

亚热带典型农林混合流域河岸带景观格局对河流磷输出的影响

邓越^{1,2}, 唐代生¹, 李裕元^{2,3,4}, 孟岑^{2,3,4},
刘欢瑶⁵, 李希^{2,3,4}, 李情^{1,2}, 吴金水^{2,3,4}

(1.中南林业科技大学林学院,长沙 410018;

2.中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态过程重点实验室,长沙 410125;

3.中国科学院亚热带农业生态研究所长沙农业环境观测研究站,长沙 410125;

4.中国科学院大学,北京 100049;5.湖南农业大学资源环境学院,长沙 410128)

摘要:为进一步明确流域河岸带景观尺度范围差异性及对河流磷(P)输出的影响,量化解析河岸带尺度下景观与河流P之间的关系。以亚热带典型农林混合流域为研究对象,基于长期水文、水质监测数据,利用冗余分析明确不同河岸带尺度景观格局特征与不同水文季节河流P浓度的关系,并采用变点分析量化导致丰水期、平枯水期河流P浓度突变的核心景观指标的阈值范围。结果表明:(1)河岸带景观格局对河流P浓度的影响具有显著的空间尺度性特征,300,400 m分别是影响丰水期和平枯水期河流磷浓度变化的关键临界尺度。(2)河岸带居民地斑块最大斑块面积指数(LPI_居)和农田斑块分散指数(SPLIT_农)分别是影响平枯水期和平水期河流磷浓度的核心景观格局特征指数,当SPLIT_农>15.76~23.83, LPI_居<28.8%~36.5%时,能够降低河流P浓度的突变概率。研究结果可为以缓解P面源污染为目标的土地利用和景观规划提供重要理论依据。

关键词:面源污染;景观格局;磷输出;河岸带;变点分析

中图分类号:X522

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2022)03-0064-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcbx.2022.03.010

Influences of Riparian Landscape Pattern on River Phosphorus Output in Typical Subtropical Agroforestry Mixed Watershed

DENG Yue^{1,2}, TANG Daisheng¹, LI Yuyuan^{2,3,4}, MENG Cen^{2,3,4},
LIU Huanyao⁵, LI Xi^{2,3,4}, LI Qing^{1,2}, WU Jinshui^{2,3,4}

(1.School of Forestry, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410018;

2.Key Laboratory of Subtropical Agroecological Process, Institute of Subtropical Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125; 3.Institute of Subtropical Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changsha Agricultural Environment Observation and Research Station, Changsha 410125; 4.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049; 5.School of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128)

Abstract: In order to further clarify the difference of riparian landscape scale and its impact on river phosphorus (P), the relationship between landscape and river P at riparian scale was analyzed quantitatively. Based on long-term hydrological and water quality monitoring data, this study used redundancy analysis to clarify the relationship between landscape pattern characteristics at different riparian scales and river P concentrations in different hydrological seasons. Change point analysis was used to quantify the threshold range of the core landscape metrics leading to the abrupt change of river P concentrations in wet and dry seasons. The results showed that: (1) The effects of landscape pattern buffer zones on river P concentration have significant spatial scale characteristics, 300 and 400 meters are the critical scales affecting river P concentration in wet season and dry season, respectively. (2) SPLIT of farmland patches (SPLIT_{farm}) and LPI of residential land patches (LPI_{res}) were the core landscape pattern characteristic indexes that affect river P concentration in dry season and wet season respectively. When the SPLIT_{farm} exceeded 15.76~23.83 and LPI_{re} was less than 28.8%~36.5%, the abrupt probability of P concentrations in wet and dry rivers can be

收稿日期:2021-11-16

资助项目:国家自然科学基金项目(42007157)

第一作者:邓越(1997—),女,硕士研究生,主要从事水土保持、农业面源污染研究。E-mail:599359981@qq.com

通信作者:孟岑(1987—),男,助理研究员,博士,主要从事农业面源污染研究。E-mail:mengcen@isa.ac.cn

reduced respectively. The results can provide important theoretical basis for land use and landscape planning aiming at mitigating P non-point source pollution.

Keywords: non-point source pollution; landscape pattern; phosphorus output; riparian zone; change point analysis

河岸带是连接陆地和水体生态系统的关键地带,能够通过影响河流横向和纵向的物质和能量流^[1]进而影响流域污染物的迁移输出,在维持河流水质、维护流域生态安全方面具有重要意义。然而,由于农业生产、生活等人类活动影响,河岸带景观格局特征发生改变并成为潜在的非点源污染源区^[2]。因此,明确河岸带景观格局对河流水质的影响是控制流域非点源污染的重点之一。

景观格局通过影响流域水文和生物地球化学循环^[3]进而影响P的迁移和释放。相较于流域尺度,河岸带作为人类活动密集的场所,其景观格局特征对河流水质的影响更为显著^[4]。但是,由于研究区的异质性,河岸带景观格局与河流水质关联性最强的空间尺度仍具有很大不确定性。随着河岸带空间尺度的变化,景观组成和配置对水质变化的影响机制和程度也具有显著差异性。已有研究^[5]表明,不同流域河岸带均存在空间临界尺度,即景观格局特征对水质变化相关关系最大的河岸带尺度。Shen等^[6]研究发现,景观格局指数在300 m河岸带宽度对水质变异的解释率可以达到所有空间尺度上最大。此外,已有研究^[7-9]并未进一步区分不同水文季节的河岸带空间临界尺度,尤其在我国的亚热带丘陵区,非点源污染物的迁移主要受水文因素驱动,故在不同水文季节其迁移方式及距离均有所差异。目前,针对河岸带景观组成、配置与水质变化之间具体关系的研究还多为定性研究^[6],缺乏对于河岸带尺度景观格局关键特征指数与河流水质二者协同变化的量化,因此有必要识别不同水文季节对河流水质影响最大的河岸带景观格局空间临界尺度,并通过量化的核心景观指数来指导河岸带景观组合和配置的布局优化以缓解流域河流污染状况。

亚热带丘陵区作为我国重要农业生产区域,生产强度高,同时水系分布较为密集,水体富营养化问题,尤其是P污染问题较为严重^[10]。同时,由于亚热带丘陵区流域内景观格局特征存在较强的空间异质性,不同河岸带尺度的土地利用类型及景观格局特征有显著差异。因此,本研究以亚热带丘陵区典型农林流域为研究对象,基于不同水文季节河流P浓度变化特征,识别对河流P浓度变化关联性较强、解释度最高的河岸带尺度。同时,筛选关键核心景观指数,量化导致河流P浓度突变的核心景观指数变化区间,以期改善亚热带丘陵区河流P污染状况的河岸带

景观格局规划提供一定科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区金井河流域位于湖南省长沙县金井镇(27°55′—28°40′N,112°56′—113°36′E),为洞庭湖支流捞刀河的上游。研究区属于典型亚热带湿润季风气候,年平均降水量1 200~1 500 mm,降水主要集中在4—10月,年均气温17.2℃。区内地势北高南低,海拔56.0~434.8 m,土壤为由花岗岩发育的红壤。

流域土地利用方式以林地、农田、居民地为主,林地属中亚热带常绿阔叶林,主要分布于山顶和比较陡的山坡上,优势树种为马尾松(*Pinus massoniana*)、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)和油茶(*Camellia oleifera*)。农田主要分布在河谷和河漫滩等低洼平缓地带。种植作物主要是双季稻,稻田年施肥量折合纯P为70 kg/(hm²·a)。流域内水稻种植期为4—10月,11月至翌年3月为休耕期。流域内畜禽养殖以家庭散养为主。多数村镇无集中污水处理设施,人畜粪便经化粪池或沼气池处理后直排入河流。

1.2 数据来源

研究区各流域河道两侧多为人工浆砌石或雷诺护坡,根据研究目标和流域特征,在研究区8个子流域河道出口(汇流前端)断面处设置长期水质监测采样点(图1和表1)。采样时间为2012年1月至2017年12月,频率为10天/次。采样方法为《水质采样技术指导》(HJ 494—2009)^[11]。水样检测指标为溶解态磷(DIP)和总磷(TP)。TP浓度采用过硫酸钾消解—钼蓝比色法测定,DIP浓度采用钼蓝比色法测定,具体方法参照文献^[12]。根据研究区已有研究^[13],将4—10月和11月至翌年3月分别划分为丰水期和平枯水期。

研究区域的土地利用信息提取自湖南省地理信息中心购买的数字化地形图(2012年、2017年),结合实地调查表明,2012—2017年研究区土地利用无显著变化。在ArcGIS中建立数据库并对扫描图进行配准矢量化,以土地利用分类为基础,提取林地、农田、居民等信息。利用ArcGIS10.2以监测断面为基点,平行河道分别向河流上游延伸至研究区域边界,参考前人^[8]研究及本流域尺度,以垂直河道50,100,150,200,300,400,500 m的尺度范围设置河岸带(图1)。

根据以往研究^[14]分别在景观水平和斑块类型水平上选择具有明确生态学意义且能够反映景观格局

组成和配置特征的景观格局指数(表 2)。将所选择的景观指数根据生态学意义分为面积—边缘、形状、

聚集度、多样性 4 个类别。使用 FRAGSTATS 4.2 软件计算不同空间尺度河岸带的景观指数。

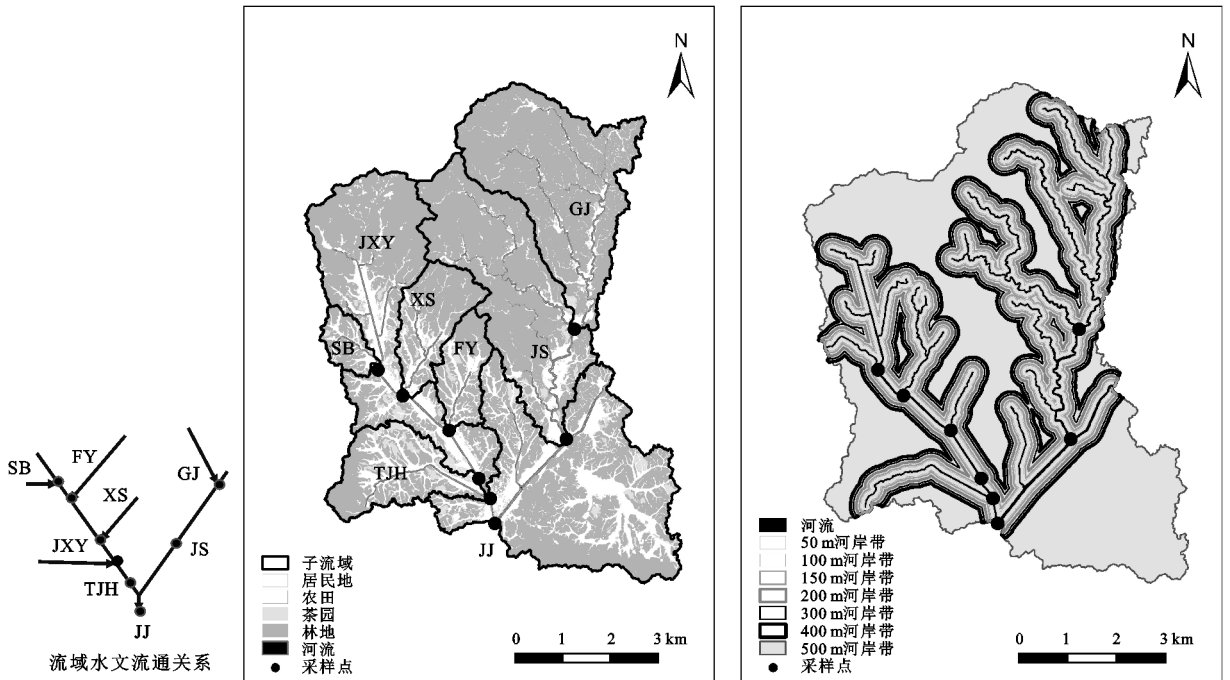


图 1 研究区概况

表 1 研究区土地利用特征(2012—2017 年)

子流域	面积/ hm ²	土地利用类型/%			
		林地	农田	居民地	其他
水坝(SB)	264	56.27	36.79	3.27	3.67
飞跃(FY)	747	62.27	33.01	2.89	1.85
新沙(XS)	510	60.15	34.78	2.52	2.56
九溪源(JXY)	969	51.84	43.13	2.95	2.08
观佳(GJ)	2582	80.55	16.54	1.36	1.55
洞山(JS)	5013	78.06	18.47	1.58	1.89
脱甲河(TJH)	5018	59.39	34.79	2.99	2.82
金井(JJ)	13441	62.81	31.62	2.73	2.91

1.3 统计分析

本研究采用冗余分析(RDA)解析不同河岸带尺度景观格局特征于不同水文季节河流 P 浓度的关系,并依据累积解释率确定对于河流 P 浓度影响最大的河岸带尺度范围。RDA 是一种约束性直接梯度排序方法^[9],可减少冗余变量的影响并用二维排序图直观地定量分析景观指数与水质参数的关系。在 RDA 结果中,当 2 个变量的箭头方向相同时,表示变量之间存在正相关关系,反之则呈负相关关系。

表 2 景观尺度水平和斑块类型尺度水平景观格局指数

类别	景观指数	缩写	景观尺度水平	斑块类型尺度水平		
				林地	农田	居民地
面积—边缘	最大斑块面积指数	LPI	N	Y	Y	Y
	边缘密度	ED	Y	Y	Y	Y
	斑块类型面积所占景观面积比重	PALND	N	Y	Y	Y
	斑块面积	AREA_MN	N	Y	Y	Y
形状	周长—面积比率	PARA_MN	N	N	Y	N
	形状指数	SHAPE_MN	Y	N	Y	Y
	外接圆指数	CIRCLE_MN	Y	N	Y	Y
	几何最邻近距离	ENN_MN	Y	Y	Y	Y
聚集度	邻近指数	PROX_MN	Y	Y	Y	Y
	斑块密度	PD	Y	Y	Y	Y
	分散指数	SPLIT	Y	Y	Y	Y
	景观形状指数	LSI	Y	Y	Y	Y
景观多样性	斑块内聚力指数	COHESION	Y	Y	Y	Y
	Shannon's 多样性指数	SHDI	Y	N	N	N

注:Y 表示有该景观格局指数;N 表示无该景观格局指数。

基于 RDA 分析,筛选出贡献度最高的核心景观指数,并利用非参数偏差减少方法(non-parametric deviance reduction, NDR)进行变点分析,量化河流 P 浓度随核心景观指数梯度变化而产生的突变。设 x_1, x_2, \dots, x_n 为景观指标按升序排列, y_1, y_2, \dots, y_n 为相应的水化学变量。偏差是同质性的度量,计算公式^[15]为:

$$D = \sum_{k=1}^n (y_k - u)^2 \quad (1)$$

式中: D 为偏差; n 为样本量; u 为 n 个观测值 y_k 的平均值;变化点 r ($1 \leq r \leq n$) 将响应变量分为 2 组, y_1, \dots, y_r 和 y_{r+1}, \dots, y_n , 2 个子组的偏差之和总是小于或等于整个数据的偏差。因此,对于每个变点,都有 1 个偏差减少^[15]:

$$\Delta i = D - (D_{\leq i} + D_{> i}) \quad (2)$$

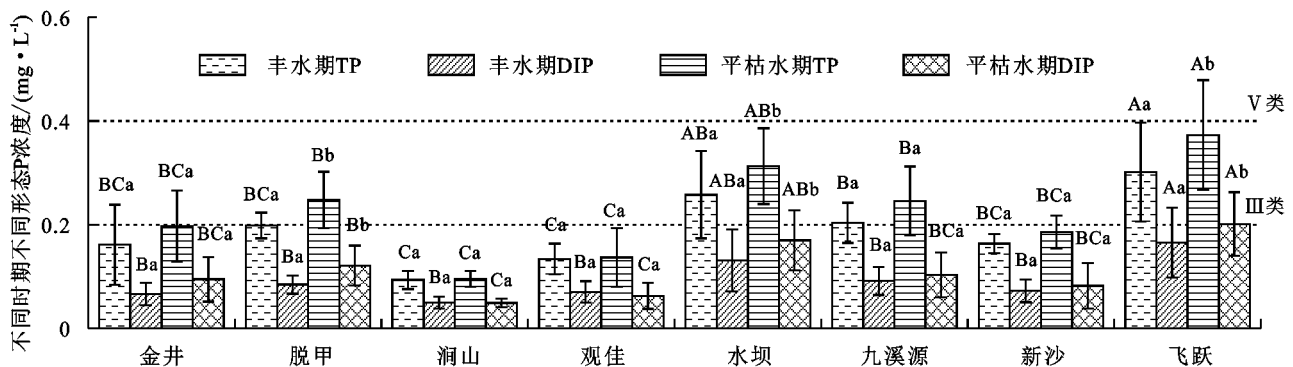
式中: D 为整个数据集 y_1, y_2, \dots, y_n ; $D_{\leq i}$ 为 y_1, y_2, \dots, y_i 的偏差; $D_{> i}$ 为 y_{i+1}, \dots, y_n , $i=1, 2, \dots, n$ 的偏差。变化点 r 是使 Δi 最大的 i 值。由于流域数据数

量有限,研究采用 bootstrap 方法^[16] (1 000 个随机样本)来提高估计变点频率分布的准确性。

2 结果与分析

2.1 流域河流磷浓度时空动态特征

2012—2017 年,研究区流域河流 P 时空动态变化存在显著差异(图 2)。丰水期 TP、DIP 均值分别为 0.19 mg/L (0.09~0.30 mg/L), 0.09 mg/L (0.05~0.17 mg/L), 而平枯水期 TP、DIP 均值分别为 0.22 mg/L (0.10~0.37 mg/L), 0.11 mg/L (0.05~0.20 mg/L), 部分集水区(脱甲、水坝、飞跃)丰水期 P 浓度显著高于平枯水期 ($P < 0.05$)。丰水期水质略好于平枯水期,其中丰水期 33.3%, 2.1% 的样点分别超过地表Ⅲ类和Ⅴ类水标准^[17], 而平枯水期, 56.3%, 8.33% 的河流样点分别超过地表Ⅲ类和Ⅴ类水标准^[17]。流域河流 P 浓度在空间上呈现异质性,其中飞跃、水坝流域 P 浓度皆显著高于其他流域, 涧山、观佳流域 P 浓度皆显著低于其他流域 ($P < 0.05$)。



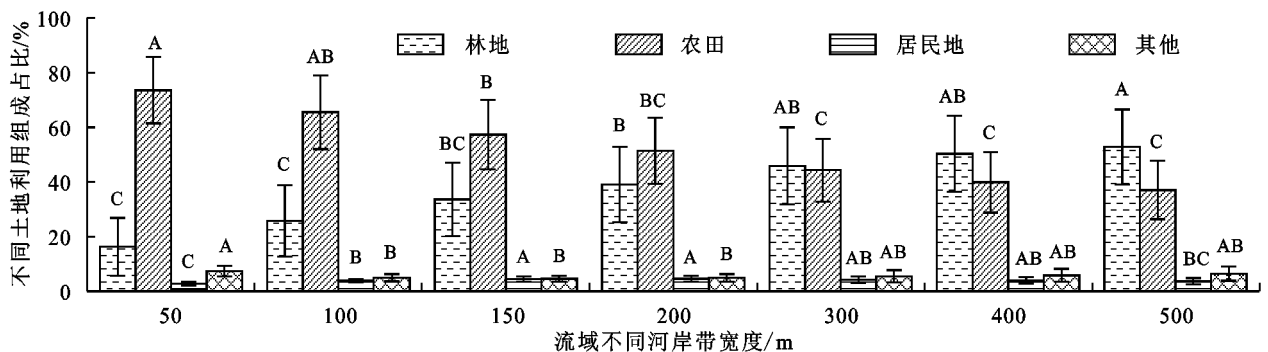
注:图柱上方不同大写字母表示相同时期不同子流域间差异显著($p < 0.05$);不同小写字母表示相同子流域不同时期间差异显著($p < 0.05$)。

图 2 研究区不同时期各子流域河流不同形态 P 浓度(2012—2017 年)

2.2 多尺度河岸带土地利用组成变化

各子流域不同尺度河岸带土地利用组成存在显著差异($p < 0.05$)(图 3)。随着河岸带尺度的增加,农田面积比例显著降低,从 73.60% 减少至 37.06%。相反,林地面积比例逐渐增加,从 16.23% 增加到 52.80%。这表明研究区河岸带土地利用组成的空间分布呈现异质性,即农田主要集中在近河岸带,而林地分布

则距河道较远。居民地面积比例呈现先增加后减少的趋势,在 150~400 m 尺度内较高,村镇分布集中。此外,不同流域内河岸带尺度上土地利用组成呈现显著差异($p < 0.05$)。这主要是因为涧山、观佳流域平均高程和坡度较大较高^[18],平原或者河谷等低洼平缓地带较少,农田面积比例较低。



注:图柱上方不同大写字母表示不同河岸带宽度相同土地利用类型间存在显著差异($p < 0.05$)。

图 3 研究区不同河岸带尺度不同土地利用组成

2.3 多尺度河岸带景观格局特征与河流磷浓度的关系

根据 RDA 分析的结果,不同河岸带尺度的景观指数均能够解释 50% 以上的河流 P 浓度变化(表 3)。且丰水期不同河岸带尺度景观指数对水质 P 浓度变化的解释率要高于平枯水期。其中,丰水期和平枯水期河岸带景观指数对河流 P 浓度变化的解释率在 400,300 m 尺度最高,分别为 67.6%,61.2%。

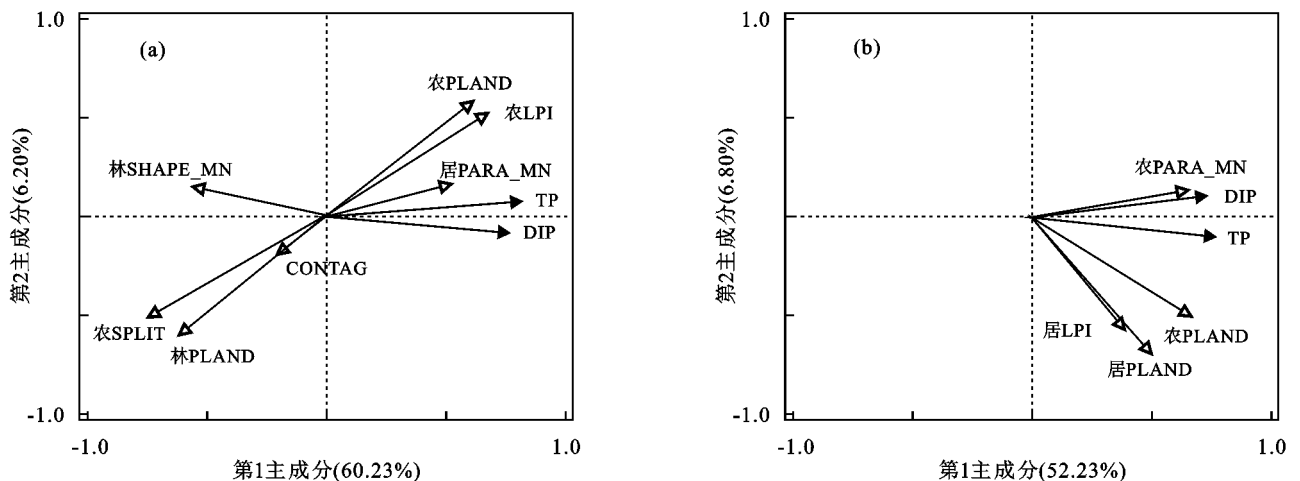
由图 4a 可知,丰水期 400 m 尺度的河岸带农田斑块面积百分比(PLAND_农)、最大斑块指数(LPI_农)与 TP、DIP 浓度呈显著正相关,而农田斑块聚集度指数(SPLIT_农)为负相关,表明在 400 m 尺度河岸带中农田面积越大、聚集度越高,河流 P 浓度越高。林地斑块面

积百分比(PLAND_林)、形状指数(SHAPE_MN_林)与 TP、DIP 浓度呈显著负相关,表明林地面积比例越高、斑块形状越复杂,河流 P 浓度越低。400 m 河岸带尺度上贡献率最高的核心景观指数为 SPLIT_农(74.0%)。

由图 4b 可知,平枯水期 300 m 尺度上农田斑块面积—边缘指数(PLAND_农)、形状指数(PARA_MN_农)与 TP、DIP 浓度呈显著正相关关系。表明农田面积比例高、斑块形状越简单,河流 P 浓度越高。居民地斑块面积—边缘指数(PLAND_居、LPI_居)与 TP、DIP 浓度显著正相关,表明居民地面积越大、占比越高,河流 P 浓度越高。核心景观指数为 LPI_居,贡献率为 56.9%。

表 3 多河岸带尺度景观格局特征与河流 P 季节浓度变化的冗余分析

水文季节	尺度/m	解释变量/%			核心景观指数(贡献率)/%			
		轴 1	轴 2	所有轴	景观尺度	林地斑块	农田斑块	居民地斑块
丰水期	50	47.15	6.18	54.2	LPI(12.5)	PROX_MN(13.7)		SPLIT(61.5)
	100	52.19	4.85	57.1		AREA_MN(66.7)	SHAPE_AM(16.0)	
	150	53.58	4.34	58.5	COHESION(72.0)、PROX_MN(14.2)			
	200	54.77	4.33	59.3	PROX_MN(13.7)	AREA_MN(74.6)		
	300	55.12	4.09	59.7	PROX_MN(14.9)	AREA_MN(73.6)		
	400	60.23	6.20	67.6		PLAND(10.2)	SPLIT(74.0)	PARA_MN(12.2)
	500	55.91	4.94	60.0		AREA_MN(73.1)	PD(12.2)	
平枯水期	流域尺度	64.60	1.80	67.8	CONTAG(67.2)、SHDI(11.7)			
	50	43.32	5.90	50.0	SHDI(13.0)		PLAND(20.4)、PROX_MN(11.5)	SPLIT(61.5)
	100	44.46	5.29	51.5		AREA_MN(12.1)	SHAPE_AM(18.3)、COHESION(16.5)	SPLIT(50.7)
	150	45.98	5.65	52.2	SHDI(17.2)		COHESION(55.7)、SPLIT(12.0)	
	200	45.97	6.11	52.8		AREA_MN(58.0)		PLAND(28.7)
	300	52.23	6.80	61.2			PLAND(19.0)、	LPI(56.9)、PLAND(12.5)
	400	44.85	6.34	51.5			SPLIT(58.2)、PLAND(17.3)	
500	44.12	5.30	50.3		AREA_MN(57.6)	AREA_MN(17.8)		
	流域尺度	50.30	3.50	56.7	CONTAG(62.5)、SHDI(11.8)			



注:a、b 分别为丰水期 400 m、枯水期 300 m 河岸带景观指数与河流 P 浓度冗余分析。

图 4 不同水文季节不同河岸带尺度景观指数与河流 P 浓度冗余分析

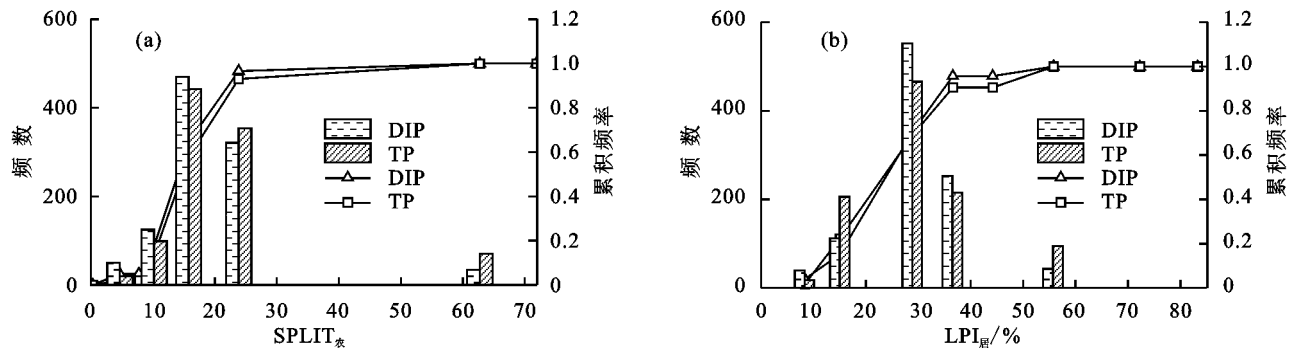
2.4 导致河流磷浓度突变的河岸带景观格局阈值变化

基于 RDA 的分析结果,在 400,300 m 河岸带尺度

量化分别导致丰水期和平枯水期河流 P 浓度突变的核景观指数的阈值。结果表明,丰水期 SPLIT_农 为

15.76~23.83时,河流DIP和TP浓度(图5a)突变的概率较高,且当 $SPLIT_{农}$ 为23.83时,河流DIP、TP浓度突变的累积概率分别为96.6%,93.0%。平枯水期 $LPI_{居}$

为28.8%~36.5%时,河流的DIP、TP浓度(图5b)突变的概率较高,且当 $LPI_{居}$ 为36.5%时,河流DIP、TP浓度突变的累积概率分别为95.7%,90.5%。



注:a为丰水期400 m河岸带尺度农田分散指数 $SPLIT_{农}$ 与河流DIP、TP突变点分析;b为平枯水期300 m河岸带尺度居民地景观指数 $LPI_{居}$ 与河流DIP、TP突变点分析。

图5 河流P浓度随核心景观指数变化的突变点频率和累积频率

3 讨论

3.1 河岸带景观格局特征对河流P浓度影响的尺度差异性

河岸带景观格局对水质的影响具有尺度依赖性。本研究中不同水文季节河岸带景观格局在300~400 m尺度对流域河流P浓度变化的解释率最高。该尺度范围与多数国内外流域研究结果趋近,中国抚仙湖流域^[18]、美国洛亚诺克河流域^[19]200~500 m河岸带尺度景观格局特征对水质变化影响较高。但与部分研究结论不同,新疆艾比湖流域^[20]、袁河流域^[8]、美国比斯坎湾^[21]等景观格局特征在较大河岸带尺度上(1 000~4 000 m)能更好地解释大部分水质变异。这主要是由于流域异质性、数据集分辨率和流域划分等差异所导致的^[22]。相较于部分大尺度河岸带(>1 000 m)和流域整体尺度,亚热带丘陵区近河岸带地形多为河谷平原,土地利用组成多样化(农田、林地、居民地等)是导致景观格局特征这一空间尺度下对河流磷浓度具有较强解释能力的主要原因。此外,近河岸带空间尺度一定程度上会加剧农田、居民地等“源”景观类型向河流的污染物输出能力^[23]。因此,300~400 m尺度是亚热带丘陵区河岸带景观格局特征对河流磷浓度影响最为直接和迅速的区域。相较于流域整体尺度和大尺度河岸带范围,该空间尺度的识别可为通过河岸带景观格局的调整优化以缓解流域磷污染提供重要的科学依据。

3.2 河岸带核心景观格局指数筛选及其对河流磷浓度的影响

本研究结果表明,河岸带居民地斑块最大斑块面积指数($LPI_{居}$)和农田斑块分散指数($SPLIT_{农}$)分别是影响平枯水期和丰水期河流磷浓度的主要景观格

局特征。 $SPLIT_{农}$ 代表了农田斑块的分离程度, $SPLIT_{农}$ 越低表明,河岸带农田聚集度越高。亚热带典型农林流域内河岸带聚集度较高的连片农田多种植高肥料投入作物,如双季稻和蔬菜。因此丰水期时相较零散分布的农田,大量的磷素在地表径流驱动下由聚集度较高的农田斑块迁移进入河流水体^[20]。此外,聚集度高的农田通常具有较为完善的农田沟渠排水系统,能够进一步加剧磷素的迁移和输出,突出农田作为污染源对于河流P浓度变化的影响^[24]。 $LPI_{居}$ 表征了斑块的优势度, $LPI_{居}$ 越大表明,居民地斑块面积越大,完整性越高。研究区内居民地面积占比不高,但其面积和完整性在整个河岸带中对平枯水期河流磷浓度产生了极大的影响。居民地 LPI 较大通常为人为活动磷投入较高,并具有较大面积的地表不透水层和较为发达的排水系统。以上因素均会加剧平枯水期磷向河道的迁移。

3.3 河流风险管理中核心景观指数的关键阈值

量化河岸带景观核心指数导致河流P浓度变化的阈值对于河岸带的保护和恢复具有重要意义^[25]。本研究结果表明,当400 m河岸带 $SPLIT_{农} > 15.76$ 和300 m河岸带 $LPI_{居} < 28.8\%$ 时,能够分别降低丰水期和平枯水期河流P浓度突变的概率。因此,在研究区内通过调整河岸带景观格局来以达到降低河流P浓度目标时,应重点降低农田斑块聚集度和居民地斑块面积、完整性。考虑到农用地的不可变更性,可以通过调整种植模式,以及增加农田沟渠的P拦截措施来达到调整 $SPLIT_{农}$ 的同等效果。同时,考虑到其他因素对研究区域的影响,本研究所选取的河岸带核心景观指数能否作为降低亚热带典型农林混合流域河流P浓度的依据指标需要进一步验证。

4 结论

(1) 河岸带景观格局对河流 P 浓度的影响具有显著的空间尺度性特征, 300, 400 m 分别是影响丰水期和平枯水期河流磷浓度变化的关键临界尺度。

(2) 河岸带居民地斑块最大斑块面积指数 ($LPI_{居}$) 和农田斑块分散指数 ($SPLIT_{农}$) 分别是影响平枯水期和丰水期河流磷浓度的核心景观格局特征指数, 当 $SPLIT_{农} > 15.76 \sim 23.83$, $LPI_{居} < 28.8\% \sim 36.5\%$ 时, 能够降低河流 P 浓度的突变概率。

参考文献:

- [1] 韩路, 王海珍, 于军. 河岸带生态学研究进展与展望[J]. 生态环境学报, 2013, 22(5): 879-886.
- [2] 胡琳, 李思悦. 不同空间尺度土地利用结构与景观格局对龙川江流域水质的影响[J]. 生态环境学报, 2021, 30(7): 1470-1481.
- [3] 祁兰兰, 王金亮, 叶辉, 等. 滇中“三湖流域”土地利用景观格局与水质变化关系研究[J]. 水土保持研究, 2021, 28(6): 199-208.
- [4] 王飞, 陶宇, 欧维新. 景观格局变化的水质净化服务响应关系研究进展[J]. 地球科学进展, 2021, 36(1): 17-28.
- [5] Sun Y W, Guo Q H, Liu J, et al. Scale effects on spatially varying relationships between urban landscape patterns and water quality [J]. Environmental Management, 2014, 54(2): 272-287.
- [6] Shen Z Y, Hou X S, Li W, et al. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China [J]. Ecological Indicators, 2015, 48: 417-427.
- [7] 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.
- [8] 徐启渝, 王鹏, 舒旺, 等. 不同空间划分方式下袁河流域景观结构对水质的影响[J]. 环境科学学报, 2020, 40(12): 4325-4337.
- [9] 李昆, 王玲, 孙伟, 等. 城市化下景观格局对河流水质变化的空间尺度效应分析[J]. 环境科学学报, 2020, 40(1): 343-352.
- [10] 吴金水, 李勇, 李裕元, 等. 亚热带区域农业面源污染流域源头防控机理与技术示范[J]. 农业现代化研究, 2018, 39(6): 1009-1019.
- [11] 中华人民共和国环境保护部. HJ 494—2009 水质采样技术指导[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009.
- [12] 李瀚, 邓良基, 胡佳, 等. 成都平原菌渣还田下稻田田面水氮磷动态变化特征[J]. 水土保持学报, 2015, 29(3): 295-300.
- [13] Liu J, Liu X L, Wang Y, et al. Landscape pattern at the class level regulates the stream water nitrogen and phosphorus levels in a Chinese subtropical agricultural catchment [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2020, 295: e106897.
- [14] Xu G Y, Ren X D, Yang Z H, et al. Influence of landscape structures on water quality at multiple temporal and spatial scales: A case study of Wujiang River Watershed in Guizhou [J]. Water, 2019, 11(1): e159.
- [15] Horowitz J L. The bootstrap [M]. New York: North-Holland, 2001.
- [16] Qian S S, King R S, Richardson C J. Two statistical methods for the detection of environmental thresholds [J]. Ecological Modelling, 2003, 166(1/2): 87-97.
- [17] 国家环保总局, 国家质量监督检验检疫总局. GB/T 3838—2002 地表水环境标准[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [18] Dai X Y, Zhou Y Q, Ma W C, et al. Influence of spatial variation in land-use patterns and topography on water quality of the rivers inflowing to Fuxian Lake, a large deep lake in the plateau of southwestern China [J]. Ecological Engineering, 2017, 99: 417-428.
- [19] Sponseller R A, Benfield E F, Valett H M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities [J]. Freshwater Biology, 2001, 46(10): 1409-1424.
- [20] 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.
- [21] Carey R O, Migliaccio K W, Li Y, et al. Land use disturbance indicators and water quality variability in the Biscayne Bay Watershed, Florida [J]. Ecological Indicators, 2011, 11(5): 1093-1104.
- [22] 张微微, 李晓娜, 王超, 等. 密云水库上游白河地表水质对不同空间尺度景观格局特征的响应[J]. 环境科学, 2020, 41(11): 4895-4904.
- [23] 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.
- [24] 项颂, 庞燕, 窦嘉顺, 等. 不同时空尺度下土地利用对洱海入湖河流水质的影响[J]. 生态学报, 2018, 38(3): 876-885.
- [25] 刘珍环, 李正国, 杨鹏, 等. 城市景观组分影响水质退化的阈值研究[J]. 生态学报, 2013, 33(2): 586-594.