

## 太湖水体磷浓度与赋存量长期变化(2005—2018年)及其对未来磷控制目标管理的启示\*

朱广伟\*\*, 邹伟, 国超旋, 秦伯强, 张运林, 许海, 朱梦圆

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 太湖湖泊生态系统研究站, 南京 210008)

**摘要:** 为揭示大型浅水湖泊水体磷浓度对湖泊外源负荷削减和生态系统变化的响应规律, 指导富营养化湖泊生态恢复和管理实践, 利用太湖湖泊生态系统研究站 2005—2018 年连续 14 年的太湖水体各形态磷浓度的月、季度调查数据, 估算了太湖湖体各形态磷赋存量的季度变化, 分析了太湖水体磷浓度受湖泊水位、水量、蓝藻水华态势(蓝藻总生物量及水华出现面积)等环境条件变化的影响特征。结果表明, 在连续 10 年的全流域高投入污染治理背景下, 太湖水体总磷浓度仍未发生显著下降, 水体各形态磷浓度在年际、月际及空间上的变幅大, 不同季节和不同湖区总磷浓度的时空差异性大于 14 年来总磷浓度年均值的差异性; 全湖 32 个监测点上、中、下 3 层混合样水体总磷平均值为 0.113 mg/L ( $n=1788$ ), 其中颗粒态磷浓度平均值为 0.077 mg/L, 是水体总磷的主要赋存形式, 溶解性总磷浓度平均值为 0.036 mg/L, 其中反应性活性磷浓度平均值为 0.015 mg/L, 占总磷浓度的 13%; 太湖水体总磷的赋存量介于 410~1098 t 之间, 56 个季度的平均值为 688 t, 其中冬季(12—2月)、春季(3—5月)、夏季(6—8月)、秋季(9—11月)平均值分别为 683、604、792 和 673 t, 夏季湖体磷赋存量明显高于其他季节。统计分析表明, 蓝藻水华态势和水情要素(水位)对水相总磷、颗粒态磷等主要形态磷的赋存量影响显著, 蓝藻水华态势的影响可能大于水量变化的影响。本研究表明, 在水体营养盐浓度仍然充分满足蓝藻水华发生的背景下, 气象水文波动所造成的湖泊水华面积及生物量的变化及大型水生植被消长带来的内源交换变化能引起水体总磷浓度剧烈变化, 太湖水体磷浓度的稳定控制也依赖于蓝藻水华态势的稳定控制, 由于太湖当前的蓝藻水华态势受气象水文条件变化影响甚大, 短期内太湖水相总磷浓度稳定控制到 0.05 mg/L 的水质治理目标较难实现。治理策略上, 若要实现太湖水体磷浓度的进一步明显下降, 一方面需要大幅度削减外源磷负荷, 另一方面需要大面积恢复沉水植被等。管理策略上, 由于湖体磷浓度变化包括了较大的非人为因素影响, 应将太湖总磷治理目标考核重点放在流域磷减排强度、入湖负荷等方面, 科学看待气候波动等非人为因素影响下的水相磷浓度波动。

**关键词:** 磷; 大型浅水湖泊; 蓝藻水华; 富营养化; 气候变化; 太湖

## Long-term variations of phosphorus concentration and capacity in Lake Taihu, 2005—2018: Implications for future phosphorus reduction target management\*

ZHU Guangwei\*\*, ZOU Wei, GUO Chaoxuan, QIN Boqiang, ZHANG Yunlin, XU Hai & ZHU Mengyuan

(*Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research, State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China*)

**Abstract:** To understand the responding mechanism of phosphorus concentration to external nutrient reduction in large shallow lakes, phosphorus concentrations, capacity in water column, and seasonal variations in Lake Taihu were calculated, based on 14 years (2005–2018) monthly monitoring data undertaken by Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research, Chinese Academy of Sciences. The responses of phosphorus capacity to water level, water volume and cyanobacterial bloom condition had been dis-

\* 2019-04-21 收稿; 2019-06-28 收修改稿。

中国科学院 A 类战略性先导科技专项(XDA23040201)、国家自然科学基金项目(41671494)、国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07203001)、中国科学院前沿科学重点研究项目(QYZDJ-SSW-DQC008)、中国科学院南京地理与湖泊研究所“一三五”自主部署项目(NIGLAS2017GH04)和山东省重大科技创新工程项目(2018YFJH0902)联合资助。

\*\* 通信作者; E-mail: gwzhu@niglas.ac.cn.

cussed. The result showed that total phosphorus concentration in Lake Taihu has not decreased significantly after the tremendous catchment restoration activities in the past 14 years. Fluctuations of total phosphorus concentration among seasonal timescale were spatially larger than inter-annual differences. The average total phosphorus concentration was 0.113 mg/L ( $n=1788$ ), based on statistics of 32 sites in the lake and 3 layers in water column monitoring in the past 14 years. The average particulate phosphorus concentration was 0.077 mg/L, which was the main fraction of total phosphorus in the water column of Lake Taihu. Dissolved total phosphorus concentration was 0.036 mg/L in average, and the soluble reactive phosphorus concentration was 0.015 mg/L, which occupied only 13% of total phosphorus in water. The capacity of total phosphorus in Lake Taihu ranged between 410 t and 1098 t, with an average value of 688 t. The average capacities in spring, summer, autumn and winter were 604, 792, 673 and 683 t, respectively. Total phosphorus capacity in summer was much higher than that in other seasons. Conditions of algal blooms and hydrology, such as chlorophyll-*a* concentrations, suspended solid contents and water level, significantly influenced the spatial and temporal dynamics of phosphorus capacities in Lake Taihu. Influence of algal biomass dynamics on phosphorus capacity was even greater than hydrological conditions. The results suggested that the fluctuation of phosphorus concentrations in Lake Taihu was influenced by algal bloom and macrophyte dynamics under changing climate change scenarios. The restoration target of total phosphorus concentrations of 0.05 mg/L in the end of 2020 was difficult to achieve shortly. To further decrease the total phosphorus concentration in Lake Taihu, drastic decrease of external phosphorus loading and large-scale restoration of macrophyte vegetation are needed. For the phosphorus target management, more attention should be paid on the discharge reduction and inflow phosphorus loading, and the fluctuation of phosphorus concentration impacted by the future uncertainty of climate change favorably considered.

**Keywords:** Phosphorus; large shallow lake; cyanobacterial bloom; eutrophication; climate change; Lake Taihu

太湖局部蓝藻水华问题自 1970s 中期就开始得到关注<sup>[1]</sup>, 至 1988 年时已经比较严重, 5—11 月北部太湖蓝藻水华发生已经比较普遍, 蓝藻水华面积可达 1000 km<sup>2</sup>, 1991 年已经引发了无锡梅梁湾梅园水厂停水事件<sup>[2]</sup>. 此后太湖的富营养化治理逐渐展开, 流域洗涤剂禁磷、面源污染控制、湖体生态修复等治理工程先后实施<sup>[3-4]</sup>. 然而, 本世纪以来, 太湖的蓝藻水华问题反而明显加重, 2007 年发生了贡湖水源地供水危机事件<sup>[5]</sup>, 引发了新一轮投入强度更大的污染治理, 太湖入湖河道和水体总磷浓度开始下降<sup>[6-7]</sup>. 2017 年, 江苏省人民政府发布了《江苏省“十三五”太湖流域水环境综合治理行动方案》, 提出太湖 2020 年总磷 (TP) 控制目标为 III 类水, 即 0.05 mg/L. 然而 2017 年太湖水体蓝藻水华再次大暴发, 水体 TP 浓度反弹增高<sup>[8]</sup>, 2017 年与 2010 年相比, 太湖水体叶绿素 *a* 浓度从 19.4 μg/L 增高到 45.5 μg/L, 藻类密度从 1702×10<sup>4</sup> cells/L 增高到 12227×10<sup>4</sup> cells/L, 蓝藻密度从 1394×10<sup>4</sup> cells/L 增高到 11766×10<sup>4</sup> cells/L, TP 浓度增高 16.9%<sup>[9]</sup>, 这些变化使得 2020 年太湖 TP 控制目标的实现难度增大. 因此, 有必要重新审视太湖水体磷的问题.

磷是湖泊富营养化过程中极其重要的营养元素<sup>[10]</sup>, 是湖泊营养状态评价的关键指标<sup>[11]</sup>. 然而, 地处亚热带的长江中下游洪泛平原地区浅水湖泊的磷本底高, 湖底底泥富含磷, 湖泊生产力高<sup>[12-13]</sup>, 给该地区湖泊富营养化控制带来了极大的挑战. 特别是大型浅水湖泊, 风浪发育充分, 底泥再悬浮频繁, 磷的内源供给通量大、速度快、效率高<sup>[14-15]</sup>. 因此, 从区域地理本底基本特征来看, 太湖、巢湖等长江中下游地区浅水湖泊的蓝藻水华发生风险高, 磷控制难度大<sup>[16]</sup>.

太湖水体磷浓度并非简单的输入、输出、沉降、自净过程, 而是受出入湖磷收支平衡、湖体水体—沉积物交换平衡、水相生物吸收与分解释放平衡的多重控制, 特别是蓝藻水华生消过程中引发的营养盐“四重循环”<sup>[17]</sup>, 使得水相磷浓度变化机制复杂, 时空波动较大, 影响因素多. 出入湖磷收支方面, 太湖的磷外源负荷可达 2800 t/a<sup>[18]</sup>, 湖体净滞留率在 50% 左右, 且年际变化大<sup>[19-21]</sup>. 内源交换方面, 基于静态释放培养法估算的太湖内源磷负荷可达 899 t/a<sup>[22]</sup>, 而基于动态释放的内源磷释放通量估算值还远超此值<sup>[23]</sup>. 太湖水相磷的生物吸收、微生物分解等水相磷循环过程速率极快, 蓝藻水华生长和腐烂分解过程都对水体磷浓度及其环境生态效应影响极大<sup>[24-25]</sup>, 藻类生长能够通过分泌碱性磷酸酶等机制加快水相磷再生, 水相平均 58% 的颗粒态磷能够转化成藻类可吸收利用的溶解态磷<sup>[26]</sup>. 这些内、外源及水相磷迁移转化过程的交织, 使得太湖水相磷浓度变化具有很大的不确定性.

在经历了 10 年的污染综合治理之后, 太湖的出入湖水量和磷负荷, 水体氮浓度及形态, 水体沉水植被分布与群落结构, 湖体渔业方式及强度等, 均发生了较大的变化<sup>[27]</sup>, 甚至藻类的群落结构也发生了较大的变

化<sup>[28]</sup>. 这些变化可能对水体磷浓度、时空分布及其蓝藻水华效应产生不同的影响. 本文依托中国科学院太湖湖泊生态系统研究站(TLLER)2005年以来对太湖32个点位季度水质监测结果,结合太湖水位、水量变化监测,拟从水相不同形态磷的赋存量变化角度,分析太湖水体磷的变化特征、驱动因素及其控制对策,并尝试分析太湖2020年TP控制目标实现的不确定性,为太湖蓝藻水华治理和水生态修复管理提供科技支撑.

## 1 材料和方法

### 1.1 监测点布设与采样方法

太湖水位监测点设在太湖梅梁湾湾口东侧 TLLER 的水上观测场,毗邻贡湖湾(31°25′10″N,120°12′57″E). 每日 8:00、14:00、20:00 时 3 次读取水尺(以吴淞基准面为参照),平均值为当日水位值. 通过 TLLER 站区的气象观测场获得逐日的气温、光照、风速、风向、降雨量等气象参数.

从 2005 年 1 月以来,太湖湖泊生态系统研究站在全湖布设 32 个逐季度监测点,开展现场调查和水质、生物指标采样分析(图 1). 每次调查均测定水深值,并根据多年的水深数据,以及测定水深时同日 TLLER 测定的水位值,估算出 32 个点位的湖底平均高程,再以泰森多边形插值,获得各个监测点位所代表水域的面积(图 1),以面积和水深乘积获得该点位代表区域的水量,累积可得该季度全湖总水量.

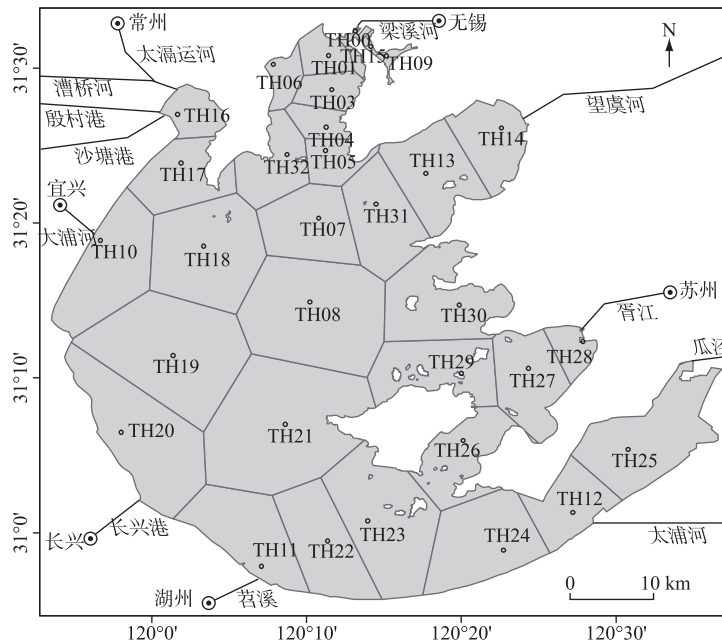


图 1 太湖站水质和生物调查点分布及泰森多边形插值的代表区域

Fig.1 Distribution of seasonal monitor sites and their representative regions interpolated by Thiessen polygon method in Lake Taihu

水质调查中,西北部的竺山湾(TH16、TH17)和大浦口(TH10)、北部的梅梁湾(TH00、TH01、TH03、TH04、TH05、TH06、TH32)、东北部的贡湖湾(TH13、TH14)以及湖心区北部(TH07、TH08)这 14 个点采样频次为逐月采样,其余点位则是逐季度采样(图 1),分别在 2 月、5 月、8 月、11 月采样,相应代表冬、春、夏、秋季节.

用于分析水体营养盐和浮游植物叶绿素 *a* 浓度(Chl.*a*, μg/L)的水样为水柱中表、中、底 3 层混合样,用 2.5 L 有机玻璃采水器分别采集水下 20 cm(表层)、底泥上 20 cm(底层)及 50% 水深处(中层)的水样,现场混匀,灌装于 5 L 水样桶中,带回实验室进行营养盐和 Chl.*a* 等指标分析.

## 1.2 水质分析方法

样品带回实验室后立即进行各指标测定的预处理. 具体分析方法见文献[29]. 其中, Chl.*a* 测定时, 过滤滤膜为直径 47 mm 的 GF/F 玻璃纤维滤膜(Whatman 公司, 孔径约 0.7  $\mu\text{m}$ ), 参照陈宇炜等改进的热乙醇提取、分光光度法<sup>[30]</sup>; 水体总氮(TN)、TP 浓度测定时, 将采集水样完全混匀, 分取 25 mL 水样于 50 mL 比色管中, 添加 25 mL 碱性过硫酸钾消解液, 灭菌锅高温加压消解, 冷却后分取上清液测定氮、磷, 这种测定方法获得的水体 TN、TP 包括了水体藻颗粒和水体无机悬浮物所含有的氮、磷, 与其他行业部门的样品预处理方法有所不同<sup>[9]</sup>. 采用测定 TN 的方法, 测定 GF/F 滤膜过滤后样中水样中的氮含量, 为溶解性总氮(DTN); 同样, 测定 GF/F 滤膜过滤后水样中的 TP, 则为溶解性总磷(DTP). 测定湖水中铵态氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )、硝态氮( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ )、亚硝态氮( $\text{NO}_2^-\text{-N}$ )及反应性活性磷(SRP)时, 水样也是先通过 GF/F 滤膜过滤后进行测定. 水体高锰酸盐指数( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ )的测定则采用高锰酸钾氧化滴定法.

TN、DTN 浓度测定采用过硫酸钾氧化、紫外分光光度法(GB 11894—1989), 测定波长选择 210 nm(岛津 UV-2450 型分光光度计); TP、DTP 测定采用过硫酸钾氧化、钼锑抗显色分光光度法(GB 11893—1989), 测定波长为 700 nm(岛津 UV-2450 型分光光度计), TN 与 DTN 之差为颗粒态氮(PN), TP 与 DTP 之差为颗粒态磷(PP), DTP 与 SRP 之差为溶解性有机磷(DOP).  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的测定采用纳氏试剂光度法(GB 7479—1987),  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、SRP 浓度的测定则采用流动分析、分光光度法(荷兰 Skalar SAN<sup>++</sup>型流动分析仪).

## 1.3 水相磷的赋存量计算及统计方法

基于水量计算基础上的水相磷赋存量计算方法与赵林林的计算方法相同<sup>[31]</sup>, 即采用各点代表水域的水量与测定各形态磷浓度的乘积. 分区、分季度及年际平均水质指标采用各区、各季度、各年的数学平均值. TN、TP、Chl.*a* 的平均值中剔除了几次异常高值(TP 超过 1.0 mg/L, 伴随大量藻类堆积, TN、TP、Chl.*a* 约为夏季正常均值的 5~10 倍). 各形态磷的库存量计算时, 以该季度水位值计算而得的各点位代表水量与浓度值的乘积, 然后加和所得.

空间分析时, 将太湖划分为西北(NW)、东北(NE)、西南(SW)、东南(SE)4 个区, 西北区由点位 TH16、TH17、TH10、TH18、TH08、TH07、TH32、TH05、TH04、TH03、TH06、TH01、TH00 共 13 个点代表区域组成; 东北区由 TH09、TH15、TH31、TH13、TH14 共 5 个点代表区域组成; 西南区由 TH19、TH20、TH21、TH22、TH23、TH11 共 6 个点代表区域组成, 其余 8 个点位为东南区.

分析影响总磷赋存量( $C_{\text{TP}}$ )、总颗粒磷赋存量( $C_{\text{PP}}$ )、溶解性总磷赋存量( $C_{\text{DTP}}$ )、溶解性有机磷赋存量( $C_{\text{DOP}}$ )及总反应性活性磷( $C_{\text{SRP}}$ )与环境因子之间的关联时, 采用随机森林模型(Random Forest)确定环境因子的相对贡献比率, 利用交叉验证生成了 2000 棵树, 每棵树每个节点预选 3 个特征变量, 预测变量的重要性取决于其在各个树中被选择的频率<sup>[32]</sup>. 该分析通过 R 软件中的随机森林 SRC 包和 GG 随机森林包子函数实现. 不同因素间的相关性判别使用 Pearson 系数( $P$ ),  $P < 0.05$  为显著相关,  $P < 0.01$  为极显著相关.

## 2 结果与分析

### 2.1 各形态磷浓度长期变化

2017 年太湖水体磷浓度出现了明显的反弹. 2005—2018 年太湖各形态磷浓度的年均值如图 2 所示. 就 TP 浓度而言, 14 年的平均值为 0.113 mg/L, 其中最高值出现在 2006 年(0.134 mg/L), 而第二高的峰值出现在 2017 年(0.131 mg/L); 最低值出现在 2010 年(0.086 mg/L). 2006—2017 年的 12 年 TP 浓度变化大致呈“V”型, 2006—2010 年下降明显, 而 2010—2017 年则逐步上升. 与环保部门的监测结果相比<sup>[7]</sup>, TLLER 的 TP 浓度监测结果偏高, 这与 TLLER 监测方案中西北部高污染湖区布点偏多、样品预处理中未进行静置沉降预处理等监测方法不同有关, 不影响基于同一监测方案下的结果比较.

太湖水体中 TP 与 DTP 浓度的多年变化趋势并不相同. TP 浓度的变化主要受 PP 浓度变化影响. 从图 2 可以看出, 太湖水体中 TP 浓度的变化基本与 PP 变化一致, 而与 DTP 等溶解性磷浓度的年均值变化曲线差异很大. PP 平均浓度占 TP 浓度的 69%, 而 DTP 平均浓度只占 TP 浓度的 31%. 太湖水体中 DTP 浓度的多年平均值为 0.036 mg/L, 峰值分别出现在 2008 年和 2013 年, 年均浓度值分别为 0.047 和 0.048 mg/L. 尽管这两年 TP 浓度也都出现了一个峰值, 但是由于 PP 浓度变化不大, TP 浓度的峰值都不是多年最高的. 而在 TP

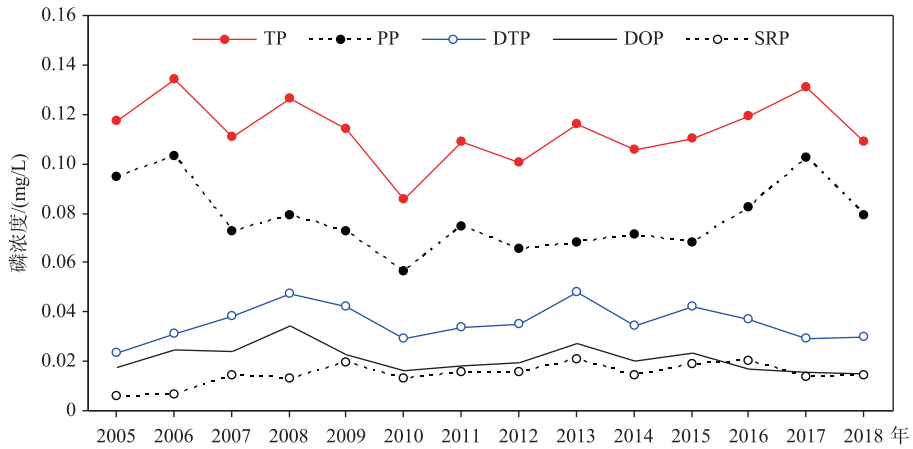


图2 太湖水体各形态磷浓度的年均值变化

Fig.2 Variation of yearly average phosphorus concentration in Lake Taihu

浓度出现峰值的2006年和2017年,DTP浓度反而下降,分别为0.031和0.029 mg/L,而且低于多年平均。

太湖SRP的浓度变化与DTP大致一致,多年平均值为0.015 mg/L。值得注意的是,TP和PP浓度出现峰值的时候,SRP浓度也相当低,如2017年的SRP浓度均值仅为0.013 mg/L,低于多年平均值。太湖DOP浓度的多年平均值为0.021 mg/L,大多数年份都高于SRP浓度平均值,多年变化趋势也与DTP更为接近。

## 2.2 各形态磷浓度的季节波动性

作为一个接纳多个大中型城市来水、风浪扰动频繁引起表层底泥颗粒物再悬浮、兼有草型湖区和蓝藻水华严重湖区的大型浅水湖泊,太湖水体磷浓度存在极大的时空差异性。在评价太湖的磷浓度变化、设定太湖的磷控制目标时必须充分考虑时空波动性。

从全太湖32个监测点位的逐季度TP浓度平均值(TP-S)与北太湖14个监测点位逐月水体TP浓度平均值(TP-M)及其误差量变化(图3)可以看出,(1)TP-S与TP-M的变化趋势一致,说明TP-S能够反映出太

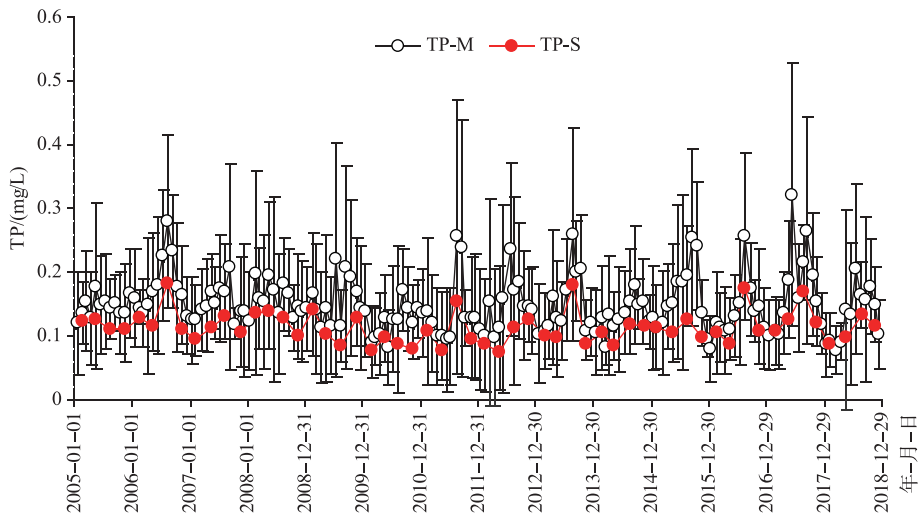


图3 太湖全湖水体总磷浓度(TP-S)的季节变化及北太湖总磷浓度(TP-M)的月变化

Fig.3 Variations of seasonal total phosphorus concentration in whole-lake and monthly variations of total phosphorus concentrations in northern Lake Taihu

湖水体磷的变化过程; (2) TP-S 多年均值明显低于 TP-M, TP-S 为  $0.113 \text{ mg/L}$  ( $n = 56$ ), 而 TP-M 为  $0.149 \text{ mg/L}$  ( $n = 156$ ), 全湖均值是北太湖均值的 76%, 这与月均值采样点更多地落在污染相对严重的西北太湖、梅梁湾等有关; (3) 由 14 个点位数据平均而来的 TP-M 值误差更大、波动性更强, 平均误差为  $0.084 \text{ mg/L}$ , 占平均值 ( $0.149 \text{ mg/L}$ ) 的 56%, 表明污染相对较重的北太湖, 各个监测点之间的差异性也非常大。

基于季度 32 个监测点位获得的全湖各形态磷浓度的季度变化 (图 4) 进一步显示, 与年均值相比 (图 2), 全湖季度均值表现出更大的波动性。8 月代表夏季, 是太湖水体 TP 峰值出现的高发期。TP 的季度变化曲线显示, 排名最高的前 5 年及均值分别为: 2006 年,  $0.182 \text{ mg/L}$ ; 2013 年,  $0.179 \text{ mg/L}$ ; 2016 年,  $0.175 \text{ mg/L}$ ; 2017 年,  $0.170 \text{ mg/L}$ ; 2011 年,  $0.153 \text{ mg/L}$ 。这种异常峰值均出现在蓝藻水华相对较重的夏季, 说明就总磷而言, 其浓度极值受蓝藻水华情势的影响特别大。从 14 年的平均值而言, 8 月份的 TP 平均值为  $0.135 \text{ mg/L}$  ( $n = 14$ ), 夏季显著高于其余季节, 而秋、冬、春季的差别不大 (11 月、2 月和 5 月的均值分别为  $0.107$ 、 $0.108$  和  $0.103 \text{ mg/L}$ )。

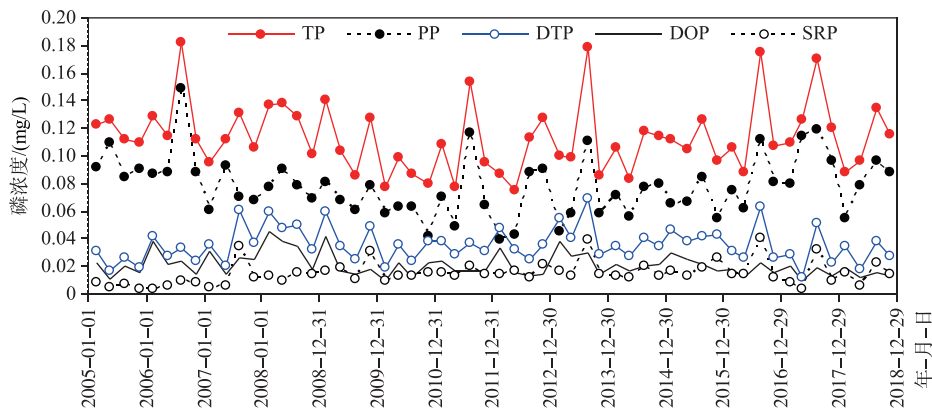


图 4 太湖各形态磷浓度的季度变化

Fig.4 Seasonal variations of different phosphorus fractions in Lake Taihu

夏季 TP 和 PP 浓度的峰值往往同步出现 (图 4)。2005—2018 年间, 太湖全湖 PP 浓度最高值出现在 2006 年 8 月 ( $0.149 \text{ mg/L}$ ), 次峰值出现在 2017 年 ( $0.119 \text{ mg/L}$ )、2013 年 ( $0.116 \text{ mg/L}$ )、2017 年 ( $0.114 \text{ mg/L}$ ) 和 2016 年 ( $0.112 \text{ mg/L}$ )。

DTP 浓度的季节波动性要小于 PP 浓度, 多年平均值介于  $0.012 \sim 0.069 \text{ mg/L}$  之间, 但是仍然出现多个明显偏离均值的异常情况。比如 2013 年、2016 年和 2007 年夏季的平均值分别为  $0.069$ 、 $0.063$  和  $0.061 \text{ mg/L}$ 。而 SRP 浓度的峰值分别出现在 2016 年、2013 年、2007 年和 2017 年的 8 月。DOP 则在 2008 年出现一个峰值, 近年来呈现稳定下降的趋势。

## 2.3 相关水质、水文指标的变化

### 2.3.1 氮

太湖水体中各形态氮浓度变化表现出与磷变化显著不同的特征。首先, 与磷不同, 多年来太湖水体各形态氮浓度下降趋势明显 (图 5)。2006 年以来, 各形态氮浓度均表现出逐步下降的特征。TN 浓度峰值出现在 2006 年 2 月 ( $5.12 \text{ mg/L}$ ); 最小值出现在 2016 年 ( $1.53 \text{ mg/L}$ )。就年平均值而言, 14 年来 2006 年最高, 2018 年最低, 2018 年年均值较 2006 年下降了 45%。其次, 与磷不同, 溶解态是太湖水体中氮的主要存在形态 (图 5)。14 年来太湖 TN 平均浓度为  $2.60 \text{ mg/L}$ , 其中 DTN 的平均浓度为  $1.87 \text{ mg/L}$ , PN 的平均浓度为  $0.73 \text{ mg/L}$ , DTN 占 TN 的比例为 72%, PN 占比只有 28%。在 DTN 中,  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  多年平均浓度为  $0.62 \text{ mg/L}$ ,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  多年平均浓度为  $0.52 \text{ mg/L}$ ,  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度总体略高于  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 。第三, 氮的形态存在明显的季节变化。2 月、5 月、8 月、11 月太湖全湖 TN 浓度的平均值分别为  $3.29$ 、 $3.13$ 、 $1.96$  和  $2.01 \text{ mg/L}$ , 冬、春季显著高于夏、秋季; PN 浓度的平均值分别为  $0.51$ 、 $0.78$ 、 $0.93$  和  $0.72 \text{ mg/L}$ , 呈现夏季高、冬季低的特征, 与藻类的生长季节规律相似; DTN 的季节变化显示, 夏季最低。  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的浓度平均值夏、秋季节明显低于冬、春季节; 而  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度的四

季平均值冬季显著高于春、秋季,夏季显著低于其他季节。对比磷的季节变化,夏季太湖水体各溶解态氮浓度显著下降,而磷浓度则明显升高,同时引起了水体氮磷比的季节变化,夏季水体氮磷比明显低于其他季节。

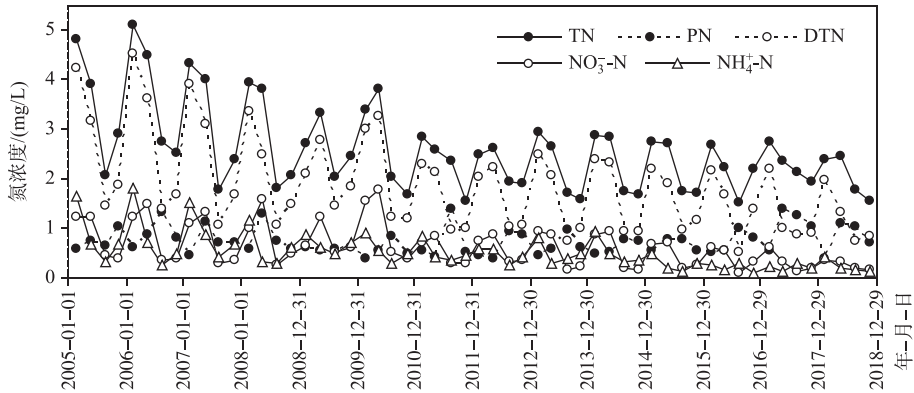


图5 太湖水体各形态氮全湖季度平均值变化

Fig.5 Seasonal variations of different nitrogen fractions in Lake Taihu

2.3.2 叶绿素 *a* 从2005—2018年太湖水体浮游植物 Chl.*a* 的浓度变化(图6)可以看出,太湖多年全湖平均 Chl.*a* 浓度为 22.7  $\mu\text{g/L}$ ,但是季节变化很大,2月、5月、8月、11月的多年平均值分别为 9.6、22.7、38.0、20.3  $\mu\text{g/L}$ ,夏季大于春、秋季,春、秋季相当,冬季显著低于其他季节。2012—2017年太湖夏季水体 Chl.*a* 浓度还呈现逐年升高的趋势,8月的全湖平均值分别为 28.7、36.7、48.0、52.2、53.2、56.6  $\mu\text{g/L}$ ,此外,2017年5月全湖平均 Chl.*a* 浓度达到多年最高值(60.6  $\mu\text{g/L}$ )。2018年水体 Chl.*a* 浓度虽然显著下降,但也出现了5月、8月双峰,表明浮游植物生物量高值期的持续时间较长。

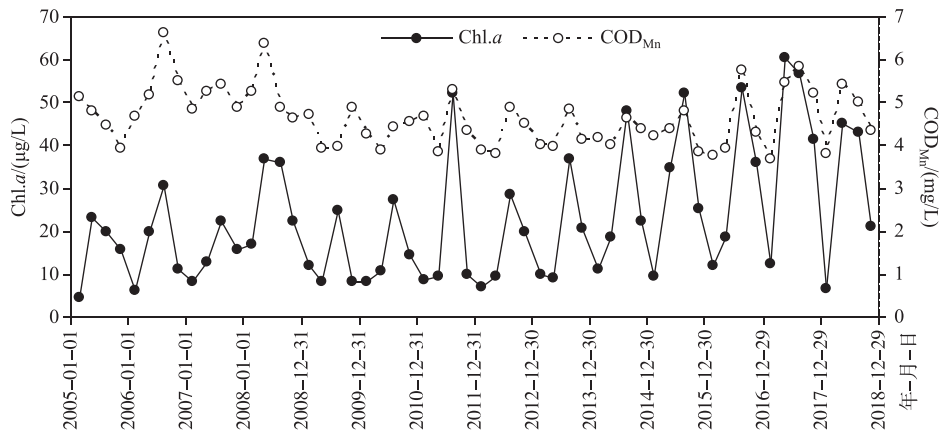


图6 2005—2018年太湖水体叶绿素 *a* 浓度及高锰酸盐指数的季节变化

Fig.6 Variation of chlorophyll-*a* and permanganate index concentration in Lake Taihu from 2005 to 2018

2.3.3 高锰酸盐指数 2005—2018年太湖全湖逐季度  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  介于 3.70~6.61  $\text{mg/L}$  之间,平均值为 4.64  $\text{mg/L}$  ( $n=56$ )。其中2006年和2008年的夏季较高,均超过了 6.0  $\text{mg/L}$  的 III 类水标准上限(GB 3838—2002)。总体而言,14年间,就年平均值而言, $\text{COD}_{\text{Mn}}$  并未出现明显的下降(图6),最大值出现在2006年,最低值出现在2013年。其中2009—2015年总体变化较平稳,但是2016年8月以后, $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度又开始出现剧烈的季节波动,2017年出现了春、夏、秋三季的高值,2018年的春、夏季值也都较高。

2.3.4 水位 从图7中可以看出,2005—2018年太湖水位变幅在 2.77~4.79 m 之间,平均为 3.27 m(吴淞基准

面). 水位超过 4.00 m 的情况共有 4 次, 按出现的最高水位排序依次为 2016 年 6 月 25 日—7 月 29 日 (4.79 m)、2009 年 8 月 11—24 日 (4.23 m)、2015 年 7 月 12—25 日 (4.14 m) 和 2016 年 10 月 30 日—11 月 2 日 (4.05 m). 2015 年、2016 年均为较丰水年, 2016 年高水位的持续时间长、秋季出现超警戒水位, 是 14 年来水位最高的一年, 也是近 50 年来第二高的水位, 仅比 1999 年的历史最高水位低 0.10 m.

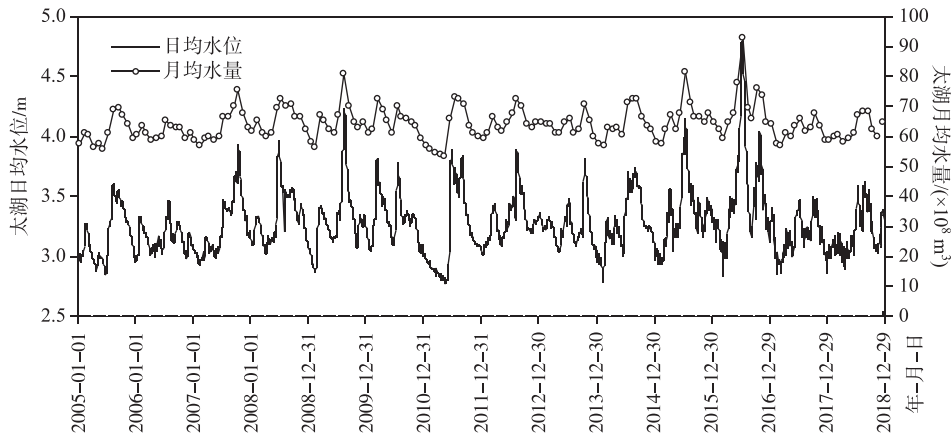


图 7 2005—2018 年太湖水位日变化及月均水量变化估算

Fig. 7 Daily water level and estimated monthly water volume in Lake Taihu from 2005 to 2018

2.3.5 水量 2005—2018 年太湖的月均水量为  $64.1 \times 10^8 \text{ m}^3$ , 最大值为  $92.5 \times 10^8 \text{ m}^3$  (2016 年 7 月), 最小值为  $53.1 \times 10^8 \text{ m}^3$  (2011 年 5 月). 2006 年全年及 2007 年上半年持续低库容, 而 2017 年及 2018 年也均属于水位偏枯的年份, 与 2007 年及 2017 年的大规模蓝藻水华事件同步.

2.3.6 其他 2005—2018 年全太湖 4 个季度水体悬浮颗粒物浓度 (SS) 均较高, 均值为  $58 \text{ mg/L}$ , 年度均值显示近年来变化不大. 此外, 作为一个较高浊度的大型浅水湖泊, 太湖多年水体透明度均较低, 平均为  $38 \text{ cm}$ , 2017—2018 年明显更低 ( $34 \text{ cm}$ ).

#### 2.4 各形态磷的水体赋存量变化

太湖全湖 ( $C_{\text{TP, Total}}$ ) 及西北 ( $C_{\text{TP, NW}}$ )、东北 ( $C_{\text{TP, NE}}$ )、西南 ( $C_{\text{TP, SW}}$ )、东南 ( $C_{\text{TP, SE}}$ ) 4 个空间分区的水相 TP 赋存量变化如图 8 所示. 2005—2018 年太湖全湖水相磷赋存量的平均值为  $688 \text{ t}$ , 西北、东北、西南、东南的赋存量平均值分别为  $338$ 、 $42$ 、 $241$  及  $67 \text{ t}$ . 其中西北湖区来水污染重、水体深度大、面积占比大等原因, 水相 TP 的赋存量均值明显大于其余湖区.

从多年变化看, 2005—2018 年太湖全湖 TP 赋存量的最高值出现在 2017 年, 2016 年、2013 年和 2006 年也比较高. 需要指出的是, 蓝藻水华面积相对较大的 2007 年、2017 年, 其前一年的水体 TP 赋存量总体处于相对高位; 而蓝藻水华面积相对较大的 2017 年和 2013 年, 水体 TP 的赋存量也相对较高, 从一个侧面表明蓝藻水华面积与湖体磷赋存量的相互影响. 从季节变化来看, 夏季是水体 TP 赋存量高值期, 2005—2018 年平均冬、春、夏、秋季节湖体磷的赋存量分别为  $683$ 、 $604$ 、 $792$ 、 $673 \text{ t}$ , 夏季水体磷的赋存量显著高于其他季节, 其次为冬季, 而春季 (5 月) 总体而言是水相磷赋存量最低的季节, 从另一侧面再次反映了蓝藻水华出现面积对水相磷赋存量季节变化的影响.

分区变化上, 西南、东南湖区磷赋存量的增加相对更加明显. 2016—2018 年西南湖区磷赋存量 ( $C_{\text{TP, SW}}$ ) 较 2005—2015 年的年均值增高了  $31\%$ , 而东南湖区 ( $C_{\text{TP, SE}}$ ) 2016—2018 年平均较之前的平均值增高了  $20\%$ . 相比而言, 2005—2015 年西北湖区的平均磷赋存量为  $332 \text{ t}$ , 东北湖区的平均磷赋存量为  $42 \text{ t}$ , 2016—2018 年西北湖区的平均磷负荷为  $362 \text{ t}$ , 东北湖区的平均磷赋存量为  $44 \text{ t}$ , 增幅分别仅为  $9\%$  和  $5\%$ , 增幅明显小于南部两个湖区, 说明近年来太湖南部湖区水相 TP 负荷的增幅明显更大.

不同形态磷库的变化较为剧烈 (图 9). PP 是磷库的主要贡献者,  $C_{\text{PP}}$  多年季度平均值为  $487 \text{ t}$ , 而  $C_{\text{DTP}}$  平均值为  $201 \text{ t}$ , 分别占  $C_{\text{TP}}$  的  $71\%$  和  $29\%$ , 这与两种形态磷在磷浓度中的占比情况一致. 在  $C_{\text{DTP}}$  中,  $C_{\text{DOP}}$  的多年



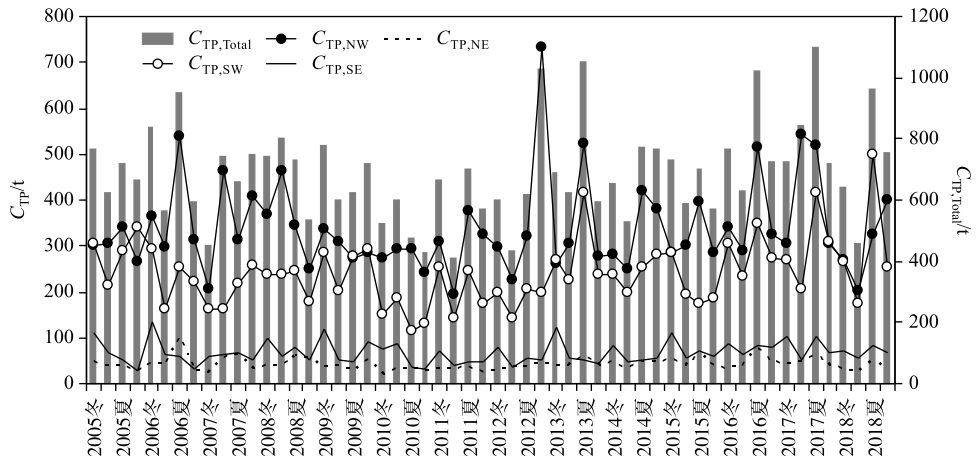


图 8 2005—2018 年太湖不同湖区水相总磷赋存量的季节变化

Fig.8 Seasonal variation of total phosphorus capacity in water column of Lake Taihu from 2005 to 2018

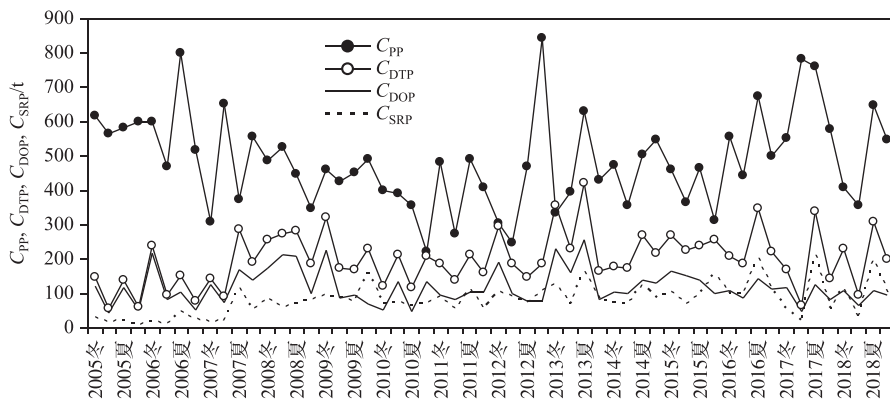


图 9 2005—2018 年太湖不同形态水相磷赋存量的季度变化

Fig.9 Capacities variations of different fractions of phosphorus in Lake Taihu from 2005 to 2018

平均值为 119 t,  $C_{SRP}$  的多年平均值为 83 t.

$C_{PP}$  的多年变化呈“V”字型, 2006—2012 年期间明显下降, 而 2012—2017 年则呈上升趋势.  $C_{SRP}$  总体呈上升趋势. 自 2013 年以后, SRP 的水相赋存量开始升高, 2013—2018 年均值较 2005—2012 年均值增高 63%. 其中 2005—2012 年夏季的  $C_{SRP}$  均值为 73 t, 2013—2018 年夏季均值为 168 t, 增幅达到 130%, 也成为水相磷库中较为重要的一部分.

利用随机森林模型定量分析了水位、水量、水体透明度、水体浮游植物 Chl.a、 $COD_{Mn}$ 、SS 浓度等可能影响水体磷赋存量的环境因子与水相不同形态磷库的相对贡献比率(图 10), 结果显示, 与藻类生物量直接或者间接相关的要素(SS、Chl.a 和  $COD_{Mn}$ )与  $C_{PP}$  和  $C_{DTP}$  的相互联系最为密切, 是主要贡献因子. 当然, 赋存量的主要贡献因子也包含了磷对该指标的相互影响, 并不完全是单向的决定因子. 而水位、水量等表征水体总水量变化的指标对水相颗粒态磷赋存量( $C_{PP}$ )影响的贡献并不大.

浮游植物 Chl.a 对所有形态的磷水相赋存量均有较大的贡献, 特别是对 DOP 磷的贡献, 是几个因子中占比最大的. 水位与水量对几种溶解性磷赋存量的影响差别很大(图 10). 水位对 TDP、DOP 及 SRP 赋存量的影响比重均较大, 而水量的影响却明显较小, 说明太湖的水位变化对水体溶解性磷的影响较大. 原因可能是因为水位升高之后, 下层水体的缺氧频次和强度增加, 这既增加了底泥释放溶解性磷的风险, 也增加了水

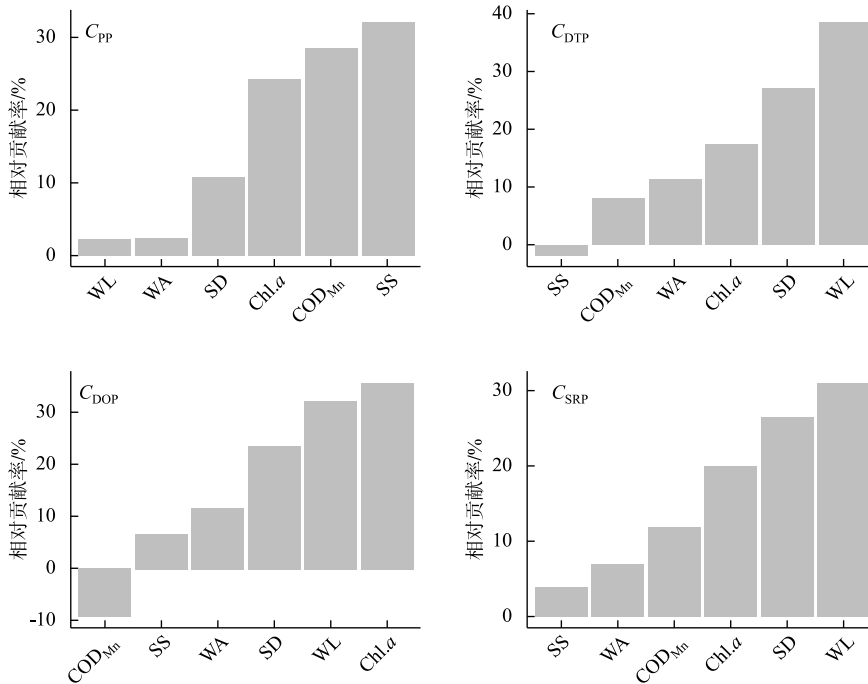


图 10 不同环境因子对太湖不同形态水相磷赋存量影响的相对贡献率

Fig.10 Relative contribution of different environmental factors to phosphorus capacities in Lake Taihu

相 PP 的厌氧分解机会,最终增大了各形态水体溶解性磷的比例。

### 3 讨论

#### 3.1 外源磷负荷仍深刻影响着太湖水体磷的赋存量

外源负荷超过湖泊的自净能力是湖泊富营养化发生的根本原因. 因此,外源入湖负荷的有效控制是湖泊富营养化的基本前提. 太湖自 1970s 中后期,由于围垦和水利工程建设引起的水文条件变化(水位年变幅由 1950s 的 1.94 m 下降到 1970s 的 1.20 m),以及工农业的巨大发展(1960—1980 年流域粮食产量增加 3 倍、工业产值增加近 10 倍),外源负荷增加,“梅梁湾和五里湖水域每逢夏季出现大量的‘水花’现象”<sup>[1]</sup>,1988 年 10 月 8 日,在太湖湖心的平台山附近,调查发现过近 1000 km<sup>2</sup> 的表层蓝藻水华现象<sup>[2]</sup>,1990 年 7 月,梅梁湾蓝藻水华严重,影响梅园水厂供水,致使无锡市 116 家工厂停产,市区许多居民家无法供水<sup>[2]</sup>. 显然,即便是在 1980s,太湖的外源磷负荷也已经超过了太湖的正常自净能力上限。

太湖的年度外源磷负荷明显高于湖体水相磷的蓄积量. 据黄漪平等的调查估算,1986 年太湖的入湖磷负荷为 1576.91 t/a,1987 年为 896.54 t/a,1988 年为 1282.19 t/a,相应地,当年湖泊磷的净滞留量分别为 675.25、-100.20 和 252.98 t/a<sup>[21]</sup>. 1998—2000 年,Kelderman 等依据太湖的水量收支及河道磷浓度,估算出 1998—2000 年太湖入湖磷负荷分别为 1750、1560 和 1450 t/a,湖体净滞留磷负荷分别为 1060、1000 和 1040 t/a,外源磷负荷显著高于 1980s<sup>[19]</sup>. 2001 年 5 月—2002 年 4 月,许朋柱等通过 115 条环湖河道逐月水质调查及水文平衡计算,估算出太湖入湖磷负荷为 1029.37 t/a,净滞留 361.10 t/a<sup>[20]</sup>. 而据余辉等的估算,2007 年太湖磷的河道入湖污染负荷为 2091 t/a<sup>[33]</sup>. 王华等报道了太湖 2010—2017 年的河道入湖磷负荷,平均值为 2200 t/a<sup>[9]</sup>. 这些报道表明,太湖的外源磷负荷与本研究的 688 t 的水相平均磷蓄积量相比,外源磷负荷明显高于水相磷库的数倍,从收支上看,太湖的磷库在不断增加。

外源磷控制的效果被入湖水量增加所抵消. 近年来,尽管太湖入湖河道水体中 TP 浓度有所下降<sup>[7]</sup>,但是,由于太湖入湖水量并未下降,特别是 2015—2016 年降雨量有较大增加,太湖的外源磷并未大幅度下

降。据翟淑华等的估算,2010年太湖入湖TP负荷为2800t,其中1456t滞留于湖中,滞留率约52%<sup>[18]</sup>。此外,据江苏省水文水资源勘测局的监测估算,2009—2017年太湖入湖磷负荷介于1610~2250t/a之间,平均值为1900t/a<sup>[34]</sup>。尽管不同部门、不同监测点位和频次调查所估算的磷负荷有所差异,但是其趋势基本一致,估算的太湖磷收支平衡结果基本可靠。2007年以来太湖的外源磷入湖负荷并未大幅度下降,外源磷负荷仍在1500t/a以上,年滞留量仍在1000t/a上下。这也就是说,对磷而言,太湖仍处于“收”大于“支”的净“汇”阶段。朱伟等的调查分析认为,太湖2015—2016年水相磷浓度反弹与当年2次大洪水密切相关,特别是2016年的洪水,是导致水体磷浓度显著升高的主要因素<sup>[35]</sup>。

Richardson和Qian利用北美湿地数据库(NAWDB)统计分析了126个北美天然和人工湿地的磷负荷与出水磷浓度之间的关系,发现湿地系统能够较稳定控制出水磷浓度上限为 $1\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ <sup>[36]</sup>。太湖作为一个大型浅水湖泊,大型维束管植物覆盖区面积不足全湖的20%,对外源磷的自净能力应远低于此值。即便按此净化效率计算,太湖2338 $\text{ km}^2$ 的水面,磷净化负荷的上限也只有2338t/a。目前太湖的外源磷负荷与此上限值基本相当,说明太湖的外源负荷仍处于较高的水平,外源磷负荷仍深刻影响着太湖水体磷的赋存量。这给太湖持续降低水体磷浓度的治理目标带来了极大的挑战。

### 3.2 蓝藻水华情势显著影响着水相磷赋存量及其季节变化

太湖水相磷的赋存量还受湖体水—沉积物频繁交换过程影响。依据湖泊的面积与水深比,太湖是一个大型“极浅水”湖泊<sup>[37]</sup>,在没有水草植被保护的湖区,水体往往长期处于浑浊状态,水相颗粒磷丰富,内源补给充分,水体磷浓度,特别是水体TP浓度很难处于较低的水平<sup>[38]</sup>,这从本研究中揭示的PP是太湖水相磷主要存在形态的现象一致。在这种水相磷浓度已经处于较高水平的浅水湖泊中,藻类的季节性消长过程对沉积物—上覆水中磷的相间分配起到极大的影响<sup>[39]</sup>。藻类大量生长,特别是水华发生期间,能够通过增高水相pH<sup>[24]</sup>,降低下层或者底层水体溶解氧水平<sup>[25]</sup>,释放促发PP转化释放的磷酸酶等作用机制<sup>[26]</sup>,促进底泥释放,增加水相颗粒磷库。在这种情况下,水体磷浓度成为藻类生物量大量生长、蓝藻水华形成过程的“果”,而非藻类生长和蓝藻水华形成的“因”<sup>[24]</sup>。当然,这种“因”、“果”的转化,其前提是水相磷浓度的基础水平不低<sup>[40]</sup>。

太湖水体与底泥的磷交换,除了受风浪扰动的影响之外,还受蓝藻等藻类生物吸收及其在水相滞留过程影响。对于微囊藻等太湖优势蓝藻属的生长及水华形成而言,太湖水体的磷供给十分充足。当前太湖水体磷浓度的平均值达到了0.113mg/L,显著超过Xu等实验研究获得的太湖水华蓝藻生物量生长受到磷限制浓度的上限值(0.05mg/L)<sup>[40]</sup>,因此,太湖水相中的磷浓度季节性增高,特别是PP浓度的季节性增高,相当大的因素是藻类生物量季节性大幅度增高的结果。太湖不但水体磷浓度现存量高,还有很高的供给能力。首先,太湖的换水周期短,以2010年为例,翟淑华等依据太湖流域管理局水文监测数据表明当年入湖水量为 $118.83\times 10^8\text{ m}^3$ ,本研究估算的2010年年均水体水量为 $65.0\times 10^8\text{ m}^3$ ,由此估算当年的换水周期为200d,而类似2016年的洪水年,换水周期还大大缩短。在如此快的换水条件下,太湖环湖河道较高的磷浓度保障了湖体磷浓度不可能处于较低水平。查慧铭等2016年逐月调查了出入湖河道水体磷浓度,发现16条主要出入湖河道水体TP浓度平均值为0.156mg/L,明显高于对应的湖区磷浓度,其中梅梁湾、竺山湾、西北湖区沿岸入湖河道水体TP浓度年均值分别为0.176、0.221和0.189mg/L,而东太湖、胥口湾等湖区沿岸的出湖河道水体TP浓度年均值分别为0.063和0.095mg/L,入湖河道来水TP浓度又显著高于出湖河道<sup>[41]</sup>。其次,底泥再悬浮对水相磷供给强度大、频次高。Zhu等在太湖6个点位实施了再悬浮通量的周年观测,发现藻型湖区磷的再悬浮通量为 $0.141\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ,相应地草型湖区的磷再悬浮通量为 $0.009\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ <sup>[38]</sup>,这表明太湖目前仍有极强的内源磷补给能力。

基于当前太湖的营养盐水平和补给能力,太湖水体的蓝藻水华出现面积变化大,对水相磷的反馈强,显著影响着水相磷蓄积量及其季节变化。大量的研究表明,营养盐只是蓝藻水华强度的影响因素之一。而气象条件、水文过程、食物链等其他因素对蓝藻水华的情势影响很大<sup>[42]</sup>。对太湖而言,上述要素的影响往往超过营养盐的影响。对太湖水体磷浓度影响较大的蓝藻水华情势,受气候、水文情势的影响,近年来出现了加重的趋势,特别是2017年,太湖蓝藻水华的面积、生物量、持续时间等强度指标均为近14年来最严重的,成为太湖水体磷浓度在2016—2018年陡增的主要原因<sup>[8]</sup>。Shi等通过高频反演2003—2017年太湖蓝藻水华发

生时间和强度,发现 15 年期间太湖蓝藻水华的物候条件发生了显著变化,梅梁湾适宜蓝藻水华出现的物候学条件提前了 29 d,主要因素包括春季气温的升高、风速的下降等<sup>[43]</sup>. Yang 等分析了太湖 2007—2015 年蓝藻水华发生的气象条件,发现 2012 年以后极端气候事件诱发的大规模蓝藻水华的次数明显增高,暴雨、强风之后形成大规模蓝藻水华的频次在明显增加<sup>[44]</sup>. 因此,这种极端的气候条件引发了蓝藻水华事件的大规模暴发,加大了水相对沉积相中的磷的“泵吸效应”,大大提高了水相总磷的赋存量. 这与本研究发现的夏季水相磷的赋存量明显高于其他季节相一致.

### 3.3 太湖水相磷赋存量动态变化对水质目标管理的挑战

2017 年太湖蓝藻水华的大规模暴发及湖体磷年均浓度的反弹,使得太湖的环境管理部门不得不重新考虑《江苏省“十三五”太湖流域水环境综合治理行动方案》设定的 2020 年太湖磷的治理目标. 就目前的太湖水体 TP 浓度变化趋势看,2020 年全湖全年平均 TP 浓度低于 0.05 mg/L 的目标实现难度大.

湖泊水相磷浓度波动变化,是长江中下游地区的非草型湖泊普遍存在的现象. 湖泊水体中 TP 0.05 mg/L 的浓度水平,已经接近长江中下游地区浅水湖泊的自然本底. Yang 等通过长江中下游 49 个湖泊硅藻—水体总磷浓度的转化函数构建,估算出长江中下游流域的典型草—藻型兼具的浅水湖泊太白湖在 1920s 时,水体 TP 浓度处于 0.043~0.062 mg/L 之间<sup>[13]</sup>,这表明,在长江中下游地区的浅水湖泊,在当前的社会经济和流域人类活动强度下,水体 TP 浓度 0.05 mg/L 是一个很容易突破的营养盐水平. 朱树屏等在 1949—1950 年对太湖梅梁湾梅园附近水域的逐月调查中,发现太湖水体中磷浓度的不稳定性:1949 年 10—11 月表层水磷酸根浓度维持在 0.016~0.030 mg/L,底层水在 0.037~0.050 mg/L 之间(水深 2.4 m,底层至泥上 30 cm 处);12 月至次年 3 月,表层水为 0.011~0.017 mg/L,底层水为 0.010~0.019 mg/L;4 月,一场大雨之后,水体磷酸根浓度为 0.025~0.154 mg/L;5—10 月,表层水又回到 0.001~0.010 mg/L,底层水为 0.002~0.018 mg/L<sup>[45]</sup>. 以太湖站 32 个点点的季度调查结果看,2017—2018 年水体 SRP(磷酸根为主)浓度介于 0.001~0.124 mg/L 之间,平均值为 0.014 mg/L(图 2),其范围及均值与 1950 年调查时差别不大. 1960 年 6 月 15 日—8 月 25 日中国科学院南京地理研究所组织的太湖综合调查时发现,磷酸根浓度介于 0.01~0.05 mg/L 之间,最大为 0.28 mg/L,其中东太湖和西山南部较高(0.16~0.25 mg/L)<sup>[46]</sup>. 可见当时的水体磷浓度空间差别大,局部含量高,水相阶段性呈现高磷状态,是太湖局部湖区的固有属性,特别是那些没有水草覆盖的河口区域.

大型浅水湖泊一旦发生了蓝藻水华问题,其藻型生境具有较强的自我维持、自我强化机制,对营养盐的削减响应迟钝. 特别是浅水湖泊的生态系统结构对气候变暖、极端气象和水文过程等气候变化更加敏感和脆弱<sup>[47]</sup>,使得这些湖泊的蓝藻水华问题久治难愈. Qin 等对太湖 2007 年以来的治理措施及湖泊响应分析之后认为,洪泛平原往往具备较高的营养盐本底,在气候变化的叠加效应以及持续的经济增长背景下,使得太湖水环境改善对大规模的治理投入响应迟钝<sup>[8]</sup>. 国际上与之类似的富营养化湖泊如加拿大的 Winnipeg<sup>[48]</sup>、美国佛罗里达的 Okeechobee 湖<sup>[47]</sup>、美加交界的伊利湖西部浅水部分区等<sup>[49]</sup>. 这些湖泊均在长期治理后依然没有将水体 TP 稳定在较低水平<sup>[48-50]</sup>.

考虑到暴发蓝藻水华的湖泊水相磷浓度的非人类活动影响带来的波动性,在湖泊治理目标考核上应当将考核重点放在污染源削减上. 既然大型浅水湖泊的水体 TP 对流域治理措施的响应具有很大的不确定性,TP 浓度的稳定下降也是一个长期的过程,湖泊水体 TP 浓度作为一个短期的、阶段性的污染治理目标就显得不太恰当. 人类活动对湖泊富营养化的贡献,首先是污染源强度的增加,其次是流域营养盐转移过程的变化,最后是营养盐入湖并引发蓝藻水华等生态效应. 在这个过程中,人类活动首先能够管控的是污染源强度,这与人类工农业生产过程的污染源排放以及污水处理厂的建设和运行密切相关;其次是流域输移过程及入湖通量,这与流域土地利用和管理、湿地保护与效能提升以及水系水文过程与水利工程管控等密切联系. 这两项应当成为污染治理目标的重点,而湖泊中生态系统的响应,包括 TP 浓度的变化,除了受流域污染治理的影响之外,还受气候变化等自然波动的巨大影响,应当作为参考目标,而非强制性目标. 此外,在水环境治理的时候,需要有整体性的概念. 沉积相作为水体的重要组成部分,是极大的磷库. 在管理中也应考虑水相和沉积相的磷动态交换作用. 治理目标重点放在源强变化,使得污染治理的主体更加明确,污染治理目标的实现也变得更加可控. 因此,建议将太湖水环境综合治理行动方案的治理目标,调整到源强削减和入湖通量削减比例. 在具体的削减目标方面,余辉、Xu、Wang 等均给出了较为系统的目标建议<sup>[33,40,51]</sup>,可以根据

流域的社会经济发展目标,制定具体的分阶段实施目标。

#### 4 结论

1) 2005—2018年间,太湖水体磷浓度年均值呈现下降、后上升的波动模式,2016—2018年湖体TP浓度明显升高,加大了太湖2020年平均水体TP控制到0.05 mg/L治理目标的实现难度。

2) 太湖水体磷浓度、水相赋存量及近年来的变化趋势存在较大的空间和时间异质性,14年来56个季节水相TP蓄积量平均值为688 t,其中季节平均值分别为604、792、673和683 t,夏季水相TP赋存量显著高于其他季节,空间上,西北、西南两个污染入流区的水相平均TP蓄积量为338和241 t,东北、东南湖区多年平均蓄积量分别为42和67 t,2016年以来的赋存量升高,南部湖区增幅明显高于北部湖区。

3) 水情和蓝藻水华面积变化对太湖水相磷浓度及其赋存量均有较大的影响。水相磷赋存量与浮游植物Chl.a浓度、水位高低关系密切。水量增加、换水加快能明显增加太湖TP的外源入湖负荷,增大高磷浓度区的范围,进而增加全湖TP浓度平均值。而水位增高,蓄水量增大,能明显增加水相TP赋存量,提高对藻类生长的磷供给能力。蓝藻水华情势及其伴随的水相蓝藻颗粒物高低对水相磷浓度及赋存量均有极大的影响。

4) 太湖水相磷浓度及赋存量与水情、藻类的密切关系,使得水体磷浓度高低除了受污染源控制的影响外,还很大程度上受水文气象情势等自然因素的影响。在这种情况下,对湖泊富营养化治理效果的考核,应当更加侧重对污染源削减程度的考核,而对于湖体磷浓度变化的评估,应充分考虑气候变化的因素。

致谢:太湖湖泊生态系统研究站季江、钱荣树、黄建明、沈睿杰、闵岫、钟春妮、杨宏伟、韦金权、薛静琛、龚志军、毛志刚等监测队伍完成了样品的采集与分析,在此一并表示感谢。

#### 5 参考文献

- [1] Gu DX. Some changes of ecological and environmental status of Lake Taihu in the past 20 years. In: Environmental quality survey of Lake Taihu. *Journal of Shanghai Normal University*, 1983: 133-142. [顾丁锡. 二十年来太湖生态环境状况的若干变化. 太湖环境质量调查研究. 上海师范学院学报, 1983: 133-142.]
- [2] Shen BK. Hydrological causing and treatment scheme of cyanobacterial bloom in Taihu. *Water Resources Protection*, 1992, 8(2): 11-14. [沈炳康. 太湖蓝藻暴发的水文成因和治理方案初议. 水资源保护, 1992, 8(2): 11-14.]
- [3] Xie ZH. Legal management environment need data support. *China Environmental Science*, 1996, 12(5): 1. [解振华. 要依法管理环境就要靠数据说话. 中国环境监测, 1996, 12(5): 1.]
- [4] Sun WH. Water quality difference of Taihu before and after Zero Action. *Jiangsu Environment Science and Technology*, 2003, 16(1): 35-36. [孙卫红. “零点行动”前后太湖水质比较分析. 江苏环境科技, 2003, 16(1): 35-36.]
- [5] Qin B, Zhu G, Gao G et al. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: Linkage to climatic variability and lake management. *Environmental Management*, 2010, 45(1): 105-112.
- [6] Yi J, Xu F, Gao Y et al. Variations of water quality of the major 22 inflow rivers since 2007 and impacts on Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2016, 28(6): 1167-1174. DOI: 10.18307/2016.0602. [易娟, 徐枫, 高怡等. 2007年以来环太湖22条主要河流水质变化及其对太湖的影响. 湖泊科学, 2016, 28(6): 1167-1174.]
- [7] 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.]
- [8] Qin B, Paerl HW, Brookes JD et al. Why Lake Taihu continues to be plagued with cyanobacterial blooms through 10 years (2007-2017) efforts. *Science Bulletin*, 2019, 64(6): 354-356.
- [9] Wang H, Chen HX, Xu ZA et al. Variation trend of total phosphorus and its controlling factors in Lake Taihu, 2010-2017. *J Lake Sci*, 2019, 31(4): 919-929. DOI: 10.18307/2019.0421. [王华, 陈华鑫, 徐兆安等. 2010—2017年太湖总磷浓度变化趋势分析及成因探讨. 湖泊科学, 2019, 31(4): 919-929.]
- [10] Carpenter SR. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *PNAS*, 2009, 105(32): 11039-11040.
- [11] Carlson AE. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 1977, 22(2): 361-369.
- [12] Qin B, Zhu G. The nutrient forms, cycling and exchange flux in the sediment and overlying water system in lakes from the middle and lower reaches of Yangtze River. *Science in China: Series D Earth Sciences*, 2006, 49(S1): 1-13.
- [13] Yang X, Anderson NJ, Dong X et al. Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shal-

- low lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology*, 2008, **53**: 1273-1290.
- [14] Zhu G, Qin B, Gao G. Direct evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance. *Chinese Science Bulletin*, 2005, **50**(6): 577-582.
- [15] Zhu M, Paerl HW, Zhu G *et al.* The role of tropical cyclones in stimulating cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms in hypertrophic Lake Taihu, China. *Harmful Algae*, 2014, **39**: 310-321.
- [16] Zhu GW, Xu H, Zhu MY *et al.* Changing characteristics and driving factors of trophic state in lakes at 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.]
- [17] Yang LY, Yang XY, Ren LM *et al.* Mechanism and control strategy of cyanobacterial bloom in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(1): 18-27. DOI: 10.18307/2019.0102. [杨柳燕, 杨欣妍, 任丽曼等. 太湖蓝藻水华暴发机制与控制对策. 湖泊科学, 2019, **31**(1): 18-27.]
- [18] Zhai SH, Han T, Chen F. Self-purification capacity of nitrogen and phosphorus in Lake Taihu on the basis of mass balance. *J Lake Sci*, 2014, **26**(2): 185-190. DOI: 10.18307/2014.0203. [翟淑华, 韩涛, 陈方. 基于质量平衡的太湖氮磷自净能力计算. 湖泊科学, 2014, **26**(2): 185-190.]
- [19] Kelderman P, Zhu W, Maessen M. Water and mass budgets for estimating phosphorus sediment-water exchange in Lake Taihu (China P. R.). *Hydrobiologia*, 2005, **544**: 167-175.
- [20] Xu PZ, Qin BQ. Water quantity and pollutant fluxes of the surrounding rivers of Lake Taihu during the hydrological years of 2001-2002. *J Lake Sci*, 2005, **17**(3): 213-218. DOI: 10.18307/2005.0304. [许朋柱, 秦伯强. 2001-2002 水文年环太湖河道的水量及污染物通量. 湖泊科学, 2005, **17**(3): 213-218.]
- [21] Huang YP ed. Water environment of Lake Taihu and its pollution control. Beijing: Science Presses, 2001. [黄漪平. 太湖水环境及其污染控制. 北京: 科学出版社, 2001]
- [22] Fan CX, Zhang L, Bao XM *et al.* Migration mechanism of biogenic elements and their quantification on the sediment-water interface of Lake Taihu: II. Chemical thermodynamic mechanism of phosphorus release and its source-sink transition. *J Lake Sci*, 2006, **18**(3): 207-217. DOI: 10.18307/2004.0102. [范成新, 张路, 包先明等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及量化——2.磷释放的热力学机制及源-汇转化. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 207-217.]
- [23] Qin B, Hu W, Gao G *et al.* The Dynamics of resuspension and conceptual mode of nutrient releases from sediments in large shallow Lake Taihu, China. *Chinese Sciences Bulletin*, 2004, **49**(1): 54-64.
- [24] Xie LQ, Xie P, Tang HJ. Enhancement of dissolved phosphorus release from sediment to lake water by *Microcystis* blooms—An enclosure experiment in a hyper-eutrophic, subtropical Chinese lake. *Environmental Pollution*, 2003, **122**(3): 391-399.
- [25] Zhu M, Zhu G, Zhao L *et al.* Influence of algal bloom degradation on nutrient release at the sediment - water interface in Lake Taihu, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, **20**: 1803-1811.
- [26] Gao G, Zhu G, Qin B *et al.* Alkaline phosphatase activity and the phosphorus mineralization rate of Lake Taihu. *Science in China: Series D: Earth Sciences*, 2006, **49**(S1): 176-185.
- [27] Gu XH, Zeng QF, Mao ZG *et al.* Water environment change over the period 2007-2016 and the strategy of fishery improve the water quality of Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(2): 305-318. DOI: 10.18307/2019.0201. [谷孝鸿, 曾庆飞, 毛志刚等. 太湖 2007-2016 十年水环境演变及“以渔改水”策略探讨. 湖泊科学, 2019, **31**(2): 305-318.]
- [28] Guo C, Zhu G, Qin B *et al.* Climate exerts a greater modulating effect on the phytoplankton community after 2007 in eutrophic Lake Taihu, China: Evidence from 25 years of recordings. *Ecological Indicators*, 2019, **105**: 82-91.
- [29] Zhu GW, Qin BQ, Zhang YL *et al.* Variation and driving factors of nutrients and chlorophyll-a concentrations in northern region of Lake Taihu, China, 2005-2017. *J Lake Sci*, 2018, **30**(2): 279-295. DOI: 10.18307/2018.0201. [朱广伟, 秦伯强, 张运林等. 2005-2017 年北部太湖水体叶绿素 a 和营养盐变化及影响因素. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 279-295.]
- [30] Chen YW, Chen KN, Hu YH. Discussion on possible error for phytoplankton chlorophyll-a concentration analysis using hot-ethanol extraction method. *J Lake Sci*, 2006, **18**(5): 550-552. DOI: 10.18307/2006.0519. [陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 浮游植物叶绿素 a 测定的“热乙醇法”及其测定误差的探讨. 湖泊科学, 2006, **18**(5): 550-552.]
- [31] Zhao LL, Zhu GW, Gu Z *et al.* Monthly variation of nitrogen and phosphorus volume in Taihu Lake, China. *Journal of*

- China Hydrology*, 2013, **33**(5): 28-33. [赵林林, 朱广伟, 顾钊等. 太湖水体氮、磷赋存量的逐月变化规律研究. 水文, 2013, **33**(5): 28-33.]
- [32] Elith J, Leathwick JR, Hastie T. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 2008, **77**: 802-813.
- [33] Yu H, Pang Y, Xu J *et al* eds. Comprehensive control study of water pollution and eutrophication in Taihu Catchment. Beijing: Science Press, 2014. [余辉, 逢勇, 徐军等. 太湖流域水污染及富营养化综合控制研究. 北京: 科学出版社, 2014]
- [34] Liu JJ, Lu J, Zhu GW *et al*. Occurrence characteristics of black patch events and their influencing factors in Lake Taihu during 2009 to 2017. *J Lake Sci*, 2018, **30**(5): 1196-1205. DOI: 10.18307/2018.0503. [刘俊杰, 陆隽, 朱广伟等. 2009—2017年太湖湖泛发生特征及其影响因素. 湖泊科学, 2018, **30**(5): 1196-1205.]
- [35] Zhu W, TanYT, Wang RC *et al*. The trend of water quality variation and analysis in typical area of Lake Taihu, 2010—2017. *J Lake Sci*, 2018, **30**(2): 296-305. DOI: 10.18307/2018.0202. [朱伟, 谈永琴, 王若晨等. 太湖典型区2010—2017年间水质变化趋势及异常分析. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 296-305.]
- [36] Richardson CJ, Qian SS. Long-term phosphorus assimilative capacity in freshwater wetlands: A new paradigm for sustaining ecosystem structure and function. *Environmental Science & Technology*, 1999, **33**(10): 1545-1551.
- [37] Nixdorf B, Deneke R. Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia*, 1997, **342/343**: 269-284.
- [38] Zhu M, Zhu G, Nurminen L *et al*. The influence of macrophytes on sediment resuspension and the effect of associated nutrients in a shallow and large lake (Lake Taihu, China). *PLoS ONE*, **10**(6): e0127915. DOI: 10.1371/journal.pone.0127915.
- [39] Scheffer M eds. Ecology of shallow lakes. Kluwer Academic Publishers, 2004.
- [40] Xu H, Paerl H, Qin B *et al*. Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Science & Technology*, 2015, **49**: 1051-1059.
- [41] Zhu 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. [查慧铭, 朱梦圆, 朱广伟等. 太湖出入湖河道与湖体水质季节差异分析. 环境科学, 2018, **39**(3): 1102-1112.]
- [42] Huisman J, Codd GA, Paerl HW *et al*. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews: Microbiology*, 2018, **16**: 471-483.
- [43] Shi K, Zhang Y, Zhang Y *et al*. Phenology of phytoplankton blooms in a trophic lake observed from long-term MODIS data. *Environmental Science & Technology*, 2019, **53**: 2324-2331.
- [44] Yang Z, Zhang M, Shi X *et al*. Nutrient reduction magnifies the impact of extreme weather on cyanobacterial bloom formation in large shallow Lake Taihu (China). *Water Research*, 2016, **103**: 302-310.
- [45] Zhu SP, Yang GQ. Annual variation of several water physical and chemical parameters in northern Lake Taihu. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1959, **2**(3): 146-162. [朱树屏, 杨光圻. 太湖北部湖水中几种理化性质的周年变化. 海洋与湖沼, 1959, **2**(3): 146-162.]
- [46] Nanjing Institute of Geography, Chinese Academy of Sciences ed. Comprehensive investigation Report of Lake Taihu. Beijing: Science Press, 1965: 43-48. [中国科学院南京地理研究所. 太湖综合调查初步报告. 北京: 科学出版社, 1965: 43-48.]
- [47] Havens K, Paerl H, Philip E *et al*. Extreme weather events and climate variability provide a lens to how shallow lakes may respond to climate change. *Water*, 2016, **8**: 229. DOI: 10.3390/w8060229.
- [48] Bunting L, Leavitt PR, Simpson GL *et al*. Increased variability and sudden ecosystem state change in Lake Winnipeg, Canada, caused by 20th century agriculture. *Limnology and Oceanography*, 2016, **61**: 2090-2107.
- [49] Maccoux MJ, Dove A, Backus SM *et al*. Total and soluble reactive phosphorus loadings to Lake Erie: A detailed accounting by year, basin, country and tributary. *Journal of Great Lakes Research*, 2016, **42**: 1151-1165.
- [50] Schindler DW, Hecky RE, McCullough GK. The rapid eutrophication of Lake Winnipeg: Greening under global change. *Journal of Great Lakes Research*, 2012, **38**: 6-13.
- [51] Wang M, Stokal M, Burek P *et al*. Excess nutrient loads to Lake Taihu: Opportunities for nutrient reduction. *Science of the Total Environment*, 2019, **664**: 865-873.