

## 不同水深下太湖草/藻型湖区沉积物污染特征及释放通量研究\*

宗玉清<sup>1,2,3</sup>, 李辉<sup>4</sup>, 吴东浩<sup>1,2,3\*\*</sup>, 石亚东<sup>1,2,3</sup>, 盛慧文<sup>1,2,3</sup>, 袁林<sup>1,2,3</sup>, 郭清春<sup>1,2,3</sup>, 邹乐<sup>1,2,3</sup>

(1: 太湖流域水文水资源监测中心, 无锡 214024)

(2: 水利部太湖流域浅水湖泊生态系统野外科学观测研究站, 无锡 214000)

(3: 水利部太湖流域水治理重点实验室, 无锡 214131)

(4: 无锡市河湖治理和水资源管理中心, 无锡 214031)

**摘要:** 太湖作为一个大型富营养化湖泊, 不同湖区沉积物内源污染及释放特征差异显著。以太湖草型湖区胥湖和藻型湖区竺山湖为研究对象, 研究分析不同水深下草/藻型湖区底泥内源污染和氮磷扩散通量变化规律。结果表明, 胥湖和竺山湖沉积物中总氮含量分别为 2.59~3.33g·kg<sup>-1</sup> 和 2.95~3.63g·kg<sup>-1</sup>, 总磷含量分别为 0.462~0.652g·kg<sup>-1</sup> 和 0.749~0.916g·kg<sup>-1</sup>。藻型湖区沉积物中营养盐含量显著高于草型湖区, 且含量均随水深变化呈不规则波动。沉积物磷形态分析表明, 胥湖沉积物中以钙磷为主且钙磷在总磷中的占比随水深增加而明显下降, 竺山湖沉积物中磷形态以铁磷为主且铁磷、铝磷和钙磷在总磷中的占比随水深增加逐步上升。胥湖浅水区域沉积物-水界面 SRP 含量明显高于深水区域, Fe<sup>2+</sup>和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>浓度在不同水深下差别较小, 竺山湖浅水区域沉积物-水界面 SRP、Fe<sup>2+</sup>和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>含量均高于深水区域。胥湖和竺山湖内源释放风险均较小, 胥湖 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>扩散通量和竺山湖 SRP、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>扩散通量均在浅水区域较高。研究结果对于深入理解水深对太湖草/藻型湖区沉积物-水界面氮磷迁移规律具有重要作用。

**关键词:** 草/藻型湖区; 沉积物; 水深; 内源污染; 扩散通量

## Depth-related sediment pollution characteristics and release fluxes in phytoplankton- and macrophyte-dominated areas of Lake Taihu

Zong Yuqing<sup>1,2,3</sup>, Li Hui<sup>4</sup>, Wu Donghao<sup>1,2,3\*\*</sup>, Shi Yadong<sup>1,2,3</sup>, Sheng Huiwen<sup>1,2,3</sup>, Yuan Lin<sup>1,2,3</sup>, Guo Qingchun<sup>1,2,3</sup>, Zou Yue<sup>1,2,3</sup>

(1: Taihu Basin Monitoring Center of Hydrology and Water Resources, Wuxi 214024, P.R.China)

(2: Taihu Basin Shallow Lake Ecosystem Observation and Research Station, Ministry of Water Resources, Wuxi 214000, P.R.China)

(3: Key Laboratory of Taihu Basin Water Resources Management and Protection of the Ministry of Water Resources, Wuxi 214131, P.R.China)

(4: Wuxi River and Lake Management and Water Resources Management Center, Wuxi 214031, P.R.China)

**Abstract:** Lake Taihu is a large eutrophic lake. A significant variation was observed in the endogenous pollution and release characteristics of sediments in phytoplankton- and macrophyte-dominated areas of the lake. The present study set out to investigate and analyze the variation of endogenous pollution and nitrogen and phosphorus diffusion fluxes in Lake Xuhu (a macrophyte-dominated area) and Zhushan Bay (phytoplankton-dominated area) with different water depths. The results demonstrated that: The total nitrogen content in the sediments of Lake Xuhu and Zhushan Bay was found to be between 2.59 and 3.33g/kg and between 2.95 and 3.63g/kg, respectively. The total phosphorus content was found to be between 0.462 and 0.652g/kg and between 0.749

\* 2024-10-28 收稿; 2025-05-10 收修改稿。

水利部重大科技项目(SKS-2022065)资助。

\*\* 通信作者; E-mail: wudonghao@126.com。

and 0.916g/kg, respectively. The nutrient content of the sediments in the phytoplankton-dominated area was found to be significantly higher than that of macrophyte-dominated area, and the content exhibited fluctuations that were irregular in nature with respect to changes in water depth. Phosphorus speciation analysis of sediments demonstrated that Ca-P constituted the predominant sediments in Lake Xuhu, and the proportion of Ca-P in total phosphorus exhibited a marked decrease with increasing water depth. The phosphorus morphology in the sediments of Zhushan Bay was dominated by Fe-P, and the proportions of Fe-P, Al-P and Ca-P in the total phosphorus gradually increased with the increase of water depth. The SRP content at the sediment-water interface in the shallow water area of Lake Xuhu is significantly higher than that in the deep-water area, while the difference in  $\text{Fe}^{2+}$  and  $\text{NH}_4^+$  concentrations between different water depths is relatively small. The SRP,  $\text{Fe}^{2+}$  and  $\text{NH}_4^+$  contents at the sediment-water interface in the shallow water area of Zhushan Bay were found to be higher than those in the deep-water area. The endogenous release risk of Lake Xuhu and Zhushan Bay was determined to be minimal, and the diffusion fluxes of  $\text{NH}_4^+$  in Lake Xuhu and SRP,  $\text{NH}_4^+$  in Zhushan Bay were found to be higher in shallow water areas. The results obtained are of great significance in understanding the nitrogen and phosphorus migration of water depth at the sediment-water interface in the phytoplankton- and macrophyte-dominated areas of Lake Taihu.

**Keywords:** Phytoplankton-dominated area; macrophyte-dominated area; sediments; water depth; endogenous pollution; diffusion flux

我国湖泊水环境主要面临富营养化问题<sup>[1,2]</sup>, 水体中的氮、磷等营养盐含量过高被认为是营养化的关键因素<sup>[3,4]</sup>。湖泊生态系统中, 氮、磷等营养元素主要储存在沉积物内<sup>[5]</sup>。研究表明, 即使对湖泊外源污染有效管理后, 沉积物内源释放仍可导致湖泊的富营养化问题长达数十年<sup>[6]</sup>。可见, 沉积物营养盐释放引起的二次污染不容忽视, 沉积物及其间隙水中氮、磷含量可以作为评价水体健康与否的关键因素, 探究内源氮、磷的释放规律, 对于推动湖泊富营养化治理具有积极意义。

环境条件的多样性, 如水动力状况<sup>[7]</sup>、水文特点<sup>[8,9]</sup>和底栖生物群落<sup>[10,11]</sup>等, 均会导致沉积物-水界面特性的显著不同。水深是湖泊关键的水文参数之一, 水深变化不仅意味着湖泊蓄水量的增减和热容量的调整, 同时也会影响湖泊的水动力状况, 这进一步导致湖流流场分布和风浪特性的改变, 从而影响湖泊的水环境容量及其自净能力<sup>[12]</sup>。Qin 团队通过收集整理全球湖泊形态与营养状况数据, 揭示了水深对湖泊内氮磷营养盐迁移转化过程的影响<sup>[13]</sup>。Cai 在研究石臼湖内源磷释放规律时发现, 水深变化会影响沉积物-水界面的溶解氧含量和氧化还原电位, 进一步改变沉积物中磷的吸收与释放<sup>[14]</sup>。Yuan 等研究水位波动对石臼湖沉积物-水界面磷的扩散动力学过程发现, 湖泊水位波动通过改变沉积物-水界面的氧化还原环境来影响磷的迁移转化,  $\text{S}^{2-}$ 在低水位下氧化作用明显,  $\text{Fe}(\text{II})$ 氧化成  $\text{Fe}(\text{III})$ 并形成  $\text{Fe-P}$  沉积, 在高水位下, 硫酸根还原成  $\text{S}^{2-}$ 并促进  $\text{Fe-P}$  释放和  $\text{FeS}$  的产生<sup>[15]</sup>。目前, 虽然对于水深影响沉积物内源污染和释放特征开展了大量研究, 但是多集中从溶解氧含量和氧化还原电位的角度去分析, 水深对草/藻型湖区内源污染特征及释放通量影响未开展深入研究。

太湖是我国第三大淡水湖泊, 平均水深为 1.89 m, 是典型的平原浅水湖泊, 主要分为藻型湖区和草型湖区。在太湖北部湖湾, 例如竺山湖, 主要以藻型湖区为主, 这些区域在夏季常常出现水华现象。而东部湖湾, 例如胥湖, 则是草型湖区, 其特点是沉水植物资源丰富<sup>[16,17]</sup>。本文以太湖典型草、藻型湖区为研究对象, 通过分析太湖不同水深条件下沉积物中营养盐赋存特征, 阐明草、藻型湖区沉积物-水界面营养盐迁移转化与水深之间的响应关系, 以期以太湖水资源优化调度提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 采样点布设及样品采集

胥湖属于太湖东部草型清水湖区, 水质明显优于太湖西北部和湖心区域。竺山湖属于太湖藻型湖区, 水体严重富营养化, 经常遭受蓝藻水华的侵扰。本研究于 2024 年 7-8 月, 在胥湖和竺山湖分别布设 1 条样线, 样线垂直于湖区岸线并按照 40cm 水深梯度分别设置 5 个采样点。在每个采样点, 使用带有刻度的采样杆垂直下放至沉积物表面, 记录水深。利用柱状采泥器(南京涑清科技公司)在各采样点采集沉积物柱

状芯样 2 根（深度>20cm），一根柱状芯样使用分辨率为 5mm 的平衡式间隙水采样器（HR-Peeper，Easysensor）进行 SRP、 $\text{NH}_4^+$ 和  $\text{Fe}^{2+}$ 垂向分布表征，并依据 Fick（菲克）第一定律估算界面扩散通量，另外一根柱状芯样采集表层 5 cm 沉积物样品，经过冷冻干燥后分析沉积物中的总氮、总磷和磷形态含量。采样点位如图 1 所示。

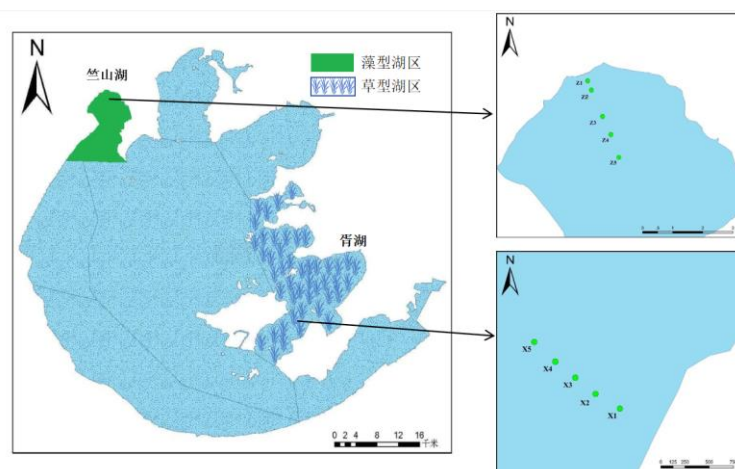


图 1 竺山湖和胥湖采样点地理位置分布

Fig.1 Distribution of sampling sites in Zhushan Bay and Lake Xuhu

采样过程中利用手机 GPS 工具箱准确定位，使用有机玻璃采水器采集水面以下 0.5 m 处混合水样 5 L，用于常规水质指标检测。采集沉积物柱状芯样时，取表层 0 至 5cm 的底泥样本，清除样本中的沙石和动物残体，冷冻干燥后分析不同水深下沉积物的总氮、氨氮、硝氮、总磷和磷形态含量，另外一根沉积物柱状芯样在 4h 内被运回实验室，过程中应避免对沉积物-水界面的干扰，保留上覆水并使用平衡式间隙水采样器（HR-Peeper）进行 SRP、 $\text{NH}_4^+$ 和  $\text{Fe}^{2+}$ 垂向分布表征，选择间隙水剖面 SRP 和  $\text{NH}_4^+$ 极大值出现的沉积物厚度来进行拟合，并通过拟合结果依据 Fick（菲克）第一定律估算界面扩散通量。

## 1.2 样品测试

1.2.1 常规理化指标测定 水温（WT）、pH、溶解氧（DO）等指标采用多功能水质参数仪原位测定，其中将设备浸入水面以下 0.5m 待读数稳定后记录表层溶解氧浓度，将设备缓慢下放至湖泊底层待读数稳定后记录底层溶解氧浓度，水体透明度（SD）用塞氏盘现场测定。总氮（TN）采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法（HJ 636—2012）测定，氨氮（ $\text{NH}_3\text{-N}$ ）采用纳氏试剂分光光度法（HJ 535-2009）测定，硝酸盐氮（ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ）采用离子色谱法（HJ 84—2016）测定，总磷（TP）和磷酸盐（ $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ）采用钼酸铵分光光度法（GB 11893—1989）测定，总有机碳（TOC）采用燃烧氧化-非分散红外吸收法（HJ501-2009）测定，叶绿素  $a$ （Chl. $a$ ）采用丙酮萃取分光光度法（SL 88—2012）测定。

1.2.2 沉积物氮磷含量测定 使用碱性过硫酸钾溶液对沉积物中的总氮、总磷进行高温高压消解，采用紫外分光光度法测定总氮含量，采用钼酸铵比色法测定总磷含量。根据化学连续提取法提取沉积物中的磷组分，在沉积物中加入氯化铵提取不稳定的磷，使用过硫酸钠和碳酸氢钠提取氧化还原敏感的铁结合磷（Fe-P），使用氢氧化钠提取铝结合磷（Al-P），利用总磷和铝磷的差值得出有机磷（Org-P），使用盐酸提取钙结合磷（Ca-P），最后将样品放入马弗炉中，在 550℃ 条件下灼烧 2h，使用盐酸提取残余磷（Res-P），采用钼酸铵比色法测定各结合态磷的含量。

1.2.3 HR-Peeper 中指标测定 将已充氮去氧的 HR-Peeper 标记界面位置，垂直且缓慢插入沉积物中，保留 HR-Peeper 暴露面 4~5cm，放置 48h。放置结束后，沿垂直方向缓慢取出 HR-Peeper 装置并去除残留的沉积物颗粒，用 200  $\mu\text{L}$  的移液枪从上至下依次将孔隙水样品取出，装到密封的离心管中。SRP 的测定采用磷钼蓝微孔板分光光度法， $\text{Fe}^{2+}$ 含量的测定采用邻菲罗啉微孔板分光光度法， $\text{NH}_4^+$ 含量的测定采用纳氏试剂法。

## 1.3 沉积物-水界面氮、磷扩散通量计算

扩散通量（F）可根据 Fick 第一定律进行估算，公式如下：

F = \phi \bullet D\_s \frac{\partial C}{\partial Z} \Big|\_{z=0} \tag{1}

式中,  $\Phi$  为表层沉积物孔隙度;  $D_s$  为实际扩散系数;  $\frac{\partial C}{\partial Z} \Big|_{z=0}$  为沉积物-水界面处浓度梯度(mg/(L·cm))。  $D_s$  可由经验公式计算得到:

D\_s = \begin{cases} \phi D\_0, & \phi \leq 0.7 \\ \phi^2 D\_0, & \phi > 0.7 \end{cases} \tag{2}

式中,  $D_0$  为无限稀释溶液中的理想扩散系数。对于 SRP,  $D_0=7.0\times10^{-6}\text{cm}^2/\text{s}$ ; 对于  $\text{NH}_4^+$ ,  $D_0=17.6\times10^{-6}\text{cm}^2/\text{s}$ 。  
孔隙率 ( $\Phi$ ) 公式:

\phi = \frac{(W\_w - W\_d) \times 100\%}{(W\_w - W\_d) + \frac{W\_d}{2.5}} \tag{3}

式中,  $W_w$  为沉积物湿重 (g);  $W_d$  为沉积物干重 (g); 2.5 是湿沉积物密度与水密度比值的平均值。

1. 4 数据处理

采用 Microsoft Excel 2019 和 ArcGIS 10.5 分析数据并绘制图形。

2 结果

2. 1 草/藻型湖区水环境特征

胥湖和竺山湖水环境参数如表 1 所示, 胥湖表层溶解氧、底层溶解氧、氧化还原电位、水温和 TOC 均高于竺山湖, 而叶绿素  $a$  浓度明显低于竺山湖, 两个湖区水体均呈弱碱性。水体中营养盐含量如图 2 所示, 竺山水体中总氮和总磷浓度均高于胥湖, 其中总磷浓度差异更加明显。

表 1 胥湖和竺山湖的水环境参数

Tab.1 Water environment parameters of Zhushan Bay and Lake Xuhu

| 湖区  | 点位 | 水深<br>(m) | 指标   |                                |                                |                |                                  |            |                              |
|-----|----|-----------|------|--------------------------------|--------------------------------|----------------|----------------------------------|------------|------------------------------|
|     |    |           | pH 值 | 表层溶解氧<br>(mg·L <sup>-1</sup> ) | 底层溶解氧<br>(mg·L <sup>-1</sup> ) | 氧化还原电位<br>(mV) | 叶绿素 $a$<br>(μg·L <sup>-1</sup> ) | 水温<br>(°C) | TOC<br>(mg·L <sup>-1</sup> ) |
| 胥湖  | X1 | 1.0       | 8.81 | 9.09                           | 8.89                           | 491            | 8.6                              | 31.2       | 9.86                         |
|     | X2 | 1.4       | 8.76 | 8.57                           | 8.39                           | 486            | 9.0                              | 31.7       | 9.02                         |
|     | X3 | 1.8       | 8.62 | 8.47                           | 8.32                           | 502            | 19.5                             | 31.8       | 11.96                        |
|     | X4 | 2.2       | 8.74 | 8.60                           | 8.41                           | 513            | 19.8                             | 31.8       | 7.92                         |
|     | X5 | 2.6       | 8.70 | 9.07                           | 8.90                           | 483            | 25.4                             | 31.7       | 8.76                         |
| 竺山湖 | Z1 | 1.4       | 7.93 | 5.21                           | 3.42                           | 482            | 211.0                            | 30.3       | 8.55                         |
|     | Z2 | 1.8       | 8.82 | 7.28                           | 5.31                           | 463            | 265.0                            | 30.2       | 8.80                         |
|     | Z3 | 2.2       | 8.69 | 7.26                           | 6.23                           | 470            | 114.0                            | 30.3       | 9.64                         |
|     | Z4 | 2.6       | 8.28 | 6.40                           | 6.07                           | 484            | 82.7                             | 30.2       | 5.69                         |
|     | Z5 | 3.0       | 8.44 | 6.71                           | 6.40                           | 479            | 69.9                             | 30.3       | 5.18                         |

胥湖 pH 值变化范围为 8.62~8.81; 表层溶解氧变化范围为 8.47~9.09mg·L<sup>-1</sup>, 底层溶解氧变化范围为 8.32~8.90mg·L<sup>-1</sup>; 氧化还原电位范围为 483~513mV; 叶绿素  $a$  浓度变化范围为 8.6~25.4μg·L<sup>-1</sup>; 水温变化范围为 31.2~31.8℃; TOC 变化范围为 7.92~11.96mg·L<sup>-1</sup>; 总氮浓度浓度平均值为 1.18mg·L<sup>-1</sup>, 总磷浓度浓度平均值为 0.02mg·L<sup>-1</sup>。在不同水深下, 胥湖水体中 pH 值、表层溶解氧、底层溶解氧、氧化还原电位、水温

和总磷浓度变化不明显,叶绿素 *a* 和总氮浓度随水深增加而升高,TOC 浓度总体上随水深增加呈下降趋势。

竺山湖 pH 值变化范围为 7.93~8.82; 表层溶解氧变化范围为 5.21~7.28mg·L<sup>-1</sup>, 底层溶解氧变化范围为 3.42~6.40mg·L<sup>-1</sup>; 氧化还原电位范围为 463~484mV; 叶绿素 *a* 浓度变化范围为 69.9~265.0μg·L<sup>-1</sup>; 水温变化范围为 30.2~30.3℃; TOC 变化范围为 5.18~9.64mg·L<sup>-1</sup>; 总氮浓度平均值为 2.25mg·L<sup>-1</sup>, 总磷浓度平均值为 0.18mg·L<sup>-1</sup>。在不同水深下, 竺山湖水体中 pH 值、表层溶解氧、氧化还原电位、水温变化不明显, 底层溶解氧随水深增加而升高, 叶绿素 *a*、TOC、总氮和总磷均随水深增加而下降。

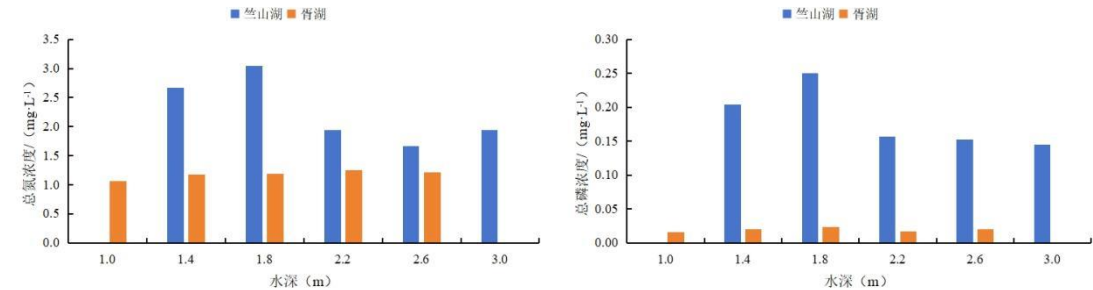


图 2 胥湖及竺山湖水体中总氮、总磷浓度

Fig.2 TN and TP concentrations in Zhushan Bay and Lake Xuhu

## 2. 2 草/藻型湖区沉积物污染特征比较

胥湖和竺山湖沉积物中总氮和总磷含量空间分布如图 3 所示, 沉积物中总氮和总磷含量均具有明显的空间变化特征。与胥湖相比, 竺山湖沉积物中总磷和总氮含量均更高, 其中总磷含量增加更明显, 竺山湖总磷平均含量较胥湖增加 55.5%。

胥湖沉积物中总氮含量在 2.59~3.33g·kg<sup>-1</sup> 之间, 均值为 2.85g·kg<sup>-1</sup>。沉积物中总磷平均含量为 0.535g·kg<sup>-1</sup>, X4 采样点总磷含量最高, 达 0.65g·kg<sup>-1</sup>, X3 采样点总磷含量最低, 仅 0.46g·kg<sup>-1</sup>。随着水深增加, 胥湖沉积物中总氮含量变化规律不明显, 总磷含量呈波动上升规律。

竺山湖沉积物中总氮含量在 2.95~3.63g·kg<sup>-1</sup> 之间, 均值为 3.18g·kg<sup>-1</sup>。沉积物中总磷平均含量为 0.838g·kg<sup>-1</sup>, 其中 Z5 采样点总磷含量最高, 达 0.916g·kg<sup>-1</sup>, Z1 采样点总磷含量最低, 仅 0.749g·kg<sup>-1</sup>。随着水深增加, 竺山湖总氮含量先上升后下降, 总磷含量波动上升。

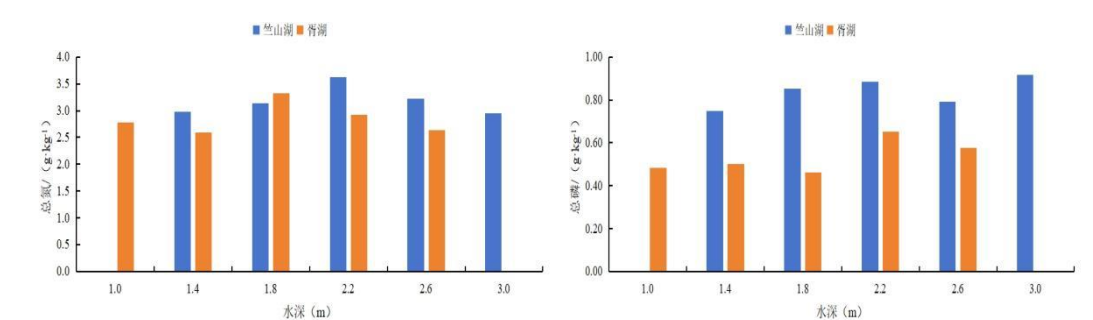


图 3 竺山湖及胥湖沉积物总氮和总磷含量分布特征

Fig.3 Characteristics of TN and TP content in sediments of Zhushan Bay and Lake Xuhu

胥湖和竺山湖表层沉积物中磷形态分布如图 4 所示, 两湖区的磷形态的赋存特征存在差异, 竺山湖沉积物中铁磷和铝磷在总磷中的占比均高于胥湖, 其他形态磷在在总磷中的占比均低于胥湖。

胥湖各种磷形态平均含量如下: 弱结合态磷平均含量为 0.004g·kg<sup>-1</sup>, 占总磷的 0.68%; 铁磷平均含量为 0.116g·kg<sup>-1</sup>, 占总磷的 20.73%; 铝磷平均含量为 0.083g·kg<sup>-1</sup>, 占总磷的 14.91%; 有机磷平均含量为 0.066g·kg<sup>-1</sup>, 占总磷的 12.84%; 钙磷平均含量为 0.203g·kg<sup>-1</sup>, 占总磷的 36.24%; 残渣态磷平均含量为 0.087g·kg<sup>-1</sup>, 占总磷的 15.60%。磷含量整体表现为钙磷>铁磷>残渣态磷>铝磷>有机磷>弱结合态磷, 其中钙磷、铁磷和残渣态磷是草型湖区磷的主要组成。在胥湖浅水区域沉积物中, 铁磷和铝磷占总磷比值略高于深水区域。

随着水深增加，胥湖沉积物中钙磷在总磷中的占比下降明显。

竺山湖弱结合态磷平均含量为  $0.004\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，占总磷的 0.48%；铁磷含量最高，均值为  $0.322\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，占总磷的 35.05%；铝磷平均含量为  $0.148\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，占总磷的 16.16%；有机磷平均含量为  $0.123\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，占总磷的 13.40%；钙磷平均含量为  $0.240\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，占总磷的 26.19%；残渣态磷平均含量为  $0.080\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，占总磷的 8.71%。磷含量整体表现为铁磷>钙磷>铝磷>有机磷>残渣态磷>弱结合态磷，其中铁磷、钙磷和铝磷是藻型湖区磷的主要组成。随着水深增加，铁磷、铝磷和钙磷在总磷中的占比逐步上升，而其他形态磷占比变化不大。

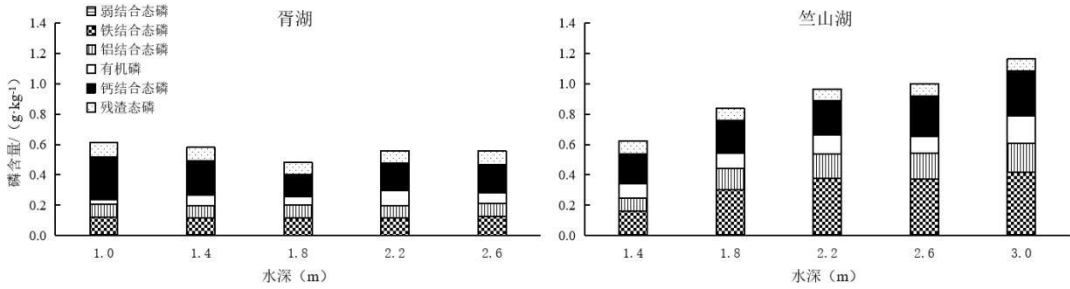


图 4 表层沉积物（0~5cm）磷形态含量分布特征

Fig.4 Distribution characteristics of phosphorus form content in surface sediments (0~5cm)

2.3 草/藻型湖区沉积物-水界面氮、磷、铁分布规律

胥湖和竺山湖沉积物间隙水中  $\text{SRP}$ 、 $\text{Fe}^{2+}$ 、 $\text{NH}_4^+$ 浓度分别如图 5、图 6 所示，从垂向上看，草/藻型湖区沉积物-水界面  $\text{SRP}$ 、 $\text{Fe}^{2+}$ 和  $\text{NH}_4^+$ 浓度均趋于均匀。与胥湖相比，竺山湖间隙水中  $\text{SRP}$ 、 $\text{Fe}^{2+}$ 和  $\text{NH}_4^+$ 浓度更高，其平均浓度分别是胥湖沉积物间隙水中的 2.00、1.16 和 2.42 倍。

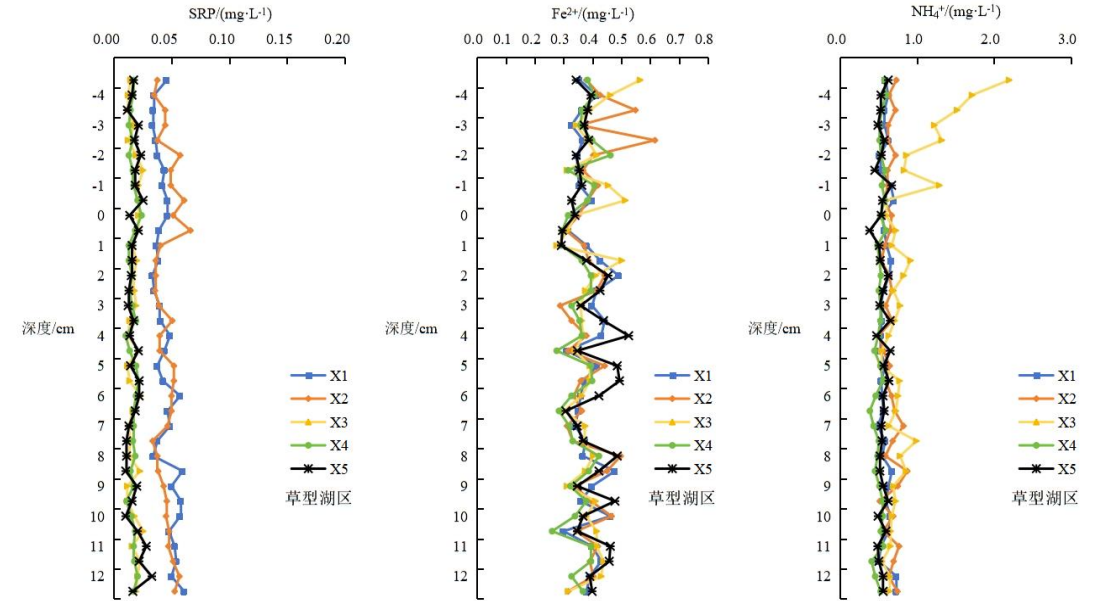


图 5 胥湖沉积物-水界面  $\text{SRP}$ 、 $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{Fe}^{2+}$ 浓度垂向分布特征

Fig.5 Characteristics of the vertical distribution of  $\text{SRP}$ 、 $\text{NH}_4^+$  and  $\text{Fe}^{2+}$  concentrations at the sediment-water interface in Lake Xu

胥湖 (X1-X5) 沉积物-水界面  $\text{SRP}$ 、 $\text{Fe}^{2+}$ 和  $\text{NH}_4^+$ 浓度均值分别为  $0.028$ 、 $0.38$  和  $0.62\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，均表现出自表层向底层总体较为稳定的剖面特征。在不同水深下，浅水区 X1 和 X2 点位  $\text{SRP}$  含量明显高于深水区沉积物样品，其表层沉积物 0cm 处间隙水中  $\text{SRP}$  浓度达到  $0.046$  和  $0.051\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，是深水区沉积物间隙水相应层位  $\text{SRP}$  含量的两倍多。胥湖各区域  $\text{Fe}^{2+}$ 浓度差异不明显，除了 X3 点位外，各点位  $\text{NH}_4^+$ 总体较为稳定。X3 点位  $\text{NH}_4^+$ 浓度在上覆水区域存在异常高值，而沉积物-水界面以下  $\text{NH}_4^+$ 浓度趋于稳定。

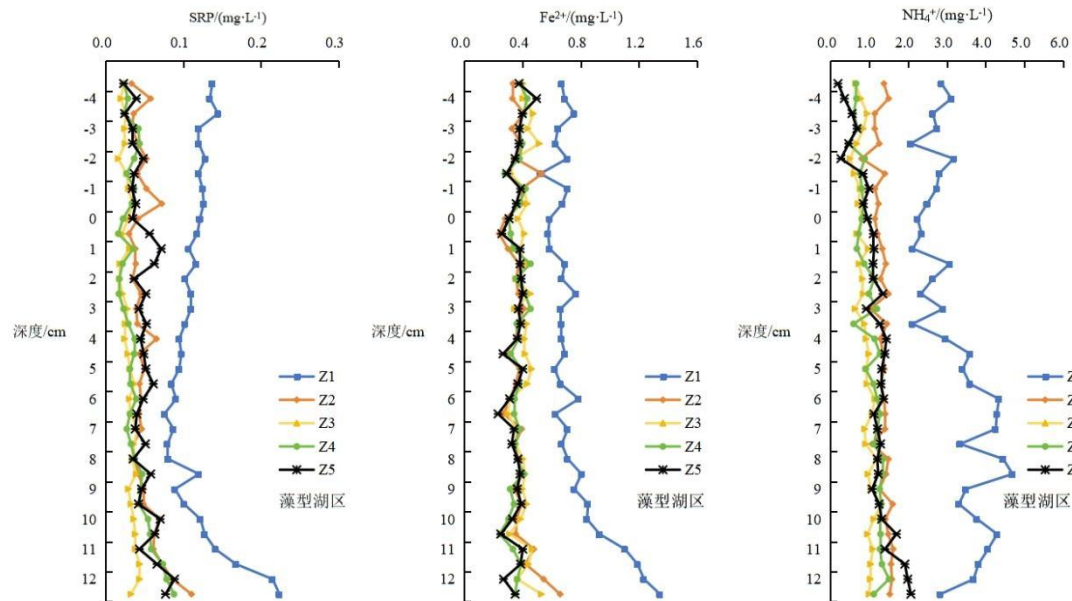


图6 竺山湖沉积物-水界面 SRP、 $\text{NH}_4^+$  and  $\text{Fe}^{2+}$ 浓度垂向分布特征

Fig.6 Characteristics of the vertical distribution of SRP、 $\text{NH}_4^+$  and  $\text{Fe}^{2+}$  concentrations at the sediment-water interface in Zhushan Bay

竺山湖 (Z1-Z5) 沉积物-水界面 SRP、 $\text{Fe}^{2+}$ 和  $\text{NH}_4^+$ 浓度为均值为  $0.056$ 、 $0.44$  和  $1.50\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，除 Z1 点位外，其余点位总体呈现出自表层向底层总体较为稳定的剖面特征。竺山湖 X1 点位 SRP 和  $\text{Fe}^{2+}$ 变化趋势接近，呈现出一定的随深度增加而波动增加的特征，其间隙水  $\text{NH}_4^+$ 含量呈现随深度增加先增高，达到峰值后逐渐降低的剖面特征。同时，X1 点位表层间隙水中 SRP、 $\text{Fe}^{2+}$ 和  $\text{NH}_4^+$ 浓度较高，均值分别为  $0.117$ 、 $0.75$  和  $3.20\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，远高于其他点位间隙水中 SRP、 $\text{Fe}^{2+}$ 和  $\text{NH}_4^+$ 含量。

#### 2.4 沉积物-水界面营养盐扩散通量

草/藻型湖区沉积物氮、磷扩散通量如表 2 所示，对比看出，草/藻型湖区氮扩散差异较为显著，胥湖区  $\text{NH}_4^+$ 扩散通量均值为  $-0.255\text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ ，竺山湖  $\text{NH}_4^+$ 扩散通量均值为  $0.457\text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ ，可见藻型湖区具有更高的氮释放能力，两个湖区沉积物-水界面的 SRP 扩散通量均较低。

表 2 胥湖和竺山湖表层沉积物 SRP 和  $\text{NH}_4^+$ 扩散通量

Tab.2 Diffusion flux of SRP and  $\text{NH}_4^+$  from surface sediments in Zhushan Bay and Lake Xuhu

| 采样点 | 孔隙<br>(%) | $D_s$ (SRP)<br>( $10^{-6}\text{cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ) | $F_{\text{SRP}}$<br>( $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ ) | $D_s$ ( $\text{NH}_4^+$ )<br>( $10^{-6}\text{cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ) | $F_{\text{NH}_4^+}$<br>( $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ ) |
|-----|-----------|-----------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|
| X1  | 59.64     | 4.175                                                     | 0.002                                                                  | 10.497                                                                  | 0.088                                                                     |
| X2  | 58.55     | 4.099                                                     | 0.007                                                                  | 10.305                                                                  | 0.492                                                                     |
| X3  | 59.14     | 4.140                                                     | -0.027                                                                 | 10.409                                                                  | -0.628                                                                    |
| X4  | 60.15     | 4.211                                                     | 0.004                                                                  | 10.586                                                                  | -0.204                                                                    |
| X5  | 57.72     | 4.040                                                     | 0.022                                                                  | 10.159                                                                  | -1.02                                                                     |
| Z1  | 60.31     | 4.222                                                     | 0.429                                                                  | 10.615                                                                  | 1.230                                                                     |
| Z2  | 59.07     | 4.135                                                     | 0.133                                                                  | 10.042                                                                  | 0.153                                                                     |
| Z3  | 58.62     | 4.103                                                     | 0.003                                                                  | 10.317                                                                  | 0.267                                                                     |
| Z4  | 56.36     | 3.945                                                     | 0.009                                                                  | 9.919                                                                   | 0.287                                                                     |
| Z5  | 58.49     | 4.094                                                     | 0.080                                                                  | 10.294                                                                  | 0.348                                                                     |

通过间隙水扩散模型计算所得胥湖 X1-X5 点位由沉积物向上覆水 SRP 的扩散通量分别为 0.002、0.007、-0.027、0.004、0.022 $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ ,  $\text{NH}_4^+$  的扩散通量分别为 0.088、0.492、-0.628、-0.204、-1.021  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ , 胥湖 SRP 和  $\text{NH}_4^+$  的扩散通量的扩散通量均较低。总体来看, 胥湖  $\text{NH}_4^+$  扩散通量在浅水区域较高, SRP 扩散通量随水深增加变化规律不明显。竺山湖 Z1-Z5 点位由沉积物向上覆水 SRP 的扩散通量分别为 0.429、0.133、0.003、0.009、0.080  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ ,  $\text{NH}_4^+$  的扩散通量分别为 1.230、0.153、0.267、0.287、0.348  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 。总体来看, 竺山湖  $\text{NH}_4^+$  和 SRP 扩散通量均在浅水区域较高。

### 3 讨论

#### 3.1 不同水深下草/藻型湖区沉积物磷形态变化特征

竺山湖沉积物中营养盐含量显著高于胥湖, 且含量均随水深变化呈不规律波动, 这是由于竺山湖为太湖主要入湖河道分布的区域, 较高的氮磷入湖负荷和长期的藻类堆积死亡, 导致竺山湖沉积物内源污染负荷更高<sup>[18]</sup>。与此同时, 相较于胥湖, 竺山湖受风浪扰动和藻类活动影响较大, 风浪扰动导致颗粒再悬浮和再沉降以及藻类生长消亡均会导致沉积物中营养盐含量变化。

胥湖和竺山湖沉积物中磷形态的赋存特征存在明显差异, 胥湖沉积物中钙磷占总磷含量比值最高, 而竺山湖沉积物中铁磷在总磷中占比最高。在草型湖区, 水生植物的根系具有吸收沉积物中钙离子的能力, 并将这些离子转移到植物的茎和叶部。通过光合作用, 植物将活性钙分泌到水体中并与水中的碳酸根和磷酸根离子相结合, 形成钙磷沉淀, 最终沉降到底泥表面<sup>[19]</sup>。因此, 胥湖中占比最大的为钙磷。同时, 研究发现随着水深增加, 胥湖沉积物中钙磷在总磷中的占比下降明显, 主要原因可能有两方面。一是沉积物中 Ca-P 主要以自生磷灰石、生物磷灰石以及碳酸钙结合的形式存在<sup>[20]</sup>, 其中生物磷灰石也被称为生物碎屑磷, 主要是鱼类、贝类、螺类等水生动物死亡后骨骼、贝壳等残体的含磷矿物引入的 Ca-P<sup>[21]</sup>, 胥湖浅水区域丰富的水生植物为底栖动物等生存创造有利条件, 其死亡后残体中的含钙矿物导致生物 Ca-P 含量增加。二是随着水深增加, 胥湖深水区域的沉水植物生物量减少, 沉水植物通过光合作用“固定”的磷含量随之降低, 导致深水区域 Ca-P 含量明显低于浅水区域。

竺山湖沉积物中铁磷、铝磷和钙磷在总磷中的占比均随水深增加而升高。铁磷是指与铁锰化合物及其氢氧化物相结合形成的磷, 对外界氧化还原电位条件较为敏感, 在还原条件时,  $\text{Fe}^{3+}$  会被还原成  $\text{Fe}^{2+}$ , 导致与之结合的磷酸盐离子释放入水体中, 随后这些磷酸盐离子可被藻类吸收利用<sup>[18, 22]</sup>。在不同水深下, 竺山湖沉积物-水界面均处于有氧状态, 随着水深增加, 底层溶解氧浓度上升对铁磷释放产生的影响需进一步探究。而藻型湖区浅水区域水动力更强, 沉积物再悬浮可能会导致铁氧化物和磷酸盐被重新分配, 深水区域铁磷更容易在沉积物中积累。在偏中性环境下, 铝磷相对稳定, 其受氧化还原状态的影响相对较小, 尽管如此, 它仍具备一定的磷释放潜能<sup>[23]</sup>。研究指出, 在水生植物及藻类生长或衰亡时, 它们会分泌有机酸类物质, 这些物质会与磷酸盐竞争铝氧化物表面的吸附电位, 进而促使部分铝磷活化<sup>[24]</sup>。藻型湖区水深小的区域普遍藻类密度较高, 沉积物中铝磷更易被活化, 故在竺山湖深水区域沉积物中铝磷占总磷占比较高。钙磷是一种难释放的磷形态, 藻型湖区沉积物中钙磷在总磷中的占比随水深增加而升高, 可能归因于易释放磷的迁移转化导致总磷含量变化。

#### 3.2 不同水深下草/藻型湖区沉积物-水界面 SRP、 $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{Fe}^{2+}$ 垂向异质性

通过 HR-Peeper 技术, 发现胥湖沉积物-水界面 SRP 浓度在 X1 和 X2 点位相对较高, 在水深较大区域 SRP 浓度差异不大, 一方面是因为植物根系分泌有机酸等物质, 易溶解沉积物中的铁磷、铝磷等, 增加 SRP 释放, 另一方面高温容易促进已衰亡植物残体分解, 将磷重新释放释放到水体中。胥湖沉积物-水界面  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{Fe}^{2+}$  浓度在不同水深下变化较小, 归因于胥湖表层沉积物氧化还原环境相对稳定。

竺山湖沉积物-水界面 SRP、 $\text{NH}_4^+$  和  $\text{Fe}^{2+}$  表现出明显的空间异质性。在水深最小时, 竺山湖沉积物-水界面 SRP、 $\text{NH}_4^+$  和  $\text{Fe}^{2+}$  浓度最高, 而在其他水深梯度下其浓度变化差异不明显, 这是由于藻型湖区在 Z1 点位底层溶解氧含量最低, 低氧环境下易促进铁氧化物溶解并加速有机磷矿化, 导致 Z1 点位 SRP 和  $\text{Fe}^{2+}$  浓度最高。也有研究表明, 溶解氧是影响沉积物-水界面中氮元素迁移转换的重要因素。在溶解氧较低时, 反硝化细菌抑制了硝化细菌的活性,  $\text{NH}_4^+$  的释放量增加<sup>[25]</sup>。与此同时, 结果表明竺山湖 SRP 和  $\text{Fe}^{2+}$  在微尺度 (mm) 空间分布上存在高度一致性, 这与已有研究发现相同, 即沉积物-水界面活性磷 (SRP) 浓度主要是

由铁氧化物（氢氧化物）的分布及其介导的迁移转化过程控制，在氧化条件下，磷酸根能紧密吸附在铁的氢氧化物中或生成难溶的  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{PO}_4$  沉淀，这些铁的氢氧化物在沉积物表层有效地吸附磷，是磷扩散到上覆水的有效屏障，当沉积物表层处于缺/厌氧状态时， $\text{Fe}(\text{OOH})\text{PO}_4$  复合物还原溶解，释放出来的  $\text{PO}_4^{3-}$  和  $\text{Fe}^{2+}$  会扩散到沉积物-水界面<sup>[22, 26]</sup>。

### 3.3 不同水深下沉积物-水界面氮、磷释放差异原因分析

胥湖  $\text{NH}_4^+$  扩散通量在浅水区域较高，SRP 扩散通量随水深变化规律不明显。已有研究表明，溶解氧是影响沉积物-水界面氮磷扩散通量的重要因素之一，缺氧还原的环境更有利于氮、磷释放<sup>[27]</sup>。胥湖沉积物-水界面处溶解氧浓度随水深变化不明显，这是由于水生植物可通过根系向表层沉积物输送氧气<sup>[28]</sup>。胥湖研究区域内水生植物以沉水植物为主，且沉水植物适宜生长区域水深普遍较低<sup>[29]</sup>，导致胥湖浅水区域的沉水植物生物量更高。夏季水体温度较高，有利于有机质以及早期植物残体的分解<sup>[30]</sup>，胥湖浅水区域沉水植物分解腐烂作用更强，进一步促进浅水区域沉积物中有机质矿化，有利于氨氮的释放<sup>[31]</sup>。

竺山湖 SRP 浓度和  $\text{NH}_4^+$  扩散通量均在浅水区域较高，这主要归因于竺山湖浅水区域沉积物-水界面溶解氧相对较低，容促进氮、磷的释放。一方面是太湖作为浅水湖泊，水深对水体溶解氧影响有限，另一方面，竺山湖作为典型的藻型湖区，河流不断地外源输入以及长期的藻类堆积死亡导致湖岸带底泥污染严重，微生物降解有机质消耗大量氧气<sup>[32-34]</sup>。竺山湖浅水区域有机质分解是导致竺山湖 SRP 和  $\text{NH}_4^+$  扩散通量均较高的主要原因。对于藻型湖区，风速扰动更容易改变沉积物的沉积和再悬浮状态，加速了 SRP 和  $\text{NH}_4^+$  由沉积物向上覆水迁移<sup>[35]</sup>。与此同时，在夏季等高温季节，藻型湖区由于富含有机质等物质，在微生物的作用下分解，导致扩散通量大于草型湖区。

### 3.4 未来太湖管理策略建议

本研究发现，胥湖浅水区域沉积物-水界面 SRP 含量较高，建议根据水生植物的生长习性对胥湖岸带腐烂的水草进行及时打捞，提高湖泊生态功能。藻型湖区浅水区域水体以及沉积物-水界面处营养盐含量均较高，建议通过外源营养盐物质输入控制、底泥环保疏浚、蓝藻打捞等多种方式结合改善湖泊生境。总体来看，藻型湖区沉积物比草型湖区富营养化程度高，且水深变化对藻型湖区营养盐释放影响更大。近年太湖草型湖区退化明显，东部草型湖区沉水植物面积一度由  $270\text{km}^2$  减少至  $28\text{km}^2$ <sup>[36]</sup>，恢复草型湖区对于太湖保护与治理具有长远意义。

### 3.5 研究局限性

本研究初步揭示了不同水深条件下太湖草/藻型湖区沉积物-水界面氮磷迁移规律，对于指导太湖保护与治理具有重要意义，但在试验设计方面仍有待进一步提升。采样设计上存在两方面不足，可能对实验结果产生不确定性。首先，太湖底泥分布空间异质性较大，本研究中野外采样未设置平行样本，可能导致实验结果的偶然性误差难以量化。其次，本研究重点关注蓝藻水华较为严重的高温时段，采样时间未全面覆盖丰水期、平水期和枯水期。在后续工作中将进一步细化完善相关研究，通过设置多个平行样以降低空间异质性的影响，同时构建涵盖丰水期、平水期、枯水期水文动态特征，并耦合季节性环境要素变化的综合研究方案，以系统揭示太湖草/藻型湖区沉积物-水界面氮磷释放变化规律。

## 4 结论

(1) 藻型湖区沉积物中营养盐含量显著高于草型湖区，且含量随水深变化均呈不规律波动。胥湖和竺山湖中含量均值分别为  $2.8\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $3.18\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，总磷含量均值分别为  $0.54\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $0.84\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

(2) 胥湖沉积物中以钙磷为主，占总磷的 37.87%，钙磷在总磷中的占比随水深增加而明显下降；竺山湖沉积物中磷形态以铁磷为主，占总磷的 38.39%，铁磷、铝磷和钙磷在总磷中的占比随水深增加逐步上升。

(3) 胥湖和竺山湖内源释放风险均较小，竺山湖  $\text{NH}_4^+$  扩散通量略高于胥湖；胥湖  $\text{NH}_4^+$  扩散通量和竺山湖 SRP、 $\text{NH}_4^+$  扩散通量均在浅水区域较高。

## 5 参考文献

- [1] Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW *et al.* Ecology Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, 2009, **323**(5917): 1014-5. DOI: 10.1126/science.1167755.
- [2] Sondergaard M, Lauridsen TL, Johansson LS *et al.* Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia*, 2017, **795**(1): 35-48. DOI: 10.1007/s10750-017-3110-x.
- [3] Qin BQ. Shallow lake limnology and control of eutrophication in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2020, **32**(05): 1229-43. DOI: 10.18307/2020.0501. [秦伯强. 浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究. 湖泊科学, 2020, **32**(05): 1229-43.]
- [4] Harpole WS, Ngai JT, Cleland EE *et al.* Nutrient co-limitation of primary producer communities. *Ecology Letters*, 2011, **14**(9): 852-62. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01651.x.
- [5] Wang YP, Xu WW, Han C *et al.* Distribution of Nitrogen and Phosphorus in Lake Chaohu Sediments and Pollution Evaluation. *Environmental Science*, 2021, **42**(02): 699-711. DOI: 10.13227/j.hjkk.202006216. [王艳平, 徐伟伟, 韩超等. 巢湖沉积物氮磷分布及污染评价. 环境科学, 2021, **42**(02): 699-711.]
- [6] Wang CH, Jiang HL. Chemicals used for in situ immobilization to reduce the internal phosphorus loading from lake sediments for eutrophication control. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2016, **46**(10): 947-97. DOI: 10.1080/10643389.2016.1200330.
- [7] Wenzhöfer F, Holby O, Kohls O. Deep penetrating benthic oxygen profiles measured in situ by oxygen optodes. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 2001, **48**(7): 1741-55. DOI: 10.1016/s0967-0637(00)00108-4.
- [8] Kang MX, Peng S, Tian YM *et al.* Effects of dissolved oxygen and nutrient loading on phosphorus fluxes at the sediment-water interface in the Hai River Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, **130**: 132-9. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.03.029.
- [9] Pan F, Guo ZR, Cai Y *et al.* Remobilization and hypoxia-dependent migration of phosphorus at the coastal sediment-water interface. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, **411**(3). DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125078.
- [10] Gao J, Zhi Y, Huang YY *et al.* Effects of benthic bioturbation on anammox in nitrogen removal at the sediment-water interface in eutrophic surface waters. *Water Research*, 2023, **243**. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120287.
- [11] Naddafi, Pettersson, Eklöv. The effect of seasonal variation in selective feeding by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on phytoplankton community composition. *Freshwater Biology*, 2010, **52**(5):823-842.DOI:10.1111/j.1365-2427.2007.01732.x.
- [12] Bai XH, Hu WP. Effect of water depth on concentration of TN, TP and Chla in Taihu Lake, China. *Advances in Water Science*, 2006, **17**(005): 727-732. DOI:10.3321/j.issn:1001-6791.2006.05.023.[白晓华, 胡维平. 太湖水深变化对氮磷浓度和叶绿素 a 浓度的影响. 水科学进展, 2006, **17**(005): 727-732.]
- [13] Qin BQ, Zhou J, Elser JJ *et al.* Water Depth Underpins the Relative Roles and Fates of Nitrogen and Phosphorus in Lakes. *Environmental Science & Technology*, 2020, **54**(6): 3191-3198. DOI: 10.1021/acs.est.9b05858.
- [14] Cai YW, Wang HX, Zhang TX *et al.* Seasonal variation regulate the endogenous phosphorus release in sediments of Shijiu Lake via water-level fluctuation. *Environmental Research*, 2023, **238**. DOI: 10.1016/j.envres.2023.117247.
- [15] Yuan HZ, Wang HX, Zhou YW *et al.* Water-level fluctuations regulate the availability and diffusion kinetics process of phosphorus at lake water-sediment interface. *Water Research*, 2021, **200**. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117258.
- [16] Luo JH, Ma RH, Duan HT *et al.* A New Method for Modifying Thresholds in the Classification of Tree Models for Mapping Aquatic Vegetation in Taihu Lake with Satellite Images. *Remote Sensing*, 2014, **6**(8): 7442-62. DOI: 10.3390/rs6087442.
- [17] Ding SM, Han C, Wang YP *et al.* In situ, high-resolution imaging of labile phosphorus in sediments of a large eutrophic lake. *Water Research*, 2015, **74**: 100-9. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.008.
- [18] Zhang M, Yin P, Zhi MQ *et al.* Characteristics and release mechanism of endogenous pollution in algae-and grass-dominated zones in Lake Taihu. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023, **43**(06): 247-57. DOI: 10.13671/j.hjkkxb.2022.0460. [张曼, 殷鹏, 支鸣强等. 太湖藻型及草型湖区底泥内源污染及释放机制研究. 环境科学学报, 2023, **43**(06): 247-57.]
- [19] Barat R, Montoya T, Borrás L *et al.* Interactions between calcium precipitation and the polyphosphate-accumulating bacteria metabolism. *Water Research*, 2008, **42**(13): 3415-24. DOI: 10.1016/j.watres.2008.05.003.
- [20] RUTTENBERG KC. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 1992. DOI:10.4319/lo.1992.37.7.1460.

- [21] Zhu GW, Gao G, Qin BQ *et al.* Geochemical characteristics of phosphorus in sediments of a large shallow lake. *Advances in Water Science*, 2003, **14**(6): 714-9. DOI: 10.3321/j.issn:1001-6791.2003.06.008. [朱广伟, 高光, 秦伯强等. 浅水湖泊沉积物中磷的地球化学特征. *水科学进展*, 2003, **14**(6): 714-9. ]
- [22] Zhu MY, Zhu GW, Zhao LL *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**(3): 1803-11. DOI: 10.1007/s11356-012-1084-9.
- [23] Jiang J, Long YC, Yao XQ *et al.* Fraction distribution and release risk analysis of phosphorus in sediments from Caohai, Guizhou. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2022, **42**(07): 347-58. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2021.0446. [蒋娟, 龙云川, 姚小琴等. 贵州草海沉积物磷形态分布及释放风险分析. *环境科学学报*, 2022, **42**(07): 347-58. ]
- [24] Geng X, Wen SL, Sun PR *et al.* Environmental Significance of Phosphorus Fractions of Phytoplankton-and Macrophyte-Dominated Zones in Taihu Lake. *Environmental Science*, 2019, **40**(12): 5358-66. DOI: 10.13227/j.hjkk.201907015. [耿雪, 文帅龙, 孙培荣等. 太湖草藻型湖区磷赋存特征及其环境意义. *环境科学*, 2019, **40**(12): 5358-66. ]
- [25] Zhang XY, Zheng SK, Wang RJ. Effect of dissolved oxygen concentration (microaerobic and aerobic) on community structure and activity of culturable heterotrophic nitrifying bacteria in activated sludge. *Chemistry and Ecology*, 2020, **36**(10): 953-66. DOI: 10.1080/02757540.2020.1817402.
- [26] Li H, Song CL, Yang L *et al.* Phosphorus supply pathways and mechanisms in shallow lakes with different regime. *Water Research*, 2021, **193**. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116886.
- [27] Conley DJ, Carstensen J, Vaquer-sunyer R *et al.* Ecosystem thresholds with hypoxia. *Hydrobiologia*, 2009, **629**(1): 21-29. DOI: 10.1007/s10750-009-9764-2.
- [28] Ma KC, Xie ZC, Li FD *et al.* The influence of the distribution pattern of submerged plants on the N and P factors in the water environment of lakes. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2003, **27**(03): 232-237. DOI: 10.3321/j.issn:1000-3207.2003.03.003. [马凯蔡, 谢志才, 黎道丰等. 沉水植物分布格局对湖泊水环境 N、P 因子影响. *水生生物学报*, 2003, **27**(03): 232-237. ]
- [29] Wang JW, Zou YY, Yu D. The diversity, niche breadth, and niche overlap of aquatic plants in the Oujiang River. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2015, **39**(06): 1184-1197. DOI: 10.7541/2015.155. [王金旺, 邹颖颖, 于丹. 甌江流域水生植物多样性与生态位研究. *水生生物学报*, 2015, **39**(06): 1184-1197. ]
- [30] Liu C, Shao SG, Shen QS *et al.* Use of multi-objective dredging for remediation of contaminated sediments: a case study of a typical heavily polluted confluence area in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **22**(22): 17839-49. DOI: 10.1007/s11356-015-4978-5.
- [31] Yao X, Ding R, Zhou Y *et al.* How internal nutrient loading forms in shallow lakes: Insights from benthic organic matter mineralization. *Water research: A journal of the international water association*, 2023, (Oct.15): 245. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120544.
- [32] Xing P, Guo L, Tian W *et al.* Novel Clostridium populations involved in the anaerobic degradation of Microcystis blooms. *Isme Journal*, 2011, **5**(5): 792-800. DOI: 10.1038/ismej.2010.176.
- [33] Li HB, Xing P, Chen MJ *et al.* Short-term bacterial community composition dynamics in response to accumulation and breakdown of Microcystis blooms. *Water Research*, 2011, **45**(4): 1702-10. DOI: 10.1016/j.watres.2010.11.011.
- [34] Li HB, Xing P, Wu QLL. Characterization of the bacterial community composition in a hypoxic zone induced by Microcystis blooms in Lake Taihu, China. *Fems Microbiology Ecology*, 2012, **79**(3): 773-84. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2011.01262.x.
- [35] Hu M, Liu XY, Xue J *et al.* Water depth and disturbance impact on pollutants release from sediment in Beiyun River. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, **41**(01): 174-80. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2020.0549. [胡明, 刘心远, 薛娇等. 水深和扰动对北运河沉积物释放的模拟研究. *环境科学学报*, 2021, **41**(01): 174-80. ]
- [36] Wu DH, Jia GH, Wu HY. Chlorophyll-a concentration variation characteristics of the algae-dominant and macrophyte-dominant areas in Lake Taihu and its driving factors, 2007-2019. *J Lake Sci*, 2021, **33**(5): 12. DOI: 10.18307/2021.0506. [吴东浩, 贾更华, 吴浩云. 2007-2019 年太湖藻型和草型湖区叶绿素 a 变化特征及影响因子. *湖泊科学*, 2021, **33**(5): 12. ]