

# 不同排水体制下城市河流水质对 滨岸带用地变化的响应

丁磊

〔上海市政工程设计研究总院(集团)有限公司, 上海 200000〕

**摘要:** [目的] 探讨城市不同排水体制地区河流水质对滨岸带用地变化的响应, 为以水环境提升和生态修复为目标导向的城市河流滨岸带规划和开发提供科学参考。[方法] 以上海市苏州河为例, 基于 2018 年水质与土地利用数据, 运用生态景观格局结合冗余分析方法, 定量探究河流水质在不同排水体制、不同滨岸带宽度上对用地变化的响应关系。[结果] ①由自排区至强排区, 苏州河滨岸用地结构、水质体现出明显时空差异, 汛期水质(4—10 月)劣于非汛期, 自排区水质整体优于强排区; ②自排区滨岸带水域、农业用地景观斑块密度在 100—600 m 的宽度上显著影响水质变化; ③强排区滨岸带生态用地比例和斑块优势度是影响水质变化的关键因素, 生态用地景观指数分别在 100—1 200 m 的滨岸带宽度上对水质产生显著影响; ④滨岸带用地在强排区 1 200 m 宽度上对水质变化解释能力最大(56.9), 且解释能力总体高于自排区。[结论] 自排区与强排区河流滨岸带对水质空间变化影响的关键变量存在显著差异, 强排区滨岸带景观要素对水质变化影响的程度较自排水区更强, 范围更大。

**关键词:** 城市河流; 滨岸带; 冗余分析; 排水体制; 河流水质; 土地利用

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2023)02-0330-11

中图分类号: X522

**文献参数:** 丁磊. 不同排水体制下城市河流水质对滨岸带用地变化的响应[J]. 水土保持通报, 2023, 43(2): 330-340. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2023.02.038; Ding Lei. Response of urban river water quality to spatial land use change in a riparian zone under different drainage systems [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(2): 330-340.

## Response of Urban River Water Quality to Spatial Land Use Change in a Riparian Zone Under Different Drainage Systems

Ding Lei

〔Shanghai Municipal Engineering Design Institute(Group) Co., Ltd., Shanghai 200000, China〕

**Abstract:** [Objective] The objective of this study was to determine how the response relationship between urban riparian land use and water quality changes due to different drainage systems and riparian buffers in order to provide a practical reference for the planning and development of urban riparian zones resulting in improved water environment and ecological restoration. [Methods] We used redundancy analysis and the ecological landscape pattern method with water quality and land use data from Suzhou Creek in Shanghai in 2018 to quantitatively determine the response of river water quality to land use change for different drainage systems and different widths of riparian buffer zones. [Results] ① Land use structure and water quality of the Suzhou Creek riparian area showed obvious spatial and temporal differences between the self-drainage area and the sewer-drainage area. Water quality during the flood season (April-October) was worse than during the non-flood season, and water quality in the self-drainage area was generally better than in the sewer-drainage area. ② Landscape patch density of the water area and agricultural land in the riparian zone of

收稿日期: 2022-07-11

修回日期: 2022-08-09

资助项目: 上海市政工程设计研究总院(集团)有限公司博士后课题项目“长三角地区污水处理提质增效的综合效益评估研究”(K2020J028A); 上海市科学技术委员会项目“基于多源遥感技术的城市内涝灾害预警关键技术研究与示范(21511103700)

第一作者: 丁磊(1989—), 男(汉族), 安徽省阜阳市人, 博士, 工程师, 主要从事水环境保护, 环境规划管理, 雨洪内涝治理方向的研究。  
Email: leiding1019@126.com。

the self-drainage area significantly affected the variation of water quality in the 100—600 m buffer width. ③ Proportion and patch dominance of ecological land significantly affected the variation of water quality in the riparian zone of the sewer-drainage area, and impacted water quality in a range of 100—1 200 meters of the riparian buffer width. ④ Land use accounted for the greatest amount water quality change (56.9%) in the buffer width of the 1 200 m riparian zone in the sewer-drainage area. The explanatory ability of the sewer-drainage area (44.1%—56.9%) was generally higher than that of the self-drainage area (31.1%—52.8%). [Conclusion] There were significant spatial differences in the key variables that influenced the relationship between riparian land use and water quality in the self-drainage area and the sewer-drainage area. In addition, landscape pattern showed a more intensive influence and a larger effect on the variation of water quality in the sewer-drainage area of the riparian zone.

**Keywords:** urban river; riparian zone; redundancy analysis; water drainage system; river water quality; land use

城市河流水系滨岸空间的用地开发不仅关系到滨岸结构和功能的改变,且对河流水生态环境品质存在直接影响。在点源污染逐步得到控制后,城市扩张影响了滨岸带空间地表径流、水文循环、面源污染迁移等过程,成为影响河流水质的主要因素,也带来了滨岸带结构硬化的问题。河流滨岸带空间不仅是当前城市建设“生态之城”的重要内容,更是提升河流水环境质量,重塑城市空间,以落实生态文明、城市更新、海绵城市建设等多种发展理念的重要载体<sup>[1]</sup>。因此,探讨滨岸带土地利用与排水体制共同作用下的河流水环境问题具有重要意义。

河流滨岸带土地利用/覆被对河流水环境的影响一直是国内外学者研究关注的热点问题。Francis C, Janardan M 等人<sup>[2-3]</sup>研究了非城市化地区农业耕种、农场放牧、森林砍伐对河流生态系统、水环境的影响,李昆、梁琦珍、Xie 等人<sup>[4-6]</sup>研究了城市化地区滨岸带空间土地利用/覆被、景观格局、生态栖息地破碎化等人工干预因素对河流水质的影响,结果表明,滨岸带对河道水环境影响存在尺度效应以及地域效应,在缓冲区、子流域、集水区等不同空间尺度上,滨岸带开发对河道水质的影响存在着明显的空间差异性和地域性<sup>[6-8]</sup>。Shen 等人<sup>[9]</sup>对空间尺度效应进行对比研究,指出研究差异的空间梯度变化规律对滨岸带规划、景观设计、修复河道水环境非常重要。Christina W, Marc S 等人<sup>[10-12]</sup>探讨了滨岸带的用地开发控制、生态修复和保育等措施,尝试提出改善水环境的途径和方法。但在以往的研究中,少有研究考虑将城市排

水体制作为滨岸带结构变化对河流水环境作用的影响因素。城市河流滨岸带排水系统建设改变了滨岸带自然水循环及径流输移过程,并可能对滨岸带用地与水质之间的响应关系产生显著影响。河流滨岸带土地利用与水质的关系受多重因素影响。本文以跨不同排水体制区域的上海市苏州河为例,探讨考虑排水体制因素的滨岸带空间用地变化对河流水质的影响,发现了不同排水体制区域影响水质变化的显著因素及关键影响宽度,提出了以水质提升为目标的城市河流滨岸带用地开发规划建议。

## 1 材料与方法

### 1.1 数据来源

苏州河沿线水质数据为作者参与上海市环境监测中心项目《苏州河生态风险评估及生态恢复评价体系研究》过程中获取,包括 2018—2019 年强排区 7 个断面及自排区 12 个断面逐月人工监测数据。土地利用遥感信息数据引自中国科学院地理科学研究所解译成果(表 1)。分析讨论的水质指标包括溶解氧(DO)、高锰酸盐(KMnO<sub>4</sub>)、化学需氧量(COD<sub>cr</sub>)、五日生化需氧量(BOD<sub>5</sub>)、氨氮(NH<sub>3</sub>N)、总磷(TP)、总氮(TN)。

研究中使用的水质与土地利用地理信息数据提取自苏州河及其支流点位位置,参考《上海市城镇雨水排水规划(2020—2035 年)》<sup>[13]</sup>中对自排和强排区的划分,其中点位 Z<sub>p1</sub>-Z<sub>p12</sub> 位于自排水区域, Q<sub>p1</sub>-Q<sub>p7</sub> 位于强排水区域(图 1)。

表 1 研究数据来源、尺度及单位

Table 1 Source, scale and unit of research data

数据类型	数据来源	尺度	说明
水质数据(DO, KMnO <sub>4</sub> , COD <sub>cr</sub> , BOD <sub>5</sub> , NH <sub>3</sub> N, TP, TN)	上海市环境监测中心(人工监测)	2018—2019 年	单位为 mg/L
上海市土地利用数据(2018 年)Landsat OLI 遥感影像数据	中国科学院地理科学研究所	30 m	分类总精度为 86.3%



注:左图为苏州河沿岸规划范围区域与监测断面位置,右图为自排区水质点位。

图 1 苏州河沿线研究区域及水质监测点位分布

Fig.1 Study area at Suzhou Creek and distribution of water quality monitoring points

## 1.2 研究方法

基于城市河流滨岸带开发特征,将土地利用重分类为工业用地、建设用地、生态用地、农业用地与水域五类,使用 Fragstats 4.2 软件计算不同宽度上的滨岸带景观格局变量。考虑景观指数的生态学意义、指数之间的相互独立性、指数体系对空间尺度、分辨率变化的敏感度等多因素,选取斑块比例(PLAND)、斑块密度(PD)、最大斑块指数(LPI)描述景观格局的基本状况,选用边缘密度指数(ED)描述斑块形状的复杂性,选用景观斑块散布与并列指数(IJI)、斑块内聚力指数(COHESION)表征斑块的空间排列与分散聚集、连通度情况。不透水率(IR)表征河岸带开发强度,通过各类土地利用重分类后不透水经验系数加权估算得到。冗余分析 RDA 方法广泛应用于确定水环境质量与生态、景观格局变化等外部因素的分析中。研究运用 RDA 方法,分析不同滨岸带宽度上土地利

用环境变量对水质空间变化响应变量的累积解释能力。分析过程中嵌套蒙特卡洛置换检验,避免冗余变量对结果产生的共线性影响。研究使用 Canoco 5.0 软件包进行 RDA 分析。相关景观格局指数的生态学意义及计算公式如下:

(1) 斑块比例 PLAND 是用来度量某一斑块类型在景观中丰度比的指标:

$$P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} \times 100 \quad (1)$$

式中: $p_i$  为第  $i$  类景观斑块的斑块比例;  $A$  为区域景观总面积( $\text{hm}^2$ );  $a_{ij}$  为第  $i$  类斑块第  $j$  个斑块的面积( $\text{m}^2$ )。

(2) 斑块密度 PD 表征单位面积上的斑块数量:

$$PD = \frac{n_i}{A} \quad (2)$$

式中: $n_i$  为第  $i$  类景观斑块的数目。

(3) 最大斑块指数 LPI 度量在类型尺度上多大比例的景观面积是由该斑块类型的最大斑块组成的,是对优势度的简单度量:

$$LPI = \frac{\max^n a_{ij}}{A} \times 100 \quad (3)$$

式中: $\max^n a_{ij}$  为第  $i$  类景观斑块所有  $n$  个斑块中面积最大的斑块。

(4) 边缘密度 ED 表征单位面积的斑块边界长度,与斑块形状有关:

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^n e_{ik}}{A} \times 10\,000 \quad (4)$$

式中: $e_{ik}$  为第  $i$  类景观第  $k$  个斑块的周长(m)。

(5) 散布与并列指数 IJI 度量在给定斑块类型数目情况下,斑块的 actual 散布状况与最大散布状况的比值:

$$IJI = \frac{-\sum_{k=1}^m \left[ \frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \ln \left( \frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \right]}{\ln(m-1)} \times 100 \quad (5)$$

式中: $e_{ik}$  为第  $i$  类景观第  $k$  个斑块的周长(m);  $m$  为第  $i$  类景观斑块的总数。

(6) 斑块内聚力指数 COHESION 度量相关斑块类型的自然连通度,在渗透阈值以下时斑块类型在分布上越来越聚集则自然连通度提高:

$$COHESION = \left[ 1 - \frac{\sum_{j=1}^n p_{ij}}{\sum_{j=1}^n p_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \times \left[ 1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right]^{-1} \times 100 \quad (6)$$

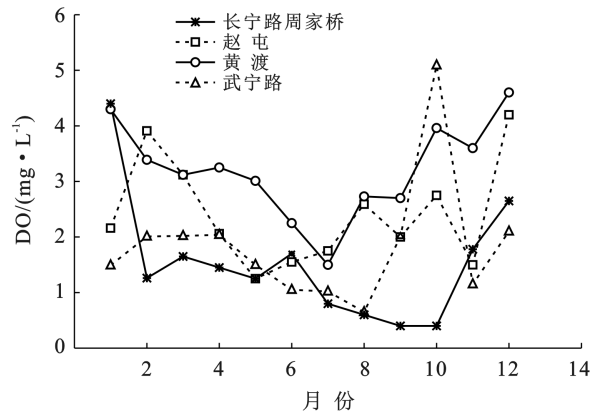
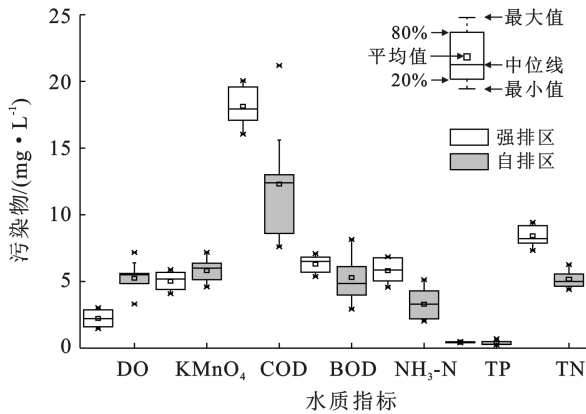
式中: $p_{ij}$  为第  $i$  类景观斑块第  $j$  个斑块的周长(m);  $A$  为区域景观总面积( $\text{hm}^2$ );  $a_{ij}$  为第  $i$  类斑块第  $j$  个斑块的面积( $\text{m}^2$ )。

## 2 结果分析

### 2.1 不同排水体制区域水质、滨岸带用地空间变化

2.1.1 水质空间分异特征 以苏州河沿线自排区 12 个断面及强排区 7 个监测断面为例,分析不同排水体制地区的水质空间变化特征,发现水质在空间上呈显著的区域差异(图 2)。①自排区苏州河水水质整体优于强排区。自排区水质 DO, COD<sub>Cr</sub>, BOD<sub>5</sub>, NH<sub>3</sub>-N,

TP, TN 的年均值均优于强排区,仅 KMnO<sub>4</sub>, BOD<sub>5</sub> 劣于强排区。②水环境质量方面,自排区与强排区 NH<sub>3</sub>-N, TP, TN 水质年均值指标劣于 V 类水标准,水质存在较大的提升需求。③时间变化趋势上,自排区与强排区水质变化趋势相近,显示出一定的同步性,汛期(4—10 月)水质劣于非汛期。ANOVA 测试结果表明,各水质指标时间上体现出显著差异性(表 2)。



注:①自排区断面水质与强排区断面水质对比;②自排区、强排区溶解氧年内变化趋势及差异(2018—2019 年均值),赵屯(ZP<sub>1</sub>)、黄渡(ZP<sub>3</sub>)、武宁路(QP<sub>3</sub>)、长寿路周家桥(QP<sub>4</sub>)。

图 2 自排区与强排区苏州河水水质分异特征

Fig. 2 Characteristics of water quality differentiation in Suzhou Creek between self-drainage area and sewer-drainage area

表 2 苏州河不同排水体制分区水质 ANOVA 测试

Table 2 ANOVA test of water quality in different drainage system districts of Suzhou Creek

水质指标	强排区				自排区			
	最小值	最大值	平均值	标准差	最小值	最大值	平均值	标准差
溶解氧	0.50	8.33	3.13	1.81	3.31	7.17	5.24	1.22
高锰酸盐指数	2.59	8.64	4.51	1.14	4.59	7.19	5.81	0.86
化学需氧量	11.4	31.0	17.14	3.79	7.60	21.20	12.30	4.24
5 d 生化需氧量	2.40	8.99	4.98	1.05	2.92	8.15	5.29	1.79
氨氮	0.380	9.40	3.87	2.27	2.02	5.13	3.29	1.19
总磷	0.14	2.03	0.49	0.35	0.24	0.71	0.40	0.17
总氮	3.12	16.4	7.90	2.82	4.39	6.26	5.17	0.69

2.1.2 滨岸带土地利用及景观格局空间变化 由自排区至强排区,苏州河沿线滨岸带土地利用结构存在明显空间差异。自排区滨岸带主导用地类型为工业及建设用地,尚有农业开发用地平均所占比例为 21%。自排区滨岸带生态用地占比较低,可能与土地利用重分类将园地、林地等纳入农业用地有关。景观斑块规模特征方面,随着滨岸带宽度增加,建设用地景观斑块数量上逐渐取代工业用地斑块,主导滨岸带景观格局;工业、建设、农业用地斑块密度呈下降趋势,体现了越邻近河道水体(近岸)用地斑块越呈破碎化的特征。所有用地斑块类型的边缘密度指数

(ED)随滨岸带范围的增加而增长,表明近岸用地斑块形状较为简单规则。就斑块格局特征而言,工业、农业、建设用地(IJI)指数随滨岸带宽度增加而增长,表现为这三类用地景观斑块在近岸分布较为零散,随滨岸带范围的增加逐渐变为团聚式分布。斑块内聚力指数(COHENSION)表明,较小滨岸带宽度上(200 m),各用地斑块自然连通度较低。水域斑块密度指数在 100—400 m 滨岸带范围上随宽度的增长逐渐减小(图 3),表明在自排区,近岸水域景观斑块破碎程度较大。这可能与河网密度较高及滨岸带范围内的水系分支结构复杂程度相关。苏州河沿线强排



区滨岸带以建设用为主要用地类型。高密度、高强度的开发使强排区滨岸带生态用地多以附属绿地的形式存在,近岸生态用地比例逐渐增加,与苏州河城市段滨水区绿道建设密切相关。建设用地斑块集中程度、斑块边缘复杂度,连接程度较高;近岸区域生态

用地斑块密度增加,体现出碎片化特征,空间分布较为零散,且斑块边缘形状较为不规则。工业与水域用地斑块,近岸区域斑块分布较为破碎,形状相对复杂,随着滨岸带宽度增加,斑块形状逐渐规则且空间分布较为集中。

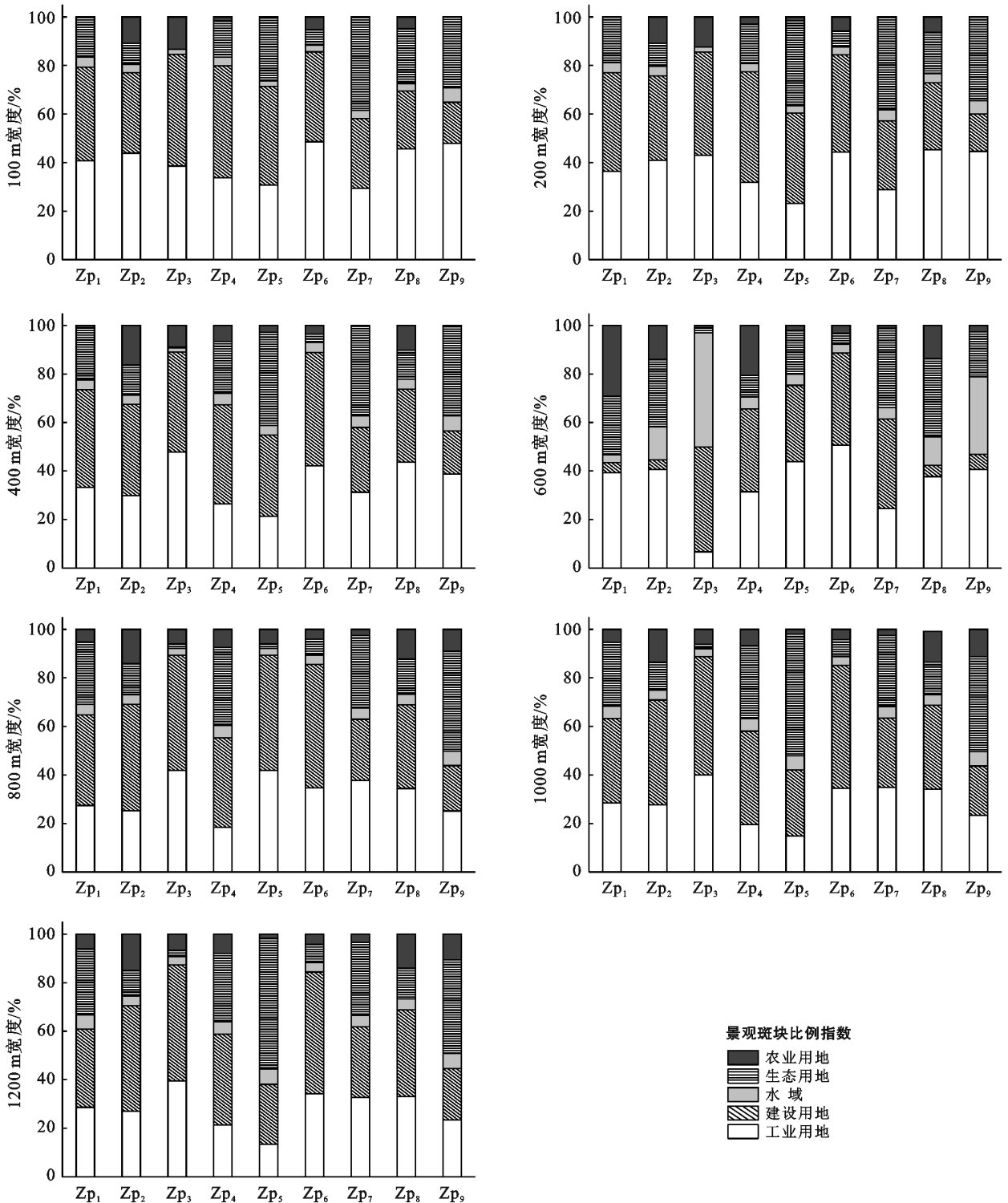


图 3 自排区滨岸带不同宽度上的土地利用结构

Fig.3 Riparian land use structure in different buffer widths of self-drainage area

2.1.3 滨岸带不透水率空间变化 不透水率是表征河流滨岸带用地硬化程度的重要指标之一。苏州河强排区滨岸带不透水率明显高于自排区(图4),表明苏州河强排区较自排区滨岸带开发强度显著增加。自排区滨岸带开发强度在近岸区域也呈增加趋势,在1200 m滨岸带宽度上,自排区各断面滨岸带平均不透水率为0.41,而100 m宽度上为0.49,表明越临近河道,滨水空间开发强度越大。自排区对应的各滨岸带宽度上不透水率变差系数为0.176,高于强排区(0.041),自排区各滨岸带宽度上的不透水率变化幅度高于强排区,体现了自排区滨岸带开发程度不均匀的特征。

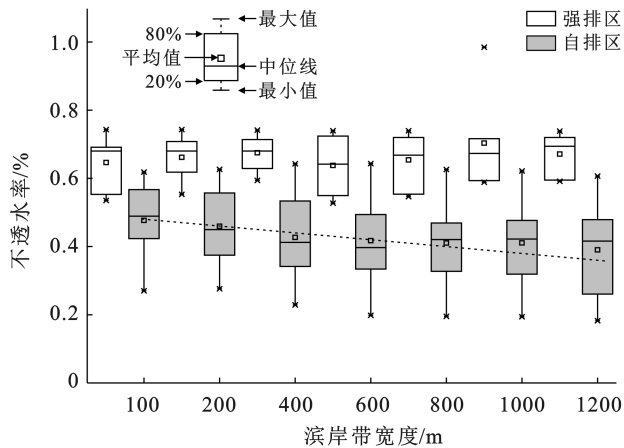


图4 强排区与自排区苏州河滨岸带不透水率空间变化

Fig.4 Spatial variation of riparian impervious rate of Suzhou Creek in both self-drainage area and sewer-drainage area

## 2.2 水质对不同排水体制区域滨岸带用地空间变化的响应

2.2.1 水质对自排区滨岸带土地利用空间变化的响应 RDA 计算自排区滨岸带景观格局与水质变化进行响应关系结果分析可知,在不同排水体制区域、不同滨岸带宽度上,景观格局变量对河流水质变量影响存在明显差异(如表3所示)。在自排区对应的420个环境变量中,农业用地、水域用地和工业用地景观变量对苏州河水质变量空间差异产生显著影响。RDA模型经过变量预选筛选出对水质变量具有显著解释性的景观变量,再使用偏蒙特卡罗方法检验景观变量对水质变量的解释贡献。水质变量与土地利用变量箭头夹角的余弦值大小代表两者相关性的大小。由图5可知,水域用地景观斑块密度( $pd_{WAT}$ )、斑块连通度( $coh_{WAT}$ )在较小的滨岸带宽度上(100,200,400,600 m)对河流水质变量产生正向影响(如图5所示)。水域用地斑块密度( $pd_{WAT}$ )与有机污染物指标( $BOD_5$ ,  $COD_{cr}$ )及营养物指标( $TN$ ,  $TP$ ,  $NH_3N$ )均呈显著负相关关系。农业用地最大斑块指数( $lpi_{ARG}$ )、

景观斑块密度( $pd_{ARG}$ )在100,200 m滨岸带宽度上对DO,TP,TN呈显著负相关,工业用地景观斑块密度( $pd_{IND}$ )、边缘密度指数( $ed_{IND}$ )在800 m和1000 m滨岸带宽度上对DO呈负相关、对 $BOD_5$ ,  $COD_{cr}$ ,  $TN$ ,  $TP$ ,  $NH_3N$ 呈正相关,对水环境产生负向影响。

2.2.2 水质对强排区滨岸带土地利用空间变化的响应 不同于自排区,在强排区对应的环境变量中,生态、水域、工业用地景观变量及不透水率均对苏州河水水质空间分异产生显著影响。多个生态用地景观指数分别在100—1200 m滨岸带宽度范围内对水质变量矩阵产生显著影响(图6),表明生态用地在强排区对水质变化产生影响的范围最大。其中生态用地斑块比例指数( $pland_{ECO}$ )与DO,  $NH_3N$ 显著正相关,与 $COD_{cr}$ ,  $BOD_5$ ,  $TP$ 呈显著正相关但相关性较弱(400, 600, 1000, 1200 m),与TN呈显著负相关(图6);斑块密度( $pd_{ECO}$ )与DO,  $NH_3N$ ,  $BOD_5$ ,  $TP$ 呈显著正相关;斑块内聚力指数( $coh_{ECO}$ )与TN呈显著负相关。对水域用地而言,其斑块密度、散布与并列指数在多个滨岸带宽度(100, 200, 400, 1000, 1200 m)上与TN,  $TP$ ,  $NH_3N$ ,  $BOD_5$ 显著正相关,与 $COD_{cr}$ ,  $KMnO_4$ 显著负相关(图6)。不透水率指标IR仅在600,800 m滨岸带缓冲宽度上与 $COD_{cr}$ ,  $KMnO_4$ 呈显著正相关,与TN,  $TP$ ,  $NH_3N$ ,  $BOD_5$ 显著负相关。工业用地最大斑块指数( $lpi_{IND}$ )仅在1000和1200 m宽度上对水质变量产生显著影响,但解释能力较弱。不同排水体制地区土地利用对水质的RDA结果详见表3。结果表明,强排区滨岸带用地在1200 m宽度上对水质变化解释能力达到最大(56.9),且总体解释能力(44.1~56.9)高于自排区(31.1~52.8)。说明在强排区,滨岸带景观格局对水质空间变化的影响较自排区更大。就影响因素而言,自排区对水质空间分异影响的关键变量为水域和农业用地景观指数,而强排区则是水域以及生态用地景观变量。

## 3 讨论

### 3.1 不同排水体制区域影响水质变化的滨岸带景观要素

本研究重点关注不同排水体制地区河流水质在不同宽度上对滨岸带土地覆被、景观格局要素的响应关系。在自排区,水域斑块密度指数( $pd_{WAT}$ )与水质变化在各滨岸带宽度上呈显著正相关,说明自排区滨岸带水域用地景观斑块密度增加有利于水质改善,此结果也与许多学者针对非城市化地区滨岸带研究结论相符<sup>[14-16]</sup>。Francis C等人<sup>[2]</sup>研究认为,在农业区域,水域景观可替代类似湿地的功能,成为区域悬浮

污染物质、氮磷的汇集区域。Shen Zhenyao 等人<sup>[9]</sup>在研究北京城市化地区景观格局对水质影响时发现,滨岸带尺度越小,水域景观斑块密度越大,得出  $pd_{WAT}$  与水质正相关的影响关系,但  $pd_{WAT}$  并不是主要的变化影响因素。Zhao Jun<sup>[17]</sup> 对上海地区的研究表明,河网结构与河流等级与  $pd_{WAT}$  存在显著正相关

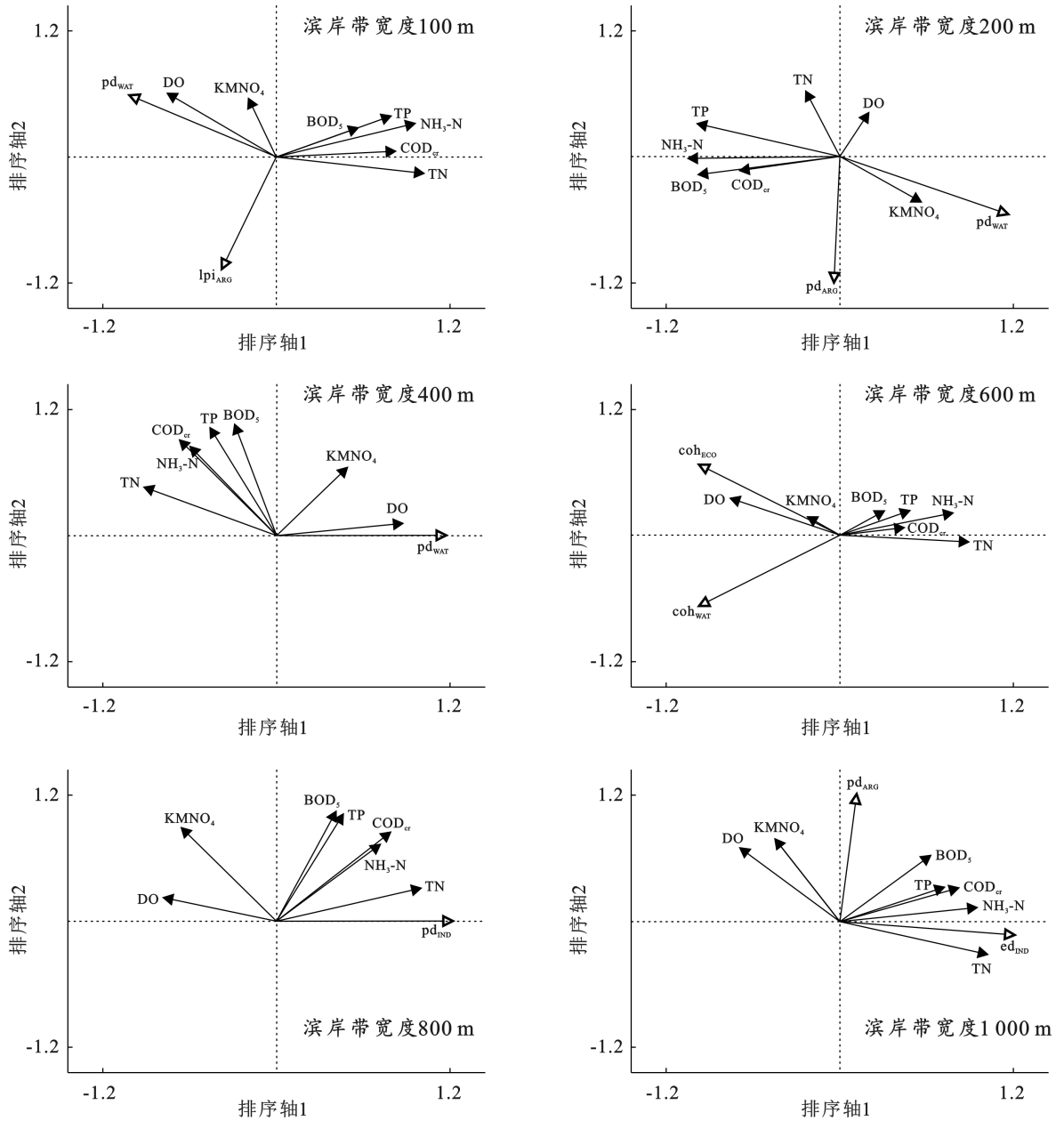
的关系,这意味着水域景观斑块密度较高与河网密度、水系分支复杂度等因素密切相关。上海地区河网结构虽受城市化的影响逐渐退化,但在本研究聚焦的苏州河沿线自排水区,城市化程度相对较低,因此依然保持着相对较完整的河网结构以及复杂的水系分支<sup>[18-19]</sup>。

表 3 自排区与强排区不同宽度滨岸带景观格局指数的显著影响变量及解释能力

Table 3 Significant impact variables and explanatory ability of landscape pattern index of Suzhou Creek with different buffer width in both self-drainage area and sewer-drainage area

分类	宽度/m	景观格局指数	单变量变异解释率/%	特征值	Axis1	Axis2	Axis3	Axis3	总变异解释率/%
自排区	100	$pd_{WAT}$	44.7	Eigen values	0.528	0.063	0.195	0.103	52.8
		$lpi_{ARG}$	14.3	CPC	87.2	72.6	0.0	0.0	
	200	$pd_{WAT}$	37.7	Eigen values	0.467	0.096	0.259	0.121	46.7
		$pd_{ARG}$	18.5	CPC	86.6	67.7	0.0	0.0	
	400	$pd_{WAT}$	32.3	Eigen values	0.323	0.433	0.170	0.034	32.3
				CPC	75.7	0.0	0.0	0.0	
	600	$coh_{WAT}$	20.6	Eigen values	0.311	0.020	0.424	0.161	31.1
		$coh_{ECO}$	20.3	CPC	73.8	28.3	0.0	0.0	
	800	$pd_{IND}$	38.2	Eigen values	0.382	0.386	0.168	0.039	38.2
				CPC	81.1	0.0	0.0	0.0	
1 000	$ed_{IND}$	45.8	Eigen values	0.462	0.165	0.215	0.089	46.2	
	$pd_{ARG}$	16.8	CPC	86.4	77.8	0.0	0.0		
强排区	100	$pd_{WAT}$	48.1	Eigen values	0.560	0.178	0.124	0.073	56.0
		$pd_{ECO}$	22						
		$lpi_{ECO}$	16.2	CPC	100.0	0.0	0.0	0.0	
	200	$pd_{WAT}$	46.7	Eigen values	0.551	0.186	0.113	0.09	55.1
		$pd_{ECO}$	21.8						
		$coh_{ECO}$	16.5	CPC	64.8	86.7	100.0	0.0	
	400	$iji_{WAT}$	48.7	Eigen values	0.492	0.181	0.21	0.07	49.2
		$pland_{ECO}$	18.5						
		$coh_{ECO}$	16.5	CPC	73.2	100	0.0	0.0	
	600	IR	45.7	Eigen values	0.540	0.172	0.093	0.126	54.0
		$pland_{ECO}$	21.6						
		$pd_{ECO}$	13.2	CPC	67.1	88.4	100.0	0.0	
	800	IR	28.4	Eigen values	0.441	0.091	0.196	0.149	44.1
		$coh_{ECO}$	24.8	CPC	82.9	100	0	0	
	1 000	$iji_{WAT}$	43.5	Eigen values	0.566	0.182	0.093	0.082	56.6
		$lpi_{IND}$	22.2						
$pland_{ECO}$		18.5	CPC	67.3	88.9	100	0.0		
1 200	$iji_{WAT}$	43.4	Eigen values	0.569	0.170	0.091	0.009	56.9	
	$lpi_{IND}$	23							
		$pland_{ECO}$	16.5	CPC	68.6	89.1	100	0.0	

注:①Eigen values 为特征值,CPC 为累积相关百分比。②景观格局指数: $pd_{WAT}$ ,  $pd_{ECO}$ ,  $pd_{ARG}$ ,  $pd_{IND}$  分别为水域、生态、农业、工业用地景观的斑块破碎度指数; $pland_{ECO}$  为生态用地景观斑块比例, $lpi_{ECO}$ ,  $lpi_{ARG}$ ,  $lpi_{IND}$  分别为生态、农业、工业用地景观最大斑块指数; $coh_{WAT}$ ,  $coh_{ECO}$  分别为水域、生态用地景观的斑块内聚力指数; $iji_{WAT}$  为水域用地的散布与并列指数; $ed_{IND}$  为工业用地的边缘密度指数。



注:实心箭头为水质指标;空心箭头为景观格局指标。

图 5 水质矩阵与自排区滨岸带景观格局矩阵关系 RDA 结果

Fig.5 RDA results of the relationship between water quality matrix and riparian landscape pattern matrix in both self-drainage area and sewer-drainage area

此外,滨岸带水域景观斑块密度高、优势度大表明该滨岸带范围内河网连通性较高<sup>[20]</sup>。pd<sub>WAT</sub>与水质正相关的结果也从侧面印证了良好的河网结构和水系沟通是改善水质的有利因素。在强排水地区, pd<sub>WAT</sub> 主要与河流水质呈显著负影响关系,可能是由于苏州河沿线强排水地区高强度开发,导致有污染物汇集功能效应的河网结构退化、微小水域消失;而苏州河干流受强排区城市面源污染的影响,水质劣于苏州河支流。值得注意的是,农业用地景观斑块密度 (pd<sub>ARG</sub>)、最大斑块指数 (lp<sub>iARG</sub>) 与 TP, TN, DO 这 3 个水质指标呈显著负相关,即农业用地景观优势度和

密度越大对水质具有改善效果,这不同于以往研究得出的农业面源污染是主要污染负荷来源的观点。苏州河自排区滨岸带农田空间上多呈碎片化分布,面源污染输移路径受到一定阻隔效应,其作为景观覆被汇集、沉积面源污染物的功能逐渐取代了其输出的污染物质的量。此外,农业施肥等过程管理加强,缓效肥料的研发施用,浅水灌溉等技术的应用等,也在源头上起到控制营养物质随降雨径流入河的作用。在强排地区,生态用地可能是苏州河潜在的污染源。结果显示,生态用地景观要素在多数滨岸带宽度上与 DO, NH<sub>3</sub>N, COD<sub>cr</sub>, BOD<sub>5</sub>, TP 呈显著正相关,与 TN



显著负相关, 仅在 100 m 宽度上生态用地景观最大斑块指数与 DO 正相关, 与 TP, TN 负相关, 这与

城市绿地具有污染物汇集效应的传统观点并不完全相同<sup>[13]</sup>。

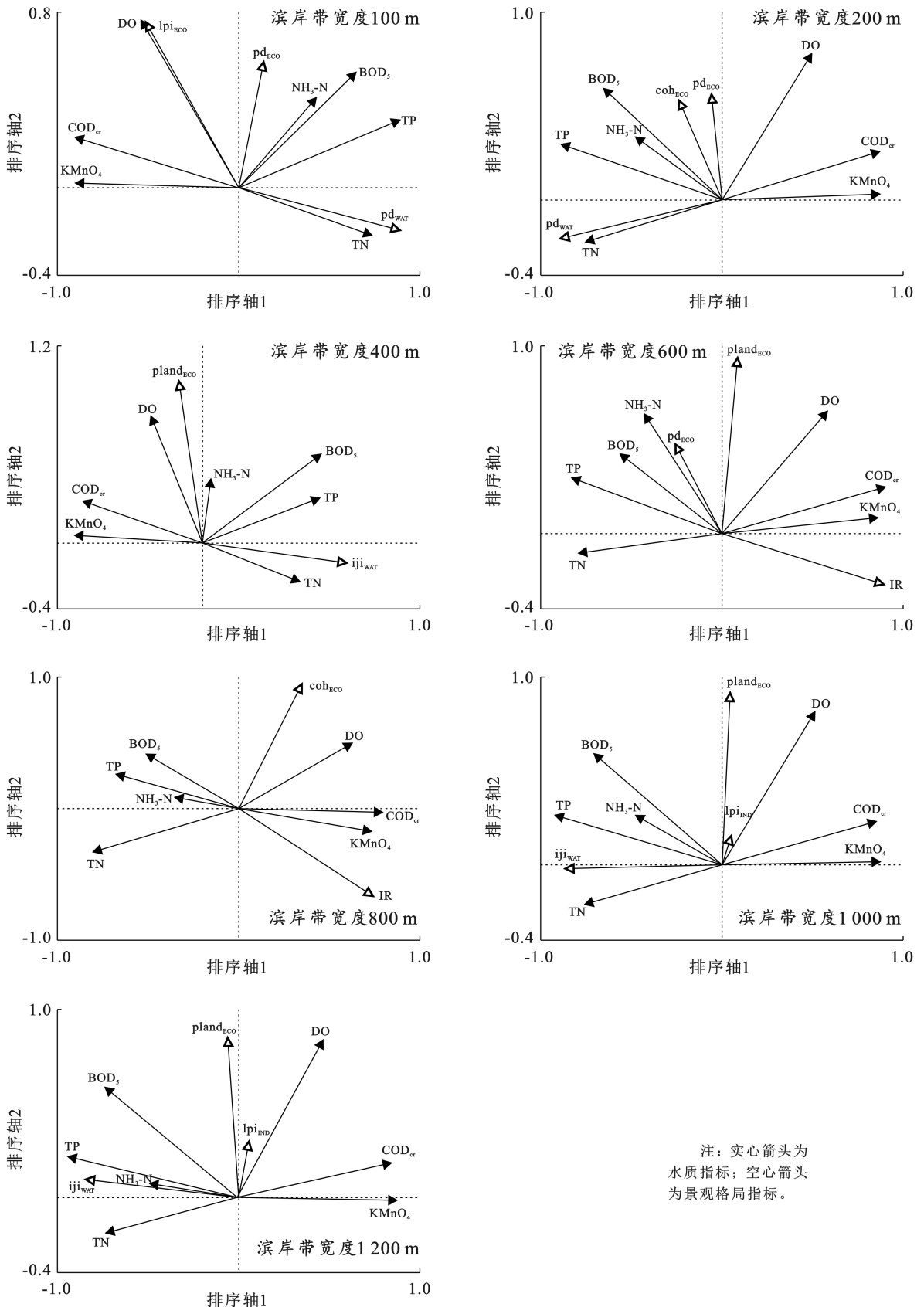


图 6 水质矩阵与强排区滨岸带景观格局矩阵关系 RDA 结果

Fig.6 RDA results of the relationship between water quality matrix and riparian landscape pattern matrix in sewer-drainage area

在本研究中,生态用地景观要素只在强排区对水质存在显著影响,而强排区地表径流污染物经过排水系统收集至污水处理厂,其他污染物负荷以暴雨溢流的形式进入河流。由于旱天和暴雨间隔的时间可能较长,日常草木植被养护施肥使得破碎化的生态用地更易于营养污染物的沉积和富集,并在雨水冲刷的过程中进入河流<sup>[7]</sup>。因此在较大的滨岸带宽度上,生态用地具备从污染物汇集效应转化为源头效应的条件。而在苏州河滨水地区,径流雨水同时通过散排和排水系

统的方式进入河道,大面积集中连片的生态驳岸、大型公共绿地、滨水公园等生态用地建设,对径流污染物仍存在一定的削减效应。与前人研究相比,滨岸带工业用地仅能在较大的宽度范围上影响苏州河水质<sup>[16]</sup>。这可能是由于 2018 年苏州河启动滨岸带贯通工程建设,处于强排区临水的工业企业已基本搬迁,而强排区排水系统多为合流制,或不彻底的分流制,因此距离河岸较远工业厂房,面源污染物依然能够通过排水系统进入苏州河,但已非影响苏州河水质的主要因素。

表 4 自排区与强排区河流水质变化对滨岸带用地景观要素响应的异同点

Table 4 Similarities and differences of river water quality variation in response to land use landscape change in riparian zone between self-drainage area and sewer-drainage area

类型	共同点	差异点
响应因素	河流水质变化在自排区与强排区均受到水域、工业用地景观要素影响	河流水质变化在自排区主要受农业用地景观要素影响,在强排区主要受生态用地景观要素影响,不透水率要素仅在强排区显著影响水质变化
响应关系	工业用地景观要素主要与河流水质变化呈显著负相关关系	在强排区,水域用地景观要素主要与河流水质变化呈显著负相关关系,在自排区则呈正相关关系
响应范围	在 100—1 000 m 滨岸带宽度上各类用地景观要素对水质存在显著影响	强排区较自排区滨岸带用地景观格局对河流水质空间变化的影响范围更大
响应程度	滨岸带宽度越小,用地景观要素对水质变化影响程度越大	在强排区,滨岸带用地景观要素对河流水质变化的影响程度较自排区更加强烈

### 3.2 排水体制因素对滨岸带与河流水质相互关系的影响

前人研究重点关注了土地利用、景观覆被等因素在不同地域、不同类型河流的滨岸带与水环境的响应关系,而对排水体制这一关键要素对滨岸带结构的影响考虑较少。本研究发现,自排区和强排区能够对水质产生显著影响的滨岸带景观覆被要素明显差异,且自排区与强排区滨岸带用地对水质空间差异变化的影响范围亦不相同。自排区与强排区用地分别在 1 000 和 1 200 m 滨岸带宽度范围上对水质存在显著影响,且强排区的影响的程度高于自排区(表 3)。这一结果揭示了排水体制这一因素对滨岸带与水环境相互作用关系的影响的重要性。而在当前的城市和郊野地区河流滨岸带的开发和保护研究工作中,对排水体制因素带来的差异并未予以重视。研究表明,生态和水域用地景观覆被分别是不同排水体制地区河流滨岸带对水环境影响的关键因素。这一发现可对城市河流滨岸带的设计规划提供重要参考,包括重视对自排水地区的水系结构、微小水体的保护、边滩湿地的建设以及合理调整强排水地区滨岸带生态用地结构等;同时可为以水环境提升为目的的城市河流滨岸带的开发规划、基于生态用地的滨岸带“绿色肌理”设计、城市碧道建设等工作提供参考,包括在设计

滨岸带用地规划过程中考虑排水体制类型的差异等。研究结果还可为未来跨城乡河流、跨境河流滨岸带的有效管控范围划定、岸线利用提供启示。目前很多城市的河道蓝线管控范围仍然是“一刀切”模式,而本文的研究结果表明,要实现水环境改善,打造以生态优先为目标的城市河流,滨岸带空间管理的宽度应该是可变的。未来城市河道蓝线规划和管理工作中,应根据河流滨岸带的特征,弹性化设定蓝线宽度。

## 4 结论

本研究以上海市苏州河沿线为例,运用景观格局与统计学冗余分析方法,深入分析了强排区和自排区滨岸带景观要素与水质空间变化之间的响应关系,旨在探讨排水体制对城市河流滨岸带与水环境相互作用的影响关系特征。结果发现,水域、农业用地景观斑块密度,生态用地比例和斑块优势度分别是自排区和强排区滨岸带显著影响河流水质变化的关键因素。强排区滨岸带景观要素对水质变化影响程度较自排区更加强烈,范围更大。结论表明,排水体制是影响城市河流滨岸带空间对水环境影响的重要因素,并明确了不同排水体制地区对水质管理的关键滨岸带缓冲宽度,反映了影响河流水质的主要滨岸带景观要素。建议城市自排区河流滨岸带注重微小水域、“毛

细血管”分支河道的保护和水系沟通;在城市强排区,增加生态用地的规模、整合碎片化的生态用地、控制和优化植被养护施肥,以强化径流污染削减、进一步提升城市河流水质。

### [参 考 文 献]

- [1] 上海市水务局,上海市规划和自然资源局.上海市河道规划设计导则[M].上海:上海市水务局,上海市规划和自然资源局,2018.
- [2] Clément F, Ruiz J, Rodríguez M A, et al. Landscape diversity and forest edge density regulate stream water quality in agricultural catchments [J]. *Ecological Indicators*, 2017, 726:27-639.
- [3] Janardan M, Chang H. Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea [J]. *Journal of Hydrology*, 2018, 564:26-40.
- [4] 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.
- [5] 梁琦珍,陈梅花,张甜,等.河岸缓冲带景观格局变化及对水体恢复的影响:以钱塘江主干河岸缓冲带为例[J].*城市地理*, 2016(6):191-193.
- [6] Xie Yujing, Yu Xijun, Ng Nam-Cho, et al. Exploring the dynamic correlation of landscape composition and habitat fragmentation with surface water quality in the Shenzhen River and deep bay cross-border watershed, China [J]. *Ecological Indicators*, 2018, 902:31-246.
- [7] 郭二辉,常海荣,陈家林,等.城市河流河岸带的类型、干扰特征及恢复对策:以北京市温榆河为例[J].*福建林业科技*, 2016, 43(1):175-181.
- [8] 张静,郭羽羽,李思悦,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] Shen Zhenyao, Hou Xiaoshu, Li Wen, et al. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in a typical urbanized watershed in the municipality of Beijing [J]. *Landscape & Urban Planning*, 2014, 123: 96-107.
- [10] Christina W, Stefan P, Gunnar L. Stream water quality affected by interacting hydrological and biogeochemical processes in a riparian wetland [J]. *Journal of Hydrology*, 2018, 563:260-272.
- [11] Stutter M, Baggaley N, HUallacháin D, et al. The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: A review [J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 757:143982.
- [12] Danielle S. Using plan and ordinance quality to evaluate the implementation of riparian buffer policies. *Landscape and Urban Planning* [J], 2019, 183:1-11.
- [13] 上海市水务局,上海市规划和自然资源局.上海市城镇雨水排水规划(2020—2035)[M].上海:上海市水务局,上海市规划和自然资源局,2020.
- [14] 张媛.城镇化背景下土地利用变化对河流水环境的影响[D].江苏 南京:南京大学,2015.
- [15] 李琳琳.太子河流域土地利用对地表地下水水质的影响研究[D].山东 济南:济南大学,2015.
- [16] 赵军,杨凯,邰俊,等.区域景观格局与地表水环境质量关系研究进展[J].*生态学报*, 2011, 31(11):3180-3189.
- [17] Zhao Jun, Lin Liqing, Yang Kai, et al. Influences of land use on water quality in a reticular river network area: A case study in Shanghai, China [J]. *Landscape & Urban Planning*, 2015, 137:20-29.
- [18] 刘辰,金妍,杨凯,等.基于河网水系的江南水乡风貌和文化保护途径:以上海朱家角镇为例[J].*世界地理研究*, 2011, 20(2):169-176.
- [19] 金妍,车越,杨凯.基于最小累积阻力模型的江南水乡河网分区保护研究[J].*长江流域资源与环境*, 2013, 22(1):8-14.
- [20] 白义琴.上海浦东新区快速城市化进程中河网变迁特征及水系保护研究[D].上海:华东师范大学, 2010.
- [36] Zhang Zhongqiong, Li Miao, Wang Jia, et al. A calculation model for the spatial distribution and reserves of ground ice: A case study of the Northeast China permafrost area [J]. *Engineering Geology*, 2023, 315:107022.
- [37] 张龙飞,吴益平,苗发盛,等.推移式缓倾浅层滑坡渐进破坏力学模型与稳定性分析[J].*岩土力学*, 2019, 40(12):4767-4776.
- [38] 刘虎虎,缪海波,陈志伟,等.三峡库区侏罗系顺层滑坡滑带土的剪切蠕变特性[J].*岩土工程学报*, 2019, 41(8):1573-1580.
- [39] 张令非,陈忠辉,唐岳松.含弱层边坡分区滑动破坏模式及演化规律研究[J].*岩石力学与工程学报*, 2021, 40(6):1145-1154.
- [40] 程圣东,杭朋磊,李鹏,等.陕南土石山区坡改梯对坡面稳定性的影响[J].*水土保持研究*, 2018, 25(5): 157-161.

(上接第 192 页)