

DOI: 10.5846/stxb201312273044

山鹰, 张玮, 李典宝, 王丽卿. 上海市不同区县中小河道氮磷污染特征. 生态学报, 2015, 35(15): 5239-5247.

Shan Y, Zhang W, Li D B, Wang L Q. Distribution of nitrogen and phosphorus in medium and small rivers of Shanghai. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(15): 5239-5247.

上海市不同区县中小河道氮磷污染特征

山 鹰¹, 张 玮^{1,2}, 李典宝¹, 王丽卿^{1,*}

1 上海海洋大学水产与生命学院, 上海 201306

2 上海水生环境工程有限公司, 上海 200090

摘要:以上海 11 个区县, 共 19 条河道、65 个点位进行 1a 的氮磷污染情况调查。结果表明: (1) 上海河道为不完全感潮型河网水系。潮汐、降雨对氮磷污染物的分布影响具有时间差异性。(2) 上海河道区县之间氮磷污染差异大 ($P < 0.05$)。氮磷浓度从中心城区河道依次向外呈现“圆环状”稀释扩散趋势。黄浦江以南河道水质好于黄浦江以北河道; 近江苏的河道总体氮磷浓度水平高于近浙江的河道(上海东南部) ($P < 0.05$)。水体中污染物浓度、扩散、降解与人为扰动和城镇化程度密切相关。(3) 聚类分析(Cluster Analysis, CA)结果显示上海市河道污染水平在点位之间区别不大, 而多维尺度分析(Multidimensional Scaling, MDS)显示上海市河道污染水平在点位之间具有一定差异, 并与水质评价结果一致。(4) 经生态修复后的河道水质优于修复前 ($P < 0.05$), 说明上海市人工水生态修复措施和生态型驳岸建设对改善河道水质有潜在价值。

关键词:上海市河道; 氮磷污染; 生态河道

Distribution of nitrogen and phosphorus in medium and small rivers of shanghai

SHAN Ying¹, ZHANG Wei^{1,2}, LI Dianbao¹, WANG Liqing^{1,*}

1 College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

2 Aquatic Environmental Engineering Co. Ltd., Shanghai 200090, China

Abstract: To assess nitrogen and phosphorus pollution in rivers of Shanghai, this study explored 65 water samples from 11 rivers in 19 districts of Shanghai from July 2012 to July 2013. The results showed that Shanghai rivers display incomplete tidal and river network characteristics under the effect of tide and rainfall, which caused temporal distribution differences of nitrogen and phosphorus pollutants. This combination of factors also affected the biodegradation in the rivers. Rainfall and tide had a diluting effect in the rivers during the experiment. There was a significant difference between the rivers of Shanghai in the nitrogen and phosphorus concentrations ($P < 0.05$). In general, the difference appeared in a ring-like form on the map of the river network, with suburban rivers having lower concentrations of nitrogen and phosphorus than the urban rivers. Rivers located in southern sections of the Huangpu River have better water quality compared to the northern parts, and the concentration of nitrogen and phosphorus in rivers near the Jiangsu Province (northwest of Shanghai, near the estuary of the Yangtze River) were higher than in the sections near the Zhejiang Province (southeast of Shanghai) ($P < 0.05$). Such distribution of pollutants reflected the close relationship between the concentration of pollutants and urbanization level. Cluster analysis (CA) did not find a significant difference in pollutants between the rivers of Shanghai, whereas multidimensional scaling, opposite to the CA, supported the results of the water quality assessment. Water quality of rivers after ecological restoration improves compared to the state before or to the rivers without ecological restoration ($P < 0.05$), indicating that ecological restitution has potential in improving the water quality of rivers.

基金项目: 上海市水务局“十二五”河道生态治理技术指南研究及编制

收稿日期: 2013-12-27; 网络出版日期: 2014-10-16

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lqwang@shou.edu.cn

Key Words: rivers of Shanghai; nitrogen and phosphorus pollution; ecological watercourse

由于近 20 年来经济高速发展和不适当资源开发利用,使得大量的氮磷营养盐进入水体,引起藻类大量繁殖,导致“水华”现象频发^[1-4]。最新研究表明蓝藻水华爆发和藻类死亡易产生大量藻毒素,对人畜健康造成直接危害^[5]。从根本而言,治理水华还应先从削减水体中氮、磷营养负荷入手^[6-7]。目前较多研究将目光集中于大型湖泊和水库^[8],对中小河流的污染关注较少;但人口密集区的中小河道,常常是污染物直接汇入水体的源头,也是其下游大型河流、湖库、入海口污染物的主要来源地之一^[7,9-10]。因此,加强对中小河道污染概况特征研究具有至关重要的意义。

上海地处长江三角洲前沿,属亚热带湿润季风气候,人口密集。境内地势平缓,河网密布,有市级、区级、村级等各级河道共计 2 万余条^[11]。但由于河道比降小,易受外潮顶托的影响,导致河水流速缓慢。加之其中大部分环绕区域与人为扰动区域重叠严重导致氮磷污染成为其中最重要的问题^[12]。导致市郊、尤其是镇村级小河流成为水质监测的盲点。由于其部分兼有灌溉或航运的功能,加之原先驳岸设计的缺陷,使得修复工作进展缓慢^[12-13]。虽然近年来在江苏、上海等发达地区纷纷兴起了河道生态建设的热潮^[10,13-18],但主要关注为单一河流或者污染物短期的分布,镇村级河道大范围年度的污染物空间分布特征研究较少。因此,对上海地区中小型河流的研究将会对上海市乃至长三角地区河道生态建设具有标杆意义。

笔者就上海市多条市郊和城区河道进行了 2012 年 7 月—2013 年 7 月的氮磷和相关理化指标的时间尺度和空间尺度定点监测,结合上海市降水量、潮汐和河道当地的土地利用类型,运用多元分析中的聚类分析(cluster analysis, CA)和多维尺度分析(multidimensional scaling, MDS)对这些河道氮磷污染的空间分布特征进行分析,并采用水质指数标识法进行水质评价。为今后上海市河道周边的土地利用、合理的生态修复和维护提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 采样点位分布

水样采集时间为 2012 年 7、8、11 月和 2013 年 1、7、8 月。根据表 1 中河道所处区县将其归为城区河道(S8-10、S12-13)、城郊结合部河道(S4-7、S11、S14-17)和郊区河道(S1-3、S18-19)3 类。其中有近 44%是硬质水泥驳岸,仅 1/4 是原始土质驳岸。城郊结合部和郊区点位周围以农业用地和居住用地为主,城区主要是居住用地和工业用地(表 1)。

1.2 样品采集与处理

有机玻璃采水器采集 0.5m 和 1.5m 水层的混合水样,溶解氧(DO)和水温等采用现场 YSI-plus(美国)仪器测定。水样放入 4℃冷藏箱,4h 内测定总氮(TN)、总磷(TP)、氨态氮(NH₃-N)和叶绿素 a(Chla)等指标,具体测定方法参照《水和废水监测分析方法进行(第四版)》^[19]。

1.3 数据分析

采用同时期上海市《水资源公报》和上海市《水情通报》中降雨量和潮高数据,结合现场测定数据进行时间尺度的差异分析。

采用 CA 和 MDS 两种多元统计分析方法对河道水质指标进行分析。以 16 条河道采集点 TN、TP、NH₃-N 和 Chla 的年度均值作为原始数据矩阵,以各采样点 4 个水质指标浓度均值为矩阵变量,对原始矩阵的数据进行 4 次开方^[20];选择组间连接方法,以欧式距离为分类依据进行聚类分析,建立聚类树状图^[21];将应力系数(stress)值作为 MDS 空间构形图拟合度的指标,构建 MDS 二维空间图^[22]。作图在 Excel 中完成,CA 和 MDS 分析均在 SPSS18.0 软件包中完成^[23]。

表 1 采样点周边情况及经纬度分布

Table 1 The surrounding circumstances and the latitude of sampling sites

位置 Sites	河名 Name of rivers	代号 Numbers	周边土地使用类型* Types of land-using	驳岸类型** Types of revetment	经纬度范围 Longitude and latitude
崇明	琵琶河	S1	a	3	31°29'06"N—31°49'09"N
	中心河	S2	a	3	121°15'23"E—121°49'06"E
奉贤	新陆港	S3	a,d	2,3	30°52'35"N—30°52'37"N 121°28'18"E—121°28'28"E
宝山(罗泾、杨行)	陶家河	S4	a,b	3	31°28'30"N—31°29'43"N
	小川沙河	S5	a,b,c	1,2	121°19'02"E—121°19'55"E
	毛家塘	S6	a,b	3	
	杨行河道	S7	a,b,c,d	1,2	31°21'59"N —31°23'29"N 121°25'57"E —121°26'38"E
青浦	环城河东段	S8	b	1	31°08'39"N —31°09'34"N
	界泾港	S9	b	1	121°06'37"E —121°07'34"E
	中横港	S10	b	1	
闵行(浦江)	友谊河	S11	c,d	3	31°04'59"N —31°05'24"N 121°30'25"E —121°32'17"E
徐汇	东上澳塘	S12	b,c	1	31°08'60"N —31°09'52"N 121°24'49"E —121°24'58"E
闸北	闸北河道	S13	b,c	1,2	31°17'47"N —31°18'32"N 121°24'58"E —121°25'46"E
嘉定(外冈)	瞿门河	S14	a,b,d	3	31°20'09"N —31°22'17"N
	东周泾	S15	a	3	121°09'11"E —121°11'01"E
	小横沥河	S16	c,d	3	
松江	任其浜	S17	a,d	1,2,3	31°04'02"N —31°04'44"N 121°12'28"E —121°12'33"E
金山	勇敢河	S18	a,b	3	30°48'02"N —30°48'18"N 121°11'15"E —121°11'27"E
浦东新区(临港新城)	临港 B 港河道	S19	d	2,3	31°52'18"N —31°52'31"N 121°54'27"E —121°54'49"E

* a: 农业用地; b: 居住用地; c: 工业用地; d: 裸地; * * 1: 水泥硬质驳岸; 2: 木桩或石块围护驳岸; 3: 原始土质驳岸

2 结果与分析

2.1 上海市河道氮磷污染时间差异

据统计,上海市多年平均年地表径流量约为 24 亿 m^3 ,长江干流和太湖流域年过境水量约 9442 亿 m^3 ,水量充沛。但城镇污水总量一直处于高位^[24]。且 2011 年水网达标率仅为 16.0%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP 年入河量已达到 17436t 和 2946t,大大超过河网的水环境容量(10868、1109t)^[24-25]。

上海的工业污染和汽车保有量逐年攀升导致上海地区降水中氮含量很高,有研究指出雨水中硝态氮、铵态氮和总无机氮浓度分别达到了 2.59、2.16 和 4.74 mg/L (1998—2003)^[26],远大于富营养水体中氮浓度阈值(0.2 mg/L)^[27]。另外,氮磷作为淡水水生态系统初级生产力的限制因子,其分解、循环和水体中生物活动密切相关^[1,28-29]。所以上海河道为不完全感潮河网水系。表现为潮汐、降雨双重作用下氮磷污染物具有时间差异性,影响其中的生物降解作用。

从图 1 可以得出,在丰水期(7—9 月)内,降水量和潮高均为一年中最高值。而此时水体中氮磷污染物的浓度也随之下降或处于低水平;而枯水期(11—1 月)却呈年均高水平,尤其是 1 月, TN 达到 6.30 mg/L ,而后下降(图 4),说明降水和潮汐对河道水体氮磷污染物(TN、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$)具有稀释作用,且氮磷浓度与降水量、潮高有此消彼长的周期性变化。而根据历年数据^[30-32],上海市在丰水期和枯水期排污量存在不小差异,而流域城市化对河流生态系统有显著影响^[33]。下垫面硬化导致约 70%的排污通量属于外源性的地表径流输入,

且表现为丰水期污染输入通量较多,枯水期较少的季节差异^[11-12]。这也加剧了河道的污染负荷。

过高的氮磷易导致水体浮游动植物群落组成的单一化和大量藻类的爆发^[34-37]。史红星^[38]等研究表明, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的存在更有利于微囊藻产生毒性更大的微囊藻毒素。因此,在富营养化水体修复中,氮磷控制特别是 $\text{NH}_3\text{-N}$ 控制应引起足够重视。另有研究表明水体富营养化也是影响原生动物的时间异质性的因子^[39-40]。说明水体富营养化对原生动物的生物量和群落结构也具有一定影响。

富营养化水体中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 会快速地转变为有毒的氨气^[41],对鱼类造成严重危害,而其他形态的氮元素参与氮循环需要消耗水体溶解氧而导致水体缺氧^[42]。根据图 2、图 3 可知采样点位在丰水期时温度较高(差值 24°C 以上),水体藻类和植物生物量大(高出枯水期平均 22%),光合作用释放出的氧气比枯水期时要高(2013 年 1 月的异常高值可能与采样当天大风天气有关)。较冷的枯水期导致浮游植物大量死亡,从而破坏这一氧平衡状态。水体中 Chla 含量和氮磷污染物浓度呈现相反的周期变化(图 3,图 4),随着大量藻类的死亡分解,氮磷污染加剧和溶解氧含量下降的趋势将更明显,进一步加剧水体富营养化,破坏水体自净功能,大大影响河道生态修复的效果^[33-34]。

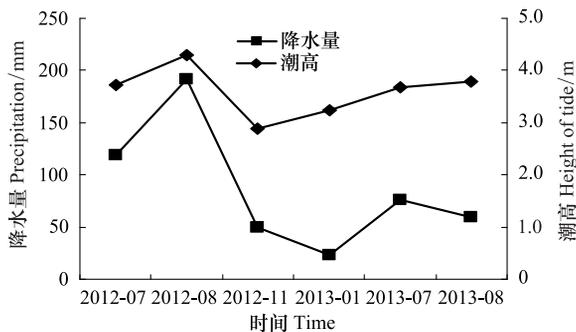


图 1 上海市降水量与潮高的关系

Fig.1 Relationship between rainfall with tidal height in Shanghai

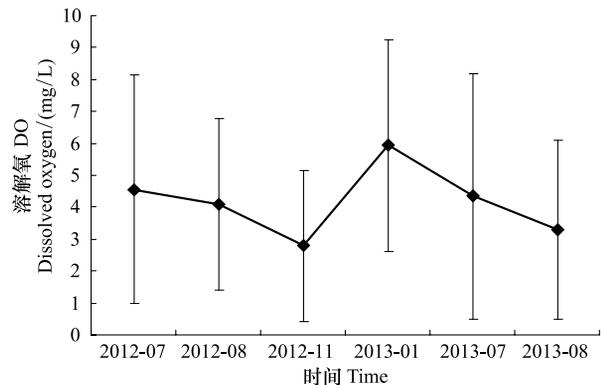


图 2 上海市河道年平均溶解氧含量变化

Fig.2 Change of annual average dissolved oxygen (DO) of rivers in Shanghai

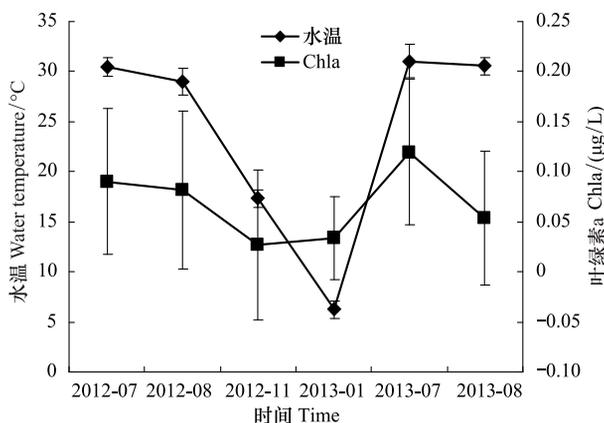


图 3 上海市河道水温与叶绿素 a 的关系

Fig.3 Relationship between water temperature with Chla in Shanghai

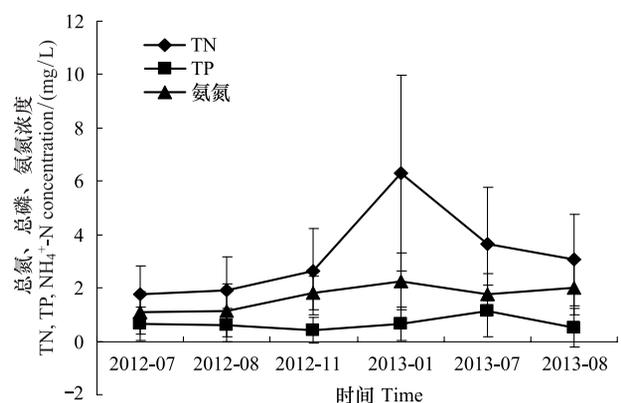


图 4 上海市河道总氮、总磷、氨氮浓度变化

Fig.4 Change of annual average TN, TP, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ of rivers in Shanghai

由于枯水期河道的水量补给较少,故总体的浓度应该与丰水期相比不会有较大差异。但实验结果却表明氮磷浓度年均值在枯水期恰恰是最高的。因此枯水期氮磷浓度高于丰水期这一现象值得进一步研究讨论。

综上所述说明水体中水温、DO 等物理因子会对水生动植物造成下行效应。过低的水温和 DO 抑制浮游生物、底栖生物和大型动植物体内的酶活性和代谢速率,表现为摄食频次降低、冬眠、生物量降低、光合作用强度减弱等现象。进一步降低了分解营养盐的速率^[43-44]。

本次采样河道多存在宣泄不畅、甚至堵塞的问题,故潮汐对河道污染影响贡献小于降雨。并导致了部分点位的污染物扩散稀释不利。其中徐汇东上澳塘点位河道流速较快,可能与比降大和常开闸有关,但由于水生植物的生物量和种类选择不当导致河道冲刷作用明显,河道透明度一直处于低位((23±5) cm)。郊区河道多没有纳入市政管系统,加上剧烈人为扰动和断头浜现象导致受纳污染物一直处于排入的往复积存状态。没有充分发挥感潮河网地区水利工程改善水环境的作用,同时也增加了这些河道水生植物污染物处理吸收的负荷,直接或间接削弱了已有河道生态修复的效果。

2.2 上海市河道氮磷污染空间差异

本次 65 个点位位于上海市 11 个区县的 3 种不同土地利用区位(城区河道、城郊结合部、郊区河道)。

根据现场记录,从氮磷污染排放类型上看,城郊结合部和城区河道周边以点源占多(工厂、单位和居民区);郊区河道以面源占多(农业用地)。郊区河道的 $\rho(\text{TN})$ 、 $\rho(\text{TP})$ 均比城区河道低,城区河道的平均 $\rho(\text{TN})$ 非常高,是郊区河道的近 2 倍,平均 $\rho(\text{TP})$ 也高出近 30%。城郊结合部河道的平均 $\rho(\text{TP})$ 是 3 类河道中最高的。且呈现郊区河道<城郊结合部河道<城区河道的趋势。推测是因为郊区河道农业用地和荒地类型较多,公共污水管道等基础设施缺乏,加之大量驳岸为原土质易被冲刷从而导致大量有机物等污染物汇入河道中造成^[22,45-46]。这表明合理的土地利用和驳岸形式对稳定河岸生态系统具有重要作用^[53]。陈其羽等^[47]研究发现在富营养化水体中,纹沼螺、长角涵螺和铜锈环棱螺随着水草盖度呈现分布变化,而摇蚊等底栖生物的生物密度和生物量往往很高,但多样性却很低。说明水体富营养化也是影响底栖生物的生存和种群时空异质性的因子。另外采样的河道与周边驳岸由于垂直式的水泥驳岸而无法进行有效的物质交换和能量流动,加上周边工厂和居民密度较大,导致河道长期受纳污染物而无法有效降解,悬浮或沉积在河道水体^[48-49]。

黄浦江以南河道水质好于黄浦江以北河道。平均 $\rho(\text{TN})$ 黄浦江以南河道好于以北河道(2.491 mg/L<3.539 mg/L),平均 $\rho(\text{TP})$ 也是如此(0.419 mg/L<0.762 mg/L)。这与差异性分析的结果是基本一致的。即河道污染水平可以黄浦江为界限,从南向北污染水平呈现一定的加剧趋势。从区位划分上,氮磷浓度以 S7、12、13 为中心最高,依次向外从城郊结合部到郊区呈“圆环状”逐步稀释扩散。近江苏(上海西北部,靠近长江入海口)的河道总体氮磷浓度水平高于近浙江的河道(上海东南部)($P<0.05$)。从大尺度上证明了人为扰动的重要性。有研究表明盐度决定了河口浮游植物分布与丰度时空变化^[50-51]。本研究中河口区点位 $\rho(\text{Chla})$ 差异变化大一致。长江入海口的崇明岛与上海市城郊区的河道生态系统具有一定的地域性差异,而处于河口区的临港 B 港地区河道与其余市郊区在 TP 指标上存在污染的地域性差异($P<0.05$)。

目前国内外对河道生态护坡的理论和护坡技术的研究比较多^[48,51-52]。本研究中生态修复后的河道水质好于修复前或未修复的河道这一结论基本与左倬等人^[12]研究结果相符($P<0.05$)。农村等镇一级河道,包括城郊结合部河道生态修复建设是上海市、乃至全中国范围内一项重大而艰巨的任务,因地制宜的设计生态驳岸,选用合适的生态修复技术至关重要。为此,在进行河道生态修复之前,需要进行驳岸类型、土地利用调查等基础工作,摸清污染本底值并辅以相适应的生态修复技术并注意后期的维护工作,才可能把温度河道生态系统。

2.3 上海市河道氮磷污染总体类型划分

本研究采用 CA 和 MDS 两种多元统计分析方法对采样河道进行了水污染水平的空间分布特征分析。

在水质评价中,常根据采样时间和采样地点对水质时空变化特征进行 CA^[53-54]。本研究 CA 结果(图 5)较好地反映了上海市河道氮磷污染水平的空间分布情况,在 5 个欧式距离内,上海市河道污染物指标年均值空间分布可分为 2 个类群,但这 2 个类群类间距离不大,说明这几个聚类的特点并不突出,污染程度和类型较为相近。聚类 I 包括:S1—S18;而聚类 II 只有 S19。从距离测度值来看,S10 与 S16 之间欧氏距离为 0.108,两

条河道污染程度最为接近;而 S15 与 S19 之间的距离测度值为 0.814,相距最远。在近 20 个欧氏距离内,河道氮磷污染水平才具有较大的差异。说明上海市河道的污染水平很难区分。结合水质污染物浓度值较高这一现象也进一步说明了上海市河道的总体污染情况比较严重,治理压力和难度都比较大。

崇明 S1 与 S2 的距离测度值为 0.192,是 S1 与其余点位距离最短的,即 S1 与 S2 的污染程度最相似,这也印证了它们的差异性检验($P<0.05$),S1 和 S2 与 S19 距离测度值都分别为 0.568 和 0.560,说明崇明河道氮磷污染水平与浦东临港河道存在不小的氮磷空间分布差异。浦东临港 S19 与 S18 距离测度值最小(0.523),但与其余各点位的距离值也都在 0.5 左右。这可能是因为浦东临港地区河道与松江和金山地区河道均属于刚完成河道生态修复工程的原因,同时也说明盐度决定了浦东临港地区河道与上海地区其余河道的差异。

市区河道 S7 与 S13 之间距离测度值只有 0.123,说明两者氮磷污染水平极为相似,这也与两者所处位置很相近有一定关系。S12 与 S7、S13 之间的距离测度值非常接近(0.224 和 0.222),说明徐汇地区河道与宝山杨行还有闸北地区河道氮磷污染水平比较一致。总体而言,市区内氮磷污染水平都比较相近,这与这类河道的驳岸皆为立式水泥驳岸缺乏能量和物质交换有关。

图 6 显示,在二维空间中 S1、2, S4—S5, S8—S11, S16, S18 相对密集,这 6 个点位中 S8、S9、S10 均属于城区河道,说明这 10 条河道污染物空间分布特征相似归为一类;S12—S14 这个 3 个样点相对接近,可归为另一类;S3 和 S17 等 2 个样点相对接近,可归为另一类;S7、S5、S19 相对较分散,各归为一类。图中 S18、19 均在黄浦江的南侧,S17 也非常靠近黄浦江的南侧,而 S12 非常靠近黄浦江,其余点位基本都在黄浦江的北侧,由此可以近似认为第 1 维度代表的含义是上海市河道污染物以黄浦江为界限的东西分布情况。从图中可以看出,浦东临港地区河道在第 1 维度的最右侧,而其余地区河道都分布在第 2、3、4 象限内。

上海市河道水质指标年均值 stress 为 0.07793,说明 MDS 结果可以较好地反映上海市河道污染水平的空间分布特征。另外,MDS 与 CA 分析结果略有出入,说明从二维角度 MDS 分析较之 CA 分析得出的结论分类更为明显。多元统计分析显示,虽然上海市河道的污染水平呈现一定的分布特征和规律,但都比较严重。河道的生态修复工作任务繁重,迫在眉睫。

2.4 上海市不同区位河道水质评价

根据此次采样的数据分析,采用水质指数标识法进行水质评价^[55-56]。

其中单因子水质标识指数法:

$$P_i = X_1 X_2 X_3$$

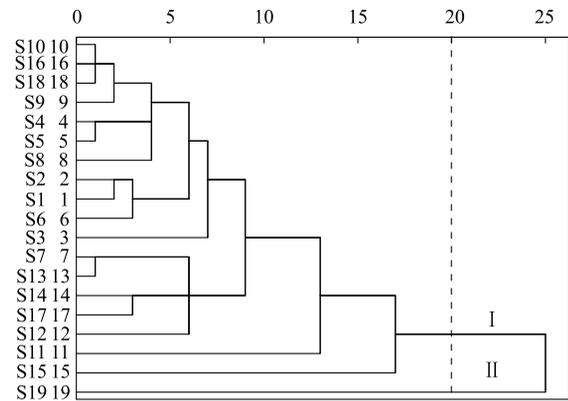


图 5 上海市河道污染物指标年均值空间分布聚类树状图

Fig. 5 Dendrogram of cluster analysis of phytoplankton assemblage collected from the annual averages of pollutants in shanghai rivers

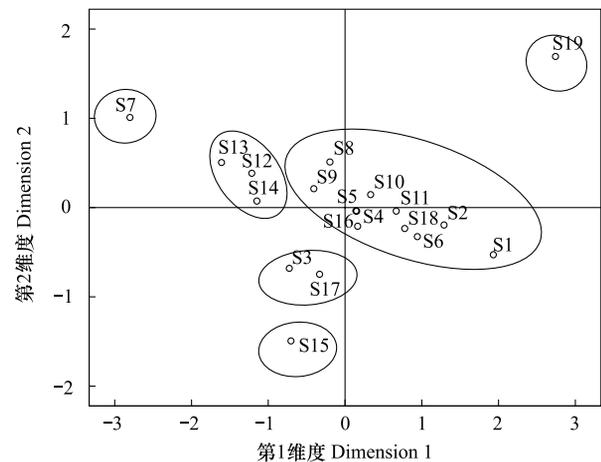


图 6 上海市河道污染物指标年度均值的多维分析图

Fig. 6 Ordination of MDS of the annual averages of pollutants in shanghai rivers

式中, X_i 为第 i 个水质指标的水质类别; X_2 代表监测数据在 X_1 类水标准下限值与 X_1 类水标准上限值变化区间中所处的位置, 按照四舍五入原则计算确定; X_3 代表水质类别与功能区划设定类别比较结果。

综合水质标识指数公式为:

$$WQI = \left(\sum P_i / n \right) X_3 X_4$$

式中, $\sum P_i / n$ 为指单因子水质标识指数综合的平均值; n 是参加水质评价因子个数; X_3 代表水质类别与功能区划设定类别比较结果; X_4 指参加整体水质评价的指标中, 劣于功能区标准的水质指标个数, 通过参评的单因子标识指数 P_i 中的 X_3 不为 0 的个数确定。最后得出表 2 中的结果。根据 WQI 结果可以得出, 城郊结合部河道 > 城区河道 > 郊区河道。且由于其中 2 种用地类型周边河道(城区和城郊)的 X_1 、 X_2 均 ≥ 7.0 这一临界值^[57], 因此水体描述为黑臭, 郊区虽然没有超过 7.0, 但也处于接近状态, 情况也非常危险。这也和之前用地类型和周边人为干扰的分析基本一致。

表 2 上海市河道水质单因子及综合水质标识指数法评价结果

采样点用地类型 Types of land-using	总氮指数 TNP ₁	总磷指数 TPP ₂	氨氮指数 NH ₃ -NP ₃	综合水质标识指数 WQI, Water quality identification index	水体描述 Description of water
城区 Urban area	7.02	4.30	6.41	5.912	黑臭
城郊结合部 Suburb area	6.82	4.61	7.22	6.213	黑臭
郊区 Contury area	6.11	4.81	6.01	5.613	不黑臭

3 结论

上海河道为不完全感潮河网水系。表现为潮汐、降雨双重作用下氮磷污染物具有时间差异性, 影响其中的生物降解作用。试验期间降水、潮汐对河道氮磷污染物浓度具有稀释作用。枯水期外源污染输入(降水和地表径流)较丰水期减少, 氮磷污染物浓度在 1a 中浓度却最高, 说明这可能与水生植物、动物、微生物的降解作用速率有关。采样河道水文宣泄不畅问题导致污染物往复积聚, 加剧了水生态负荷。

上海河道区县之间氮磷污染差异大($P < 0.05$)。即氮磷浓度从中心城区河道依次向外呈现“圆环状”稀释扩散趋势。黄浦江以南河道水质好于黄浦江以北河道; 近江苏(上海西北部, 近长江入海口)的河道总体氮磷浓度水平高于近浙江的河道(上海东南部) ($P < 0.05$)。说明该区域水系中污染物浓度、扩散、降解与人为扰动和城镇化程度密切相关。

聚类分析(CA)结果显示上海市河道污染水平在点位之间区别不大, 而多维尺度分析(MDS)显示上海市河道污染水平在点位之间具有一定差异, 并与水质评价结果一致。河道生态修复效果的工作任务繁重, 迫在眉睫。

经生态修复后的河道水质好于修复前的河道($P < 0.05$), 说明人工水生态修复措施和生态型驳岸建设对改善河道水质有潜在价值。因地制宜的设计生态驳岸, 选用合适的生态修复技术至关重要。这将对推广成套适宜的生态河道群落结构重建和驳岸比降建设提供重要实践和参考价值。未来可结合地理遥感等技术进行大尺度上的景观生态因子的提取, 结合现场采样数据, 对景观生态因子方面进行推演和预测, 更好地为上海市、乃至长三角生态河道的建设提供有价值的依据。

参考文献(References):

- [1] 马健荣, 邓建明, 秦伯强, 龙胜兴. 湖泊蓝藻水华发生机理研究进展. 生态学报, 2013, 33(10): 3020-3030.
 [2] 郭茹, 杨京平, 梁新强, 朱春燕, 徐辰, 黄小洋, 张雄飞, 赵剑波. 太湖苕溪流域氮磷的生物学阈值评估. 环境科学学报, 2013, 33(10): 2756-2765.

- [3] 崔莹, 吴莹, 邵亮, 张国森. 苏州河、黄浦江水体中有机物、营养盐季节变化及其环境效应. 环境化学, 2011, 30(3): 645-651.
- [4] Baker M E, King R S. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*, 2010, 1(1): 25-37.
- [5] Ma J R, Brookes J D, Qiu B Q, Pearl H W, Gao G, Wu P, Zhang W, Deng J M, Zhu G W, Zhang Y L, Xu H, Niu H L. Environmental factors controlling colony formation in blooms of the cyanobacteria *Microcystis* spp. in Lake Taihu, China. *Harmful Algae*, 2014, 31: 136-142.
- [6] 孔繁翔, 高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. 生态学报, 2005, 25(3): 589-595.
- [7] 胡雪峰, 许世远, 陈振楼, 高效江, 沈铭能, 王少平. 上海市郊中小河流氮磷污染特征. 环境科学, 2001, 22(6): 66-71.
- [8] 成小英, 李世杰. 长江中下游典型湖泊富营养化演变过程及其特征分析. 科学通报, 2006, 51(7): 848-855.
- [9] 陶征楷, 毕春娟, 陈振楼, 王骏. 上海市河网水体中 As 的分布特征及其生态风险评价. 生态毒理学报, 2013, 8(2): 268-274.
- [10] 杜霞, 霍元子, 邵留, 李娟英, 于克峰, 何文辉, 张饮江, 何培民. 上海市农村典型河道水体富营养化调查与评价. 水生态学杂志, 2011, 32(3): 9-15.
- [11] 上海水利志编辑委员会. 上海水利志. 上海: 上海社会科学出版社, 1997: 114-124.
- [12] 左倬, 朱雪诞, 胡伟, 张陆军. 上海城市生态河道符合度评价. 生态学杂志, 2012, 31(9): 2437-2442.
- [13] 张大弟, 张晓红, 章家骥, 沈根祥. 上海市郊区非点源污染综合调查评价. 上海农业学报, 1997, 13(1): 31-36.
- [14] 蒋庆丰, 周琳, 赵玲, 游珍. 南通市区河道磷污染分布特征. 南通大学学报: 自然科学版, 2009, 8(3): 42-46, 54-54.
- [15] 金树权, 朱晓丽, 周金波, 胡杨, 陈若霞. 宁波农村地区典型河流氮磷污染特征分析. 水土保持学报, 2010, 24(1): 105-108.
- [16] 李跃飞, 夏永秋, 李晓波, 熊正琴, 颜晓元. 秦淮河典型河段总氮总磷时空变异特征. 环境科学, 2013, 34(1): 91-97.
- [17] 陈恒, 钱亮, 顾帆, 任紫春. 上海市奉贤区河道富营养化问题的分析与对策. 生物技术世界, 2012, 51(2): 85-86.
- [18] 王丽香, 庄舜尧, 吕家珑, 苏嫚丽, 胡正义. 常熟农村不同水体氮磷污染状况. 生态与农村环境学报, 2009, 25(4): 55-59.
- [19] 水和废水监测分析方法编委会, 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-248, 254-257, 279-280, 722-723.
- [20] Clarke K R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 1993, 18(1): 117-143.
- [21] 张玮, 王为东, 王丽卿, 张瑞雷, 陈庆华. 嘉兴石臼漾湿地冬季浮游植物群落结构特征. 应用生态学报, 2011, 22(9): 2431-2437.
- [22] Bray J R, Curtis J T. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 1957, 27(4): 325-349.
- [23] 张文彤, 董伟. SPSS 统计分析高级教程. 北京: 高等教育出版社, 2004: 235-253, 313-320.
- [24] 国家统计局, 环境保护部. 中国环境统计年鉴(2012). 北京: 中国统计出版社, 2013: 13-16.
- [25] 张仲礼, 周冯琦, 汤庆合, 等. 上海蓝皮书·上海资源环境发展报告(2013)——资源环境风险与发展转型. 北京: 社会科学文献出版社, 2013: 99-99, 100-101, 106-108.
- [26] 上海市统计局. 上海市统计年鉴(2012). 北京: 中国统计出版社, 2012: 101-118.
- [27] 张修峰. 上海地区大气氮湿沉降及其对湿地水环境的影响. 应用生态学报, 2006, 17(6): 1099-1102.
- [28] Ye C, Li C H, Yu H C, Song X F, Zou G Y, Liu J. Study on ecological restoration in near-shore zone of a eutrophic lake, Wuli Bay, Taihu Lake. *Ecological Engineering*, 2011, 37(9): 1434-1437.
- [29] 吴锋, 战金艳, 邓祥征, 林英志. 中国湖泊富营养化影响因素研究——基于中国 22 个湖泊实证分析. 生态环境学报, 2012, 21(1): 94-100.
- [30] 中华人民共和国环境保护部. 中国环境统计年报(2010). 北京: 中国环境科学出版社, 2011: 87-154.
- [31] 阮仁良, 阮大成, 张勇, 顾圣华. 上海市水资源统计和核算体系研究. 北京: 科学出版社, 2012: 223-225.
- [32] 阮仁良. 上海市水环境研究. 北京: 科学出版社, 2000: 47-50, 72-80, 170-178.
- [33] Conway T M. Impervious surface as an indicator of pH and specific conductance in the urbanizing coastal zone of New Jersey, USA. *Journal of Environmental Management*, 2007, 85(2): 308-316.
- [34] 陈立婧, 顾静, 胡忠军, 彭自然, 刘其根. 上海崇明明珠湖原生动物的群落结构. 水产学报, 2010, 34(9): 1404-1413.
- [35] 彭昆仑, 贾后磊. 湛江港外海水富营养化水平与浮游植物多样性. 海洋通报, 2007, 26(2): 113-116.
- [36] Tang X M, Gao G, Chao J Y, Wang X D, Zhu G W, Qin B Q. Dynamics of organic-aggregate-associated bacterial communities and related environmental factors in Lake Taihu, a large eutrophic shallow lake in China. *Limnology and Oceanography*, 2010, 55(2): 469-480.
- [37] 章守宇, 邵君波, 戴小杰. 杭州湾富营养化及浮游植物多样性问题的探讨. 水产学报, 2001, 25(6): 512-517.
- [38] 史红星, 曲久辉, 刘会娟, 牟瑛琳, 肖凯涛, 王凌. 微囊藻毒素产生过程中氮素作用的同位素示踪研究. 科学通报, 2008, 53(4): 407-412.
- [39] 沈蕴芬, 章宗涉. 微型生物监测新技术. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990: 420-424.
- [40] 杨丽丽, 何光喜, 胡忠军, 史文, 刘其根, 陈来生, 王金鹏, 杨卫明. 鲢鳙占优势的千岛湖浮游动物群落结构特征及其与环境因子的相关性. 水产学报, 2013, 37(6): 894-903.

- [41] 卡尔夫. 湖沼学//古滨河,等译. 北京:高等教育出版社, 2011: 276-279, 353-354.
- [42] 席貽龙, 黄祥飞. 温度和食物浓度对萼花臂尾轮虫休眠卵形成的影响. 水生生物学报, 2000, 24(2): 107-113.
- [43] 邓道贵, 孟琼, 殷四涛, 封妮莎, 肖琴琴. 温度和食物浓度对大型溥 *Daphnia magna* 种群动态和两性生殖的影响. 生态学报, 2008, 28(9): 4268-4276.
- [44] 王崇瑞, 李鸿, 袁希平. 洞庭湖渔业水域氮磷时空分布分析. 长江流域资源与环境, 2013, 22(7): 928-936.
- [45] 马立珊, 汪祖强, 张水铭, 马杏法, 张桂英. 苏南太湖水系农业面源污染及其控制对策研究. 环境科学学报, 1997, 17(1): 40-48.
- [46] 石建屏, 李新. 滇池流域水环境承载力及其动态变化特征研究. 环境科学学报, 2012, 32(7): 1777-1784.
- [47] 陈其羽, 梁彦龄, 宋贵保, 王士达. 武昌东湖软体动物的生态分布和种群密度. 水生生物集刊, 1975, 5(3): 371-379.
- [48] 陈玉辉. 典型城市黑臭河道治理后的富营养化分析与预测研究 [D]. 上海: 华东师范大学, 2013.
- [49] 王雨, 林茂, 陈兴群, 林更铭. 九龙江河口浮游植物的时空变动及主要影响因素. 生态学报, 2011, 31(12): 3399-3414.
- [50] 张颖纯, 姜德刚, 李建华. 崇明岛“闸控型”河网水体富营养化特征及其影响因素. 湖泊科学, 2013, 25(3): 366-272.
- [51] 高晓琴, 姜姜, 张金池. 生态河道研究进展及发展趋势. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2008, 32(1): 103-106.
- [52] 赵广琦, 邵飞, 崔心红. 生态河道的坡岸绿化技术探索与应用. 中国园林, 2008, 24(11): 66-70.
- [53] 林震岩. 多变量分析在 SPSS 中的应用. 北京: 北京大学出版社, 2007: 387-430.
- [54] 贾俊涛, 赵丽青, 李伟才, 雷质文, 孙军, 刘云国, 房保海, 马维兴. 入境船舶压载水中细菌调查的多维尺度分析. 中国国境卫生检疫杂志, 2009, 32(1): 31-34.
- [55] 郭明明. 标识指数法在河流水质评价中的应用. 上海环境科学, 2005, 24(4): 160-163, 184.
- [56] 尹海龙, 徐祖信. 河流综合水质评价方法比较研究. 长江流域资源与环境, 2008, 17(5): 729-733.
- [57] 徐祖信. 我国河流综合水质标识指数评价方法研究. 同济大学学报: 自然科学版, 2005, 33(4): 482-488.