051.
 - [17] Thiault L, Marshall P, Gelcich S *et al.* Space and time matter in social-ecological vulnerability assessments. *Marine Policy*, 2018, **88**: 213-221. DOI: 10.1016/j.marpol.2017.11.027.
 - [18] 鲍姗姗. 罗源湾海湾生态系统脆弱性评价[学位论文]. 厦门: 厦门大学, 2014.
 - [19] 徐君, 李贵芳, 王育红. 生态脆弱性国内外研究综述与展望. *华东经济管理*, 2016, **30**(4): 149-162.
 - [20] Yang CY, Dai C, Yi X *et al.* Total emission control of water pollutant for the lake basin based on orthogonal experimental design and EFDC Model: A case study of Dianchi Basin. *China Environmental Science*, 2016, **36**(12): 3696-3702. [杨澄宇, 代超, 伊璇等. 基于正交设计及EFDC模型的湖泊流域总量控制——以滇池流域为例. *中国环境科学*, 2016, **36**(12): 3696-3702.]
 - [21] 李波, 曹正浩. 滇中引水工程水资源配置方案研究. *水利水电快报*, 2020, **41**(1): 13-16.
 - [22] 徐波, 孟端星, 沈卫等. 近代以来云南生态环境变迁及其社会动因研究. *昆明学院学报*, 2011, **33**(5): 71-77.
 - [23] 何杰, 李徽. 滇池流域海绵城市建设研究. *昆明学院学报*, 2017, **39**(4): 85-90.
 - [24] 吕忠梅, 刘超. 水污染治理的环境法律观念更新与机制创新——从滇池污染治理个案出发. *时代法学*, 2007, (2): 9-17.
 - [25] 沈寿文. “分工型”立法体制下省市两级地方性法规的分工——基于云南省若干地方性法规的实证研究. *云南大学学报: 社会科学版*, 2019, **18**(3): 126-135.
 - [26] Li PX, Chen C. Ecological vulnerability assessment of economic developed region based on VSD model: The case of Taihu Basin. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, **23**(2): 237-243. [李平星, 陈诚. 基于VSD模型的经济发达地区生态脆弱性评价——以太湖流域为例. *生态环境学报*, 2014, **23**(2): 237-243.]
 - [27] Xu XM, Wu X, He J *et al.* Research on the pollution characteristics of Dianchi watershed (1988–2014) and identification of countermeasures. *J Lake Sci*, 2016, **28**(3): 476-484. DOI: 10.18307/2016.0302. [徐晓梅, 吴雪, 何佳等. 滇池流域水污染特征(1988–2014年)及防治对策. *湖泊科学*, 2016, **28**(3): 476-484.]
 - [28] Zhao SM, Wang DW, Li XM *et al.* Assessment on heavy metals pollution in surface sediments of Dianchi Lake and its estuaries. *Environmental Chemistry*, 2014, **33**(2): 276-285. [赵世民, 王道玮, 李晓铭等. 滇池及其河口沉积物中重金属污染评价. *环境化学*, 2014, **33**(2): 276-285.]
 - [29] He L, Shen J, Zhang Y. Ecological vulnerability assessment for ecological conservation and environmental management. *Journal of Environmental Management*, 2018, **206**: 1115-1125. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.11.059.
 - [30] Wu XJ, Peng YY, Wang XQ. The spatial-temporal evolution and driving factors of ecological civilization of 31 provincial administrative regions. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2016, **30**(8): 1-9. [吴小节, 彭韵妍, 汪秀琼. 中国生态文明发展状况的时空

- 演变与驱动因素. 干旱区资源与环境, 2016, **30**(8): 1-9.]
- [31] 辛岭, 安晓宁. 我国农业高质量发展评价体系构建与测度分析. 经济纵横, 2019, (5): 109-118.
- [32] Deng X, Li JM, Zeng HJ *et al.* Research on computation methods of AHP wight vector and its applications. *Mathematics in Practice and Theory*, 2012, **42**(7): 93-100. [邓雪, 李家铭, 曾浩健等. 层次分析法权重计算方法分析及其应用研究. 数学的实践与认识, 2012, **42**(7): 93-100.]
- [33] 陈曦, 曾亚武, 刘伟. 基于模糊层次分析法的农村水库大坝安全二级模糊综合评价. 水利水电技术, 2019, **50**(2): 168-176.
- [34] 赵航. 基于 PSR-AHP-GRA 模型的生态脆弱性评价研究[学位论文]. 北京: 中国地质大学(北京), 2020.
- [35] He LF, Tang XW, Luo QL *et al.* Structure optimization of a heat pipe-cooling battery thermal management system based on fuzzy grey relational analysis. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 2022, **182**: 121924. DOI: 10.1016/j.ijheatmasstransfer.2021.121924.
- [36] 赵旭. 基于模糊灰色关联法的湖南城市土地可持续利用时空特征分析. 土壤通报, 2013, **44**(6): 1287-1292.
- [37] 郭靖, 郭生练, 胡安焱. 基于 TOPSIS 法的水文模型多目标参数自动优选方法研究. 水电能源科学, 2006, (6): 25-28, 114.
- [38] Shi YZ, Yang XJ, Wang T. An evaluation of sustainable livelihood security based on robustness analysis of the Qinba Mountain region of Shaanxi Province, China. *Geographical Research*, 2016, **35**(12): 2309-2321. [石育中, 杨新军, 王婷. 陕南秦巴山区可持续生计安全评价及其鲁棒性分析. 地理研究, 2016, **35**(12): 2309-2321.]
- [39] Piya LN, Joshi NP, Maharjan KL. Vulnerability of Chepang households to climate change and extremes in the Mid-Hills of Nepal. *Climatic Change*, 2016, **135**(3): 521-537. DOI: 10.1007/s10584-015-1572-2.
- [40] Gong J, Jin TT, Cao EJ *et al.* Is ecological vulnerability assessment based on the VSD model and AHP-Entropy method useful for loessial forest landscape protection and adaptative management? A case study of Ziwoiling Mountain Region, China. *Ecological Indicators*, 2022, **143**: 109379. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.109379.
- [41] Chang H, Pallathadka A, Sauer J *et al.* Assessment of urban flood vulnerability using the social-ecological-technological systems framework in six US cities. *Sustainable Cities and Society*, 2021, **68**: 102786. DOI: 10.1016/j.scs.2021.102786.
- [42] 李恒. 滇池植被变迁和生态条件的关系. 云南大学学报: 自然科学版, 1985, (S1): 37-44.
- [43] 朱英豪. 昆明市土地利用的生态系统价值评价. 云南财经大学学报, 2006, (6): 111-115.
- [44] 丁宏翔. 1991—2007 年昆明市工业污染物排放状况分析与研究. 环境科学导刊, 2009, **28**(1): 53-56.
- [45] 熹微. 多措并举构建维护农民工薪酬权益. 创造, 2017, (8): 58-61.

附表 I TOPSIS 计算结果

Attached Tab. I The calculation of TOPSIS				
权重计算方法	Z ⁺	Z ⁻	与最优方案的贴近程度	排序
AHP 法	0.134	0.397	0.747	7
FAHP 法	0.069	0.279	0.803	6
熵权法	0.071	0.332	0.823	4
GRA 法	0.071	0.321	0.818	5
FGRA 欧几里得距离法	0.067	0.346	0.837	1
FGRA 熵权法	0.069	0.335	0.829	2
FGRA GRA 法	0.069	0.329	0.827	3

附表 II 鲁棒性检验结果

Attached Tab. II The result of Robustness Check																								
排名	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
水质综合污染指数	6	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	2	0	0	2	0	1
水生植被覆盖度	2	5	2	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	1	0	0	0	1
土著鱼类种数	1	0	6	0	1	4	0	1	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
沉积物重金属潜在危害指数	4	3	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2	0	0	0
建设用地面积	0	0	1	0	6	0	0	1	0	0	1	0	0	0	3	2	2	0	0	2	0	0	0	0
人口密度	0	0	0	0	4	5	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2	2	1	0	0	0
浮游植物密度	0	2	0	2	2	0	5	2	0	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
工业废水排放量	0	0	1	0	1	0	0	6	4	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	2
浮游动物多样性	0	0	0	0	0	0	3	1	5	4	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
底栖动物多样性	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	5	0	0	2	1	0	0	2	2	0	0	0	0
浮游植物多样性	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	5	0	2	0	0	3	2	0	0	1	0	0	0	0
底栖动物密度	1	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	3	6	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
化肥施用量(折纯)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	3	2	0	2	0	2	0	0	0	1	2	2
耕地面积	0	1	2	5	0	0	0	1	0	0	2	0	1	3	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0
水体恢复能力	0	0	2	0	0	2	0	1	0	0	0	1	1	0	3	2	3	0	1	0	0	0	2	0
工业固废排放量	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	3	2	1	0	0	2	0	2	2
年降雨量	0	0	0	0	0	1	2	4	0	2	0	0	0	0	0	2	4	2	0	0	0	0	1	0
工业废气排放量	1	5	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	2	0
环保投资	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	2	4	0	2	0	0	5	0	0	0	0	2
环保法规颁布情况	0	3	0	0	0	0	1	2	0	0	2	0	0	0	1	1	1	2	0	3	0	0	2	0
年日照时间	4	0	2	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	4	0	0
年气温	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	2	2	3	2	2	2
第三产业比重	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	4	0	4	3	1
人均 GDP	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	1	0	0	1	0	3	0	0	4	0	0	5