

## 洪泽湖出入河流及湖体氮、磷浓度时空变化(2010—2019年)\*

崔嘉宇<sup>1,2</sup>, 郭蓉<sup>1\*\*</sup>, 宋兴伟<sup>1</sup>, 张悦<sup>1,2</sup>, 陈晨<sup>3</sup>, 吕学研<sup>1</sup>, 董圆媛<sup>1</sup>

(1:江苏省环境监测中心, 南京 210019)

(2:江苏省苏力环境科技有限责任公司, 南京 210036)

(3:南京大学环境学院, 南京 210023)

**摘要:** 基于2010—2019年洪泽湖湖体水质逐月监测数据, 筛选出影响湖体水质的主要污染物指标为总氮(TN)和总磷(TP); 选取洪泽湖周边25条主要入湖河流和2条出湖河流在2019年10月—2020年9月的监测数据, 探讨河流外源性输入对不同湖体区域氮磷的影响及其水期变化规律。结果发现: ①湖体TN、TP浓度长期居高不下, 年均浓度范围分别在1.39~1.86、0.080~0.171 mg/L波动。主要入湖河流TN、TP时空平均浓度(1.92~5.70和0.114~0.181 mg/L), 均高于同区域湖体(1.15~1.46和0.088~0.101 mg/L), 其中北部入湖河流肖河、马化河和五河与临近湖区TN、TP浓度呈现显著正相关, 是影响北部湖体TN、TP浓度的主要河流; 南部入湖河流维桥河和高桥河是临近湖区非极端降雨期TN、TP的主要来源。②调水工程对湖体及入湖河流TN、TP浓度分布影响显著, 调水期湖体沿调水方向TP浓度逐渐上升, TN浓度则呈现先降后升的趋势, 南部入湖河流维桥河和高桥河TN浓度达到水期峰值, 分别为10.69和9.90 mg/L。③极端降雨期入湖河流的TN、TP浓度显著高于其它水期, 由于湖体对TN、TP的富集作用不同, TP浓度呈现中间高, 四周低, 而TN浓度呈现沿洪水流向逐渐降低的规律。

**关键词:** 洪泽湖; 总氮; 总磷; 入湖河流; 外源负荷; 时空变化

## Spatio-temporal variations of total nitrogen and total phosphorus in lake and inflow/outflow rivers of Lake Hongze, 2010–2019\*

Cui Jiayu<sup>1,2</sup>, Guo Rong<sup>1\*\*</sup>, Song Xingwei<sup>1</sup>, Zhang Yue<sup>1,2</sup>, Chen Chen<sup>3</sup>, Lv Xueyan<sup>1</sup> & Dong Yuanyuan<sup>1</sup>

(1: *Jiangsu Environmental Monitoring Center, Nanjing 210019, P.R.China*)

(2: *Jiangsu Suli Environmental Science and Technology Co., Ltd, Nanjing 210036, P.R.China*)

(3: *School of Environment, Nanjing University, Nanjing 210023, P.R.China*)

**Abstract:** Based on the monthly monitoring data of Lake Hongze from 2010 to 2019, the main pollutant indicators including total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP), which affect the water quality of Lake Hongze, were studied. 25 main inflow rivers and 2 outgoing rivers around Lake Hongze were selected for monitoring from October 2019 to September 2020, and the impact of exogenous river input on lake nitrogen and phosphorus in different lake regions and their water period variation rules were discussed. The results showed that: (1) the concentration of TN and TP in Lake Hongze remained in a high level for a long time. The annual average concentration of TN and TP fluctuates in the range of 1.39–1.86 mg/L and 0.080–0.171 mg/L, respectively. The temporal and spatial average concentrations of TN and TP in the main inflow rivers (1.92–5.70 mg/L and 0.114–0.181 mg/L) are higher than the lake in the same regions (1.15–1.46 mg/L and 0.088–0.101 mg/L). The concentration of TN and TP in Xiaohe River, Mahua River and Wuhe River, which are the main rivers that affect the concentration of TN and TP in Lake Hongze, is significantly positively correlated with that in the adjacent lake. Weiqiao River and Gaoqiao River near the southern regions of Lake Hongze are the main contributors of TN and TP during non-extreme rainfall period. (2) The water transfer project has a significant impact on the concentration distribution of TN and TP in the body of Lake Hongze and main inflow rivers. During the water transfer period, the TP concentration of the lake gradually increased along the water transfer direction, while the TN concentration showed a trend of

\* 2020-10-20 收稿; 2021-03-27 收修改稿。

国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07302-003)和江苏省环境监测科研基金项目(2002)联合资助。

\*\* 通信作者; E-mail: guorong@jshb.gov.cn.

first decreasing and then increasing. TN concentrations of the Weiqiao River and Gaoqiao River in the south reached the peak of the water period, which were 10.69 mg/L and 9.90 mg/L respectively. (3) The concentration of TP and TN in the inflow rivers during the extreme rainfall period is significantly higher than that in other water periods. Due to the different enrichment effects of lakes on TN and TP, TP concentration was high in the middle and low around it, while TN concentration showed a law of gradual decrease along the flood flow direction.

**Keywords:** Lake Hongze; total nitrogen; total phosphorus; inflow/outflow rivers; external loading; spatio-temporal variations

当前水体富营养化已成为我国湖泊突出的环境问题<sup>[1]</sup>,包括蓝藻水华暴发、湖泊生态系统的破坏等<sup>[2]</sup>,这些环境问题严重影响人类的正常生活生产活动. 经典湖沼学认为,氮磷等是湖泊富营养化风险的重要促发因素<sup>[3]</sup>,特别是对于太湖、巢湖、武汉东湖、滇池等富营养化突出、蓝藻多发的湖泊<sup>[4-7]</sup>,研究其氮磷浓度变化已成为国内外研究热点. 洪泽湖长期处于中轻度富营养化状态,但洪泽湖为过水型湖泊<sup>[8]</sup>,独特的水文特征本不利于蓝藻水华的发生,然而随着近年来流域经济的快速发展,氮磷等营养盐入湖通量增多,近年来也多次出现了蓝藻水华现象,并长期处于中轻度富营养化状态<sup>[9]</sup>. 根据江苏省环境监测中心监测结果,总氮、总磷为影响洪泽湖水质的主要指标,长期超《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类标准,有些月份甚至为劣Ⅴ类;2017—2019年间洪泽湖共计发生过9次蓝藻水华,最大发生面积从最初的16 km<sup>2</sup>增加到36 km<sup>2</sup>,蓝藻水华面积有逐年增大的趋势,发生蓝藻水华的风险也逐渐加剧. 近年来,已有学者对洪泽湖水质状况、富营养问题等开展了研究. 王兆群等<sup>[10]</sup>对洪泽湖水质富营养化和水质状况进行了分析评价,得出影响洪泽湖湖体水质的主要指标为总氮、总磷. 齐凌燕等<sup>[11-12]</sup>对洪泽湖叶绿素 *a* 浓度时空变化进行了研究,发现叶绿素 *a* 浓度在湖区和季节上有明显差异. 吴天浩等<sup>[13]</sup>对洪泽湖浮游植物进行了研究,发现洪泽湖蓝藻门和绿藻门为优势门类,且北部和西部湖区丰度较高. 韩年等<sup>[14]</sup>对洪泽湖入湖河流沉积物有机磷输入转化机理进行了分析,认为入湖河流周边外源污染物排放是湖泊有机磷输入的主要来源. 目前关于洪泽湖的研究大多局限在湖体,以及淮河、徐洪河、新老濉河等少数入湖河流上,缺乏对周边环湖河流开展系统性研究. 洪泽湖水质状况受周边入湖河流影响显著<sup>[15]</sup>,这些入湖河流附近人类活动频繁,存在生活污水、工业废水以及农业面源等污染源<sup>[16]</sup>. 氮、磷等营养盐通过地表径流进入湖河流最终汇入洪泽湖,加剧了湖体富营养化和蓝藻水华暴发的风险<sup>[17-18]</sup>.

本研究追踪了2010—2019年间洪泽湖湖体监测数据,在环洪泽湖出入湖河流布设监测断面,对出入湖河流氮磷等污染物浓度进行监测,并从时间及空间角度对其变化特性进行了分析. 治湖先治河,调查河流污染状况,探讨入湖河流与湖区水质的关系,深入了解区域水质对湖体的影响规律,为追踪洪泽湖污染来源提供理论依据,为洪泽湖及其周边流域开展有针对性的流域环境保护与管理提供指导,助力提升长江经济带生态环境质量,对控制水体富营养化、预防蓝藻水华暴发,保护山东省、江苏省乃至长江三角洲区域的水体环境具有重大意义.

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

洪泽湖(33°06′~33°40′N,118°10′~118°52′E),是我国第四大淡水湖,淮河流域下游,连通长江与淮河,位于长江经济带和淮河经济带的交汇点,分属淮安、宿迁两市,属浅水型湖泊,死水位11.3 m,汛期水位12.5 m,是国家南水北调东线工程重要调蓄湖泊以及江苏省淮安和宿迁地区重要水源<sup>[19]</sup>. 洪泽湖水体的补给主要来自地表径流,入湖河流主要在湖西部、北部和南部,如湖西部的安东河、徐洪河、新老濉河、新老汴河、怀洪新河和淮河等;湖南部的维桥河和高桥河等;湖北部的张福河、赵公河、南淮泗河、黄码河、高松河、成子河、马化河、肖河、五河、古山河和西民便河等,其中淮河的入湖水量最大<sup>[20]</sup>. 出湖河流主要集中在湖东部,主要有三河(入江水道)、苏北灌溉总渠和淮沭新河等.

### 1.2 监测点位布设

本研究共布设监测点位38个,涉及洪泽湖湖体、25条入湖河流、2条出湖河流,其中湖体测点6个,入湖河流监测断面30个,出湖河流监测断面2个. 点位布设规范按照《地表水和污水监测技术规范》(HJ91—2002),具体河流以及点位布设信息见表1和图1. 洪泽湖点位监测频次为每年12次,时间段从2010年1

月—2020 年 9 月,每月上旬监测 1 次. 出入湖河流监测和例行监测保持一致,时间段从 2019 年 10 月—2020 年 9 月,每月上旬监测 1 次.

表 1 洪泽湖各测点情况  
Tab.1 Situation of monitor points in Lake Hongze

水体	测点	属性	水体	测点	属性	水体	测点	属性
洪泽湖	W1	湖体	溧河	W14	入湖河流	赵公河	W27	入湖河流
洪泽湖	W2	湖体	溧河	W15	入湖河流	张福河	W28	入湖河流
洪泽湖	W3	湖体	濉河	W16	入湖河流	团结河	W29	入湖河流
洪泽湖	W4	湖体	徐洪河	W17	入湖河流	南淮泗河	W30	入湖河流
洪泽湖	W5	湖体	怀洪新河	W18	入湖河流	新汴河	W31	入湖河流
洪泽湖	W6	湖体	黄码河	W19	入湖河流	新濉河	W32	入湖河流
苏北灌溉总渠	W7	出湖河流	安东河	W20	入湖河流	老濉河	W33	入湖河流
入江水道	W8	出湖河流	西民便河	W21	入湖河流	高桥河	W34	入湖河流
淮河	W9	入湖河流	五河	W22	入湖河流	龙河	W35	入湖河流
淮河	W10	入湖河流	肖河	W23	入湖河流	新汴河	W36	入湖河流
淮河	W11	入湖河流	马化河	W24	入湖河流	新濉河	W37	入湖河流
古山河	W12	入湖河流	成子河	W25	入湖河流	淮河	W38	入湖河流
老汴河	W13	入湖河流	高松河	W26	入湖河流			

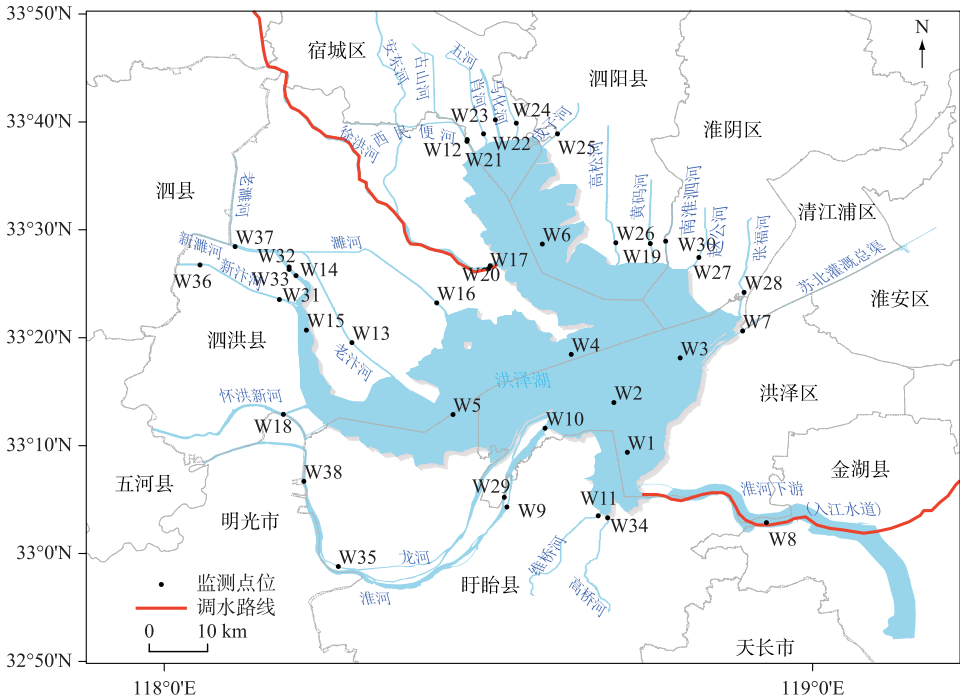


图 1 洪泽湖研究区域  
Fig.1 Distribution of studied area in Lake Hongze

1.3 水质样品分析方法

湖体监测指标为《地表水环境质量标准》中的 24 项以及与富营养化相关的透明度(SD)、叶绿素 *a* (Chl.*a*) 等,为例行监测. 出入湖河流监测指标为湖体出现过超Ⅲ类标准的指标以及常规指标,包含水温、溶解氧

(DO)、浊度、电导率、化学需氧量(COD)、氨氮( $\text{NH}_3\text{-N}$ )、五日生化需氧量( $\text{BOD}_5$ )、高锰酸盐指数( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ )、总磷(TP)、总氮(TN)。其中水温、DO、浊度和电导率利用 YSI 6600 多参数水质分析仪现场测定,其余指标采样带回实验室进行测定。采样均参照《地表水和污水采样技术规范》(HJ 91—2002)中的要求,采集表层(水面下 0.5 m)水样,现场过滤、冷藏,TP 需静置 30 min,水样指标放置在相应的样品瓶中,其中  $\text{BOD}_5$  采用溶解氧瓶并低温避光保存,其余均用硬质玻璃瓶,COD、TP、TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$  需添加硫酸调节  $\text{pH} \leq 2$ 。 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  的测定参照《水质 高锰酸盐指数的测定方法》(GB 11892—1989),COD 的测定参照《水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐法》(HJ 828—2017), $\text{BOD}_5$  的测定参照《水质 五日生化需氧量( $\text{BOD}_5$ )的测定 稀释接种法》(HJ 505—2009), $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度的测定参照《水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法》(HJ 535—2009),TP 浓度的测定参照《水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法》(GB 11893—1989),TN 浓度的测定参照《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾紫外分光光度法》(GB 11894—1989)。

#### 1.4 数据处理及研究方法

1) 为了更科学地分析河流外源污染物输入对湖体的影响,根据入湖河流河口位置,将湖体及其入湖河流分成 4 个分区,分别为南部:对应湖体 W1 测点,河流 W11、W34 和 W8 测点;东部:对应湖体 W3 测点,河流 W7、W19、W26、W27、W28 和 W30 测点;西部:对应湖体 W5 测点,河流 W13、W15、W16 和 W18 测点;北部:对应湖体 W6 测点,河流 W12、W17、W20~W25 测点。以 2019 年 10 月—2020 年 9 月洪泽湖湖体和出入湖河流月监测数据,分不同湖体与对应河流分别计算河流平均和月份平均。首先采用 IBM SPSS Statistics 20 软件进行非参数方差检验,然后分别对湖体和对应河流进行时间和空间分析,分析入湖河流月份差异和空间差异对湖体 TN、TP 浓度的影响程度。

2) 以 2019 年 10 月—2020 年 9 月洪泽湖湖体和出入湖河流月监测数据,结合采样时间和南水北调(东线)2019—2020 年调水情况,按照调水期(2020 年 1—5 月)、非调水期(2019 年 10—12 月和 2020 年 6 月、9 月)和极端降水期(2020 年 7 月、8 月)分指标取平均值。

3) 根据选取的主要污染物指标,借助 Esri ArcGis 10.2.2 软件运用反距离插值(IDW)方法对洪泽湖及其周边河流的空间 TN、TP 指标浓度进行可视化分析,探究洪泽湖主要污染来源。

4) 湖泊营养状态指数计算与评价:采用生态环境部 2011 年发布的《地表水环境质量评价办法(试行)》(环办[2011]22 号)计算湖泊营养状态指数,涉及 Chl.*a*、TP、TN、SD、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  5 个指标,计算综合营养状态指数时各因子相应贡献权重分别为 0.266、0.188、0.179、0.183 和 0.183。计算结果用于讨论浮游植物与富营养化、Chl.*a* 浓度的关系,以探究对湖体 TN、TP 浓度分布的影响。

## 2 结果与分析

### 2.1 湖体水质年变化特征分析

根据 2010—2019 年洪泽湖月均水质的统计结果,对出现过超Ⅲ类标准的 COD、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、 $\text{BOD}_5$ 、DO、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 和 TP 浓度以及代表湖体藻类生物量的 Chl.*a* 共 8 个指标的年均浓度进行分析。结合 6 个湖体监测点位的位置以及与非调水期湖流<sup>[21]</sup>方向,将湖体 6 个测点分为上下游进行分析,其中 W1、W2、W3 测点位于水流的下游,年浓度变化特征较一致,W4、W5、W6 测点位于水流的上游,年浓度变化特征较一致。

对湖体单测点进行分析,下游 3 个监测点位中, $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、COD、DO、 $\text{BOD}_5$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$  的年均浓度分别在 3.5~4.8、13.0~15.3、8.4~9.9、0.9~3.6 和 0.11~0.53 mg/L 范围内,均值分别为 4.2、14.1、9.40、2.7 和 0.37 mg/L,单指标类别均达到Ⅲ类。TP、TN 和 Chl.*a* 的年均浓度在 0.078~0.146、1.56~2.15 和 0.0066~0.0183 mg/L 范围内,均值分别为 0.113、1.88 和 0.0116 mg/L。上游 3 个监测点位中, $\text{BOD}_5$  的年均浓度在 1.1~3.2 mg/L,均值为 2.3 mg/L,均达到Ⅲ类。 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、COD、DO、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、TN 和 Chl.*a* 的年均浓度分别在 3.8~6.6、14.4~43.9、5.39~9.79、0.12~1.03、0.056~0.263、0.77~1.74 和 0.0017~0.0158 mg/L 范围内,均值分别为 5.1、25.0、7.50、0.51、0.108、1.26 和 0.0053 mg/L。比较上下游测点浓度发现,COD、TN 和 Chl.*a* 上下游差异明显,其中 COD 浓度均值上游分别约为下游的 1.8 倍,TN 和 Chl.*a* 浓度则是下游约为上游的 1.5 和 2.2 倍。

对湖体、上游、下游均值进行分析,年浓度变化情况如图 2 所示,2010—2019 年湖体的  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$  年均浓度呈现明显下降趋势,DO、Chl.*a* 浓度呈现明显上升趋势, $\text{BOD}_5$  呈现先上升后下降再上升趋势。

势,TP 浓度稳中有降,TN 浓度则无明显变化趋势. 在 2010—2016 年  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、COD、DO、TN 4 项指标上、下游均值差距较大,2017—2019 年上、下游均值差距明显缩小,COD<sub>Mn</sub> 和 COD 上游高于下游,DO 和 TN 浓度则是上游低于下游. 在 2010—2016 年  $\text{BOD}_5$  上游均值低于下游均值,2017—2019 年上游均值高于下游均值,且差距则呈现扩大—缩小—扩大的特点. TP 浓度上、下游同湖体均值变化规律,但上下游之间无明显差距. 在 2010—2017 年 Chl.a 浓度下游均值高于上游,且差距较大,2017—2019 年则无明显差距.

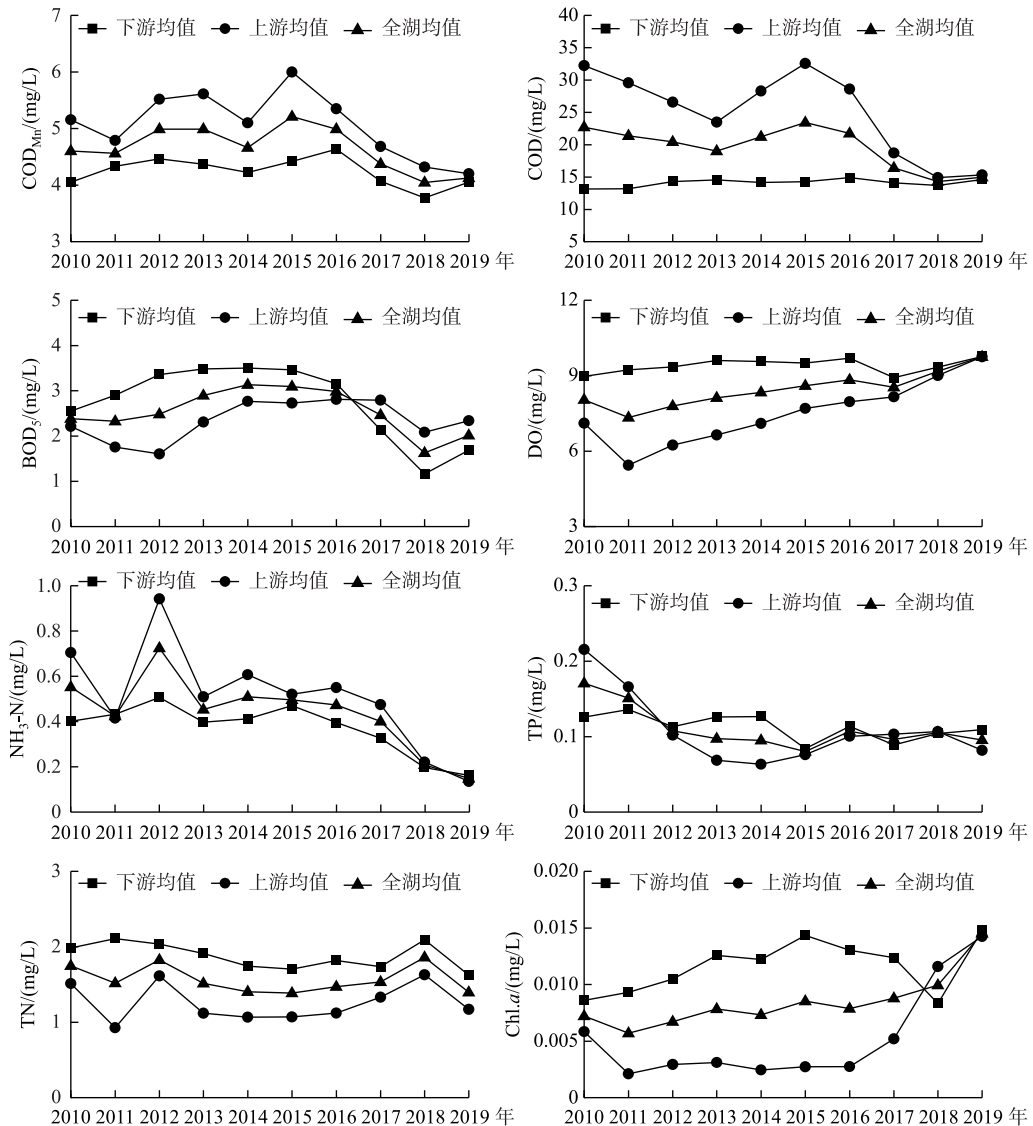


图2 洪泽湖湖体主要环境因子变化规律(下游为 W1、W2、W3 均值;上游 W4、W5、W6 均值)

Fig.2 Changes of key environmental factors in Lake Hongze  
(downstream average:W1, W2, W3, upstream average:W4, W5, W6)

综合年浓度变化规律结果表明: $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、DO、 $\text{NH}_3\text{-N}$  和  $\text{BOD}_5$  除上游的 W4 测点  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  在 2015 年为 6.6 mg/L, W5 测点  $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度在 2012 年为 1.02 mg/L,均为Ⅳ类外,其余测点年均浓度相对较低,均达Ⅲ类,非影响洪泽湖水质的指标. COD 除上游的 W4、W5 和 W6 测点在 2016 年之前浓度超Ⅲ类标准外,其余测点年均浓度相对较低,为洪泽湖已经控制和改善的指标. TP 各年浓度均高于 0.5 mg/L(Ⅲ类标准),TN 浓度除上

游的 W4、W5 和 W6 测点在 2016 年之前有低于 1.00 mg/L (Ⅲ类标准) 之外, 其余测点年均浓度均高于 1.00 mg/L, TP 和 TN 为影响洪泽湖水质的主要指标. Chl.*a* 浓度年变化与 TN、TP 有一定关系<sup>[1,22]</sup>, TN、TP 浓度的居高不下与 2016 年以后上游 Chl.*a* 浓度的快速上升密切相关. 由于湖泊对 N、P 有一定的缓冲能力, 2016 年之前上游 Chl.*a* 保持在较低浓度, 但由于 N、P 的居高不下, 超过湖泊的缓冲能力, 导致 2016 年后上游 Chl.*a* 浓度迅速升高. 而且 2016 年之前 Chl.*a* 下游均值高于上游, 表现的规律与 TN 相同, 表明 TN 对 Chl.*a* 的影响较大.

## 2.2 河流与湖体水质分区比较

对河流和湖体 2019 年 10 月—2020 年 9 月共 12 个月的 DO、COD<sub>Mn</sub>、COD、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N、TP 和 TN 数据进行非参数方差分析, 结果表明, 不同湖区及对应河流之间各水质指标存在显著性差异 (Kruskal-Wallis,  $P < 0.05$ ).

不同河流时间平均与湖体对应分区的水质结果如表 2 所示, 由于 DO 浓度和其他指标浓度不同, 浓度高的水质较好, 因此对湖体和对应河流 DO 浓度单独分析. 结果表明, DO 浓度范围在 8.68~10.08 mg/L 之间, 对应水质类别为 I 类, 对湖体和河流水质无影响, 且湖体 DO 浓度普遍略高于河流. 对于其他指标分湖区进行分析: 南部湖体对应河流的 COD<sub>Mn</sub>、COD、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N、TP 和 TN 浓度约为湖体的 1.7、1.5、1.6、4.7、1.4 和 3.9 倍. 东部湖体对应河流的 COD<sub>Mn</sub>、COD、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N 和 TN 浓度约为湖体的 1.4、1.3、1.6、3.4 和 1.7 倍, 湖体 TP 浓度则是河流的 1.1 倍. 西部湖体对应河流的 COD<sub>Mn</sub>、COD、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N、TP 和 TN 浓度约为湖体的 1.2、1.2、1.1、5.1、1.4 和 1.8 倍. 北部湖体对应河流的 COD<sub>Mn</sub>、COD、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N、TP 和 TN 浓度约为湖体的 1.2、1.3、1.5、3.7、2.1 和 2.3 倍. 上述结果表明, 出入河流水质明显劣于对应湖体, 降水引发水量补给的同时营养盐的入湖通量也会大大增加, 特别是 NH<sub>3</sub>-N 和 TN, 在不同月份之间浓度变化较大 ( $C_V$  范围分别在 0.732~1.558 和 0.404~1.138 之间, 相较其他指标高), 受降水的影响较大.

表 2 不同分区河流时间平均与临近湖体水质比较 (mg/L) \*

Tab.2 Comparison of water quality time mean between rivers and corresponding lake regions (mg/L)

分区	位置		DO	COD <sub>Mn</sub>	COD	BOD <sub>5</sub>	NH <sub>3</sub> -N	TP	TN
南部	湖体	平均值±标准差	9.58±2.09	3.7±1.0	13.9±2.3	1.9±1.0	0.16±0.15	0.094±0.056	1.46±0.59
			0.218	0.268	0.163	0.527	0.959	0.591	0.404
	河流	$C_V$	8.73±2.11	6.2±1.3	20.5±2.8	3.0±0.7	0.73±0.75	0.128±0.058	5.7±6.48
			0.242	0.21	0.135	0.217	1.027	0.453	1.138
东部	湖体	平均值±标准差	10.08±1.87	4.3±1.1	15.2±1.9	2.0±0.8	0.13±0.2	0.101±0.051	1.15±0.52
			0.185	0.261	0.126	0.415	1.558	0.509	0.45
	河流	$C_V$	8.83±1.46	5.9±1.2	19.4±2.7	3.1±0.2	0.43±0.41	0.114±0.056	1.92±0.76
			0.165	0.201	0.14	0.049	0.942	0.492	0.393
西部	湖体	平均值±标准差	9.53±1.66	5.1±1.7	14.9±2.3	2.5±0.7	0.09±0.07	0.095±0.05	1.2±0.44
			0.174	0.324	0.153	0.263	0.83	0.527	0.366
	河流	$C_V$	8.68±1.65	6±0.8	17.5±2.3	2.8±0.3	0.44±0.32	0.135±0.057	2.13±1.18
			0.19	0.138	0.134	0.103	0.732	0.421	0.552
北部	湖体	平均值±标准差	9.49±1.89	4.9±1.0	14.7±2.2	2.2±0.9	0.19±0.2	0.088±0.042	1.43±0.80
			0.2	0.213	0.148	0.403	1.047	0.475	0.561
	河流	$C_V$	9.05±1.59	5.8±1.1	19.4±2.5	3.3±0.2	0.73±0.55	0.181±0.099	3.34±2.29
			0.175	0.187	0.128	0.056	0.752	0.547	0.684

\*  $C_V$  值无单位.

不同河流空间平均与湖体对应分区的平均水质结果如表 3 所示, 西部湖体对应河流各指标浓度空间平均与时间平均略有差异, 其余湖体和其对应河流各指标空间平均同时间平均. 各湖体对应临近河流 NH<sub>3</sub>-N、TP 和 TN 的  $C_V$  分别在 0.296~0.553、0.022~0.328 和 0.121~0.516 之间, NH<sub>3</sub>-N 和 TP 浓度在北部湖体对应河流的  $C_V$  较高, 分别为 0.553 和 0.328, TN 浓度在南部湖体对应河流的  $C_V$  较高, 为 0.516, 说明 NH<sub>3</sub>-N 和 TP 浓

度在北部湖体对应河流之间差异明显,TN 浓度在南部湖体对应河流之间差异明显;TP 浓度在西部湖体对应河流的  $C_v$  较小,为 0.022,表明西部湖体对应河流之间 TP 浓度差异不明显.

表 3 不同分区河流空间平均与临近湖体水质比较(mg/L) \*  
Tab.3 Comparison of water quality space mean between rivers and corresponding lake regions(mg/L)

分区	位置		DO	COD <sub>Mn</sub>	COD	BOD <sub>5</sub>	NH <sub>3</sub> -N	TP	TN
南部	湖体	平均值±标准差	9.58±0	3.7±0	13.9±0	1.9±0	0.16±0	0.094±0	1.46±0
			0	0	0	0	0	0	0
	河流	$C_v$	8.73±0.04 0.004	6.2±2 0.32	20.5±4.3 0.209	3.0±1.0 0.337	0.73±0.44 0.606	0.128±0.034 0.265	5.7±2.94 0.516
东部	湖体	平均值±标准差	10.08±0	4.3±0	15.2±0	2.0±0	0.13±0	0.101±0	1.15±0
			0	0	0	0	0	0	0
	河流	$C_v$	8.83±1.4 0.158	5.9±1.2 0.211	19.4±3.6 0.186	3.1±0.6 0.203	0.43±0.13 0.296	0.114±0.027 0.24	1.92±0.51 0.263
西部	湖体	平均值±标准差	9.53±0	5.1±0	14.9±0	2.5±0	0.09±0	0.095±0	1.2±0
			0	0	0	0	0	0	0
	河流	$C_v$	8.67±0.48 0.055	6±0.3 0.047	17.5±1.2 0.066	2.8±0.3 0.122	0.45±0.15 0.323	0.136±0.003 0.022	2.19±0.26 0.121
北部	湖体	平均值±标准差	9.49±0	4.9±0	14.7±0	2.2±0	0.19±0	0.088±0	1.43±0
			0	0	0	0	0	0	0
	河流	$C_v$	9.05±1.05 0.116	5.8±0.6 0.099	19.4±2.4 0.125	3.3±0.3 0.084	0.73±0.4 0.553	0.181±0.059 0.328	3.34±0.92 0.274

\*  $C_v$  值无单位.

从空间影响和时间影响比较来看,各湖体对应河流的 BOD<sub>5</sub>空间平均的  $C_v$  较时间平均高,表明 BOD<sub>5</sub> 浓度在不同河流之间差异明显,湖体受不同河流的影响大于不同月份影响,即空间影响大于时间影响;而对于 NH<sub>3</sub>-N、TP 和 TN,空间与时间  $C_v$  相比相对较小,湖体受不同月份的影响大于河流不同的影响,即时间影响大于空间影响.

2.3 河流和湖体 TN、TP 时空异质性

根据 2019 年 10 月—2020 年 9 月入湖河流采样数据以及湖体例行数据,结合 2019—2020 年南水北调东线实际调水情况,按调水期、非调水期和极端降水期分别分析入湖河流和湖体 TN、TP 情况. 为更好的呈现入湖河流对湖体的影响,通过 Arcgis 进行空间插值,可视化呈现湖体和河流 TN、TP 浓度分布情况,根据河流和湖体调水期、非调水期以及极端降水期 TN、TP 浓度分布,综合分析湖体 TN、TP 浓度分布以及入湖河流对湖体 TN、TP 的贡献. 图 3 和图 4 是河流和湖库 TN、TP 浓度的空间分布.

根据 TP 浓度的时空分布可知,湖体调水期 TP 浓度最低,范围在 0.045~0.110 mg/L 之间,平均浓度为 0.077 mg/L;非调水期湖体 TP 浓度稍高,范围在 0.058~0.123 mg/L 之间,平均浓度为 0.097 mg/L;极端降水期湖体 TP 浓度最高,范围在 0.133~0.244 mg/L 之间,平均浓度为 0.164 mg/L. 湖体及河道的 TP 浓度在空间上的分布根据水期呈现不同的特征. 调水期间入湖河流整体对湖体 TP 的影响相对较小,影响主要来自宿城区的五河、肖河、马化河、西民便河和古山河以及盱眙县的维桥河和高桥河 7 条入湖河流. 非调水期入湖河流对湖体 TP 的影响相对调水期较大,除上述 7 条河流外,泗洪县的怀洪新河对湖体 TP 的影响也较大. 极端降水期湖体北部 TP 浓度最大,中部次之,南部最小,从北向南呈现明显递减趋势;入湖河流整体对湖体 TP 的影响与调水期和非调水期相比大大增加,且入湖河流和湖体的 TP 浓度空间变化规律较一致. 北部的马化河、肖河、成子河、五河、古山河和西民便河 TP 浓度较其他入湖河流高,其中五河 TP 浓度达 0.670 mg/L,其次为肖河 TP 浓度达 0.620 mg/L,较调水期分别增加 3.0 和 2.6 倍,较非调水期分别增加 4.9 和 4.2 倍;湖体南部入湖河流维桥河和高桥河的 TP 浓度反而有所降低,分别为 0.120 和 0.130 mg/L,说明维桥河和高桥河的 TP 受极端降水影响较小,较多的降水反而对 TP 浓度起到稀释作用. 湖体西部的入湖河流受极端降

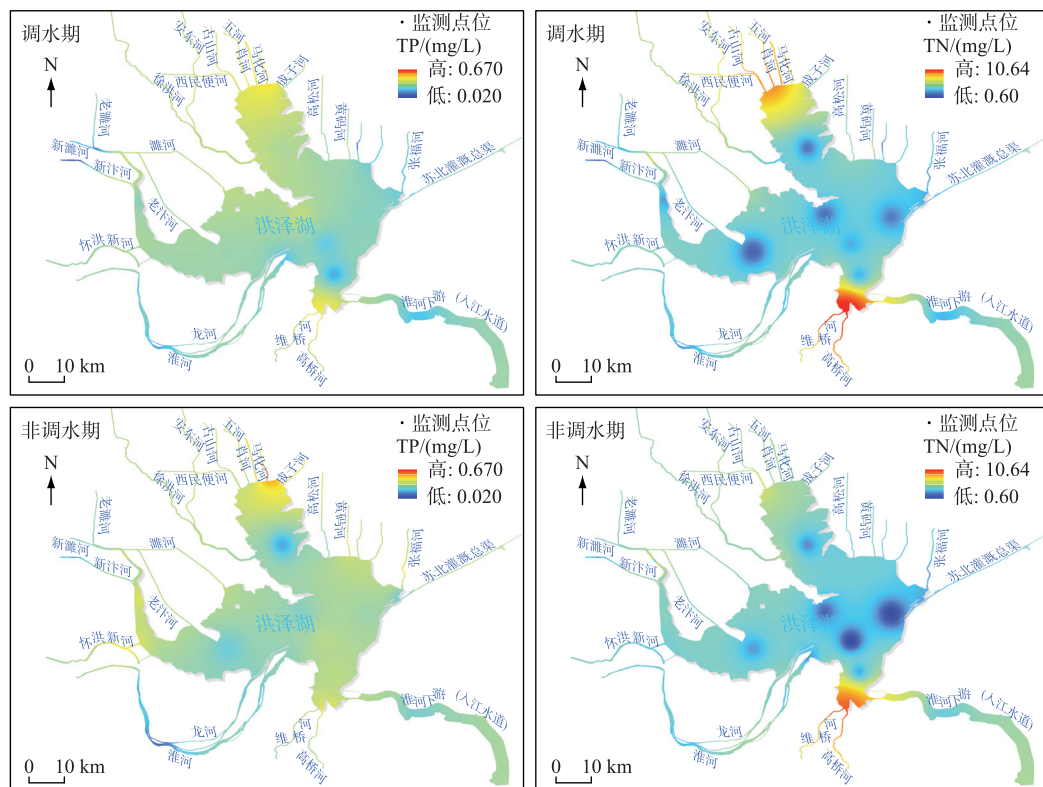


图3 调水期和非调水期 TP、TN 空间分布

Fig.3 Spatial distribution of total phosphorus and total nitrogen during the water diversion period and water non-diversion period

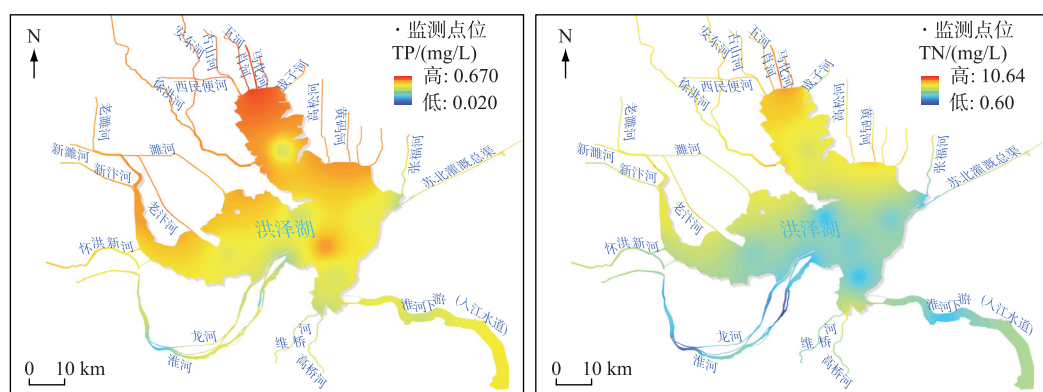


图4 极端降雨期 TP、TN 空间分布

Fig.4 Spatial distribution of total phosphorus and total nitrogen during the extreme rainfall period

水影响较大,泗洪县的徐洪河受的影响较其他西部入湖河流大,TP 浓度为 0.332 mg/L,较调水期和非调水期分别增加 2.5 和 1.7 倍,由于徐洪河位于调水通道上,因此应重点关注调水期间遭遇突发性降水对调水水质的影响。



根据 TN 浓度的时空分布可知,湖体非调水期 TN 浓度最低,范围在 0.65~1.13 mg/L 之间,平均浓度为 0.90 mg/L;调水期间湖体 TN 浓度稍高,范围在 1.08~1.79 mg/L 之间,平均浓度为 1.43 mg/L;极端降水期湖体 TN 浓度最高,范围在 1.44~2.70 mg/L 之间,平均浓度为 1.80 mg/L. 湖体及河道的 TN 浓度在空间上的分布根据水期也呈现不同的特征. 从湖体看,调水期湖体南部近维桥河和高桥河入湖处较高,北部湖区次之,其余湖区相对较低;非调水期仅南部湖区近维桥河和高桥河入湖处湖体 TN 浓度较高,其余湖区普遍较低;极端降水期北部湖区 TN 浓度较其他湖区高,且从北向南呈现递减趋势. 从入湖河流看,非调水期入湖河流对湖体 TN 的影响较大的是维桥河和高桥河,其他河流对湖体 TN 的影响相对较小;调水期除维桥河和高桥河对湖体 TN 影响较大外,北部的古山河、五河、西民便河、肖河和马化河 5 条河流对湖体 TN 的影响较非调水期增加. 极端降水期北部入湖河流马化河、肖河、五河、古山河和西民便河对湖体 TN 的影响最大,且这 5 条河流按非调水期、调水期和极端降水期 TN 浓度呈现递增趋势,其中,肖河 TN 浓度最高为 6.18 mg/L,较调水期和非调水期分别增加 0.1 和 2.4 倍. 湖体南部入湖河流维桥河和高桥河的 TN 浓度反而较低,分别为 2.10 和 3.12 mg/L,较调水期分别降低 78% 和 71%,较非调水期分别降低 69% 和 60%,变化趋势、原因与 TP 较一致. 湖体西部的入湖河流 TN 浓度较调水期和非调水期也增加,说明西部的入湖河流 TN 浓度受极端降水影响也较大.

综合 TN、TP 浓度时空分布来看,调水与否对湖体及河流 TN、TP 浓度的空间分布情况影响较大. 调水时 TP 浓度沿调水流向逐渐升高,而湖体 TN 浓度则与之相反;根据湖体 TN、TP 平均浓度看,调水对湖体 TP 浓度具有消减作用,对 TN 浓度反而具有抬高作用. 从入湖河流来看,调水时周边入湖河流入湖流量小,湖体 TN、TP 受入湖河流影响小,使 TP、TN 在河道中蓄积,造成入湖河流 TN、TP 污染物浓度相对较高. 非调水时,湖体 TN、TP 受周边入湖河流影响较大,其中南、北部入湖河流对湖体 TN、TP 的影响最大.

3 讨论

3.1 入湖河流与湖体相关性分析

根据 TN、TP 空间分布特征,南部和北部湖区相对其他湖区浓度较高,受入湖河流的影响较大,将南部、北部湖区和其对应的入湖河流的 TN、TP 浓度进行相关性分析. TP 相关性如表 4 所示,结果表明:北部湖区 W6 测点与其对应的入湖河流五河 W22 测点和肖河 W23 测点具有显著的相关性,相关性系数分别为 0.587 和 0.545,表明北部湖区磷素的主要来源于五河和肖河. 南部湖区 W1 测点与淮河入湖口 W10 测点具有显著相关性,相关性系数为 0.739,表明南部湖区的磷素来源主要为淮河上游来水影响. TN 相关性如表 5 所示,结果表明:北部湖区 W6 测点与其对应的入湖河流徐洪河 W17、肖河 W23 测点和马化河 W24 测点具有显著的相关性,相关性系数分别为 0.614、0.682 和 0.620,表明北部湖区氮素的主要来源于徐洪河、肖河和马化河. 南部湖区的 W1 测点与淮河入湖口 W10 测点和淮河下游 W8 测点具有显著相关性,相关性系数分别为 0.639 和 0.516,表明南部湖区 TN 主要受淮河影响. 综合 TP 和 TN 的分析结果,徐洪河、肖河、五河和马化河是洪泽湖北部湖区氮磷的主要来源,是控制洪泽湖氮磷外源的主要入湖河流. 洪泽湖南部湖区主要受淮河影响,而淮河氮磷浓度相对其他入湖河流较低,对洪泽湖的影响幅度相对较小.

表 4 河流与其对应湖区 TP 指标相关性

Tab.4 The correlation of total phosphorus between rivers and corresponding lake regions

湖体测点	河流测点							
	W12	W17	W20	W21	W22	W23	W24	W25
北部湖体 W6	0.108	0.421	0.282	0.357	0.587 *	0.545 *	0.080	0.025
	W8	W10	W11	W34				
南部湖体 W1	0.340	0.739 **	-0.096	-0.094				

\* 表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关,\*\* 表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关.

表 5 河流与其对应湖区 TN 指标相关性

Tab.5 The correlation of total nitrogen between rivers and corresponding lake regions

湖体测点	河流测点							
	W12	W17	W20	W21	W22	W23	W24	W25
北部湖体 W6	0.392	0.614 *	0.408	0.333	0.489	0.682 *	0.620 *	0.430
	W8	W10	W11	W34				
南部湖体 W1	0.516 *	0.639 *	0.047	0.079				

\* 表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关.

3.2 调水工程对河流与湖体 TN、TP 浓度的影响

调水工程对洪泽湖湖体与入湖河流 TN、TP 浓度变化影响明显,其通过影响洪泽湖水位直接影响入湖河流 TN、TP 对湖体的输入,并间接影响入湖河流 TN、TP 的浓度. 2019—2020 年度调水路线由入江水道入洪泽湖,经徐洪河出洪泽湖(图 1). 根据时空分布结果,并结合调水过程、入湖水量对入湖河流与湖体 TN、TP 分布的影响进行分析.

3.2.1 非调水期对河流与湖体 TN、TP 浓度的影响 在非调水期,湖体北部的入湖河流成子河、马化河、肖河、五河、古山河、西民便河以及湖体南部的入湖河流维桥河和高桥河的 TN、TP 浓度相较其他入湖河流高,受此影响,临近入湖河流湖区 TN、TP 浓度也相对较高. 从入湖流量最大的淮河流量约  $89.6\text{ m}^3/\text{s}^{[21]}$ ,与极端降水期流量  $4100\text{ m}^3/\text{s}$  降低约 45 倍来看,此时洪泽湖流域处于枯平水期,且调水工程未进行调水,此时洪泽湖入湖水量和湖体水位均处于较低水平. 受流速慢、流量小,以及 TP 较 TN 更易在湖体中浓缩富集影响,TP 的空间分布呈现从北向南,从西向东逐渐升高,这与湖流方向<sup>[21]</sup>相一致,而 TN 浓度则呈现出四周高,湖心低的趋势.

3.2.2 调水期对河流与湖体 TN、TP 浓度的影响 在调水期,入湖河流 TN、TP 浓度较高的河流同非调水期,与 TP 浓度无明显上升不同的是 TN 浓度明显升高. 主要原因有:一是调水对洪泽湖湖体水位有一定抬高,此时调水通道入江水道由出湖变为入湖,使洪泽湖的水位抬高,且此时洪泽湖流域仍处于枯水期状态,受潮水顶托影响,入湖河流的入湖水量相对较小,特别是对距调水入湖口处最近的维桥河和高桥河的 TN 影响最为显著,2 条河流 TN 浓度分别达到水期峰值,分别为 9.90 和 10.64 mg/L. 结合国产高分系列卫星遥感影像分析,维桥河上游为盱眙县城,高桥河上游有大量农田且河道较窄,两者都易于污染物的蓄积. 二是 N、P 的入湖通量减少,导致污染物长时间在河道中富集,使河道中 N、P 浓度持续高位,且该水期为春季,春耕农田大量施肥,由于磷肥较氮肥更易吸附于土壤表面,一般性降雨氮素相较磷素更易流失汇入河流<sup>[23]</sup>,造成河流 TN 浓度明显升高.

在调水期,湖体 TN、TP 浓度分布主要受调水影响,调水入口附近的南部湖区 TN、TP 浓度与调水浓度几乎一致,W1 测点和 W8 测点 TN、TP 浓度分别相差 0.010 和 0.008 mg/L. 此时与南部湖区相关性较大的淮河对湖体水质影响降低,根据调水期湖流方向,距淮河入湖口最近的 W2 测点及相关性系数较高的 W1 测点均与淮河 W10 测点的 TN 浓度差别较大,分别相差 0.50 和 0.44 mg/L. 并且调水对湖体 TN、TP 浓度具有一定消减作用:调水入洪泽湖的河流入江水道 W8 测点 TP 浓度为 0.053 mg/L,TN 浓度为 1.80 mg/L,调水出洪泽湖的河流徐洪河 W17 测点 TP 浓度 0.094 mg/L,TN 浓度为 2.15 mg/L,从中国水利部官网公布的本次调水水量约为 7.03 亿  $\text{m}^3$ ,可估算出调水使洪泽湖 TP 减少约 28.8 t,TN 减少约 246.1 t.

3.3 极端降雨对河流与湖体 TN、TP 浓度的影响

在极端降雨期,入湖河流的 TP 浓度普遍高于其它水期,除北部的入湖河流马化河、肖河、五河仍是入湖河流中 TP 浓度较高的河流外,徐洪河和赵公河受极端降水影响较大,TP 浓度分别从最低时 0.094 和 0.052 mg/L 升至 0.332 和 0.270 mg/L. 与入湖河流水期变化规律一样,极端降雨期湖区整体 TP 浓度要显著高于其他水期,但全湖最高的区域在湖区偏南部而非北部入湖河流临近湖区. 结合入湖水量及通量(表 6)综合分析入湖河流对湖体 TP 浓度的分布影响,主要原因如下:一是极端降雨期暴雨产生明显地表径流,径流将大量地表及浅层土壤内的氮磷污染物带入河道与湖区,且瞬时强降雨带来的强烈冲刷会导致土壤中附着的

TP 大量流失,汇入河流,导致水体 TP 浓度大幅升高<sup>[23-24]</sup>;二是通过国产高分系列卫星查看洪泽湖北部入湖河流的遥感影像,北部入湖河流肖河、马化河、五河等,河宽较小,河长分别约 15、10 和 11 km,且上游无明显河流汇入,周边主要为水产养殖、农田及少量村庄,故在极端降雨期虽汇入的 TP 较多,然而由于汇入的水量较小,仅会导致河流 TP 浓度大幅上升,但遇到全流域河流流量均大量增加时对湖体水质的影响能力有限,这与表 6 中所测的流量为滞流状态相吻合. 三是淮河为影响洪泽湖最大的河流,瞬时流量达 4100 m<sup>3</sup>/s,结合河流 TP 浓度,估算入湖通量约达 1081.67 t. 根据洪水下泄流向,主要影响洪泽湖南部湖区水质,由于其流量大,顶托洪泽湖上游来水,使北部来水不能很快下泄,污染物在湖心区蓄积,导致湖心区偏南湖区 TP 浓度为全湖最高的区域. 四是怀洪新河和新濉河也是流量相对较大的河流,估算 TP 的入湖通量分别为 46.40 和 45.49 t,为影响洪泽湖西部水质的主要河流,导致湖体西部区域 TP 浓度大幅上升. 综上所述洪泽湖湖体 TP 不仅受河流影响,在水量较大特别是极端降雨期,水量与水质浓度相比,水量对洪泽湖水质的影响更为显著.

降雨对氮素的影响与雨量的大小并无明显关系,而与降雨时长有关,而且 TN 对强降雨的响应弱于 TP<sup>[25]</sup>,有研究表明,降雨历时长的小雨土壤中氮素养分流失量显著高于降雨历史短的大雨<sup>[23,26]</sup>,降雨与径流中的 TN 浓度无显著关系<sup>[27]</sup>. 因此 TN 浓度在极端降雨期较其他水期河流总体无明显变化规律. 肖河、马化河、赵公河等在极端降雨期 TN 浓度上升幅度明显,此时北部湖区 TN 浓度达到水期峰值,这与肖河、马化河与北部湖区 TN 相关性显著较一致,进一步表明北部湖区 TN 主要受肖河和马化河影响. 而高桥河、维桥河 TN 浓度反而较低,主要原因如下:高桥河、维

桥河承接洪泽湖洪水下泄,大流量的湖水快速的稀释 TN,并携带下泄. 与入湖河流不同的是,湖体 TN 浓度受极端降雨影响明显,在洪泽湖过水流量较大的时候,TN 浓度明显升高.

3.4 营养状态及浮游植物对湖体氮磷的影响

3.4.1 湖体营养状态与浮游植物分布特征 从表 7 中可以看出,洪泽湖湖体整体处于轻度到中度营养状态. 从湖区看,北部湖区 W6 测点营养状态指数(60.9)和 Chl.a 浓度(0.0262 mg/L)均最高,其次为东部湖区 W3 测点营养状态指数(58.4)和 Chl.a 浓度(0.0158 mg/L),湖心区和南部湖区 W1、W2 测点营养状态指数(分别为 55.5 和 57.2)和 Chl.a 浓度(0.0133 和 0.0133 mg/L)均较低;从水期看,湖体 6 个测点在极端降雨期营养状态指数均大于 60,达到中度营养状态;西部湖区和南部湖区 Chl.a 浓度达到水期最低,而北部湖区 Chl.a 浓度达到水期峰值. 富营养程度的高低与 Chl.a 浓度密切相关,有研究表明富营养化的增加是水华重要的驱动因素,富营养化通过增加蓝藻和藻类生物量,加大光衰减,并改变短波辐射的垂直分布,促进热分层,从而为蓝藻的生长创造更稳定的环境,使得蓝藻成为优势藻,而且漂浮的蓝藻减少非浮游植物的可用光,通过竞争抑制的方式减少其他植物的量<sup>[28]</sup>. 另外有研究表明,洪泽湖主要浮游植物为蓝藻门、绿藻门和硅藻门<sup>[13]</sup>,而

表 6 极端降雨期入湖河流流量及 TN、TP 浓度和通量

Tab.6 Rivers flow into lake, concentration and flux of total nitrogen and total phosphorus during the extreme rainfall period

河流	流量/ (m <sup>3</sup> /s)	浓度/(mg/L)		负荷/t	
		TP	TN	TP	TN
古山河	滞流	0.200	3.01	—	—
五河	滞流	0.670	3.84	—	—
肖河	滞流	0.620	6.18	—	—
马化河	滞流	0.380	4.12	—	—
老濉河	滞流	0.280	2.60	—	—
维桥河	0.80	0.120	2.10	0.26	4.50
高桥河	0.85	0.130	3.12	0.30	7.10
赵公河	1.10	0.270	3.56	0.80	10.49
团结河	1.20	0.075	1.14	0.24	3.66
成子河	1.24	0.175	1.99	0.58	6.61
南淮泗河	1.27	0.225	2.71	0.77	9.22
濉河	1.65	0.210	2.85	0.93	12.57
张福河	1.70	0.125	1.84	0.57	8.38
西民便河	1.89	0.235	3.48	1.19	17.62
黄码河	2.46	0.290	4.07	1.91	26.78
高松河	5.65	0.255	3.38	3.86	51.15
安东河	7.28	0.200	2.89	3.90	56.25
新汴河	8.10	0.245	2.53	5.32	54.78
老汴河	12.10	0.295	3.72	9.54	120.40
池河	40.00	0.068	1.06	7.23	113.56
徐洪河	42.90	0.332	4.07	38.09	467.66
新濉河	66.60	0.255	4.01	45.49	715.31
怀洪新河	105.00	0.165	2.01	46.40	563.87
淮河	4100.00	0.099	1.41	1081.67	15483.83

“—”表示由于河流流量测定为滞流状态,无法估算入湖负荷.

且蓝藻门为洪泽湖的优势门类. 就浮游植物丰度而言, 北部湖区最高, 西部湖区次之, 湖心区和南部湖区等过水通道处相对较低<sup>[29]</sup>. 因此湖体营养状态与浮游植物的分布及生长状态密切相关且具有一致性.

表 7 湖体 W1~W6 测点不同水期营养状态

Tab.7 Lake nutrient status of W1-W6 sites in different water periods

水期	W1		W2		W3		W4		W5		W6	
	Chl.a/ (mg/L)	营养状 态指数	Chl.a/ (mg/L)	营养状 态指数	Chl.a/ (mg/L)	营养状 态指数	Chl.a/ (mg/L)	营养状 态指数	Chl.a/ (mg/L)	营养状 态指数	Chl.a/ (mg/L)	营养状 态指数
调水期	0.0160	52.8	0.0180	54.5	0.0120	55.3	0.0128	57.1	0.0160	56.9	0.0240	61.3
非调水期	0.0138	53.6	0.0120	54.0	0.0143	56.1	0.0105	55.7	0.0138	54.4	0.0115	54.7
极端降雨期	0.0100	60.2	0.0100	63.0	0.0210	63.9	0.0200	61.4	0.0080	60.7	0.0430	66.8
均值	0.0133	55.5	0.0133	57.2	0.0158	58.4	0.0144	58.1	0.0126	57.3	0.0262	60.9

3.4.2 营养状态及浮游植物对湖体 TN、TP 浓度时空分布特征的影响 在表征湖泊营养状态的参数中, TN、TP、Chl.a 是评价洪泽湖富营养化的关键指标, TN、TP 都影响叶绿素的营养状态, 通常情况下 TP 起主导作用, 但 Chl.a 为超营养状态时, 都起到重要影响作用<sup>[30]</sup>, 洪泽湖近年来 Chl.a 浓度的显著上升趋势与 TN、TP 浓度的居高不下密切相关. 其中 Chl.a 亦是衡量藻类等生物量的重要因子, TN、TP 负荷与浮游植物生物量有关<sup>[31]</sup>. 而且氮、磷营养盐是浮游植物生长不可或缺的元素, 浮游植物因生长作用在一定程度上会导致湖体氮、磷浓度下降<sup>[32]</sup>, 且受季节性影响, 浮游植物的生长速度不同, 因此营养状态及浮游植物分布特点对湖体 TN、TP 浓度的时空分布有重要影响.

北部湖区较为封闭, 水体流动性差, 利于浮游植物的生长, 丰度相较其他湖区高, 由于温度升高能显著促进藻类对营养盐的吸收利用, 夏季的环境更适合浮游植物特别是蓝藻的生长<sup>[33-34]</sup>, 此时丰度较其他季节高. 旺盛的生长必然导致从湖体中泵取大量的营养盐, 特别是对磷的吸收, 一定程度上降低了湖体 TP 浓度. 这在极端降雨期和调水期表现的较为明显: 在极端降雨期, 北部湖区 Chl.a 浓度最高达 0.0430 mg/L, 并且此时富营养化程度最高, 为 66.8, 蓝藻生长最为旺盛, 此时丰度达到最大, 所需要的营养盐也较多, 虽受极端降雨影响, TP 入湖量增大, 但北部湖区 TP 的浓度及上升幅度低于临近入湖河流, 且 TP 浓度相较其他湖区低. 而在调水期, 此时处于春、冬季节, 藻类生长缓慢, 对氮、磷营养盐吸收较少, 且受调水线路影响, 北部湖区水体流动性进一步变差, 此时北部湖区 TP 浓度为 0.095 mg/L, 相较其他湖区高.

湖心区和南部湖区由于浮游植物少, 对氮、磷的吸收利用较少, 因此受不同水期影响较大. 在极端降水期, TP 浓度达 0.244 mg/L, 较其他湖区和水期高. 在调水期, 由于处于调水线路, 水体流动性好, 此时 TP 浓度和其他湖区和水期相比均处于低值, 分别为 0.057 和 0.045 mg/L.

综合浮游植物及各水期 TP 浓度、TN 浓度的空间分布可以看出, 浮游植物对湖体 TP 浓度分布影响较大, 而对 TN 浓度的分布影响不大, 且浮游植物对 TP 浓度分布呈现负相关, 浮游植物生长旺盛的湖区 TP 浓度相对较低, 因此浮游植物能一定程度减轻入湖河流 TP 浓度对湖体的影响.

### 3.5 自净能力对湖体 TN、TP 浓度的影响

由于氮、磷循环的不同, 湖体对氮、磷的净化能力表现不同. 洪泽湖湖体表现为对氮素的自净能力强, 对磷素的自净能力弱, 特别是在入湖流量较大的水期表现尤为明显. 以极端降雨期为例: 此时湖体水流方向相对稳定, 洪水从北部向南、自西向东穿过洪泽湖, 经过湖体自净, 湖体南部 W1 测点 TN 浓度 (1.70 mg/L) 相比湖体北部 W6 测点的浓度 (3.45 mg/L) 下降了 1.75 mg/L, 降幅为 103%, 湖体东部测点 W3 的 TN 浓度 (1.72 mg/L) 相比湖体西部 W5 测点的浓度 (2.43 mg/L) 下降了 0.71 mg/L, 降幅为 41.9%. 而对于 TP 浓度, 相同测点情况下, 前者仅降低 0.016 mg/L, 降幅为 10.7%, 后者反而上升了 0.089 mg/L, 升幅为 67.4%. 造成这种现象的主要原因有: 一是洪泽湖湖体对氮磷有一定的自净能力, 氮磷等营养盐浓度在湖体迁移过程中, 通过沉降、沉水植物吸收、鱼类固定磷素以及氮素的反硝化等过程被湖体消减<sup>[35]</sup>. 二是夏季高温促进反硝化作用<sup>[36-37]</sup>, 虽受极端降雨氮素入湖量较大, 但在东部和南部湖区 TN 的浓度相对较低, 表明湖体对氮的消减幅度大. 三是洪泽湖湖体 TP 浓度长期较高, 湖体 TP 容量已相对饱和, 因此对 TP 的消减作用较低.

## 4 结论

1)近年来洪泽湖湖体 TN 和 TP 等营养盐浓度长期处于高值,Chl.*a* 浓度呈现明显上升趋势,是导致洪泽湖蓝藻爆发呈增长趋势的重要因素. 研究表明,25 条环湖河流各项营养盐平均浓度均高于湖体,且入湖河流水质在时间和空间上对临近湖区营养盐浓度影响显著,尤其 TN、TP 最为明显,表明入湖河流营养盐输入是湖体营养盐的主要污染来源,控制入湖河流营养盐输入成为治理洪泽湖湖体富营养化问题的关键.

2)南部和北部的入湖河流是影响洪泽湖湖体 TN、TP 最主要的河流,特别对非调水期湖体 TN、TP 浓度的空间分布影响显著. 受南部和北部入湖河流影响,湖体 TN 浓度分布呈现出从北向南先降后升的规律;受南部的维桥河和高桥河影响,湖体 TP 浓度分布呈现出从南向北逐渐降低的趋势.

3)调水对湖体的 TN、TP 浓度分布以及入湖河流 TN、TP 的入湖量有显著影响. 一是洪泽湖水位抬高,入湖河流的入湖水量较小,此时入湖河流的 TN、TP 对湖体输入较小,洪泽湖 TN、TP 等营养盐的输入主要来自调水. 二是受调水 TP 浓度低,而 TN 浓度高影响,南部湖区 TP 浓度较低,TN 浓度较高;受湖体对 TN 的消减作用大,TP 的富集作用高影响,西北部湖区 TP 浓度较高,TN 浓度较低. 三是调水期洪泽湖地区降水较少,入湖河流水位低,浓缩了营养盐浓度,导致南、北部主要入湖河流 TN、TP 浓度较高;同时受春耕施肥,氮素对入湖河流的影响较其他季节明显的叠加效应影响,导致南、北部入湖河流 TN 浓度达到峰值.

4)极端降水期入湖河流 TN、TP 浓度增加,湖体 TN、TP 浓度在该水期达到峰值,并呈现出明显的空间分布特点. 一是由于极端降水带来的极大地表径流对地表的冲刷作用大大增强,地表径流夹裹着面源污染物大量汇入河流,导致入湖河流 TN、TP 增加,加之暴增的入湖水量必然导致湖体 TN、TP 输入量的增加. 二是湖体 TN、TP 浓度空间分布受洪水流向影响明显,洪水携带着大量污染物由北至南,由西向东穿过洪泽湖,湖体 TP 浓度总体呈现出从北向南,从西向东逐渐升高的特点,由于受浮游植物分布特点影响,湖体个别区域 TP 浓度会表现出不同的规律. 而受 TN 自净能力强的影响,TN 浓度空间分布特征与 TP 相反. 此外受极端降雨期洪泽湖水量顶托影响,维桥河和高桥河的流向由入湖转变为出湖,此 2 条河流的 TN、TP 浓度反而低于其他水期.

## 5 参考文献

- [1] Zhu GW, Xu H, Zhu MY *et al.* Changing characteristics and driving factors of trophic state of lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River in the past 30 years. *J Lake Sci*, 2019, **31**(6): 1510-1524. DOI: 10.18307/2019.0622. [朱广伟, 许海, 朱梦圆等. 三十年来长江中下游湖泊富营养化状况变迁及其影响因素. 湖泊科学, 2019, **31**(6): 1510-1524.]
- [2] Liu H, Wang HX, Sheng LX. Progress of ecological control techniques for eutrophication of lakes in China. *Hubei Agricultural Sciences*, 2020, **59**(1): 5-10. [刘韩, 王汉席, 盛连喜. 中国湖泊水体富营养化生态治理技术研究进展. 湖北农业科学, 2020, **59**(1): 5-10.]
- [3] Li QQ, Huo SL, Zan FY *et al.* The distribution of nutrients and particle size, their correlations in surface sediments of different lakes, China. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, **29**(12): 2390-2397. [李青芹, 霍守亮, 咎逢宇等. 我国湖泊沉积物营养盐和粒度分布及其关系研究. 农业环境科学学报, 2010, **29**(12): 2390-2397.]
- [4] Dai XL, Qian PQ, Ye L *et al.* Changes in nitrogen and phosphorus concentrations in Lake Taihu, 1985-2015. *J Lake Sci*, 2016, **28**(5): 935-943. DOI: 10.18307/2016.0502. [戴秀丽, 钱佩琪, 叶凉等. 太湖水体氮、磷浓度演变趋势(1985-2015 年). 湖泊科学, 2016, **28**(5): 935-943.]
- [5] Xi SS, Zhou CC, Liu GJ *et al.* Spatial and temporal distributions of nitrogen and phosphate in the Chaohu Lake. *Environmental Science*, 2016, **37**(2): 542-547. DOI: 10.13227/j.hjks.2016.02.019. [奚姗姗, 周春财, 刘桂建等. 巢湖水体氮磷营养盐时空分布特征. 环境科学, 2016, **37**(2): 542-547.]
- [6] Wang JH, He L, Yang C *et al.* Comparison of algal bloom related meteorological and water quality factors and algal bloom conditions among Lakes Taihu, Chaohu, and Dianchi (1981-2015). *J Lake Sci*, 2018, **30**(4): 897-906. DOI: 10.18307/2018.0403. [王菁哈, 何吕奇姝, 杨成等. 太湖、巢湖、滇池水华与相关气象、水质因子及其响应的比较(1981-2015 年). 湖泊科学, 2018, **30**(4): 897-906.]
- [7] Cheng WJ, Bao L, Luo XX *et al.* Characteristics of phosphorus in the sediment of Dianchi Lake and its effects on algae.

- Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2019, **36**(6): 822-828. DOI: 10.13254/j.jare.2018.0310. [程文娟, 包立, 罗雄鑫等. 滇池水体沉积物磷素特征及其对藻类的影响. 农业资源与环境学报, 2019, **36**(6): 822-828.]
- [ 8 ] Zhu SQ, Dou HS eds. Lake Hongze: Water resources and aquatic biological resources. Hefei: China University of Science and Technology Press, 1993: 37-89. [朱松泉, 窦鸿身. 洪泽湖: 水资源和水生生物资源. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 1993: 37-89.]
- [ 9 ] Zhu TS, Liu M, Shen HL *et al.* Eutrophication assessment and limited factors of impounded lakes in the east route of south-to-north water transfer project. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2019, **28**(12): 2992-3002. DOI: 10.11870/cjlyzyyhj201912019. [朱天顺, 刘梅, 申恒伦等. 南水北调东线湖群水体营养状态评价及其限制因子研究. 长江流域资源与环境, 2019, **28**(12): 2992-3002.]
- [ 10 ] Wang ZQ, Zhang NH, Zhang Y *et al.* Eutrophication assessment of water quality in Hongze lake. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2010, **2**(6): 31-35. [王兆群, 张宁红, 张咏等. 洪泽湖水水质富营养化评价. 环境监控与预警, 2010, **2**(6): 31-35.]
- [ 11 ] Qi LY, Huang JC, Gao JF *et al.* Spatial-temporal variation characteristics of chlorophyll-a concentration in Lake Hongze. *J Lake Sci*, 2016, **28**(3): 583-591. DOI: 10.18307/2016.0314. [齐凌艳, 黄佳聪, 高俊峰等. 洪泽湖叶绿素 a 浓度的时空变化特征. 湖泊科学, 2016, **28**(3): 583-591.]
- [ 12 ] Liu G, Li Y M, Lv H *et al.* Remote sensing of chlorophyll-a concentrations in lake Hongze using long time series MERIS observations. *Environmental Science*, 2017, **38**(9): 3645-3656. DOI: 10.13227/j.hjks.201702192. [刘阁, 李云梅, 吕恒等. 基于 MERIS 影像的洪泽湖叶绿素 a 浓度时空变化规律分析. 环境科学, 2017, **38**(9): 3645-3656.]
- [ 13 ] Wu TH, Liu JS, Deng JM *et al.* Community structure of phytoplankton and bioassessment of water quality in a large water-carrying lake, Lake Hongze. *J Lake Sci*, 2019, **31**(2): 440-448. DOI: 10.18307/2019.0213. [吴天浩, 刘劲松, 邓建明等. 大型过水性湖泊——洪泽湖浮游植物群落结构及其水质生物评价. 湖泊科学, 2019, **31**(2): 440-448.]
- [ 14 ] Han N, Yuan XY, Zhou HH *et al.* Distribution characteristics of organic phosphorus in the sediments of rivers entering the Lake Hongze and the effects of exogenous substances on their fraction transformation. *J Lake Sci*, 2020, **32**(3): 665-675. DOI: 10.18307/2020.0307. [韩年, 袁旭音, 周慧华等. 洪泽湖入湖河流沉积物有机磷分布特征及外源输入对其形态转化的影响. 湖泊科学, 2020, **32**(3): 665-675.]
- [ 15 ] Gao JF, Jiang ZG, Dou HS *et al.* eds. Protection and development of the great freshwater lakes in China. Beijing: Science Press, 2012. [高俊峰, 蒋志刚, 窦洪生等. 中国五大淡水湖泊保护与发展. 北京: 科学出版社, 2012.]
- [ 16 ] Xu YF, Chen ZP, Wu Y *et al.* Advances on agricultural non-point source pollution and the control in regions around Hung-tse Lake. *Journal of Nanjing Forestry University: Natural Sciences Edition*, 2016, **40**(2): 1-8. [徐勇峰, 陈子鹏, 吴翼等. 环洪泽湖区域农业面源污染特征及控制对策. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2016, **40**(2): 1-8.]
- [ 17 ] McDowell RW, Hill SJ. Speciation and distribution of organic phosphorus in river sediments: A national survey. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, **15**(12): 2369-2379. DOI: 10.1007/s11368-015-1125-3.
- [ 18 ] Carpenter SR. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 2005, **102**(29): 10002-10005. DOI: 10.1073/pnas.0503959102.
- [ 19 ] Li W, Du X, Lin ML *et al.* Spatial-temporal variation characteristics of water quality in Hongze Lake based on PCA and SOM. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2013, **22**(12): 1593-1601. [李为, 都雪, 林明利等. 基于 PCA 和 SOM 网络的洪泽湖水水质时空变化特征分析. 长江流域资源与环境, 2013, **22**(12): 1593-1601.]
- [ 20 ] Chen CJ, Xu GB, Duan Y. Analysis on impacts from increasing discharges into Changjiang River and sea on water levels of Hongze Lake and main stream of Huaihe River. *Water Resources and Hydropower Engineering*, 2020, **51**(8): 76-85. [陈春锦, 徐国宾, 段宇. 扩大入江、入海泄量对洪泽湖及其上游准干水位影响分析. 水利水电技术, 2020, **51**(8): 76-85.]
- [ 21 ] Zhang YH, Hu WP, Peng ZL *et al.* Practical measure research on the spatial characteristics of lake currents in Lake Hongze. *Chinese Journal of Hydrodynamics*, 2020, **35**(4): 541-549. [张怡辉, 胡维平, 彭兆亮等. 洪泽湖湖流空间特征的实测研究. 水动力学研究与进展: A 辑, 2020, **35**(4): 541-549.]
- [ 22 ] Zha HM, Zhu MY, Zhu GW *et al.* Seasonal difference in water quality between lake and inflow/outflow rivers of Lake Taihu, China. *Environmental Science*, 2018, **39**(3): 1102-1112. DOI: 10.13227/j.hjks.201707184. [查慧铭, 朱梦圆, 朱广伟等. 太湖出入湖河道与湖水水质季节差异分析. 环境科学, 2018, **39**(3): 1102-1112.]
- [ 23 ] Xu YF. Study on nutrient runoff character of wheat-rice double cropping system field in meeting place of Hung-Tse Lake

- and Huaihe River[Dissertation]. Nanjing: Nanjing Forestry University, 2017. [徐勇峰. 洪泽湖河湖交汇区麦稻两熟农田径流氮磷流失特征研究[学位论文]. 南京: 南京林业大学, 2017.]
- [24] Liu T, Hu ZX, Yang LY *et al.* Analysis on the forms and release potential of nutrients in sediments from lakes in the west Jiangsu Province. *Environmental Science*, 2012, **33**(9): 3057-3063. DOI: 10.13227/j.hjks.2012.09.045. [刘涛, 胡志新, 杨柳燕等. 江苏西部湖泊沉积物营养盐赋存形态和释放潜力差异性分析. 环境科学, 2012, **33**(9): 3057-3063.]
- [25] Lian XQ, Zhu GW, Yang WB *et al.* Effect of heavy rainfall on nitrogen and phosphorus concentrations in rivers at river-net plain. *Environmental Science*, 2020, **41**(11): 4970-4980. DOI: 10.13227/j.hjks.202003183. [连心桥, 朱广伟, 杨文斌等. 强降雨对平原河网区入湖河道氮、磷影响. 环境科学, 2020, **41**(11): 4970-4980.]
- [26] Chen J, Zhu GW, Xu H *et al.* Influence of rainfall intensity on the nutrient loading from an inflowing river in the plain river network of the Taihu catchment. *Environmental Science*, 2019, **40**(11): 4924-4931. DOI: 10.13227/j.hjks.201905103. [陈洁, 朱广伟, 许海等. 不同雨强对太湖河网区河道入湖营养盐负荷影响. 环境科学, 2019, **40**(11): 4924-4931.]
- [27] Shan LN, He YF, Chen J *et al.* Nitrogen surface runoff losses from a Chinese cabbage field under different nitrogen treatments in the Taihu Lake Basin, China. *Agricultural Water Management*, 2015, **159**: 255-263. DOI: 10.1016/j.agwat.2015.06.008.
- [28] Brookes JD, Carey CC. Resilience to blooms. *Science*, 2011, **334**(6052): 46-47. DOI: 10.1126/science.1207349.
- [29] Xue QJ, Rediske RR, Gong ZJ *et al.* Spatio-temporal variation of microcystins and its relationship to biotic and abiotic factors in Hongze Lake, China. *Journal of Great Lakes Research*, 2018, **44**(2): 253-262. DOI: 10.1016/j.jglr.2017.12.004.
- [30] Liang ZY, Soranno PA, Wagner T. The role of phosphorus and nitrogen on chlorophyll a: Evidence from hundreds of lakes. *Water Research*, 2020, **185**: 116236. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116236.
- [31] Xu T, Yang T, Xiong ML. Time scales of external loading and spatial heterogeneity in nutrients-chlorophyll a response: Implication on eutrophication control in a large shallow lake. *Ecological Engineering*, 2020, **142**: 105636. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.105636.
- [32] Wu FC, Jin XC, Zhang RY *et al.* Effects and significance of organic nitrogen and phosphorous in the lake aquatic environment. *J Lake Sci*, 2010, **22**(1): 1-7. DOI: 10.18307/2010.0101. [吴丰昌, 金相灿, 张润宇等. 论有机氮磷在湖泊水环境中的作用和重要性. 湖泊科学, 2010, **22**(1): 1-7.]
- [33] Ren Y, Pei HY, Hu WR *et al.* Spatiotemporal distribution pattern of cyanobacteria community and its relationship with the environmental factors in Hongze Lake, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, **186**(10): 6919-6933. DOI: 10.1007/s10661-014-3899-y.
- [34] Huo SL, He ZS, Ma CZ *et al.* Spatio-temporal impacts of meteorological and geographic factors on the availability of nitrogen and phosphorus to algae in Chinese lakes. *Journal of Hydrology*, 2019, **572**: 380-387. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.03.010.
- [35] Yan XC, Wang MY, Xu XG *et al.* Migration of carbon, nitrogen and phosphorus during organic matter mineralization in eutrophic lake sediments. *J Lake Sci*, 2018, **30**(2): 306-313. DOI: 10.18307/2018.0203. [闫兴成, 王明玥, 许晓光等. 富营养化湖泊沉积物有机质矿化过程中碳、氮、磷的迁移特征. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 306-313.]
- [36] Zhou R, Yuan XY, Bawak M *et al.* Spatial distributions of transferable nitrogen forms and influencing factors in sediments from inflow rivers in different lake basins. *Environmental Science*, 2018, **39**(3): 1122-1128. DOI: 10.13227/j.hjks.201706234. [周睿, 袁旭音, Marip Ja Bawak 等. 不同湖泊入湖河流沉积物可转化态氮的空间分布及其影响因素. 环境科学, 2018, **39**(3): 1122-1128.]
- [37] Shi J, Yu XF, Xia YS *et al.* Factors influencing release of nitrogen and phosphorus in eutrophication lake sediment. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2016, **36**(3): 241-244. [史静, 于秀芳, 夏运生等. 影响富营养化湖泊底泥氮、磷释放的因素. 水土保持通报, 2016, **36**(3): 241-244.]