

入太湖河流武进港的区域景观格局与河流水质相关性分析

张大伟¹, 李杨帆¹, 孙翔¹, 张方山², 朱红兴², 刘毅², 张英³, 庄敏³, 朱晓东^{1*}

(1. 南京大学环境学院, 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京 210093; 2. 江苏省常州市武进区环境保护局, 常州 213159; 3. 江苏省常州市武进区环境保护研究所, 常州 213159)

摘要:以武进港区域为例, 通过遥感解译得到土地利用分类数据, 以区域7个水质监测断面为中心生成缓冲区, 并借助FRAGSTATS软件计算各用地类型面积比例以及斑块数量(NP)、面积加权斑块分型指数(FRAC_AM)、香农多样性指数(SHDI)、香农均匀度指数(SHEI)、蔓延度指数(CONTAG)等5个景观格局指数, 从组成属性和空间属性两方面表征景观格局, 进而分析景观格局与河流水质的相关关系。结果表明, 区域景观格局与河流水质有显著相关关系; 建设用地的面积比例与污染指标呈显著正相关, 表明建设用地为区域污染物产生和输出的主要用地类型, 也是影响河流水质的关键因素; 而耕地的面积比例与污染指标呈显著负相关; 各景观指数与水质均存在关联, 特别是SHDI和SHEI与污染指标体现了明显的负相关, CONTAG与污染指标体现出明显的正相关。

关键词:土地利用; 景观格局; 河流水质; 相关性; 太湖流域

中图分类号: X832 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)08-1775-09

Relationship Between Landscape Pattern and River Water Quality in Wujingang Region, Taihu Lake Watershed

ZHANG Da-wei¹, LI Yang-fan¹, SUN Xiang¹, ZHANG Fang-shan², ZHU Hong-xing², LIU Yi², ZHANG Ying³, ZHUANG Min³, ZHU Xiao-dong¹

(1. State Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse, School of the Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, China; 2. Changzhou Wujin Environmental Protection Bureau, Changzhou 213159, China; 3. Changzhou Wujin Environmental Protection Research Institute, Changzhou 213159, China)

Abstract: Wujingang region was taken as the study area to explore the relationship between landscape pattern and river water quality. Remote sensing image was interpreted and buffer zones were constructed, and then landscape patterns characterized by land-use patterns and five selected landscape metrics including Number of patches (NP), Area-weighted mean patch fractal dimension (FRAC_AM), Shannon's diversity index (SHDI), Shannon's evenness index (SHEI), Contagion index (CONTAG) in each buffer zone were obtained. By employing the correlation analysis between the landscape pattern and river water quality, the results indicated that the river water quality was influenced by landscape pattern. The percentage of built-up area was positively related with water quality indicators, demonstrating that the percentage of built-up area was one of the key factors affecting the river water quality, while the percentage of cultivated land showed a negative relationship. Furthermore, the relationships between the selected five landscape metrics and water quality were also revealed. SHDI and SHEI were significantly positively related with water quality indicators, while CONTAG showed the opposite relationship.

Key words: land-use/land-cover; landscape pattern; river water quality; relationship; Taihu Lake Watershed

景观是由不同生态系统组成的地表综合体^[1]. 景观生态学中的“格局”指空间布局, 包括景观组成单元的类型、数目以及空间分布与配置^[2]. 河流是景观中的重要~, 同时受到景观格局的影响; 近年来, 景观格局与河流水质之间的关系成为国内外研究的热点, 特别是RS、GIS和多元分析等技术的成熟促进了相关研究的发展^[3]. 有研究针对景观格局的组成属性展开, 即研究土地利用方式与河流水质间的关系^[4~10]; 另一些研究在此基础上从景观格局的空间属性深入, 通过景观指数研究不同土地利用

方式的布局特点与河流水质间的关系^[11~14]. 然而, 将组成属性与空间属性相结合的研究相对较少^[15], 且缺少对太湖流域的关注。

太湖是国家确定的“三河三湖”水污染防治的重点湖泊之一, 更是江苏省水污染防治的重中之重。

收稿日期: 2009-10-21; 修订日期: 2010-01-25

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07101-004-05); 住房和城乡建设部2009年科学技术计划项目(2009-R2-40)

作者简介: 张大伟(1986~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为环境规划与管理, E-mail: njuzhangdawei@gmail.com

* 通讯联系人, E-mail: xdzhu@nju.edu.cn

20 世纪 80 年代以来,随着社会经济的发展,特别是工业化与城市化进程的加快,太湖水质明显恶化,未来这种恶化趋势会更加严峻^[16,17]。“治湖先治水,治水先治河”,控制源头污染是太湖水环境治理的关键,只有入湖河流水质不断得以改善,治理太湖的目标才能实现. 武进港是重要的入太湖河流;区域内河流污染严重,对于太湖水质有着重要的影响. 本研究选择武进港区域作为调查对象,尝试分析景观格局与河流水质的相关关系,以期为区域水环境治理和区域规划调控提供科学依据.

1 研究区域概况

武进港区域主体位于长江三角洲、太湖平原西北部的常州市武进区内,东南部隶属无锡,行政范围包括常州市武进区的湖塘镇、遥观镇、横林镇、礼嘉镇、洛阳镇、雪堰镇和无锡市的阳山镇、胡埭镇和马山镇等 9 镇. 武进港是常州市入太湖的主要河道,北起京杭大运河南岸,东邻直湖港流域、南达太湖梅梁湾,同时也通过、港的分流进入太湖竺山湾(图 1);区域水系的水文条件复杂,流速慢,流向受地形、降水、城镇排水以及闸坝控制等多种因素的影响;区域土地利用格局以耕地和建设用地为主导类型,由于工农业及生活污染源的排放,区域内河流污染严重,含氮营养盐污染突出,水质为 IV ~ 劣 V 类. 武进港入太湖的污染物通量在众多入湖河流中仅次于直湖港和太滆运河,位居第三^[18].

2 数据与方法

2.1 遥感影像处理与土地利用分类

采用 2008 年 7 月 5 日 Landsat TM (Landsat Thematic Mapper) 遥感数据(第 1、2、3、4、5、7 波段分辨率为 30 m,第 6 波段分辨率为 60 m),使用遥感处理软件 Erdas8.7 进行几何校正并使用专家分类方法将研究区域划分为 8 种土地利用类型:建设用地、水田、旱地、有林地、疏林山体、河流、坑塘、湖库(图 2).

2.2 土地利用信息及景观指数缓冲区分析

使用 ARCGIS9.0 在土地利用分类图上根据 GPS 定位确定慈渡桥、戴溪桥、姚巷桥、东尖大桥、马杭桥、鸣凰桥、桥等 7 个监测断面位置,取上下游各 1 km 的河段为中心线生成缓冲区,缓冲区距离从 300 ~ 1 300 m,各缓冲区之间间隔为 200 m(图 2). 在各缓冲区内,使用 FRAGSTATS 软件^[19]计算各用地类型所占面积比例以及斑块数量(NP)、面积加权斑块分型

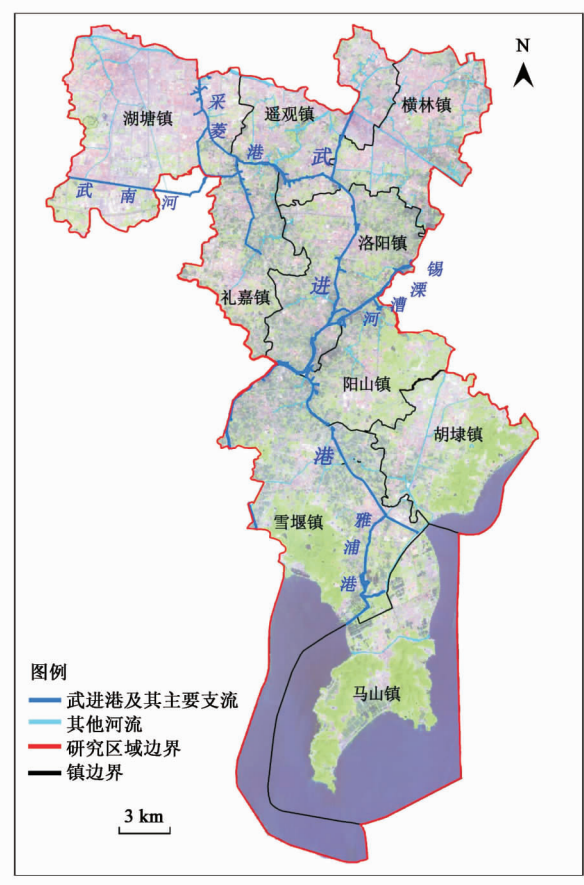


图 1 研究区域位置与概况

Fig. 1 Location and general situation of study area

指数(FRAC_AM)、香农多样性指数(SHDI)、香农均匀度指数(SHEI)、蔓延度指数(CONTAG)等 5 个景观指数,以此表征景观格局特征.

2.3 数据分析

使用统计分析软件 SPSS 15.0 分别分析土地利用格局以及景观指数与 2007 年水质监测数据的统计相关关系.

3 结果与讨论

3.1 缓冲区景观格局特征

各缓冲区内土地利用情况见表 1. 上,建设用地、水田、旱地为区域内主要土地利用类型,各缓冲区内这 3 种主要土地利用类型所占比例之和普遍超过 70%;其他土地利用类型包括坑塘、湖库、有林地、疏林山体等,比例不高. 各缓冲区的河岸土地利用结构(即景观格局组成属性)存在明显差异:马杭桥、鸣凰桥断面缓冲区内建设用地面积比例普遍高达 70% 以上,而戴溪桥、东尖大桥、桥断面缓冲区内水田面积比例较高.

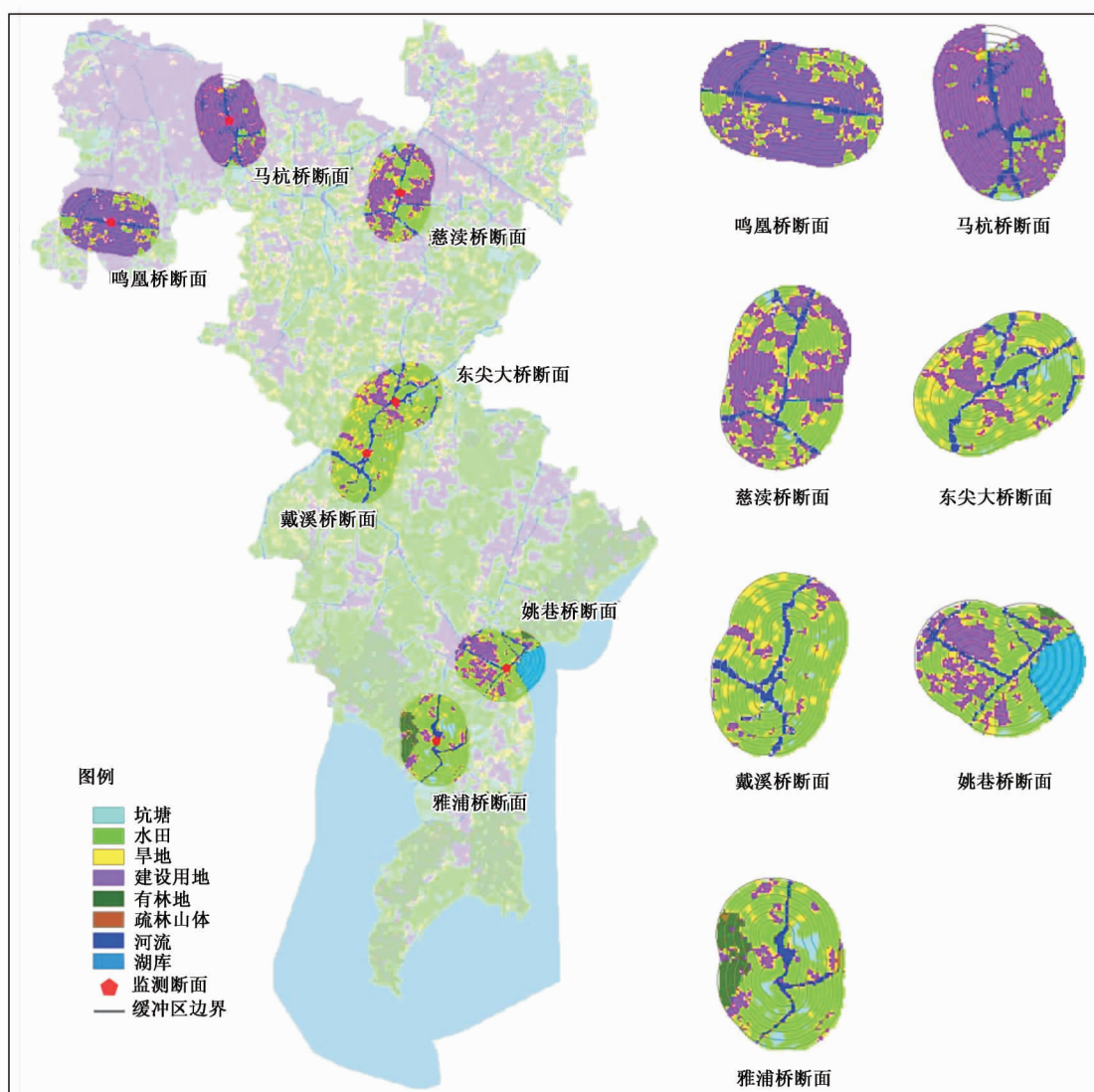


图2 土地利用分类及缓冲区分析

Fig. 2 Land-use classification and buffer zone analysis

景观格局空间属性通过 5 个景观指数从数量 (NP)、形状 (FRAC_AM)、多样性 (SHDI、SHEI) 以及聚散性 (CONTAG) 方面表征. 对景观指数计算比较发现, 7 个断面缓冲区景观格局空间属性存在显著差异, 并且这种差异随着缓冲区距离的增加而更为明显 (如图 3).

随着缓冲区距离的增加, 各监测断面缓冲区 NP 都有所增加, 鸣凰桥、桥断面 NP 较低, 慈谿桥、姚巷桥、马杭桥断面居中, 戴溪桥、东尖大桥断面较高.

慈谿桥、东尖大桥、马杭桥、桥断面缓冲区 FRAC_AM 随着缓冲区距离的增加而增加; 戴溪桥、鸣凰桥断面在缓冲区距离为 500 m 时出现最小值, 之后随缓冲区距离的增加而增加; 姚巷桥断面小幅波动. 戴溪桥断面缓冲区 FRAC_AM 始终较其他断

面高, 景观中斑块形状较复杂, 马杭桥断面则相反.

慈谿桥、戴溪桥、马杭桥断面缓冲区 SHDI 随缓冲区距离增加而降低, 东尖大桥、鸣凰桥断面呈波动变化, 而姚巷桥、桥断面则随缓冲区距离增加而增加. 马杭桥、鸣凰桥断面缓冲区 SHDI 值明显低于其他断面缓冲区, 姚巷桥和桥则相对较高, 并且这样的差距随着缓冲区距离的增加而变得更为明显.

随着缓冲区距离的增加, 慈谿桥、姚巷桥断面缓冲区 SHEI 变化不大, 基本保持稳定; 戴溪桥、马杭桥断面呈下降的趋势, 东尖大桥、鸣凰桥、桥断面波动变化. 缓冲区距离为 300 m 时, 各断面缓冲区 SHEI 差别较小, 缓冲区 ≥ 300 m 时, 差别变得明显, 特别是马杭桥、鸣凰桥断面处于相对较低的水平, 慈谿桥、姚巷桥、东尖大桥断面相对较高.

表 1 各缓冲区内土地利用结构¹⁾

Table 1 Land-use composition in each buffer zone

河流	断面	缓冲区距/m	建设用地/%	水田/%	旱地/%	河流/%	坑塘/%	湖库/%	林地/%	疏林山体/%
武进港	慈谿桥	300	25.56	54.48	6.60	12.86	0.50	—	—	—
		500	31.81	52.40	4.99	9.39	1.41	—	—	—
		700	37.48	48.39	4.19	7.88	2.06	—	—	—
		900	42.60	44.49	4.42	6.95	1.55	—	—	—
		1 100	43.91	43.29	5.28	6.22	1.31	—	—	—
		1 300	44.23	43.41	5.22	5.63	1.50	—	—	—
	戴溪桥	300	3.17	62.38	4.65	23.36	6.44	—	—	—
		500	3.35	68.05	6.32	16.33	5.95	—	—	—
		700	3.95	69.93	7.02	13.15	5.95	—	—	—
		900	4.24	70.92	8.22	10.84	5.79	—	—	—
		1 100	4.64	71.46	9.14	9.45	5.31	—	—	—
		1 300	5.90	72.20	9.15	8.24	4.51	—	—	—
	姚巷桥	300	23.93	51.39	5.67	13.02	0.13	5.86	—	—
		500	28.04	47.27	5.41	9.16	0.16	9.96	—	—
		700	30.39	44.92	4.50	7.31	0.14	12.74	—	—
		900	28.92	45.13	4.29	6.91	0.13	14.61	—	—
		1 100	27.33	44.38	4.79	6.35	0.93	15.95	0.28	—
		1 300	24.20	45.56	4.36	6.22	1.48	16.98	1.20	—
锡溧漕河	东尖大桥	300	16.83	58.71	1.49	16.59	6.39	—	—	—
		500	17.26	57.15	5.47	13.68	6.44	—	—	—
		700	17.25	56.54	10.56	10.44	5.21	—	—	—
		900	15.78	59.77	11.17	8.60	4.68	—	—	—
		1 100	14.08	61.43	12.03	7.76	4.70	—	—	—
		1 300	13.06	62.10	12.12	7.84	4.88	—	—	—
采菱港	马杭桥	300	68.06	11.50	2.58	17.86	—	—	—	—
		500	73.25	11.82	1.69	13.24	—	—	—	—
		700	76.66	10.73	2.07	10.32	0.21	—	—	—
		900	77.79	10.76	2.59	8.33	0.52	—	—	—
		1 100	79.49	10.04	2.86	7.00	0.61	—	—	—
		1 300	79.90	10.18	2.80	5.88	1.24	—	—	—
武南河	鸣凰桥	300	72.85	13.44	1.22	12.50	—	—	—	—
		500	78.60	12.24	0.68	8.49	—	—	—	—
		700	78.42	13.94	0.72	6.93	—	—	—	—
		900	76.05	17.35	0.95	5.65	—	—	—	—
		1 100	74.04	19.43	1.63	4.91	—	—	—	—
		1 300	73.23	21.19	1.29	4.29	—	—	—	—
、 港 、 桥		300	6.99	62.87	0.13	20.73	9.29	—	—	—
		500	8.31	65.22	0.79	14.04	11.50	—	0.15	—
		700	7.05	66.42	1.89	10.64	12.82	—	1.18	—
		900	6.57	67.38	2.21	8.46	10.43	—	4.95	—
		1 100	8.12	65.37	2.34	6.94	8.86	—	8.36	—
		1 300	8.25	64.82	2.32	6.13	7.83	—	10.44	0.21

1) —表示没有该类型用地分布

随着缓冲区距离的增加,戴溪桥、马杭桥断面缓冲区 CONTAG 值有所增加;慈谿桥、姚巷桥断面缓冲区 CONTAG 值变化不大,保持在 60 左右;东尖大桥、鸣凰桥、桥断面有波动.马杭桥、鸣凰桥断面缓冲区 CONTAG 值相对其他断面较高.

3.2 景观格局与河流水质关系

武进港区域河流各监测断面的多项水质指标未

达到其功能要求, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 为主要的超标因子.除姚巷桥断面,其他断面 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 均超标,其中戴溪桥断面、桥断面劣于Ⅳ类水质标准,慈谿桥断面、东尖大桥断面、马杭桥断面、鸣凰桥断面劣于Ⅴ类水质标准.7 个断面 TN 全部劣于Ⅴ类水质标准.此外,马杭桥断面 TP 劣于Ⅴ类水质标准.区域河流水质整体较差,营养盐污染严重,N 营养盐污染尤其突出

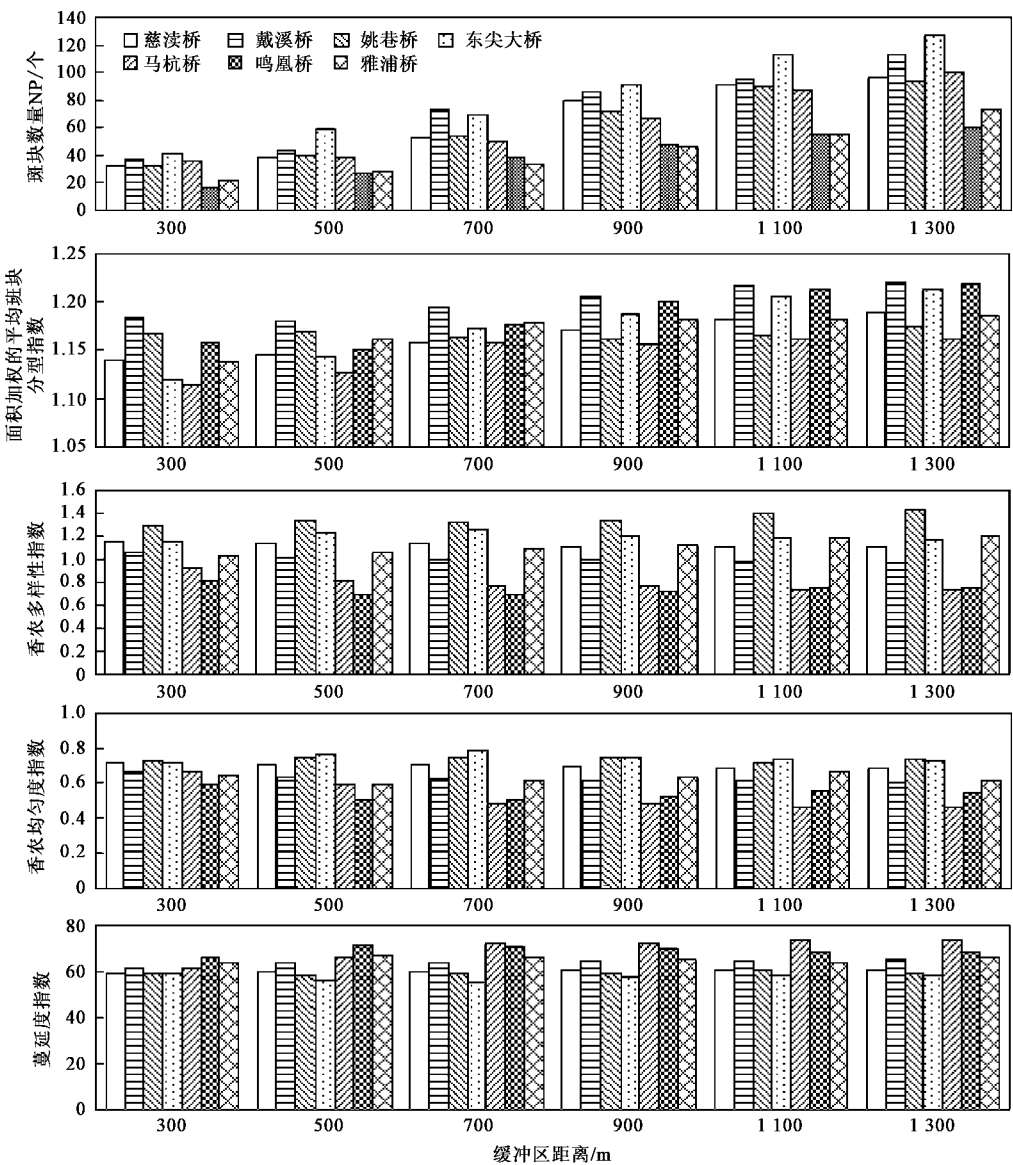


图3 各缓冲区景观指数

Fig.3 Landscape metrics in each buffer zone

(表2).

景观格局与河流水质相关性分析列入表3.

项目	水质指标/mg·L ⁻¹				
	COD	BOD	NH ₄ ⁺ -N	TN	TP
Ⅳ类水质指标	≤30	≤6	≤1.5	≤1.5	≤0.3
Ⅴ类水质指标	≤40	≤10	≤2.0	≤2.0	≤0.4
慈渡桥	6.37	3.17	4.21 ²⁾	5.82 ²⁾	0.21
戴溪桥	5.68	3.22	1.89 ¹⁾	3.14 ²⁾	0.25
姚巷桥	5.90	3.03	1.48	2.37 ²⁾	0.17
东尖大桥	6.02	3.22	2.63 ²⁾	3.97 ²⁾	0.23
马杭桥	8.48	4.35	6.76 ²⁾	8.71 ²⁾	0.42 ²⁾
鸣凰桥	16.20	5.50	9.91 ²⁾	6.25 ²⁾	0.24
、桥	6.30	3.22	1.67 ¹⁾	2.90 ²⁾	0.17

1) 超过Ⅳ类水质标准; 2) 超过Ⅴ类水质标准

3.2.1 景观格局组成属性与河流水质间关系

(1) 建设用地与河流水质

建设用地面积比例与NH₄⁺-N、TN、BOD 具有较强的正相关关系,并且显著相关;建设用地比例同时与COD也显示出较强的相关性,缓冲区距离≤300 m 时呈显著正相关;建设用地比例与TP存在比较明显的正相关关系,但并不显著.这些表明区域建设用地的污染输出与河流水体污染、水质恶化存在密切联系,特别是对NH₄⁺-N、TN 2项超标最为严重的指标,建设用地成为主要的污染输出源.

建设用地对应的污染类型较多,包括工业点源污染、农村生活面源污染以及城镇面源污染等,因此

表 3 景观格局与污染指数相关性¹⁾

Table 3 Correlation coefficients between indicators of water pollution and landscape pattern

景观格局测度指标	缓冲区距离/m	COD	BOD	NH ₄ ⁺ -N	TN	TP
建设用地所占面积比例	300	0.808 *	0.893 **	0.932 **	0.831 *	0.618
	500	0.799 *	0.878 **	0.928 **	0.832 *	0.599
	700	0.778 *	0.872 *	0.923 **	0.879 **	0.609
	900	0.733	0.818 *	0.907 *	0.875 **	0.620
	1 100	0.713	0.806 *	0.899 **	0.892 **	0.639
	1 300	0.710	0.808 *	0.904 **	0.907 **	0.658
耕地所占面积比例	300	-0.803 *	-0.921 **	-0.909 **	-0.823 *	-0.684
	500	-0.797 *	-0.900 **	-0.906 **	-0.828 *	-0.624
	700	-0.761 *	-0.861 *	-0.886 **	-0.840 *	-0.602
	900	-0.720	-0.820 *	-0.864 *	-0.852 *	-0.592
	1 100	-0.688	-0.790 *	-0.838 *	-0.845 *	-0.588
	1 300	-0.558	-0.628	-0.653	-0.635	-0.420
NP	300	-0.696	-0.571	-0.473	-0.032	0.308
	500	-0.541	-0.491	-0.415	-0.154	0.089
	700	-0.503	-0.456	-0.416	-0.230	0.101
	900	-0.596	-0.559	-0.438	-0.153	0.067
	1 100	-0.603	-0.533	-0.416	-0.075	0.172
	1 300	-0.676	-0.580	-0.504	-0.134	0.202
FRAC_AM	300	0.042	-0.090	-0.207	-0.560	-0.462
	500	-0.286	-0.423	-0.580	-0.847 *	-0.647
	700	0.002	-0.054	-0.242	-0.525	-0.275
	900	0.292	0.192	0.069	-0.320	-0.284
	1 100	0.306	0.215	0.136	-0.218	-0.208
	1 300	0.295	0.173	0.098	-0.293	-0.315
SHDI	300	-0.789 *	-0.880 **	-0.820 *	-0.654	-0.546
	500	-0.800 *	-0.894 **	-0.851 *	-0.693	-0.582
	700	-0.777 *	-0.886 *	-0.852 *	-0.728	-0.637
	900	-0.750	-0.874 *	-0.858 *	-0.773 *	-0.698
	1 100	-0.676	-0.821 *	-0.829 *	-0.814 *	-0.769 *
	1 300	-0.662	-0.805 *	-0.818 *	-0.805 *	-0.759 *
SHEI	300	-0.792 *	-0.805 *	-0.659	-0.308	-0.218
	500	-0.752	-0.796 *	-0.688	-0.436	-0.328
	700	-0.666	-0.794 *	-0.725	-0.652	-0.625
	900	-0.631	-0.785 *	-0.736	-0.723	-0.722
	1 100	-0.550	-0.737	-0.705	-0.771 *	-0.834 *
	1 300	-0.531	-0.712	-0.665	-0.726	-0.78
CONTAG	300	0.747	0.745	0.581	0.222	0.123
	500	0.745	0.781 *	0.665	0.400	0.284
	700	0.650	0.775 *	0.702	0.632	0.601
	900	0.612	0.764 *	0.709	0.700	0.697
	1 100	0.526	0.712	0.668	0.737	0.804 *
	1 300	0.503	0.681	0.621	0.683	0.743

1) * 表示在 0.05 水平显著相关, ** 表示在 0.01 水平显著相关

建设用地是对河流水质有重要影响的用地类型,相关研究得出与本研究类似的结果^[5~8,12],即建设用地对水体污染的贡献度较高。武进港区域工业企业众多,产业密集度高,人口密度大,工业点源污染、生活污染突出;同时建设用地的面源污染也不容忽视。有研究表明,建设用地的面源输出甚至要高于耕地,其原因是城市建设用地造成的不透水面导致径流量

增加和污染物浓度升高^[20]。但是由于数据和方法的缺失与不足,相关研究对于各污染源对水体污染影响的贡献度尚不能确定。

随着城市化进程的加快,建设用地仍会继续扩张,与之伴生的区域水体污染、水质恶化等问题仍会非常突出^[21~24]。因此,太湖流域建设用地规划管理问题应与水环境治理统筹考虑,特别是在某些点源

污染尚未得到根本控制、面源污染严重的区域尤需得到重视。

(2) 耕地与河流水质

耕地面积比例与 COD、BOD、 NH_4^+ -N 和 TN 呈明显负相关关系,缓冲区距离 ≤ 700 m 时,与 COD 显著负相关;缓冲区距离 ≤ 1100 m 时,与 BOD、 NH_4^+ -N 和 TN 显著负相关;耕地面积比例与 TP 也存在一定的相关性,但未达到显著水平,耕地面积比例与污染指数间的相关关系表现出随着缓冲区距离的增加而减弱的规律。

与建设用地不同,耕地与水质的关系具有不确定性。有研究指出,耕地是水体污染的主导因素^[4,7]。而 Sliva 等^[6]的研究中耕地面积比例与 TS、 NH_4^+ 、大肠杆菌等呈负相关,Jung 等^[8]的研究也发现稻田及其他农业用地面积比例与 BOD、TN、TP、大肠杆菌等污染指标存在负相关关系,官宝红等^[12]的研究中耕地面积比例与 TN、TP 也呈负相关关系,都得出与本研究类似的结论。

本研究耕地面积比例与污染指标的负相关关系说明在耕地面积比例较大的情况下,水体污染程度相对较轻,但这并不意味着耕地对于河流水质有改善作用。对于武进港区域而言,即使是建设用地比例很低、耕地面积比例很高的戴溪桥断面、桥断面仍属于劣 V 类水体,TN 超标严重。出现这种状态的原因是耕地对污染物的产生与排放的贡献远不及建设用地,对河水水质的负面影响程度远不及建设用地。耕地面积比例与污染指标的负相关,以及建设用地面积比例与污染指标的正相关,表明建设用地与耕地作为主要的污染输出用地类型,对武进港区域河流水体污染的影响具有强弱程度“此消彼长”的关系。

3.2.2 景观格局空间属性与河流水质间关系

NP 与 FRAC_AC 上与污染指标未呈明显的相关关系。

SHDI 与 5 项污染指标均存在明显的负相关关系。在所有缓冲区距离,SHDI 与 BOD、 NH_4^+ -N 显著负相关,在缓冲区距离 ≤ 700 m 时,SHDI 与 COD 显著负相关,缓冲区距离 ≥ 700 m 时,SHDI 与 NH_4^+ -N 显著负相关。缓冲区距离 ≥ 900 m 时,SHDI 与 TP 显著负相关。SHDI 从斑块类型和斑块分布均衡程度两方面反映了景观多样性与异质性,SHDI 的值越高,景观多样性越大,水质恶化情况相对较轻。其原因是随着景观多样性的增加,景观异质性也在增加,景观中斑块类型增多,各种斑块类型的分布也越均衡,而

建设用地、耕地这样的主要污染输出类型在景观中的优势程度、主导作用也会有所降低,因此氮营养盐、有机污染物的产生对水体的影响也会相对有所减缓。SHDI 与污染指标明显的负相关关系说明区域景观多样性与河流水质之间关系密切。

缓冲区距离为 300 m 时,SHEI 与 COD 显著负相关,缓冲区距离 ≤ 900 m 时,SHEI 与 BOD 显著负相关;缓冲区距离为 1100 m 时,SHEI 与 TN、TP 显著负相关;在其他某些缓冲区距离,SHEI 与上述 4 种污染指数存在较强的负相关关系,但不显著;SHEI 与 NH_4^+ -N 也存在较强的负相关关系,但不显著。这些相关关系说明 SHEI 的值越大,水体污染程度相对较轻,SHEI 反映了景观内斑块的均匀程度,其值越大,各类型在面积和数量上的分布越均匀,主要的污染产生输出用地的优势程度和集中程度也就越不突出,因此对水质的影响相对减缓。

在一定的缓冲区距离,CONTAG 与 COD、BOD、 NH_4^+ -N、TN、TP 都呈现出了比较明显的正相关,特别是缓冲区距离为 500 ~ 900 m 时,CONTAG 与 BOD 显著正相关,缓冲区距离为 1100 m 时,CONTAG 与 TP 显著正相关。表明 CONTAG 的值越大,河流水质越差。原因在于 CONTAG 的值越高,斑块的聚集和连通越明显,同时也说明景观中存在着优势斑块,即建设用地优势斑块和耕地优势斑块的聚集和良好联通关系也导致污染产生与输出的集中,对河水水质的影响也就越显著。

由于存在研究区域和景观指数选择的差异,目前尚无研究成果能明确说明景观格局空间属性与水质间到底存在怎样的关系;但这些研究已经可以表明景观格局空间属性对水质存在影响,并有学者提出景观格局优化、景观规划等方法可用于控制非点源污染^[25-27]。

3.2.3 景观格局空间尺度与河流水质

本研究表明了在水进港区域各缓冲区范围内的景观格局与水质的关系,然而缓冲区范围对水质的影响程度是值得深入探讨的。不同尺度的景观格局对水质的影响程度一直是争论的焦点和研究的热点,目前尚无定论,其中对沿河区域和流域/子流域的分析及其比较成为重要研究方向^[28]。

Sliva 等^[6]将整个流域和沿岸缓冲区内的土地利用与水质的相关关系进行研究并做出比较,得出流域尺度比缓冲区尺度的相关性略强,其他一些研究中也类似的规律^[29,30]。但另一些研究中的结论则截然不同,如 Johnson 等^[3]、官宝红等^[12]发现 100

m 缓冲区内的相关性最好. 产生这样的不确定性的原因在于每个流域都有独特的影响水质的特征组合,特别是污染源的分布;甚至在同一流域内,缓冲区内各种行为的关系具有不确定性. 水陆交错带(land-water ecotone)的构成及特征对河流水质有着重要的影响,沿河缓冲区作为水陆交错带或水陆交错带的~ 部分,其景观格局与流域或子流域的景观格局相似与否,关系到这 2 种尺度的研究是否具有明显差异^[3]. 同时,遥感影像分辨率的差异也可能对研究结果造成影响^[6].

通过对流域或子流域景观格局与缓冲区景观格局的比较,以及二者分别与河流水质关系的比较,可以进一步探明区域景观格局与河流水质关系的特点,而比较的前提是对流域或子流域的科学划分. 在获取必要数据的前提下,计算机软件可以提供技术支持,如 Lee 等^[14]的研究中采用了 EPA 开发的 BASINS 对研究区域进行了子流域的划分. 由于武进港区域水系属于平原河网,其河流流向受到诸多因素影响,存在较大不确定性,子流域的划分及其对水质影响结果为后续研究提了一种新思路.

4 结论

(1) 慈谿桥等 7 个断面缓冲区的土地利用结构差异较大,但建设用地和耕地普遍是主要的用地类型,各断面缓冲区的 NP、FRAC_AM、SHDI、SHEI 以及 CONTAG 等所描述的景观格局的空间属性也存在较明显差异.

(2) 对区域主要用地类型,即主要污染产生与输出的用地类型——建设用地与耕地面积比例与 COD、BOD、 NH_4^+ -N、TN 以及 TP 进行相关分析得出,在本研究选取的一系列缓冲区内,建设用地比例与污染指标普遍呈正相关,耕地则与污染指标普遍呈负相关,在某些缓冲区距离上相关性显著. 这些均表明建设用地为区域主要的污染产生与输出用地类型,是河流水体污染的最主要影响因素,控制建设用地的污染是武进港区域水环境治理的关键.

(3) 对 5 个表征景观格局空间属性的景观指数(NP、FRAC_AM、SHDI、SHEI、CONTAG)与水质污染指标(COD、BOD、 NH_4^+ -N、TN、TP)进行相关分析,各景观指数与污染指标的相关性程度差异较大,SHDI、SHEI 和 CONTAG 与污染指标相关性较明显. 景观多样性越大,各类斑块分布越均衡,水体污染则相对较轻;景观蔓延度越大,斑块的集中联通程度越高,优势斑块作用突出,污染的产生与输出将呈现集

中、量大的特征,对区域水质影响也就越明显. 在土地利用等相关规划中,应基于水环境约束条件开展空间布局优化的研究.

参考文献:

- [1] 吕一河,陈利顶,傅伯杰. 景观格局与生态过程的耦合途径分析[J]. 地理科学进展, 2007, **26**(3):1-10.
- [2] 邬建国. 景观生态学——过程、格局、尺度与等级[M]. (第二版). 北京: 高等教育出版社, 2007. 17.
- [3] Johnson L B, Richards C, Host G E, *et al.* Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems[J]. *Freshwater Biology*, 1997, **37**(1):193-208.
- [4] Lenat D R, Crawford J K. Effects of land-use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont Streams[J]. *Hydrobiologia*, 1994, **294**(3):185-200.
- [5] Basnyat P, Teeter L D, Flynn K M, *et al.* Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries[J]. *Environmental Management*, 1999, **23**(4): 539-549.
- [6] Sliva L, Willams D D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land-use impact on water quality[J]. *Water Research*, 2001, **35**(14): 3462-3472.
- [7] Tong S T Y, Chen W. Modeling the relationship between land-use and surface water quality[J]. *Environmental Management*, 2002, **66**(4):377-393.
- [8] Jung J W, Lee S W, Hwang H S, *et al.* The effects of spatial variability of land-use on stream water quality in a costal watershed[J]. *Paddy and Water Environment*, 2008, **6**(3): 275-284.
- [9] 宋述军,周万村,岷江流域土地利用结构对地表水水质的影响[J]. 长江流域资源与环境, 2008, **17**(5):712-715.
- [10] 王晓燕,王一岫,王晓峰,等. 密云水库小流域土地利用方式与氮磷流失规律[J]. 环境科学研究, 2003, **16**(1):30-33.
- [11] Amiri B J, Nakane K. Modeling the linkage between river water quality and landscape metrics in the Chugoku District of Japan[J]. *Water Resource Management*, 2009, **23**(5):931-956.
- [12] 官宝红,李君,曾爱斌,等. 杭州市城市土地利用对河流水质的影响[J]. 资源科学, 2008, **30**(6):857-862.
- [13] 岳隽,王仰麟,李贵才,等. 深圳市西部库区景观格局与水质的关联特征[J]. 应用生态学报, 2008, **19**(1):203-207.
- [14] 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]. *Landscape and Urban Planning*, 2009, **92**(2): 80-89.
- [15] Baker A. Land-use and water quality[J]. *Hydrological Processes*, 2003, **17**(12):2499-2501.
- [16] 黄智华,薛滨,逢勇. 太湖水环境演变与流域经济发展关系及趋势[J]. 长江流域资源与环境, 2006, **15**(5):627-631.
- [17] 靳晓莉,高俊峰,赵广举. 太湖流域近 20 年社会经济发展对水环境影响及发展趋势[J]. 长江流域资源与环境, 2006, **15**(3):298-302.
- [18] 罗缙,逢勇,林颖,等. 太湖流域主要入湖河道污染物通量研究[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2005, **33**(2): 131-

- 135.
- [19] McGarigal K, Cushman S A, Neel M C, *et al.* FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts [EB/OL], Amherst: 2002, www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- [20] 李恒鹏, 杨桂山, 刘晓玫, 等. 流域土地利用变化的面源污染输出响应及管理策略——以太湖地区蠡河流域为例[J]. 自然灾害学报, 2008, **17**(1):143-150.
- [21] Tu J, Xia Z G, Clarke K C, *et al.* Impact of urban sprawl on water quality in Eastern Massachusetts [J]. Environmental Management, 2007, **40**(2):183-200.
- [22] Xian G, Crane M, Su J. An analysis of urban development and its environmental impact on the Tampa Bay watershed [J]. Environmental Management, 2007, **85**(4): 965-976.
- [23] 于兴修, 杨桂山. 典型流域土地/覆被变化及对水质的影响[J]. 长江流域资源与环境, 2003, **12**(3):211-217.
- [24] 岳隽, 王仰麟, 李正国, 等. 河流水质时空变化及其受土地利用影响的研究——以深圳市主要河流为例[J]. 水科学进展, 2006, **17**(3):359-364.
- [25] 高超, 朱继业, 窦贻俭, 等. 基于非点源污染控制的景观格局优化方法与原则[J]. 生态学报, 2004, **24**(1): 109-116.
- [26] 郭青海, 马克明, 赵景柱, 等. 城市非点源污染控制的景观生态学途径[J]. 应用生态学报, 2005, **16**(5): 977-981.
- [27] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. “源”“汇”景观理论及其生态学意义[J]. 生态学报, 2006, **26**(5): 1444-1449.
- [28] Griffith J A. Geographic techniques and recent applications of remote sensing to landscape-water quality studies [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2002, **138**(1-4): 181-197.
- [29] Osborne L L, Wiley M J. Empirical relationships between land-use cover and stream water-quality in an agricultural watershed [J]. Environmental Management, 1988, **26**(1): 9-27.
- [30] Delong D D, Brusven M A. Classification and spatial mapping of riparian habitat with application toward management of streams impacted by nonpoint source pollution [J]. Environmental Management, 1991, **15**(4):565-571.