

基于土地利用和景观格局的高原山区湖库 水质变化主要贡献因子分析

裴宇, 周旭, 蒋啸, 陈大蓉, 敖杨, 胡玉雪

(贵州师范大学 地理与环境科学学院, 贵州 贵阳 550025)

摘要: [目的] 准确分析与识别高原山区湖库水质变化的主要贡献因子, 为高原山区乃至全国水环境污染防治和管理工作提供科学参考。[方法] 解译贵阳市“两湖一库”流域 2013、2016 和 2019 年 3 期土地利用数据, 采集丰—枯水期总氮和总磷水质数据, 通过 Pearson 相关分析揭示 3 期土地利用/景观指数与水质的相关性, 冗余分析识别土地利用/景观指数对水质的贡献。[结果] ① 2013—2019 年, 林地、建设用地和草地分别增加 11.72%、9.96% 和 3.18%, 水田、旱地分别减少 8.77%、12.07%。林地与建设用地均表现为结合度增强, 斑块数量比例增加。② 红枫湖水质达到国家Ⅰ—Ⅲ类水质标准, 百花湖和阿哈水库的总磷、总氮浓度波动较大, 水质状况劣于红枫湖。③ 林地面积比例和景观指数与水质指标整体表现为负相关, 建设用地面积比例和景观指数与水质指标整体表现为正相关。④ 2013 和 2016 年林地斑块数量比例的贡献度分别达到 54.0% 和 52.5%, 2019 年建设用地面积比例的贡献度达到 68.7%。[结论] 林地表现出“汇”的效果, 建设用地则是“源”的效果, 增加流域“汇”效应, 抑制污染“源”的输出, 是缓解“两湖一库”流域水质恶化的有效手段。

关键词: 土地利用; 景观格局; 总氮、总磷; 高原山区流域; “两湖一库”流域; 贵阳市

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2022)06-0247-11

中图分类号: X52, P901

文献参数: 裴宇, 周旭, 蒋啸, 等. 基于土地利用和景观格局的高原山区湖库水质变化主要贡献因子分析 [J]. 水土保持通报, 2022, 42(6): 247-257. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.20220704.002; Pei Yu, Zhou Xu, Jiang Xiao, et al. Analysis of main contributing factors to changes in lake and reservoir water quality in plateau mountainous areas based on land use and landscape pattern [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(6): 247-257.

Analysis of Main Contributing Factors to Changes in Lake and Reservoir Water Quality in Plateau Mountainous Areas Based on Land Use and Landscape Pattern

Pei Yu, Zhou Xu, Jiang Xiao, Chen Darong, Ao Yang, Hu Yuxue

(School of Geography and Environmental Science, Guizhou Normal University, Guiyang, Guizhou 550025, China)

Abstract: [Objective] The main contributing factors to changes in lake and reservoir water quality in plateau mountainous areas were accurately analyzed in order to provide a scientific reference for the prevention and management of environmental water pollution in these areas as well as for the entire country. [Methods] Land use data for the “Two Lakes and One Reservoir” watershed in Guiyang City in 2013, 2016, and 2019 were interpreted, and the water quality data of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were collected during flood and dry seasons. The correlation between three periods of land use/landscape index and water quality data were revealed through Pearson correlation analysis, and the contribution of three periods of land use/landscape index to water quality were identified by RDA analysis. [Results] ① Forest land, construction land, and grassland increased by 11.72%, 9.96%, and 3.18%, respectively, while paddy land and dry land

收稿日期: 2022-03-03

修回日期: 2022-04-28

资助项目: 国家自然科学基金委员会—贵州省人民政府喀斯特科学研究中心项目“喀斯特生物多样性形成和维持的钙依赖机制及其应用基础”(U1812401); 贵州省科学技术项目([2017]1131); 贵州省科技支撑项目([2017]2855)

第一作者: 裴宇(1997—), 男(汉族), 河北省张家口市人, 硕士研究生, 研究方向为土地利用与流域管理。Email: 970084067@qq.com。

通讯作者: 周旭(1981—), 男(汉族), 四川省古蔺县人, 博士, 副教授, 硕士生导师, 主要从事遥感水文与流域管理方面的研究。Email: zxy8178@163.com。

decreased by 8.77% and 12.07%, respectively, from 2013 to 2019. Both forest land and construction land showed an increase in the degree of integration and in the proportion of number of patches. ② The water quality of Hongfeng Lake reached the national water quality standard classes of I to III. The concentrations of TN and TP in Baihua Lake and Aha Reservoir fluctuated greatly, and the water quality was worse than that of Hongfeng Lake. ③ The proportion of forest land area and landscape index were negatively correlated with the water quality index, and the proportion of construction land area and landscape index were positively correlated with the water quality index. ④ The contribution of forest patches reached 54.0% and 52.5% in 2013 and 2016, respectively, and the contribution of the proportion of construction land area reached 68.7% in 2019. [Conclusion] Forest land produced a “sink” effect, while construction land produced a “source” effect. Increasing the “sink” effect and restraining the output of pollution “sources” are effective means to alleviate the deterioration of water quality in the “Two Lakes and One Reservoir” watershed.

Keywords: land use; landscape pattern; TN, TP; plateau mountain watershed; “Two Lakes and One Reservoir” watershed; Guiyang City

随着城市化和工农业活动的加快,水质恶化已成为影响全球生态安全、经济可持续发展及社会和谐稳定的关键环境问题^[1]。据研究,农业种植活动中排放的总磷、总氮是水质恶化的主要来源^[2]。据 2020 年《第二次全国污染源普查公报》显示,我国水体总氮、总磷排放量分别为 3.04×10^6 t 和 3.15×10^5 t^[3],较第一次普查分别增加 12.45% 和 10.78%,水环境恶化的形势不容乐观。自 19 世纪 70 年代以来,土地利用对水质的影响一直是学术界关注的热点, Lee 和 Valle^[4-5] 的研究表明水质与土地利用比例以及城市、农业和森林地区的空间结构密切相关,快速的土地利用变化加速了污染物向水体转移。一般来说,农业、城镇用地对水体中的营养物质的贡献较高^[6-7],而草地和林地对水环境污染起净化的效果^[8-9]。Bu 和 Xu^[10-11] 表明土地利用通常与流域内的水质有关,景观格局可能是更敏感的水质预测因子,景观格局中面积度量、形状度量和和其他复杂的景观度量与水质参数的相关性较高。然而,单一地分析土地利用类型或景观指数与水质参数的关系过于片面,定量评估二者对水质的贡献更益于水环境管理。黄金良等^[12] 在九龙江流域的研究表明土地利用面积比例能够更好地预测水质。徐启淦等^[13] 在鄱阳湖流域的研究发现,土地利用与景观格局对水质的交互作用较各自有着更高的贡献率,且丰水期影响更显著,贡献分别占 72.5% 和 69.8%。王小平^[14] 在艾比湖的研究表明景观格局与土地利用是不可分割的客观存在,研究中有必要进行耦合分析,水质的恶化不仅取决于土地利用类型,更依赖各种景观类型的空间分布格局。众多研究表明准确识别土地利用和景观结构对总氮、总磷的贡献是水环境治理的关键,因此,亟需开展高原山区

湖库水质变化的主要贡献因子分析与识别的相关研究。高原山区湖泊具有山高谷深的特点,相对东部平原湖泊具有更脆弱的生态系统,于洋等^[15] 研究发现云贵高原湖泊入湖支流较多而出流水系普遍较少,湖泊换水周期长,再加上湖区工农业发展以及人口增长,更易引发水环境污染。倪兆奎和张治中等指出高原湖泊在自然状态下氮、磷营养元素含量较低,但由于湖泊具有一定的封闭—半封闭特点,水资源普遍缺乏,一旦人类活动加剧,湖泊生态功能会受到强烈干扰^[16-17]。“两湖一库”流域位于高原山区城市边缘地带^[18],受土地利用和景观格局综合影响,水质情况复杂。因此,本文拟以贵州高原山区“两湖一库”流域为研究区,从景观生态学角度,分析与识别流域水质变化的主要贡献因子,旨在为高原山区乃至全国湖库水环境污染问题提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

“两湖一库”是红枫湖、百花湖、阿哈水库的简称,是贵阳市和贵安新区的主要饮用水源地,也是未来黔中城市发展的主要供水源^[19],被称为贵阳市“三大水缸”。“两湖一库”流域位于贵州喀斯特高原山区中部($26^{\circ}8' - 26^{\circ}43' \text{E}$, $105^{\circ}58' - 106^{\circ}40' \text{N}$),流域整体呈不规则扇形,地势西南高,东北低,面积约 $2\,085.50 \text{ km}^2$,其中,红枫湖流域面积约 $1\,596.00 \text{ km}^2$;百花湖流域面积约 299.00 km^2 ;阿哈水库流域面积约 190.05 km^2 。研究区属典型高原山区雨源型流域,径流多来源于降水补给,流域内降雨时空分布不均,5—10 月丰水期雨量丰沛,1—4 月及 11—12 月枯水期雨量较少^[20-21]。“两湖一库”流域多年来的工业、生活、农业污染等问题严重,水质呈现逐年恶化趋势,

阿哈水库勉强维持在Ⅲ类水质,红枫湖、百花湖部分时段、部分水域出现蓝藻^[22]。为此,贵阳市于 2008 年开始连续实施两个水污染治理 5 a 规划,积极推进“一湖一策”治理工程^[23],但由于“两湖一库”流域处于全省经济活跃区,区域内水环境面临巨大压力,因此该地区亟须水质变化的贡献因子识别研究。

1.2 数据来源

1.2.1 遥感数据 本文选取 2013,2016 和 2019 年云量小于 10%且质量较好的 GF-1 号卫星 16 m 多光谱数据作为遥感影像数据源,来源于中国资源卫星应用

中心([http:// www.cresda.com/](http://www.cresda.com/))。为提高土地利用解译精度,于 2019 年 5 月实地走访核实土地利用类型,获取约 400 个地面土地利用类型数据,涵盖林地、旱地、水田、草地、水体、建设用地等土地利用类型。对于难以到达的区域,通过无人机航拍影像获取实地土地利用概况。

1.2.2 流域划分 以 DEM 数据为基础,利用 Arc-SWAT流域提取模块,再结合实地调研情况,综合考虑流域水系分布、交通状况、土地利用分布等因素,最终将研究区合并生成 21 个子流域(表 1)。

表 1 “两湖一库”流域的子流域划分

编码	流域名称	编码	流域名称	编码	流域名称	编码	流域名称
S ₁	麦翁河流域	S ₇	红枫湖准保护区	S ₁₃	百花湖一级保护区	S ₁₉	白岩河流域
S ₂	羊昌河流域	S ₈	李家冲河流域	S ₁₄	百花湖二级保护区	S ₂₀	金钟河流域
S ₃	后六河流域	S ₉	宋家冲河流域	S ₁₅	百花湖准保护区	S ₂₁	阿哈水库一级保护区
S ₄	麻线河流域	S ₁₀	东门桥河流域	S ₁₆	烂泥沟流域		
S ₅	红枫湖一级保护区	S ₁₁	高家河流域	S ₁₇	蔡冲沟流域		
S ₆	红枫湖二级保护区	S ₁₂	长冲河流域	S ₁₈	小车河流域		

1.2.3 水质采样 在子流域划分的基础上,将监测点设置于每个子流域出水口及饮用水源保护区取水口,使监测点与子流域一一对应,其中支流监测点编号为 C₁—C₁₄,饮用水源保护区监测点编号为 K₁—K₁₃,监测点具体位置如图 1 所示。2013—2019 年,课题组进行逐月水样采集工作,通过简易水样采集装置,获取水面 1 m 以下水样,将水样装入预先准备的聚乙烯瓶中,调节 pH<2,低温保存送回实验室,并在 24 h 内完成测定,综合考虑流域污染现状及本文研究目的,选用的水质指标为总氮和总磷,且严格按照国家《水和废水监测方法(第 4 版)》标准方法进行。

1.3 研究方法

1.3.1 土地利用转移矩阵 土地利用转移矩阵被用来描述各种土地类型面积之间的转化情况,并且指出不同土地类型的转移方向。本研究将 2013,2016 和 2019 年的土地利用数据,进行叠加运算和综合制表分析,得到“两湖一库”流域 2013—2016 年,2016—2019 年,2013—2019 年土地利用转移矩阵。

1.3.2 景观格局指数选择 本研究从分析子流域土地利用景观格局对总磷、总氮影响出发,所选择的景观指数详见表 2。

1.3.3 相关分析方法选择 贵州高原山区流域基础数据匮乏,从氮磷循环机理上识别土地利用对总氮和总磷影响的条件受限,相关分析能够衡量两个变量的密切程度而被广泛运用。本研究将 2013,2016 和 2019 年土地利用/景观指数与丰—枯水期总氮、总磷进行 Pearson 相关分析,揭示土地利用/景观指数与

水质的相关性,通过 RDA 冗余分析识别土地利用/景观指数对水质的贡献率。

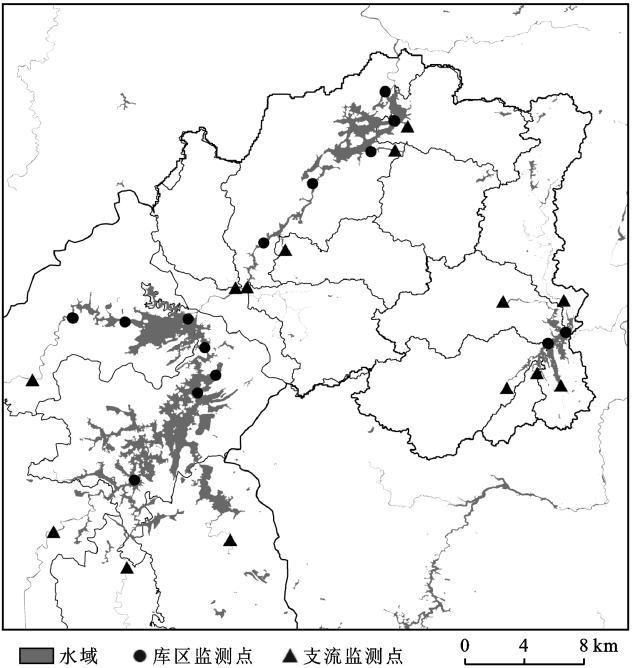


图 1 “两湖一库”流域水质监测点位示意图

2 结果与分析

2.1 土地利用结构分析

在快速城镇化背景下,“两湖一库”流域土地利用在空间和数量上发生不同程度的变化(图 2—3,表 3—5),2016 年较 2013 年林地增加 7.10%,建设用地

增加 4.97%，而水田减少 4.17%，旱地减少 4.01%，未利用地减少 3.95%，流域约 56.59% 的面积土地利用类型发生变化；2019 年较 2016 年林地增加 4.62%，建设用地增加 4.98%，而水田减少 4.58%，旱地减少 8.06%，流域约 49.22% 的面积土地利用类型发生变化；从全期跨度来看，林地增加 11.72%，建设用地增

加 9.96%，草地增加 3.18%，而水田减少 8.77%，旱地减少 12.07%，未利用地减少 4.00%，水域减少 0.02%，流域约 64.41% 的土地利用类型发生变化。“两湖一库”流域土地利用结构变化迅速，土地的变化会造成水环境的紊乱，使得科学准确地识别出总氮、总磷的主要贡献型土地指标将更加迫切。

表 2 土地利用景观指数描述

结构类别	名称	缩写	生态学意义描述
边缘指标	斑块总面积	CA	当 CA 接近 0 时,说明该斑块在景观中越少
	斑块数量比例	PLAND	确定优势景观类型的重要依据
	斑块数量	NP	常用来描述景观异质性,其值大小与景观破碎度有很好的正相关性
	斑块密度	PD	其值越大,斑块越密集
	最大斑块指数	LPI	确定景观优势类型,反映人类活动方向和强弱
形状指标	景观形状指数	LSI	随着景观形状的不规则边缘增大,其值逐渐增大
	面积加权平均形状指数	SHAPE_AM	SHAPE_AM=1 时,说明斑块最大限度地聚合,形状接近正方形,形状不规则性增大,其值越大
聚散性指标	并列与散布指数	IJI	描述景观空间格局最重要的指标,对受到自然条件严重制约的生态系统的分布特征反应显著
连接度指标	斑块结合度指数	COHESION	量化类型斑块的物理连通性,当结合度增加时,其值增大

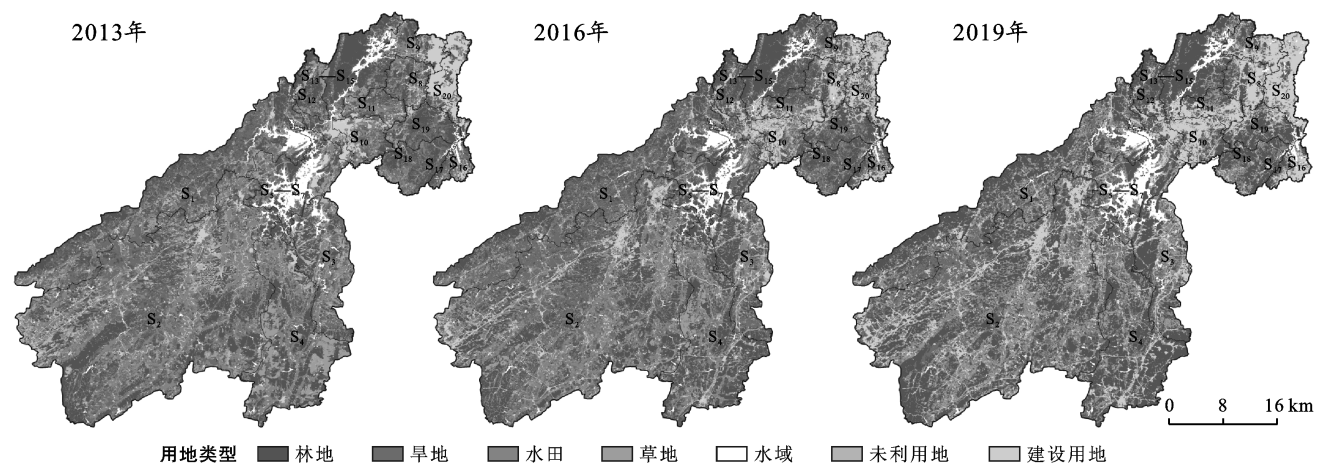


图 2 研究区 2013—2019 年土地利用空间分布

表 3 研究区 2013—2016 年土地利用类型变化转移矩阵 km²

项 目	2016 年面积								减少面积	减少比例
	林地	旱地	水田	草地	水域	未利用地	建设用地	总计		
林地	393.00	97.01	44.68	57.74	9.19	0.33	48.36	650.32	257.32	11.84%
旱地	163.52	205.07	68.49	49.11	4.64	0.17	64.12	555.11	350.04	16.11%
水田	67.05	83.37	173.77	24.68	7.41	0.14	61.88	418.30	244.53	11.25%
草地	87.85	34.39	12.58	39.13	3.55	0.35	16.54	194.38	155.24	7.14%
水域	15.46	5.44	7.58	7.62	51.27	0.81	3.77	91.95	40.68	1.87%
未利用地	37.95	17.87	5.40	17.65	0.75	0.05	7.89	87.56	87.51	4.03%
建设用地	39.68	24.89	15.17	11.77	2.88	0.03	80.90	175.32	94.42	4.35%
总计	804.51	468.03	327.67	207.70	79.68	1.87	283.47	2 172.93		56.59%
新增面积	411.51	262.96	153.89	168.57	28.41	1.82	202.57			
新增比例	18.94%	12.10%	7.08%	7.76%	1.31%	0.08%	9.32%	56.59%		

表 4 研究区 2016—2019 年土地利用类型变化转移矩阵 km²

项目	2019 年面积								减少面积	减少比例
	林地	旱地	水田	草地	水域	未利用地	建设用地	总计		
林地	609.46	71.89	37.56	37.59	6.47	0.04	43.22	806.23	196.77	9.04%
旱地	134.73	108.05	85.57	89.33	2.91	0.19	48.01	468.77	360.73	16.57%
水田	61.36	52.09	65.43	106.73	4.56	0.18	37.50	327.87	262.44	12.06%
草地	90.02	39.38	18.39	25.14	7.98	0.05	27.19	208.16	183.02	8.41%
水域	3.83	1.97	1.35	0.87	66.16	0.00	5.46	79.64	13.48	0.62%
未利用地	0.08	0.04	0.04	0.02	1.57	0.00	0.12	1.87	1.87	0.09%
建设用地	7.35	19.81	19.88	4.08	1.76	0.20	231.29	284.37	53.08	2.44%
总计	906.83	293.24	228.22	263.77	91.41	0.66	392.80	2 176.92		49.22%
新增面积	297.37	185.19	162.79	238.63	25.24	0.66	161.50			
新增比例	13.66%	8.51%	7.48%	10.96%	1.16%	0.03%	7.42%	49.22%		

表 5 研究区 2013—2019 年土地利用类型变化转移矩阵 km²

项目	2019 年面积								减少面积	减少比例
	林地	旱地	水田	草地	水域	未利用地	建设用地	总计		
林地	421.46	65.05	42.51	46.40	12.35	0.09	61.98	649.84	228.38	10.52%
旱地	201.50	98.82	74.88	83.41	6.30	0.17	89.72	554.80	455.98	21.00%
水田	93.78	63.76	69.80	89.08	7.24	0.28	94.11	418.05	348.25	16.04%
草地	101.79	29.93	13.72	21.80	4.98	0.06	22.02	194.30	172.49	7.94%
水域	14.52	5.23	5.02	3.94	55.78	0.01	7.41	91.91	36.13	1.66%
未利用地	46.37	12.58	7.20	9.16	1.25	0.02	10.97	87.54	87.52	4.03%
建设用地	25.06	17.36	14.59	9.53	3.44	0.04	105.15	175.18	70.03	3.22%
总计	904.48	292.73	227.72	263.32	91.35	0.65	391.36	2 171.62		64.41%
新增面积	483.02	193.91	157.92	241.52	35.57	0.63	286.21			
新增比例	22.24%	8.93%	7.27%	11.12%	1.64%	0.03%	13.18%	64.41%		

2.2 水质变化特征分析

2013—2019 年红枫湖、百花湖、阿哈水库监测点对应的丰—枯水期总氮、总磷浓度均值如图 4 所示。总氮浓度表现为:红枫湖总氮浓度整体保持在国家地表水环境质量标准(GB3838-2002)规定的Ⅲ类水范围内,丰水期总氮整体高于枯水期;百花湖总氮整体呈波动下降趋势;阿哈水库总氮浓度在Ⅳ类Ⅴ类范围内波动变化。总磷浓度表现为:红枫湖总磷浓度偏低且稳定在Ⅰ类Ⅱ类范围;百花湖总磷浓度枯水期高于丰水期,在Ⅱ类Ⅲ类范围内波动;阿哈水库总磷浓度在Ⅱ类Ⅲ类范围内呈波动变化趋势。

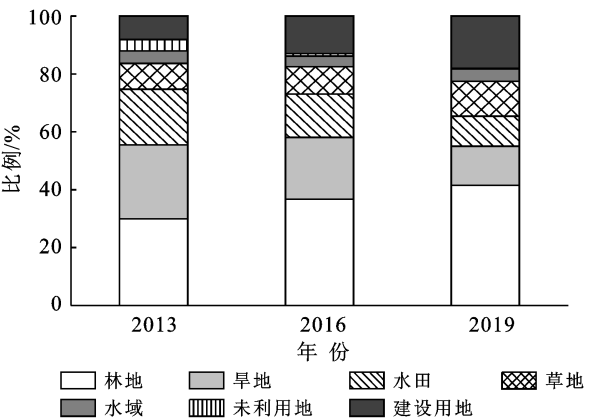


图 3 研究区 3 期土地利用类型面积比例统计

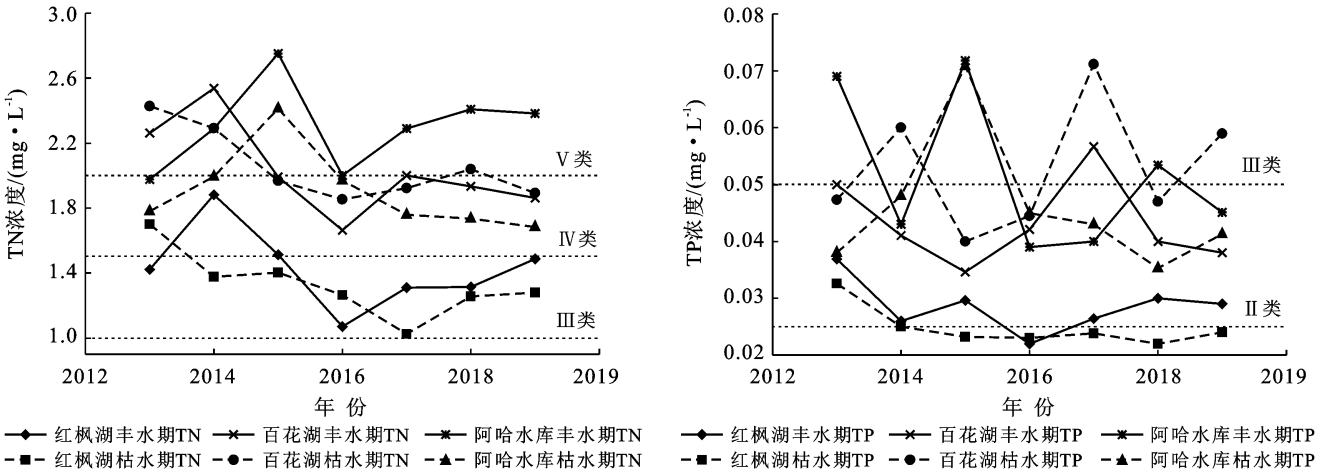


图 4 研究区“两湖一库”水质变化特征

2.3 景观指数特征分析

将 2013,2016 和 2019 年子流域景观指数进行离差标准化(图 5)。

对比 3 期景观指数可知,林地结合度和斑块数量比例保持稳定且稳中有升;旱地和水田景观形状规

则,破碎度降低;建设用地结合度增强,景观形状指数和面积加权平均形状指数先增加后降低,说明在建设用地扩张期间,建设用地边缘由建造期的无序逐渐变为有序边缘,3 个时期中,各小流域中斑块数量比例增加,建设用地优势度呈增加趋势。

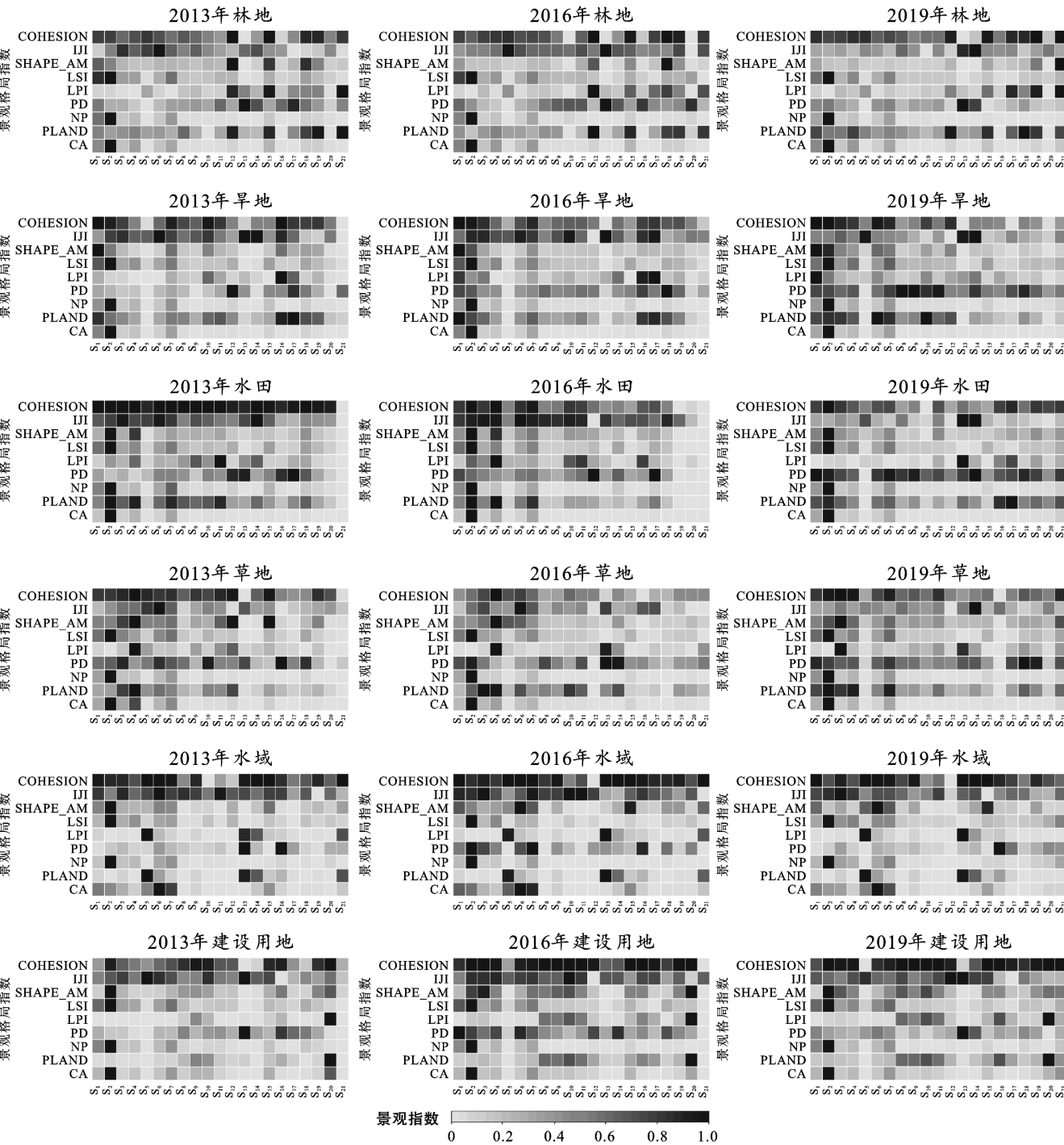


图 5 研究区景观格局指数

2.4 土地利用与流域水质的关系

将 2013—2019 年 21 个子流域单一土地利用类型面积比例分别与总氮、总磷浓度进行 Pearson 相关分析(图 6),由于未利用地面积比例不足 1.00%,其

变化对整个流域的土地利用格局影响极小^[7],在此不作讨论。

通过查阅显著性对照表可知,当样本数量为 21 时,Pearson 相关系数绝对值大于 0.53,则 $p < 0.01$,

说明极显著;当绝对值大于 0.47,则 $p<0.05$,说明显著。通过对比结果可知,2013—2019 年,林地对丰—枯水期总氮、总磷均表现为负相关,与 2013 年丰水期总氮和 2019 年丰—枯水期总磷的相关性通过显著性

检验,旱地和水田在 2013 和 2016 年整体表现为较为稳定的正相关,2019 年相关性不稳定,草地表现为负相关,且相关性不断增强,建设用地显著性不断增强,水域相关性不显著,逐渐转变为负相关。

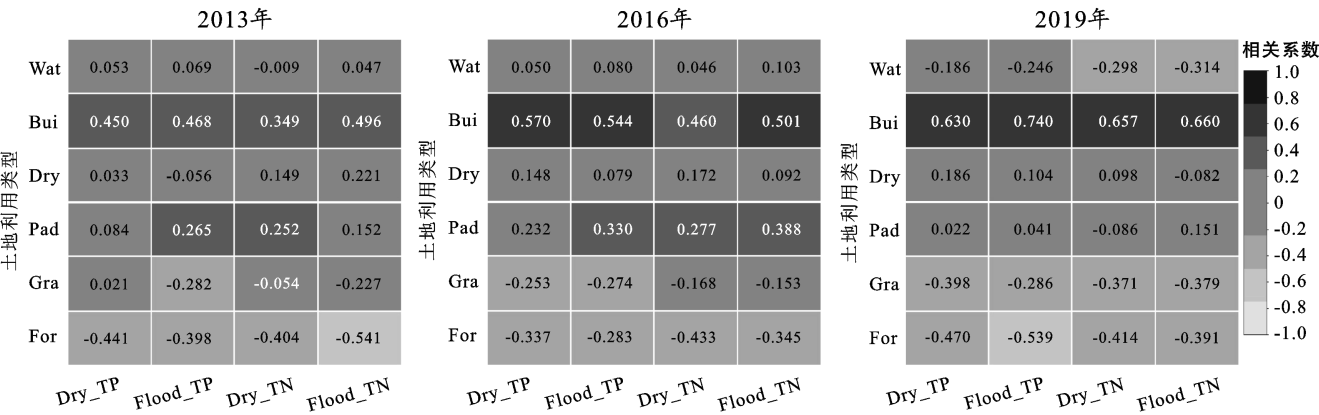


图 6 研究区土地利用与水质相关分析结果

2.5 景观指数与流域水质的关系

将 2013,2016 和 2019 年 21 个子流域景观指数分别与总氮、总磷浓度进行 Pearson 相关分析得到子流域景观指数与总氮和总磷的相关性(图 7)。2013—2019 年林地景观整体与水质指标呈负相关,其中斑块数量比例表现极其显著;旱地的并列与散布指数的负相关性表现较为显著;草地景观与水质指标整体上呈负相关;水域的并列与散布指数在 2013 和 2016 年呈极显著负相关;建设用地的斑块数量比例、最大斑块指数和斑块结合度指数的正相关逐渐变为显著或极显著。

2.6 水质指标主要贡献因子分析

为了识别流域水质的影响因素,确定高贡献土地利用和景观特征因子,结合 Pearson 相关分析结果,

将较稳定通过显著性检验的土地利用结构指标:林地面积比例(sr_For)、建设用地面积比例(sr_Bui),景观格局指数:林地斑块数量比例(For_PLAND)、水田并列与散布指数(Pad_IJI)、水域并列与散布指数(Wat_IJI)、建设用地斑块数量比例(Bui_PLAND)、建设用地最大斑块指数(Bui_LPI)、建设用地并列与散布指数(Bui_IJI)共 8 个指标丰—枯水期总氮、总磷浓度进行冗余分析。冗余分析结果如图 8 及表 6 所示,最高贡献因子分别为 2013 年林地斑块数量比例(54.0%),2016 年林地斑块数量比例(52.5%)和 2019 年建设用地面积比例(68.7%),均通过显著性检验,且林地指标表现为稳定负相关,建设用地指标表现为正相关,说明在高原山区流域内,林地和建设用地对总氮、总磷的浓度起主要作用。

表 6 土地利用/景观指标对总氮、总磷影响的贡献率 %

土地利用 结构指标	2013 年		土地利用 结构指标	2016 年		土地利用 结构指标	2019 年	
	贡献率	p 值		贡献率	p 值		贡献率	p 值
For_PLAND	54.0	0.002	For_PLAND	52.5	0.014	sr_Bui	68.7	0.002
Wat_IJI	22.9	0.02	Wat_IJI	19.3	0.052	For_PLAND	11.8	0.156
Pad_IJI	9.0	0.07	Pad_IJI	11.9	0.084	Bui_IJI	10.2	0.136
Bui_PLAND	6.4	0.154	sr_For	5.4	0.212	Pad_IJI	4.7	0.32

3 讨论

3.1 土地利用对水质的影响

根据本研究结果,研究区湖库水体中的总氮、总磷浓度存在异质性,红枫湖和百花湖的总氮浓度表现一致,均为丰水期高于枯水期,而总磷浓度红枫湖丰水期高于枯水期,但百花湖却表现出相反的态势。根据王雨春^[24],夏品华^[20]和张红等^[25]人的研究,百花湖在丰水期存在明显水体分层现象,丰水期表层水温

度升高,湖底更加缺氧,使湖底沉积物中的磷释放增多,但水体分层阻隔了表层和深层的物质交换,使丰水期释放的磷囤积在深层水体,当枯水期来临,水体分层消失,囤积的磷快速上升至表层,再加上气温下降,更容易产生水质恶化现象。红枫湖虽也属于高原亚深水湖泊,但由于 2008 年起连续实施两个污水治理五年计划,生态恢复措施起步较早,该区域工业企业也已逐步关停,各类截污治污设施完备、曝气充氧手段也日渐成熟^[23],近些年红枫湖的水质呈现好转。

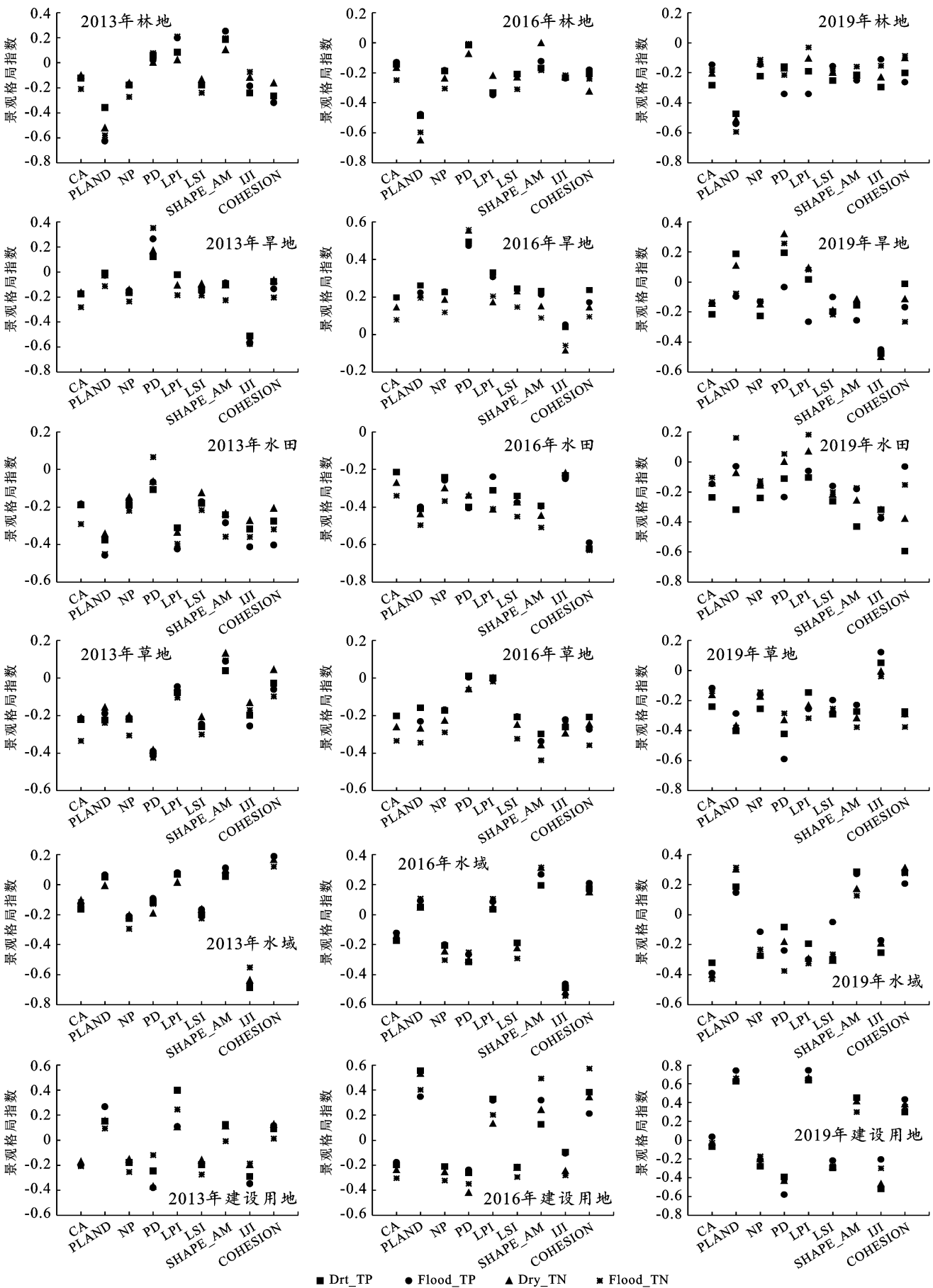
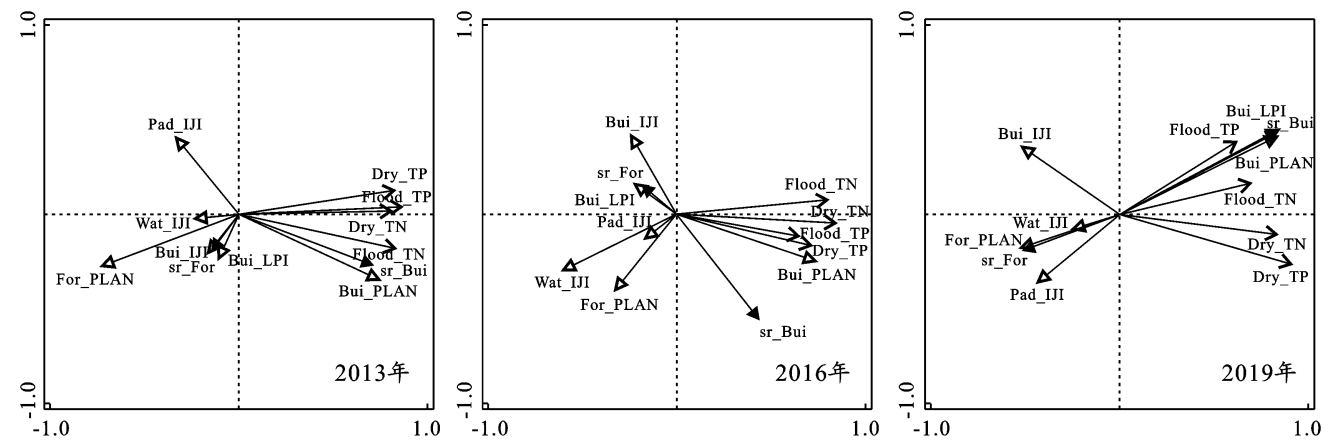


图 7 研究区景观格局与水质相关分析结果



注:箭头夹角 $<90^\circ$ 表示影响因子与水质指标呈正相关,否则反之;箭头长短表示影响因子对水质指标的影响程度大小;三角箭头表示水质指标,实心箭头表示土地利用结构指标,空心箭头表示景观格局指标。

图8 研究区总氮、总磷主要影响因子冗余分析

“两湖一库”流域地处黔中经济快速发展区域,人类活动干扰和快速的土地利用变化都会造成非点源氮磷污染的加剧^[26]。研究区建设用地与水质指标的正相关性逐年增加,这与杨莎莎^[21],Ding^[27]的研究结论相同,建设用地包括城镇用地、工矿用地、交通用地等,这些地类为污染物向水体的输出提供了更多的途径,且存在更活跃的人类活动,人类堆放的生活垃圾在微生物的分解作用下,分解出较高的氮磷含量,且城市中硬化路面和不透水面的增加,覆盖了能够过滤吸收氮磷元素的植被和土壤,当降水产生时,分解出的氮磷元素就随雨水和生活污水排入水体^[28],而“两湖一库”流域的建设用地集中分布在湖库周围,更加速了污染的流入。研究区林地与水质指标保持较稳定的负相关关系,一方面林地遍布全流域,植被丰富且生长年份较长,其冠层下的土壤层可以对地表径流中携带的泥沙、重金属、有机质等进行截留吸附^[29],林地面积的增加,使水质污染程度降低,削减氮磷的效果更明显^[30];另一方面林地是人类活动较弱的地区,较少的人类活动使林地污染减轻,且能够保证较好的林地生态功能^[31]。研究结果中,旱地和水田在2019年出现了正负相关性的波动变化,但均没有通过显著性检验,究其原因,贵阳市近年着手建设生态蔬菜基地,蔬菜基地建设以塑料大棚为主,大棚阻隔了降水对土壤的冲刷,极大地削减了农业非点源氮磷污染物的输出^[32]。另一方面,工农业收入差距的拉大,研究区存在弃耕务工现象,随着农药化肥的限制施用,旱地和水田对总氮、总磷的输出量呈减少趋势。随着研究区湖库综合治理的实施,水域逐渐恢复净化过滤、改善环境的生态功能。

3.2 景观格局对水质的影响

不同湖泊流域内,水质不仅受土地利用的影响,

同时受景观格局的制约。建立景观指数与湖库水体污染物浓度指数的关联性,能对水质变化进行更好地解释^[33]。根据本研究结果,建设用地斑块结合度指数、最大斑块指数、斑块数量比例随年份总体呈增加趋势并逐渐成为优势景观,且与水质指标的相关性逐渐显著,当区域“源”斑块聚集时,会沟通空间上原本分散的污染物,使其远距离扩散和集中输出,并相对弱化“汇”景观斑块的截留效果^[34-35],建设用地面积加权平均形状指数与水质指标的正相关性逐渐增强,表明景观的形状不规则,更容易引发水体污染,结合RDA分析,2019年建设用地面积比例对水质表现为“源”的贡献,其值达到68.7%。林地的斑块结合度指数和斑块数量比例呈缓增趋势,有相关研究表明,流域内林地斑块结合度指数越强,连通性越高,水质状况越好^[36],根据相关分析结果,林地斑块数量比例与各水质指标呈负相关,流域内林地数量的增加对于增加植被截留量,减少产流速度和体积,稀释产流中的污染物浓度具有较强的作用^[37-38],结合RDA分析可知,2013年、2016年林地斑块数量比例的贡献值分别达到54.0%和52.5%,是削减水体总氮、总磷污染的主要贡献因子,因此对水质表现出“汇”的贡献。

“两湖一库”地区水环境污染和管理问题是当地水务及环保部门应着重关注的问题,随着土地利用和景观特征的变化,水环境的稳定易被破坏,在快速城市化阶段,需要积极采取措施,稳定“两湖一库”地区湖库蓄水面积,合理推进城镇化建设,优化土地利用结构,并控制农业非点源污染,使“源—汇”类型的土地利用和景观保持动态平衡^[19]。希望本研究得出的研究结果,能够为“两湖一库”区域水环境治理、土地利用管理提供科学参考。

4 结论

(1) 2013—2019 年林地、建设用地和草地分别增加 11.72%, 9.96% 和 3.18%, 水田、旱地、未利用地和水域分别减少 8.77%, 12.07%, 4.00% 和 0.02%。林地结合度逐年增强;旱地、水田景观形状规则;建设用地景观结合度增强,优势度增强。

(2) 红枫湖水质状态优良,位于 I—III 类水质范围;百花湖总氮整体呈波动下降趋势,总磷浓度受季节性水体分层影响枯水期略高于丰水期,在 II—III 类水质范围内波动;阿哈水库水质情况较差,总氮、总磷浓度呈波动变化趋势。

(3) 土地利用类型与流域水质的相关性:林地表现为稳定负相关,草地和水域负相关性增强,旱地和水田从正相关表现为相关性波动变化,建设用地正相关性不断增强。

(4) 景观指数与流域水质的相关性:林地景观指数整体与水质指标呈负相关,其中斑块数量比例表现极其显著,草地景观指数表现为稳定负相关,旱地和水田与水质的相关性整体不显著,建设用地斑块数量比例和最大斑块指数与总氮、总磷逐渐表现为正显著相关。

(5) 冗余分析贡献率最高指标为:2013 年林地斑块数量比例(54.0%),2016 年林地斑块数量比例(52.5%)和 2019 年建设用地面积比例(68.7%),2013 和 2016 年林地斑块数量比例表现为研究区总氮、总磷的“汇”效应的主要贡献因子,2019 年建设用地面积比例则表现为总氮、总磷的“源”效应的主要贡献因子。林地和建设用地对“两湖一库”高原山区流域水质变化起决定性作用,通过增加“汇”效应相关地类,整理“源”效应相关地类,减少污染“源”的输出,是未来“两湖一库”流域面对水环境治理应着重考虑的因素。

[参 考 文 献]

- [1] Ren Wenwei, Zhong Yang, Meligrana J, et al. Urbanization, land use, and water quality in Shanghai [J]. *Environment International*, 2003, 29(5): 649-659.
- [2] Xue Lihong, Hou Pengfu, Zhang Zhiyong, et al. Application of systematic strategy for agricultural non-point source pollution control in Yangtze River Basin, China [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2020, 304: 107148.
- [3] 《环境保护》编辑部.第二次全国污染源普查公报[J]. *环境保护*, 2020, 48(18): 8-10.
- [4] Lee S W, Hwang S J, Lee S B, et al. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in

- watersheds to water quality characteristics [J]. *Land-scape and Urban Planning*, 2009, 92(2): 80-89.
- [5] Valle R F Junior, Varandas S G P, Sanches Fernandes L F, et al. Groundwater quality in rural watersheds with environmental land use conflicts [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 493: 812-827.
- [6] Tu Jun. Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression [J]. *Applied Geography*, 2011, 31(1): 376-392.
- [7] 于兴修, 桂杨山. 典型流域土地利用/覆被变化及对水质的影响: 以太湖上游浙江西苕溪流域为例 [J]. *长江流域资源与环境*, 2003, 12(3): 211-217.
- [8] 郭羽羽, 李思悦, 刘睿, 等. 黄河流域多时空尺度土地利用与水质的关系 [J]. *湖泊科学*, 2021, 33(3): 737-748.
- [9] 杨强强, 徐光来, 杨先成, 等. 青弋江流域土地利用/景观格局对水质的影响 [J]. *生态学报*, 2020, 40(24): 9048-9058.
- [10] Bu Hongmei, Meng Wei, Zhang Yuan, et al. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River Basin, China [J]. *Ecological Indicators*, 2014, 41: 187-197.
- [11] Xu Sen, Li Siliang, Zhong Jun, et al. Spatial scale effects of the variable relationships between landscape pattern and water quality: Example from an agricultural Karst River Basin, Southwestern China [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2020, 300: 106999.
- [12] 黄金良, 李青生, 洪华生, 等. 九龙江流域土地利用/景观格局—水质的初步关联分析 [J]. *环境科学*, 2011, 32(1): 64-72.
- [13] 徐启渝, 王鹏, 王涛, 等. 土地利用结构与景观格局对鄱阳湖流域赣江水质的影响 [J]. *湖泊科学*, 2020, 32(4): 1008-1019.
- [14] 王小平, 张飞, 李晓航, 等. 艾比湖区域景观格局空间特征与地表水质的关联分析 [J]. *生态学报*, 2017, 37(22): 7438-7452.
- [15] 于洋, 张民, 钱善勤, 等. 云贵高原湖泊水质现状及演变 [J]. *湖泊科学*, 2010, 22(6): 820-828.
- [16] 倪兆奎, 王圣瑞, 金相灿, 等. 云贵高原典型湖泊富营养化演变过程及特征研究 [J]. *环境科学学报*, 2011, 31(12): 2681-2689.
- [17] 张治中. 滇池氮与富营养化研究 [J]. *环境科学导刊*, 2007, 26(6): 34-36.
- [18] 谢砭军, 苏维词, 赵卫权, 等. 喀斯特山区城市边缘区生态风险时空演变研究: 以贵州省贵阳“两湖一库”地区为例 [J]. *人民长江*, 2017, 48(21): 40-45.
- [19] 李青松, 苏维词, 吕思思. 基于“源—汇”理念的黔中“两湖一库”地区土地利用变化及驱动力分析 [J/OL]. *中国岩溶*: 1-13 [2022-12-03]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1157.p.20211008.2010.004.html>.

[20] 夏品华,李秋华,林陶,等.贵州高原百花湖水水库湖沼学变量特征及环境效应[J].环境科学学报,2011,31(8):1660-1669.

[21] 杨莎莎,汤萃文,刘丽娟,等.流域尺度上河流水质与土地利用的关系[J].应用生态学报,2013,24(7):1953-1961.

[22] 朱源,吴雅玲,张磊.政府推动的环境共治格局的创建:贵阳市“两湖一库”饮用水源地的环境共治实践与启示[J].中国人口·资源与环境,2012,22(S1):24-28.

[23] 蒋啸,周旭,肖杨,等.面向湖泊生态系统健康维护的生态管控分区研究:以红枫湖流域为例[J].生态学报,2021,41(7):2571-2581.

[24] 王雨春,朱俊,马梅,尹澄清,刘丛强.西南峡谷型水库的季节性分层与水质的突发性恶化[J].湖泊科学,2005,17(1):54-60.

[25] 张红,陈敬安,王敬富,等.贵州红枫湖底泥磷释放的模拟实验研究[J].地球与环境,2015,43(2):243-251.

[26] 夏品华,孔祥量,喻理飞.草海湿地小流域土地利用与景观格局对氮、磷输出的影响[J].环境科学学报,2016,36(8):2983-2989.

[27] Ding Jiao, Jiang Yuan, Liu Qi, et al. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River Basin, China: A multi-scale analysis [J]. Science of the Total Environment, 2016, 551/552:205-216.

[28] 彭勃,付永胜,赵君凤,等.小流域土地利用景观格局对水质的影响[J].生态科学,2019,38(3):90-99.

[29] Bu Hongmei, Song Xianfang, Xia Jun. The hydrogen and oxygen isotopic compositions of precipitation in a forested watershed of the South Qinling Mts, China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018,25(7):6720-6728.

[30] Tong S T Y, Chen Wenli. Modeling the relationship between land use and surface water quality [J]. Journal of Environmental Management, 2002,66(4):377-393.

[31] 王一舒,吴仁人,荣楠,等.西江下游流域水质与不同空间尺度土地利用的响应关系[J].水资源保护,2021,37(4):97-104.

[32] 石峰,杜鹏飞,张大伟,等.滇池流域大棚种植区面源污染模拟[J].清华大学学报(自然科学版),2005,45(3):363-366.

[33] 焦胜,杨娜,彭楷,等.汾河流域土地景观格局对河流水质的影响[J].地理研究,2014,33(12):2263-2274.

[34] Jiang Yinghui, Xie Zhenglei, Zhang Hua, et al. Effects of land use types on dissolved trace metal concentrations in the Le'an River Basin, China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2017,189(12):633.

[35] Liu Ruimin, Wang Jiawei, Shi Jianhan, et al. Runoff characteristics and nutrient loss mechanism from plain farmland under simulated rainfall conditions [J]. Science of the Total Environment, 2014,468/469:1069-1077.

[36] 陈优良,邹文敏,刘星根,等.东江源流域不同空间尺度景观格局对水质影响分析[J/OL].环境科学:1-15 [2022-06-27].DOI:10.13227/j.hjxx.202201128.

[37] 王杰,李鹏,高海东,等.丹江上游土地利用/景观指数与水质关系初探[J].水土保持研究,2018,25(6):383-389.

[38] Zhang Guanhua, Liu Guobin, Wang Guoliang, et al. Effects of vegetation cover and rainfall intensity on sediment-bound nutrient loss, size composition and volume fractal dimension of sediment particles [J]. Pedosphere, 2011,21(5):676-684.

(上接第 246 页)

[18] 杜习乐,吕昌河.郑州市土地利用变化对地表水污染的影响[J].生态环境学报,2013,22(2):336-342.

[19] 白天,吴雅文,金牧青,等.漯河市规划区雨洪格局空间分布特征综合量化研究[J].水土保持通报,2018,38(5):269-274,287.

[20] 时珍,邢露华,郑琳琳,等.城市公园绿地游憩供需协同度评价及优化策略[J].南京林业大学学报(自然科学版),2021,45(2):197-204.

[21] 温存,高阳,高甲荣,等.河溪近自然治理技术及其评价方法[J].中国水土保持科学,2006,4(S1):39-44.

[22] 庞文君,刘伟,谢榕怡,等.基于青年人偏好的城市园林植物景观营造因子分析[J].中国园林,2019,35(10):130-134.

[23] 谢伊涵,李根,杨梦杰,等.基于 PSR 和物元可拓模型的跨界河流健康评价:以太浦河干流为例[J].华东师范大学学报(自然科学版),2020,13(1):110-122.

[24] 肖希,李敏.绿斑密度:高密度城市绿地规划布局适用指标研究:以澳门半岛为例[J].中国园林,2017,33(7):97-102.

[25] 罗坤.城市化背景下河流健康评价研究[D].重庆:重庆大学,2017.

[26] Hermida M A, Cabrera-Jara N, Osorio P, et al. Methodology for the assessment of connectivity and comfort of urban rivers [J]. Cities, 2019,95(6):102376.

[27] 侯佳明,胡鹏,刘凌,等.基于模糊可变模型的秦淮河健康评价[J].水生态学杂志,2020,41(3):1-8.

[28] 汤洁,李艳梅,卞建民,等.物元可拓法在地下水水质评价中的应用[J].水文地质工程地质,2005,32(5):1-5.

[29] 李港,陈诚,姚斯洋,等.基于压力—状态—响应和物元可拓模型的城市河流健康评价[J].生态学报,2022,42(9):1-11.

[30] 于志慧,许有鹏,张媛,等.基于熵权物元模型的城市化地区河流健康评价分析:以湖州市区不同城市化水平下的河流为例[J].环境科学学报,2014,34(12):3188-3193.