环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2019
Vol.40 No.12
第40卷 第12期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第12期
2019年12月15日

目 次(卷终)

研究报告

粤港澳大湾区场地污染特征、治理修复与环境管理研究专辑

Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第40卷 第12期 2019年12月
Vol. 40, No. 12 Dec., 2019

太湖草藻型湖区磷赋存特征及其环境意义

耿雪[1],文帅龙[2,3],孙培荣[1],徐楚天[1],李大鹏[1*],黄勇[1]

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院,苏州 215009; 2. 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,南京 210008; 3. 中国科学院大学,北京 100049)

摘要: 研究草藻型湖区上覆水和沉积物磷赋存特征及环境意义有助于明晰磷在沉积物-水界面的迁移转化过程,对于深入理解不同类型湖区的富营养化过程及富营养化湖泊的治理具有重要现实意义. 在太湖典型草藻型湖区进行四季多点采样,分析草藻型湖区水体及沉积物中不同磷形态的时空差异,并揭示其环境意义. 结果表明:①藻型湖区上覆水中总磷(TP)、溶解性总磷(DTP)、溶解性无机磷(DIP)和颗粒态磷(PP)显著高于草型湖区,时间分布上大都表现出夏秋高于冬春的特点,PP是TP的主要组成部分,占比71.8% ~89.6%. 叶绿素(Chl-a)浓度与上覆水中磷赋存形态呈相似的时空分布特征. ②藻型湖区表层沉积物TP含量为372.38 ~529.64 mg·kg^{-1},草型湖区为304.29 ~454.27 mg·kg^{-1},藻型湖区表层沉积物TP含量明显高于草型湖区,冬季沉积物TP含量最高,夏季最低,这与外源污染的输入以及不同环境条件下内源磷在沉积物和上覆水间的迁移转化有关. ③沉积物中不同磷赋存形态数量分布由小到大依次均为:NH_4Cl-P、Fe-P、Org-P、Res-P、Al-P和Ca-P. 表层沉积物Mobile-P(NH_4Cl-P + Fe-P + Org-P)在TP中的占比藻型湖区为9.10% ~16.93%,略高于草型湖区8.11% ~13.50%,Res-P在TP中占比藻型湖区为10.06% ~14.97%,草型湖区为11.02% ~20.28%. 藻型湖区内源磷释放风险大,不利于磷的固定与埋藏. 不同类型的湖区富营养化程度明显不同,在磷的释放与埋藏中也表现出不同变化特点. 藻型湖区因其较高的内源磷负荷和释放潜力,值得特别关注.

关键词:太湖;藻型湖区;草型湖区;磷赋存形态;分布特征

中图分类号: X524 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)12-5358-09 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201907015

Environmental Significance of Phosphorus Fractions of Phytoplankton- and Macrophyte-Dominated Zones in Taihu Lake

GENG Xue[1], WEN Shuai-long[2,3], SUN Pei-rong[1], XU Chu-tian[1], LI Da-peng[1*], HUANG Yong[1]

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: It is of great importance to study the environmental significance of phosphorus fractions in overlying water and sediments of typical phytoplankton- and macrophyte-dominated zones. It will help to clarify the process of phosphorus migration and transformation in the sediment-water interface, and has practical significance for understanding the eutrophication process and its treatment in different regions of Taihu Lake. The investigation was conducted within typical phytoplankton- and macrophyte-dominated zones of Taihu Lake over four seasons to analyze the spatial and temporal differences between phosphorus fractions in water and sediments, and reveal their environmental significance. The results showed that: ① Total phosphorus (TP), total soluble phosphorus (DTP), dissolved inorganic phosphorus (DIP), and particulate phosphorus (PP) in the overlying water of phytoplankton-dominated zones were much higher than those in macrophyte-dominated zones. Most of them showed seasonal characteristics, which were higher in summer and autumn than in winter and spring. PP is the main component of TP, accounting for 71.8% to 89.6%. A similar distribution character was found in the content of chlorophyll (Chl-a) compared with phosphorus concentration in overlying water. ② The concentration of TP in the surface sediments of phytoplankton-dominated zones was 372.38- 529.64 mg·kg^{-1}, and that in macrophyte-dominated zones was 304.29-454.27 mg·kg^{-1}. In surface sediments, concentrations of TP in phytoplankton-dominated zones were significantly higher than in phytoplankton-dominated zones. The highest TP concentrations appeared in winter, and the lowest in summer. These were owing to the input of exogenous pollution, and the migration and transformation of internal phosphorus between sediments and overlying water under different environmental conditions. ③ The order of the mass fraction of phosphorus in sediments was: NH_4Cl-P < Fe-P < Org-P < Res-P < Al-P < Ca-P. Mobile-P = NH_4Cl-P + Fe-P + Org-P, accounting for 9.10% - 16.93% of TP in phytoplankton-dominated zones, and slightly higher in macrophyte-dominated zones, where it was 8.11% - 13.50%. Res-P accounted for 10.06% - 14.97% of TP in phytoplankton-dominated zones, and 11.02% - 20.28% in macrophyte-dominated zones. The risk of internal phosphorus release in phytoplankton-dominated zones is high, which is not conducive to the fixation and burial of phosphorus. The eutrophication degree of different regions in Taihu Lake is obviously different, and different characteristics of phosphorus release and burial are showed. The phytoplankton-dominated zones deserve special attention because of their high internal phosphorus load and release potential.

Key words: Taihu Lake; phytoplankton-dominated zone; macrophyte-dominated zone; phosphorus fractions; distribution character

收稿日期: 2019-07-01; **修订日期**: 2019-07-17

基金项目: 国家自然科学基金项目(51778393)

作者简介: 耿雪(1995 ~),女,硕士研究生,主要研究方向为湖泊生态环境与污染修复,E-mail: gengxueusts@163.com

* 通信作者,E-mail: ustsldp@163.com

磷是水体富营养化的重要限制性因子[1]，源自外部的点源和非点源污染输入，如降雨、地表径流、土壤淋溶、工业废水和城市污水等，以及来自沉积物、藻类和水生动植物这类系统本身的内源磷释放是造成湖泊富营养化的两个主要原因. 湖泊沉积物作为元素生物地球化学循环的一个蓄积库，往往富集了大量的营养元素，如氮和磷等物质. 不同于氮可以通过反硝化等作用在沉积物-水-大气中循环，磷主要是在沉积物-水体中进行迁移转化[2]. 湖泊沉积物中磷的赋存含量及其形态往往是影响其生物稳定性及释放风险的关键因素，进而对上覆水水质产生重要影响[3]，因此，研究上覆水和沉积物磷形态赋存特征及其环境意义十分重要[4].

以水生植物为主导的清水型湖区（草型湖区）和以浮游藻类为主导的浊水型湖区（藻型湖区）是湖泊生态系统中两种不同的稳定状态[5]. 富营养化对生态系统的结构、功能和稳定性有着深刻的负面影响，随着富营养化程度的加剧，草型湖区存在向藻型湖区转变的趋势[6]. 王永平等[7,8]对太湖草藻型湖区研究发现草型湖区沉积物有机碳含量显著高于藻型湖区，草型湖区上覆水体中悬浮颗粒物、叶绿素、总氮、总磷及溶解性总磷等营养盐则显著低于藻型湖区. Su 等[6]从化学计量的角度对长江流域97 个浅水湖泊进行了研究，发现富营养化通过改变湖泊沉水植物群落结构来破坏淡水生态系统，使湖水由清澈状态向浑浊状态转变，而水体中磷浓度是影响沉水植物群落结构及其抵抗力稳定性和恢复力稳定性的关键因素. 由于草藻型湖区不同的磷埋藏规律，沉积物中磷的含量和组分呈现出不同特征，章磊[9]对太湖草藻型湖区内源磷的释放研究也表明藻型湖区的内源释放风险远大于草型湖区. 目前对于湖泊沉积物磷的吸附解析、内源负荷、赋存形态的空间分布、各种环境因子对磷迁移转化的影响等已有较多研究[9~11]，然而对于草藻型湖区共存的“双稳态”局面下上覆水和沉积物内源磷季节变化及相互作用关系的研究仍相对匮乏.

太湖是中国第三大淡水湖泊，北部湖湾（如梅梁湾等）为藻型湖区，该区域夏季易产生水华，东部（如胥口湾等）为草型湖区，拥有丰富的沉水植物[12~14]. 本文以太湖典型草藻型湖区为研究对象，通过分析草藻型湖区上覆水和沉积物磷的时空赋存特征，阐明不同淡水生态系统内源磷负荷、潜在释放风险及其与上覆水的相互作用关系，对于明晰磷在草藻型湖区沉积物-水界面的迁移转化机制具有重要作用，有助于深入理解草藻型湖区的生态环境意义，对于富营养化湖泊生态修复具有重要的参考价值.

1　材料与方法

1.1　研究区域概况

太湖位于长江三角洲地带，是中国五大淡水湖之一，湖泊面积2 427.8 km^2，水域面积2 338.1 km^2，是无锡、苏州等周边城市的重要水源地，同时在灌溉、养殖、旅游和防洪等领域也发挥着重要作用. 太湖广阔的流域面积和亚热带季风气候导致各湖区呈现不同的生态环境状态，北部湖区水质浑浊，夏季常暴发蓝藻，是典型的藻型湖区，东部水质清澈，溶氧条件良好，大型水生植物丰富，属于草型湖区.

1.2　样品采集与处理

在太湖草藻型湖区分别设置两个采样点，其分布如图 1 所示，其中 Z1 采样点位于梅梁湾（藻型湖区），Z2 采样点位于梅梁湾与贡湖湾交叉口（藻型湖区），C1 采样点靠近渔洋山风景区（草型湖区），C2 采样点位于胥口湾湖心区域（草型湖区）. 分别于 2018 年 3 月（春季）、6 月（夏季）、9 月（秋季）和 12 月（冬季）采集各采样点上覆水和沉积物，使用大口径柱状沉积物采样器采集表层 5 cm 沉积物样品，装入洁净密封袋，用聚乙烯塑料瓶采集湖水用于上覆水理化性质分析，所采样品立即冷藏密封保存（0 ~ 4℃），迅速送至实验室进行分析. 采样的同时使用 WTW 便携式多参数水质分析仪现场测定各采样点的水温，溶解氧（DO）和 pH.

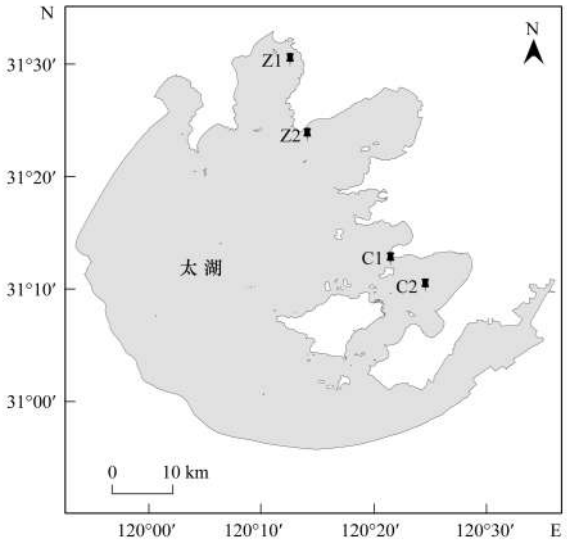

图 1　采样点位示意

Fig. 1　Sampling site

1.3　分析方法

水体叶绿素（Chl-a）采用浮游植物荧光仪（Phyto-PAM，德国）测定；水体总磷（TP）是将未过滤的水样于过硫酸钾消解后用钼锑抗分光光度法测

定;水体中溶解性总磷酸盐(DTP)是将过 0.45 μm 滤膜的水样于过硫酸钾消解后用钼锑抗分光光度法测定;水体中溶解性无机磷(DIP)是将过 0.45μm 滤膜的水样直接使用钼锑抗分光光度法测定[15];水体颗粒态磷(PP)为 TP 与 DTP 的差值. 将湿沉积物烘干至恒重,研磨,过 100 目筛,避光存储,备用. 沉积物中磷根据形态不同可分为弱吸附态磷(NH_4Cl-P)、铁结合态磷(Fe-P)、铝结合态磷(Al-P)、有机磷(Org-P)、钙结合态磷(Ca-P)以及残渣磷(Res-P),具体测定方法见表 1[16].

表 1 沉积物磷赋存形态提取方法

Table 1 Sequential extraction methods of phosphorus fraction in sediment

磷赋存形态	提取方法
弱吸附态磷(NH_4Cl-P)	称取 0.50 g 经干燥、研磨、过筛的沉积物于锥形瓶,加入 50 mL 1 mol·L^{-1}的 NH_4Cl 溶液,调节 pH = 7.0,在 25℃下振荡 2.2 h,转移至离心管后高速离心 20 min(4 000 r·min^{-1}),取出上清液,过 0.45 μm 的滤膜后测定滤液磷浓度,向残渣中加入 50 mL 去离子水,在 25℃下振荡洗涤以去除此步提取液对下步提取的影响,高速离心 20 min(4 000 r·min^{-1})后倒掉上清液
铁结合态磷(Fe-P)	向上步装有残渣的离心管中加入 50 mL 0.11 mol·L^{-1}的 $Na_2S_2O_4$/$NaHCO_3$,转移至锥形瓶,振荡 1 h,转移至离心管后高速离心,取出上清液,过 0.45 μm 的滤膜后测定滤液磷浓度,清洗过程同上
铝结合态磷(Al-P)	向上步装有残渣的离心管中加入 50 mL 0.1 mol·L^{-1}的 NaOH,转移至锥形瓶,振荡 16 h,转移至离心管后高速离心,取出上清液,过 0.45 μm 的滤膜后测定滤液磷浓度,清洗过程同上
有机磷(Org-P)	取上步过膜后滤液,消解,测定磷浓度,得 NaOH-Tot-P,Org-P = NaOH-Tot-P − Al-P
钙结合态磷(Ca-P)	向上步装有残渣的离心管中加入 50 mL 0.5 mol·L^{-1}的 HCl,转移至锥形瓶,振荡 16 h,转移至离心管后高速离心,取出上清液,过 0.45 μm 的滤膜后测定滤液磷浓度,清洗过程同上
残渣磷(Res-P)	将上步残渣转移至坩埚,在 550℃下灼烧 5 h 后加入 50 mL 1 mol·L^{-1}的 HCl,转移至锥形瓶,振荡 16 h,转移至离心管后高速离心,取出上清液,过 0.45 μm 的滤膜后测定滤液磷浓度
总磷(TP)	TP = NH_4Cl-P + Fe-P + Al-P + Org-P + Ca-P + Res-P

1.4 数据处理

数据处理及分析采用 Excel 2013 和 SPSS 22.0 软件完成,采用配对样本 T 检验进行方差分析和差异显著性检验. 用平均值 ± 标准差的形式表示数据离散程度. 应用 Origin 9.0 和 ArcGIS 10.2 软件作图.

2 结果与讨论

2.1 上覆水基本理化性质

各采样点上覆水基本理化性质季度变化见表 2,各营养盐指标存在明显时空异质性. 就季节变化而言,DO 呈现冬春高夏秋低的特点,与温度呈显著负相关($r = -0.928$,$P < 0.001$). DO 变化主要受有机物耗氧和水生植物光合作用的共同影响,在空间分布上表现出草型湖区高于藻型湖区的特点,这与大型水生植物光合作用提高水体复氧速率有关.

水体 Chl-a 浓度是反映湖泊富营养化程度的重要指标,它表明了水体藻类现存量. 藻型湖区的 Chl-a 浓度在各季节均高于草型湖区,藻型湖区的 Chl-a 四季均值为(45.94 ± 43.95) μg·L^{-1},草型湖区为(15.02 ± 6.05) μg·L^{-1},两者 Chl-a 浓度差异夏季最大冬季最小,水温是影响藻类生长的主要因素,夏季藻型湖区 Chl-a 浓度最高,暴发的蓝藻易在 Z1 采样点所处湖湾汇积,导致此处富营养化程度最高,独特的湖湾构造以及风力驱动是导致 Chl-a 空间异质性的主要原因.

水体 TP 质量浓度表现出夏秋季蓝藻暴发时期明显高于冬春时节的特点. TP 质量浓度可在一定程度上反映水质情况,根据各点上覆水 TP 质量浓度并参考《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)可知藻型湖区属Ⅲ类水质(0.1 mg·L^{-1} ≤ TP ≤ 0.2 mg·L^{-1}),草型湖区属Ⅱ类水质(0.02 mg·L^{-1} ≤ TP ≤ 0.1 mg·L^{-1}). 水体 TP 质量浓度主要受外源污染物的输入与内源营养盐释放的共同影响. 在本研究中,TP 质量浓度最低出现在 C1 采样点[(0.059 ± 0.015) mg·L^{-1}],该点位于渔洋山风景区,远离城镇与工业区,受人为污染影响小,同时该点临近渔洋山水源保护区,是我国重要的饮用水水源保护地,上覆水水质较好且沉积物 TP 含量相对较低. Z2 采样点[(0.135 ± 0.031) mg·L^{-1}]为近岸点,虽临近贡湖水源保护地,但受人为活动及地表径流等影响大,TP 质量浓度偏高,夏秋季严重威胁无锡市饮用水安全. Z1 采样点[(0.171 ± 0.125) mg·L^{-1}]位于太湖梅梁湾湖区,入湖河流携带的污染物汇集于此,属于富营养化湖区[17],水华现象严重. 长期的外源污染导致营养盐的累积,该点表层沉积物营养盐含量较其余采样点高,源源不断的外源污染输入加剧了水体富营养化程度. C2 采样点[(0.081 ± 0.014) mg·L^{-1}]位于太湖胥口湾湖心区域,周围分布有大型水生植物,但受航运等影响,水体 TP 较 C1 采样点略高.

DTP 和 DIP 的变化规律基本相同,表现出夏秋高于冬春,藻型湖区显著高于草型湖区($P < 0.05$)的时空分布特征. 藻型湖区和草型湖区的 DIP 质量浓度范围分别为 0.005 ~ 0.018 mg·L^{-1} 和 0.004 ~

0.010 mg·L^{-1}，DTP 质量浓度范围分别为 0.015 ~ 0.034 mg·L^{-1} 和 0.008 ~ 0.022 mg·L^{-1}. 夏秋季节藻型湖区 TP 急剧上升，PP 表现出与 TP 相似的分布特征，相比之下 DTP 增幅不明显，DIP 仅略有增加，这可归因于夏秋季节内源磷释放速率增大，藻类生长对水体中溶解态磷的大量吸附以及风力驱动下悬浮颗粒对溶解态磷的捕捉. 草型湖区上覆水磷浓度全年变化相对平稳.

并不是水体中所有磷均能被生物利用，其生物有效性取决于磷的赋存形态. 从水体 TP 组成来看，PP 占比最大，71.8% ~ 89.6% 的 TP 是由 PP 构成，但这部分磷难以被藻类等浮游生物直接利用，只有部分可在风浪、湖流和微生物等的作用下转化为浮游生物可利用态磷. DIP 能完全被藻类吸收利用，水体中大部分 DOP 也可被浮游生物直接利用，因此本研究以 DTP 和 DIP 来综合考量水体磷的生物有效性，藻型湖区水体磷的生物有效性明显高于草型湖区，富营养化风险大.

表 2　上覆水基本理化性质

Table 2　Basic physicochemical properties of overlying water

季节	点位	DO /mg·L^{-1}	pH	温度 /℃	Chl-a /μg·L^{-1}	TP /mg·L^{-1}	DIP /mg·L^{-1}	DTP /mg·L^{-1}	PP /mg·L^{-1}
春	Z1	9.25	7.68	17.70	33.44	0.081	0.011	0.021	0.061
	Z2	10.02	8.05	19.30	28.12	0.101	0.012	0.020	0.081
	C1	11.25	8.08	15.70	8.56	0.043	0.004	0.008	0.036
	C2	11.27	7.89	15.60	18.29	0.067	0.006	0.012	0.055
夏	Z1	7.17	8.33	29.80	153.08	0.324	0.012	0.034	0.290
	Z2	8.04	8.27	30.50	40.29	0.172	0.012	0.028	0.144
	C1	8.78	8.45	30.00	13.89	0.061	0.006	0.016	0.045
	C2	8.72	8.66	29.80	22.55	0.099	0.010	0.021	0.077
秋	Z1	8.28	8.17	22.50	38.93	0.221	0.018	0.032	0.189
	Z2	8.47	8.14	23.00	33.14	0.147	0.011	0.022	0.126
	C1	9.61	8.22	22.40	15.32	0.052	0.005	0.013	0.039
	C2	9.64	8.62	22.90	23.53	0.073	0.007	0.016	0.057
冬	Z1	12.20	8.66	5.70	21.75	0.058	0.005	0.016	0.041
	Z2	12.63	8.70	6.10	18.76	0.120	0.008	0.015	0.105
	C1	13.12	8.52	4.90	8.26	0.079	0.007	0.018	0.061
	C2	13.06	8.54	4.40	9.77	0.085	0.008	0.022	0.063

2.2　沉积物总磷含量时空差异

从图 2 可知，Z1、Z2、C1 和 C2 表层沉积物 TP 含量分别为 452.85 ~ 529.64、372.38 ~ 474.95、328.21 ~ 412.03 和 304.29 ~ 454.27 mg·kg^{-1}，藻型湖区采样点的表层沉积物 TP 含量明显高于草型湖区，藻型湖区的年均 TP 含量比草型湖区高 20.9%，其中夏季差异最为明显，高达 30.5%. 与滇池[(2 184.39 ± 579.09) mg·kg^{-1}][18]、巢湖(272 ~ 1 574 mg·kg^{-1})[19]、白洋淀(531 ~ 1 223 mg·kg^{-1})[20]和南四湖(413 ~ 968 mg·kg^{-1})[21]等富营养化湖泊相比，本研究选取的 4 个采样点 TP 含量相对较低. 研究结果表明，太湖表层沉积物 TP 分布空间异质性明显，其中 Z1 采样点位于太湖梅梁湾湖区，是污染物的主要入湖区，在长期污染过程中，营养盐在沉积物中累积，工业废水和生活污水的排放加剧了水质和底质的恶化，TP 平均含量最高，为(490.48 ± 35.60) mg·kg^{-1}，C1 采样点位于渔洋山风景区，临近水源地，外源污染小，大型水生植被丰富，TP 平均含量最低，为(363.70 ± 35.79) mg·kg^{-1}. 各点的 TP 含量在时间上均呈现冬春高于夏秋的分布特征，夏秋季节水温升高，藻类及其他水生植物生长旺盛，消耗了水体中大量磷，会对沉积物形成磷的“泵吸”作用[22]. 随着藻类对磷需求速率的剧增，在上覆水中的磷不能满足藻类生长需要的情况下，藻类通过“泵吸”作用改变沉积物 pH 和氧环境，促进沉积物中磷的解吸，使磷进入间隙水并顺浓度梯度向上覆水扩散以满足自身生长需要，从而导致沉积物中磷含量的显著降低. 夏秋季节较高的温度提高了微生物活性，酶和生物活动也促进了沉积物释磷[23]. 秋季水华过后，沉积物处于严重缺磷状态，沉积物大量吸收上覆水中的磷，形成了沉积物的磷汇现象，同时藻类残体分解产生的磷酸盐会在水动力作用下被悬浮颗粒、胶体等吸附，沉降进入表层沉积物. 在两者共同作用下，冬季表层沉积物 TP 含量最高. 春季随着气温回升，沉积物中释磷生物活性增强，藻类陆续萌发，因此春季表层沉积物 TP 含

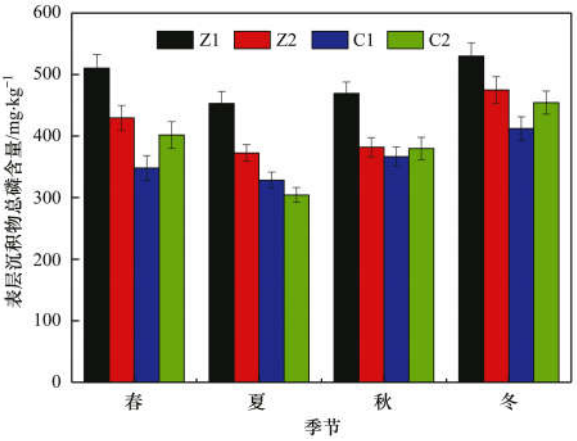

图 2 太湖各采样点表层沉积物总磷含量分布

Fig. 2 Distribution of total phosphorus in surface sediments of Taihu Lake

量较冬季略有降低.

2.3 沉积物内源磷赋存形态分析

本研究中各采样点表层沉积物中不同磷形态含量分布见图 3,含量由小到大依次为:NH_4Cl-P、Fe-P、Org-P、Res-P、Al-P 和 Ca-P. 不同类型湖区的磷形态赋存特征存在差异,NH_4Cl-P、Fe-P 和 Org-P 三者之和被认定为易释放态磷(Mobile-P)含量[24],在环境条件改变时,Mobile-P 极易释放到上覆水中,对富营养化具有直接风险. 草型湖区的 Mobile-P 和 Mobile-P/TP 均小于藻型湖区,草型湖区和藻型湖区的 Mobile-P 均值分别为(41.8 ± 6.3) $mg \cdot kg^{-1}$ 和(59.4 ± 13.8) $mg \cdot kg^{-1}$, Mobile-P/TP 均值分别为 11.2% 和 13.2%.

NH_4Cl-P 通常是指松散吸附在沉积物颗粒表面的磷,包含间隙水中的溶解态磷,在沉积物-水界面交换频繁,当外界环境发生改变时这部分磷会最先释放进入上覆水. 本研究中 NH_4Cl-P 含量在 0.85 ~ 5.39 $mg \cdot kg^{-1}$之间,在各种形态磷中含量最低,在 TP 中仅占 0.21% ~ 1.41%. 在空间分布上,藻型湖区 NH_4Cl-P 含量[(3.58 ± 1.35) $mg \cdot kg^{-1}$]明显高于草型湖区[(1.33 ± 0.52) $mg \cdot kg^{-1}$]. 刘敏等[25]的研究表明沉积物颗粒越细,比表面积越大,越有利于 NH_4Cl-P 的形成. 草型湖区水体透明度良好,充足的光线促进了大型水生植物的生长,与藻型湖区相比,这将大大减少沉积物的悬浮频率和悬浮量,进而会改变悬浮颗粒物和表层沉积物粒径,从而导致草藻型湖区间 NH_4Cl-P 含量的差异.

Fe-P 主要指与 Fe、Mn 化合物结合的磷形态,对氧化还原电位敏感,是一种可以被藻类吸收利用的潜在活性磷. 本研究中的 4 个采样点的 Fe-P 含量在 3 种 Mobile-P 里处于中等水平[(41.17 ± 11.58)%],对于水体磷浓度和沉积物磷赋存形态的改变均有一定贡献. 夏季两种不同类型湖区的 Fe-P 含量均最低,主要是因为夏季高温加上藻类繁

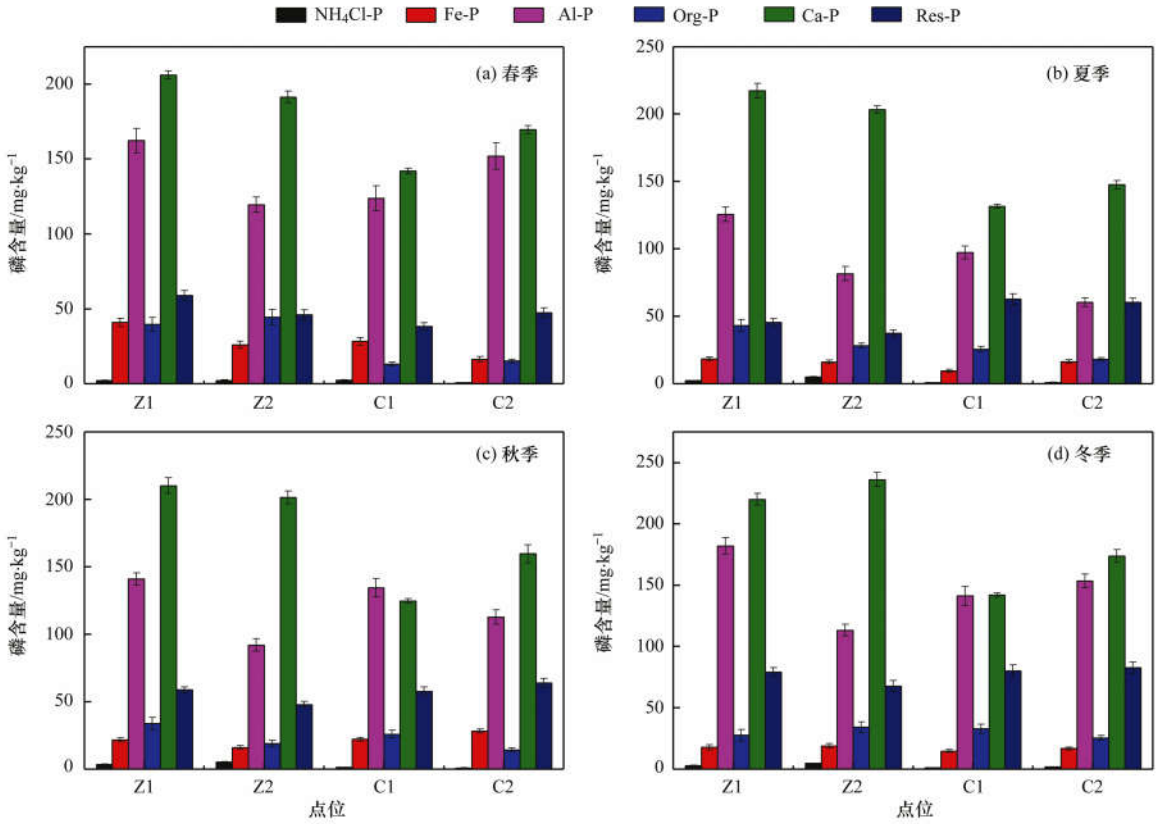

图 3 太湖各采样点表层沉积物内源磷赋存形态含量分布

Fig. 3 Distribution of phosphorus fractions in surface sediments from Taihu Lake

殖,水体溶解氧大幅降低,沉积物处于还原环境,Fe-P 还原释放出磷酸盐,增加了上覆水中溶解性磷酸盐浓度,促进了藻类生长,加速水质恶化. 太湖作为典型大型浅水湖泊之一,平均水深不足 2 m,表层沉积物极易受到风浪湖流、人为活动等影响. 李大鹏等[26]的研究发现扰动状态下表层沉积物中 Fe-P 发生了释放. 冬季水体溶解氧浓度较高,表层底泥处于氧化环境,理论上无定形的 Fe^{2+} 氧化物会被氧化为更稳定的晶形 Fe^{3+} 氧化物,抑制 Fe-P 的释放,同时沉积物表面形成的氧化层也会阻碍沉积物中 Fe-P 向上覆水扩散,使得冬季 Fe-P 含量高于夏季,但本研究发现冬季 Fe-P 含量与夏季相比仅略有增加,这可能是因为冬季在风浪作用下 Fe-P 发生了部分释放. pH 也是影响沉积物 Fe-P 含量的关键因素,王颖等[27]和郑西来等[28]认为碱性条件下,铁氧化物表面对磷酸根的亲和力降低,OH^- 与 DIP 竞争黏土矿物和铁(氢)氧化物表面的吸附点位,促进了表层沉积物中 Fe-P 释放. 藻型湖区年均 Fe-P 含量(22.05 ± 8.29) $mg \cdot kg^{-1}$,略高于草型湖区(19.13 ± 6.62) $mg \cdot kg^{-1}$,这与沉积物所处的 DO、pH、水动力等环境条件有关,同时也与受外源污染影响有关. Z1 采样点属太湖重污染湖区,入湖河流众多,河水入湖后其中的颗粒物质在沉降过程中增加了磷酸根离子和 Fe 等金属氧化物碰撞接触的几率,部分磷酸根离子被沉积物捕捉,结合形成弱晶形铁氧化物,提高表层沉积物 Fe-P 含量. 近年来随着污染物的扩散,Z2 采样点的水质及底质也出现了一定程度上的恶化,Fe-P 含量略有提高. C1、C2 采样点位于太湖水质较好的胥口湾,靠近水源地及风景区,入湖污染少,表层沉积物中的 Fe-P 主要来自于大型水生植被根区周围富氧环境吸收、固定的磷.

本研究显示 Org-P 是 Mobile-P 中占比最高的组分,在藻型湖区中 Org-P 的平均含量(33.81 ± 8.68) $mg \cdot kg^{-1}$,在 Mobile-P 中占比 56.71%,草型湖区 Org-P 平均含量(21.38 ± 7.10) $mg \cdot kg^{-1}$, Org-P/Mobile-P 为 51.10%. Org-P 主要源于藻类及水生植物残体的沉降分解和外源污染的输入,在微生物作用下会矿化释放,以 DIP 的形态通过间隙水进入上覆水,具有一定的生物活性. 秋冬季节,藻类及水生植物残体沉降进入表层底泥,导致沉积物中 Org-P 含量升高,在低温及良好的溶氧条件下,有机颗粒物的累积速率大于其矿化速率,水体中溶解态磷被吸附,Org-P 得到固定. 草藻型湖区的有机磷含量时间差异明显不同,春夏季节,草型湖区的 Org-P 含量低于秋冬,藻型湖区呈相反分布规律. 草型湖区受外源污染物输入影响小,Org-P 含量变化主要受湖泊自身有机物含量影响,春夏气温回升,微生物活性增强,有机物矿化释磷速率提高,加上水生植物生长消耗了沉积物中的磷,导致 Org-P 含量小于秋冬. 藻型湖区的 Org-P 大部分来自于陆源污染物,如春夏时节使用的大量有机肥会在雨季随地表径流进入水体,并在颗粒物沉降过程中最终进入表层沉积物. 此时,藻类生长对沉积物中磷的“泵吸”作用以及厌氧底泥环境对有机磷的矿化作用导致的 Org-P 释放量可能小于陆源污染带入的 Org-P.

Al-P 主要是指通过物理、化学作用吸附在铝氧化物和氢氧化物胶体表面的磷. 前期研究表明[29], Al-P 在偏中性环境下较为稳定,受氧化还原电位变化影响小,本研究中 4 个采样点的 pH 处于 7.68 ~ 8.70,属于中性环境,因此认为在太湖这类浅水湖泊中 Al-P 是一种较为稳定,但也有一定的释放潜力的潜在活性磷. Al-P 的时空分布特征是藻型湖区高于草型湖区,冬春季高于夏秋季. 藻型湖区 Al-P 平均含量(127.19 ± 28.82) $mg \cdot kg^{-1}$,在 TP 中占比 27.71%,草型湖区 Al-P 平均含量(121.96 ± 31.41) $mg \cdot kg^{-1}$,占比 32.18%. 大型水生植物根系能向沉积物中输送氧气[30],促进 Ox-Al 的形成. 有研究表明 Ox-Al 对磷有很强的持留能力[31],能使易释放的非闭蓄态 Al-P 向难释放的闭蓄态 Al-P 转化,有利于 Al-P 的固定与埋藏,从而使草型湖区表层沉积物中 Al-P 占比高于藻型湖区. 藻类及水生植物在生长繁殖衰亡过程中分泌的有机酸类物质会与磷酸根离子竞争铝氧化物表面吸附点位,能够活化部分 Al-P[32],草藻型湖区中 Al-P 具体释放量与有机酸种类、浓度等有关,仍需进一步探究. 夏秋季节,藻类生长消耗了水体中大量溶解性磷,间隙水中 DIP 首先顺浓度梯度进入上覆水供藻类生长,当间隙水中磷不能满足藻类生长需求时,沉积物中非闭蓄态的 Al-P 会在浓度差作用下释放进入上覆水以供藻类繁殖. 秋冬季节,随着藻类及水生动植物残体的沉降,表层沉积物中 Al-P 含量有所回升.

Ca-P 是一种难释放态磷,主要源于陆源输入的碎屑态磷以及沉积物中的自生磷灰石,在酸性条件下会分解释磷. 正常情况下,太湖水体呈弱碱性,水体富营养化的主要诱因不是 Ca-P 的释放. 本研究中,Ca-P 含量在 TP 中占比最高,藻型湖区平均占比 46.56%,草型湖区为 39.76%,两湖区 Ca-P/TP 的季节差异主要归因于易释放态磷的迁移转化导致的 TP 含量变化. 两湖区 Ca-P 的季节差异均不明显,这符合 Ca-P 的稳定性特征. 藻型湖区 Ca-P 含量(191.37 ~ 236.12 $mg \cdot kg^{-1}$)明显高于草型湖区

(124.69 ~ 173.72 mg·kg^{-1}),这与江雪等[33]认为Ca-P含量有可能随富营养化程度加剧而升高的观点相符. 在长期成岩过程中,藻型湖区水体中高浓度磷酸盐促进了羟基磷灰石、过磷酸钙等的结晶沉淀[34],同时,输入湖体的外源污染中不乏 Ca^{2+},其有较强的活性,在适当条件下会与 Fe 和 Al 等发生竞争吸附,形成更为稳定的 Ca-P,实现了不同赋存形态磷在数量上的重组,促进了磷的固定,能在一定程度上降低藻类暴发风险.

Res-P 是最稳定的惰性磷,基本不参与沉积物-水界面的磷循环,即使环境条件发生改变也很难释放,对上覆水中磷含量几乎没有贡献,也不具有生物可利用性. 随时间推移,当沉积物中易释放态磷和潜在活性磷转化为 Res-P 时,磷则被永久固定埋藏在沉积物中. 草藻型湖区 Res-P 在含量上均仅次于 Al-P,藻型湖区 Res-P 占 TP 的 10.06% ~ 14.97%,草型湖区这一比例为 11.02% ~ 20.28%. 参考两湖区水质、底质情况可知,Res-P 和富营养化程度、易释放态磷含量等呈负相关,这也印证了 Res-P 的生物不可利用性.

综合以上分析结果可知,以沉积物中 TP 含量来衡量湖泊富营养化风险有失偏颇,应以 Mobile-P 含量来衡量,太湖表层沉积物中不同磷赋存形态在总磷中占比见图 4. 春夏冬三季,藻型湖区的 Mobile-P 含量占比普遍高于草型湖区,秋季占比相当. 秋季两不同湖区占比相当的原因可能是藻类繁殖对沉积物中磷产生"泵吸"作用,易释放态磷首先从沉积物向上覆水释放,导致藻型湖区 Mobile-P/TP 的降低. 藻型湖区易暴发蓝藻水华,蓝藻水华的遮蔽作用阻碍了水体复氧,极易使沉积物-水界面形成缺氧环境,同时,蓝藻在水面的聚集、堆积、衰亡也会消耗水中溶解氧,造成水体缺氧[35~38]. 草型湖区中生长的大型水生植物可通过根系向表层沉积物输送氧气,形成富氧环境. 众多研究均表明[39],沉积物中溶解氧的深入可抑制磷的生物有效性,促进易释放态磷向惰性磷的转化. 不同的表层沉积物氧化还原环境造就了不同类型湖区间磷赋存形态的差异,影响了沉积物对磷的吸附与释放,进而影响水体水质. 大型水生植被及藻类生长均会吸收水中的磷,具体吸附量因藻类和水生植被类型而异,需在接下来研究中做进一步分析,章磊[9]的研究认为大型水生植被对磷的吸收效果好于藻类. 此外,藻类易随风浪、水流漂移,不利于磷的埋藏固定. 本研究中的两个藻型湖区采样点受周围工业污染、人类活动的影响,外源污染的输入远超湖区自净能力,加速了水质及底质的恶化. 草型湖区的两个采样点作为风景区和水源地,得到了有效保护,良好的沉积物微环境利于磷的长期埋藏.

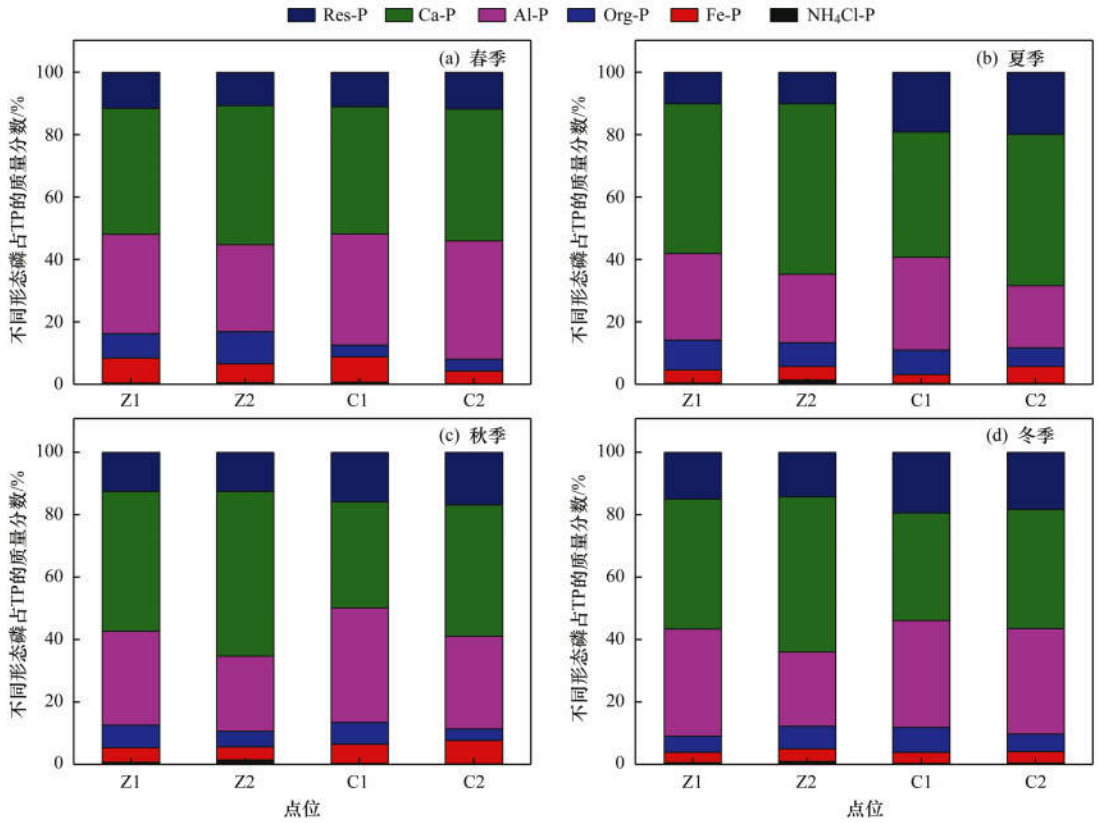

图 4 太湖各采样点表层沉积物中不同磷赋存形态在总磷中的质量分数

Fig. 4 Percentage of different phosphorus fractions in surface sediments from Taihu Lake

3　结论

(1)太湖表层水体中 PP 占 TP 的 71.8% ~ 89.6%,这部分磷生物可利用性小,应以 DTP 和 DIP 来综合考量水体磷的生物有效性. 藻型湖区水体磷生物有效性大于草型湖区.

(2)草藻型湖区表层沉积物 TP 含量分别为 (374.34 ± 48.35) $mg \cdot kg^{-1}$ 和 (452.60 ± 56.07) $mg \cdot kg^{-1}$,藻型湖区 TP 含量比草型湖区高 20.90%,这一差异主要与外源污染汇入有关,内源磷解吸影响较小. 草藻型湖区表层沉积物 TP 含量呈冬春高于夏秋的季节特点,这与水生生物生长消亡及沉积物-水界面微环境变化导致的内源磷迁移转化有关.

(3)Mobile-P 易在沉积物-水界面交换迁移,对水体富营养化起直接作用,藻型湖区 Mobile-P/TP 为 9.10% ~ 16.93%,草型湖区为 8.11% ~ 13.50%,藻型湖区内源磷释放风险高于草型湖区. 草藻型湖区 Al-P/TP 分别为 19.85% ~37.84%(草型湖区)和 21.94% ~34.38%(藻型湖区),Ca-P/TP 分别为 34.03% ~48.51%(草型湖区)和 40.39% ~ 54.60%(藻型湖区),最为稳定的 Res-P 在 TP 的占比表现出草型湖区(11.02% ~20.28%)明显高于藻型湖区(10.06% ~14.97%)的特点. 藻型湖区磷释放风险较大,草型湖区不仅富营养化风险小,而且利于磷在沉积物中的固定与埋藏.

参考文献:

[1] Harpole W S, Ngai J T, Cleland E E, *et al*. Nutrient co-limitation of primary producer communities[J]. Ecology Letters, 2011, **14**(9): 852-862.

[2] Nixon S W. Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems[A]. In: Neilson B J, Cronin L E (Eds.). Estuaries and Nutrients[M]. New Jersey: Humana Press, 1981. 111-138.

[3] 华兆哲, 朱晓青, 王晓蓉. 太湖沉积物磷释放对羊角月芽藻的生物可利用性研究[J]. 环境科学学报, 2000, **20**(1): 100-105.
Hua Z Z, Zhu X Q, Wang X R. Study on bioavailability of *Selenastrum capricornutum* influenced by released phosphorous [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2000, **20**(1): 100-105.

[4] Xiang S L, Zhou W B. Phosphorus forms and distribution in the sediments of Poyang Lake, China[J]. International Journal of Sediment Research, 2011, **26**(2): 230-238.

[5] Scheffer M, Carpenter S, Foley J A, *et al*. Catastrophic shifts in ecosystems[J]. Nature, 2001, **413**(6856): 591-596.

[6] Su H J, Wu Y, Xia W L, *et al*. Stoichiometric mechanisms of regime shifts in freshwater ecosystem [J]. Water Research, 2019, **149**: 302-310.

[7] 王永平, 朱广伟, 洪大林, 等. 太湖草/藻型湖区沉积物-水界面环境特征差异[J]. 湖泊科学, 2013, **25**(2): 199-208.
Wang Y P, Zhu G W, Hong D L, *et al*. Environmental characteristics of sediment-water interface of phytoplankton and macrophyte dominated zones in Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2013, **25**(2): 199-208.

[8] 王永平, 朱广伟, 洪大林, 等. 太湖草、藻型湖区沉积物-水界面厚度及环境效应研究[J]. 中国环境科学, 2013, **33**(1): 132-137.
Wang Y P, Zhu G W, Hong D L, *et al*. Study on the thickness and environmental effects of sediment-water interface of phytoplankton and macrophyte dominated zones in Lake Taihu [J]. China Environmental Science, 2013, **33**(1): 132-137.

[9] 章磊. 太湖草、藻型湖泊沉积物磷的赋存形态特征、埋藏规律及内源负荷风险比较研究[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2016.
Zhang L. Characteristics of phosphorus speciation, burial patterns and endogenous load in sediment of phytoplankton and macrophyte dominated zones in Taihu Lake [D]. Huainan: Anhui University of Science & Technology, 2016.

[10] 姜霞, 王秋娟, 王书航, 等. 太湖沉积物氮磷吸附/解吸特征分析[J]. 环境科学, 2011, **32**(5): 1285-1291.
Jiang X, Wang Q J, Wang S H, *et al*. Characteristic analysis of the adsorption/desorption of nitrogen and phosphorus in the sediments of Taihu Lake[J]. Environmental Science, 2011, **32**(5): 1285-1291.

[11] 杨超, 谷孝鸿, 曾庆飞, 等. 东太湖沉积物中磷的形态分布特征研究[J]. 水生态学杂志, 2012, **33**(1): 5-8.
Yang C, Gu X H, Zeng Q F, *et al*. Phosphorus fractions and distribution in sediments of east Taihu Lake [J]. Journal of Hydroecology, 2012, **33**(1): 5-8.

[12] Luo J H, Ma R H, Duan H T, *et al*. A new method for modifying thresholds in the classification of tree models for mapping aquatic vegetation in Taihu Lake with satellite images [J]. Remote Sensing, 2014, **6**(8): 7442-7462.

[13] Ding S M, Han C, Wang Y P, *et al*. In situ, high-resolution imaging of labile phosphorus in sediments of a large eutrophic lake[J]. Water Research, 2015, **74**: 100-109.

[14] Fan X F, Ding S M, Gong M D, *et al*. Different influences of bacterial communities on Fe (III) reduction and phosphorus availability in sediments of the cyanobacteria-and macrophyte-dominated zones[J]. Frontiers in Microbiology, 2018, **9**: 2636.

[15] 国家环保局编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989.

[16] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment [J]. Water Research, 2000, **34**(7): 2037-2042.

[17] 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[J]. 湖泊科学, 2019, **31**(2): 305-318.
Gu X H, Zeng Q F, Mao Z G, *et al*. Water environment change over the period 2007-2016 and the strategy of fishery improve the water quality of Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2019, **31**(2): 305-318.

[18] 黎睿. 滇池沉积物磷负荷及沉积物-水界面控释材料研发[D]. 宜昌: 三峡大学, 2015.
Li R. Internal phosphorus loading in Lake Dianchi and synthetic material for controlling its sediment-water interface flux [D]. Yichang: China Three Gorges University, 2015.

[19] 龚莹. 巢湖水体和沉积物中磷的形态及有效性研究[D]. 合肥: 安徽大学, 2015.
Gong Y. Study on phosphorus form and bioavailability of water and sediments in Chaohu Lake[D]. Hefei: Anhui University, 2015.

[20] 董黎明, 刘冠男. 白洋淀柱状沉积物磷形态及其分布特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2011, **30**(4): 711-719.
Dong L M, Liu G N. Phosphorus forms and its distribution

characteristics in sediment cores of Baiyangdian Lake [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, **30**(4): 711-719.

[21] 杨丽原, 沈吉, 刘恩峰, 等. 南四湖现代沉积物中营养元素分布特征[J]. 湖泊科学, 2007, **19**(4): 390-396.
Yang L Y, Shen J, Liu E F, *et al*. Characteristics of nutrients distribution from recent sediment in Lake Nansihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2007, **19**(4): 390-396.

[22] 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定量化——2. 磷释放的热力学机制及源-汇转换[J]. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 207-217.
Fan C X, Zhang L, Bao X M, *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]. Journal of Lake Sciences, 2006, **18**(3): 207-217.

[23] 金相灿, 姜霞, 王琦, 等. 太湖梅梁湾沉积物中磷吸附/解吸平衡特征的季节性变化[J]. 环境科学学报, 2008, **28**(1): 24-30.
Jin X C, Jiang X, Wang Q, *et al*. Seasonal changes of P adsorption/desorption characteristics at the water-sediment interface in Meiliang Bay, Taihu Lake, China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, **28**(1): 24-30.

[24] 李鑫, 耿雪, 王洪伟, 等. 外源输入对底泥疏浚新生表层磷恢复及迁移的影响[J]. 环境科学, 2019, **40**(8): 3539-3549.
Li X, Geng X, Wang H W, *et al*. Effects of exogenous inputs on phosphorus recovery and transport in newborn surface layers from sediment dredging[J]. Environmental Science, 2019, **40**(8): 3539-3549.

[25] 刘敏, 许世远, 侯立军, 等. 长江口滨岸潮滩沉积物中磷的存在形态和分布特征[J]. 海洋通报, 2001, **20**(5): 10-17.
Liu M, Xu S Y, Hou L J, *et al*. Phosphorous species in sediments and their distribution in the Yangtze Estuary and Coastal Areas[J]. Marine Science Bulletin, 2001, **20**(5): 10-17.

[26] 李大鹏, 黄勇, 李伟光. 再悬浮条件下底泥中磷赋存形态的转化研究[J]. 环境科学, 2008, **29**(5): 1289-1294.
Li D P, Huang Y, Li W G. Transformation of phosphorus forms in the sediments under the conditions of sediments re-suspension [J]. Environmental Science, 2008, **29**(5): 1289-1294.

[27] 王颖, 沈珍瑶, 呼丽娟, 等. 三峡水库主要支流沉积物的磷吸附/释放特性[J]. 环境科学学报, 2008, **28**(8): 1654-1661.
Wang Y, Shen Z Y, Hu L J, *et al*. Adsorption and release of phosphorus from sediments from the main branches of the Three-Gorges Reservoir[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, **28**(8): 1654-1661.

[28] 郑西来, 张俊杰, 陈蕾. 再悬浮条件下沉积物内源磷迁移-转化机制研究进展[J]. 水科学进展, 2013, **24**(2): 287-295.
Zheng X L, Zhang J J, Chen L. Advances in the study of migration and transformation mechanisms of endogenous phosphorus via sediment resuspension[J]. Advances in Water Science, 2013, **24**(2): 287-295.

[29] 莫家勇, 钟萍, 刘正文. 生态修复对浅水湖泊沉积物磷形态特征及湖水磷浓度的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2016, **22**(2): 320-325.
Mo J Y, Zhong P, Liu Z W. Effects of ecological restoration on the sediment phosphorus form and the water phosphorus concentration in a shallow lake[J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 2016, **22**(2): 320-325.

[30] Armstrong W, Cousins D, Armstrong J, *et al*. Oxygen distribution in wetland plant roots and permeability barriers to gas-exchange with the rhizosphere: a microelectrode and modelling study with *Phragmites australis*[J]. Annals of Botany, 2000, **86**(3): 687-703.

[31] Reddy K R, Flaig E G, Graetz D A. Phosphorus storage capacity of uplands, wetlands and streams of the Lake Okeechobee Watershed, Florida [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1996, **59**(3): 203-216.

[32] Dinkelaker B, Hengeler C, Marschner H. Distribution and function of proteoid roots and other root clusters[J]. Botanica Acta, 1995, **108**(3): 183-200.

[33] 江雪, 文帅龙, 姚书春, 等. 天津于桥水库沉积物磷赋存特征及其环境意义[J]. 湖泊科学, 2018, **30**(3): 628-639.
Jiang X, Wen S L, Yao S C, *et al*. Environmental significance of phosphorus existing forms in the sediments of Yuqiao Reservoir in Tianjin[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(3): 628-639.

[34] 李军, 刘丛强, 王仕禄, 等. 太湖五里湖表层沉积物中不同形态磷的分布特征[J]. 矿物学报, 2004, **24**(4): 405-410.
Li J, Liu C Q, Wang S L, *et al*. Distribution characteristics of different forms of phosphorus in surficial sediments from Wuli, Taihu Lake, China[J]. Acta Mineralogica Sinica, 2004, **24**(4): 405-410.

[35] Xing P, Guo L, Tian W, *et al*. Novel *Clostridium* populations involved in the anaerobic degradation of *Microcystis* blooms[J]. The ISME Journal, 2011, **5**(5): 792-800.

[36] Li H B, Xing P, Chen M J, *et al*. Short-term bacterial community composition dynamics in response to accumulation and breakdown of *Microcystis* blooms[J]. Water Research, 2011, **45**(4): 1702-1710.

[37] Li H B, Xing P, Wu Q L. Characterization of the bacterial community composition in a hypoxic zone induced by *Microcystis* blooms in Lake Taihu, China[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2012, **79**(3): 773-784.

[38] 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[J]. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 306-313.
Yan X C, Wang M Y, Xu X G, *et al*. Migration of carbon, nitrogen and phosphorus during organic matter mineralization in eutrophic lake sediments[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(2): 306-313.

[39] Xu Y, Han F E, Li D P, *et al*. Transformation of internal sedimentary phosphorus fractions by point injection of CaO_2[J]. Chemical Engineering Journal, 2018, **343**: 408-415.

HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 12
Environmental Science (monthly) Dec. 15, 2019

CONTENTS