

太湖水体及表层沉积物磷空间分布特征及差异性分析

袁和忠^{1,2}, 沈吉^{1*}, 刘恩峰¹, 王建军¹, 孟祥华³

(1. 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 ;2. 中国科学院研究生院 ,北京 100049 ;
3. 济南大学城市发展学院 ,济南 250022)

摘要 通过对水体不同程度富营养化湖泊——太湖全湖 40 个位点的高密度采样分析 ,得到太湖水体及表层沉积物各污染因子在太湖的空间分布特征图 ,结果表明 ,太湖水体中 SRP、TP、TN 及沉积物中 TOC、TN、TP 及 P 的各形态等在空间上表现出明显的分异性 ,水体中污染物主要分布于竺山湾、五里湖、梅梁湾及太湖西部等湖区 ,TN、TP 最低值为 0. 05、0. 88 mg · L⁻¹ . 沉积物中 Fe-P 的分布与水体中 TP 类似 ,含量在 29. 13 ~ 258. 31 mg · kg⁻¹ 之间变化 . Ca-P 除主要分布于南部太湖及东太湖外 ,西北部湖区也见大量蓄积 ,最高值达 357. 68 mg · kg⁻¹ . OP 的高值分布于西北部湖区 ,最高值达 371. 91 mg · kg⁻¹ . 沉积物中 IP 占 TP 的含量高于 OP ,最高值高出 OP 含量约 50% . IP 中 Fe-P 的比例虽然低于 Ca-P ,但与水体中 SRP、TP 之间的高度相关性(*R* 为 0. 49、0. 64) ,指示 Fe-P 的内源释放为太湖水体中磷的重要来源之一 . 而沉积物中 TOC 与 C/N、TN、TP 及 P 的各形态之间的显著相关性 ,表明了高有机质含量更利于对营养盐的蓄积埋藏 . 太湖水体及表层沉积物各指标空间上表现出如此明显的区域性差异 ,除受不同湖区入湖污染源直接作用外 ,还和各参数不同的生物地球化学行为有关 .

关键词 磷形态 ;空间分布 ;等值线图 ;表层沉积物 ;太湖

中图分类号 :X524 文献标识码 :A 文章编号 :0250-3301(2010)04-0954-07

Space Distribution Characteristics and Diversity Analysis of Phosphorus from Overlying Water and Surface Sediments in Taihu Lake

YUAN He-zhong^{1,2} , SHEN Ji¹ , LIU En-feng¹ , WANG Jian-jun¹ , MENG Xiang-hua³

(1. State Key Laboratory of Lake Science and Environment , Nanjing Institute of Geography and Limnology , Chinese Academy of Sciences , Nanjing 210008 , China ; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences , Beijing 100049 , China ; 3. School of City Development , University of Ji 'nan , Ji 'nan 250022 , China)

Abstract The physi-chemical indexes in the overlying water and surface sediments of Taihu Lake ,an eutrophic shallow lake ,were determined. Then ,the isopleth maps of spatial distribution of each parameter were illustrated. The results show that the concentrations of SRP ,TP and TN in the overlying water and TOC ,TN and TP as well as phosphorus fractions in surface sediments exhibit distinct diversity in spatially. The lowest values of TP and TN were 0. 05 0. 88 mg · L⁻¹ ,respectively. The concentrations of Fe-P ranged from 29. 13 to 258. 31 mg · kg⁻¹ . Besides ,the northwest lake regions ,high-load Ca-P was surveyed in the South Taihu Lake and East Taihu Lake with the highest value of 357. 68 mg · kg⁻¹ . The highest concentration of OP ,371. 91 mg · kg⁻¹ ,was detected in the northwest region of the lake. IP takes up a greater proportion of TP than OP , and the highest value is approximately 50% higher than the lowest value. Fe-P has higher percentage in IP compared with Ca-P. Significant correlation between Fe-P ,SRP and TP showed that Fe-P was the important phosphorus source of the overlying water(*R* : 0. 49 0. 64). Furthermore ,high Correlation coefficients between TOC ,TOC ,C/N ,TN ,TP and phosphorus fractions suggest that higher concentration of organics was favor to the accumulation and burial of nutrients. The high-load contaminants exist principally in the Zhushan Bay ,Wulihu Lake , Meiliang Bay and the northwest region of Taihu Lake. Significant heterogeneity of nutrients distribution in space of Taihu Lake connects with direct action of emission load of sewage. Simultaneously ,different biogeochemical behaviors of each parameter play an important role.

Key words phosphorus fractions ,space distribution ,isopleth maps ,surface sediments ,Taihu Lake

太湖位于我国长江三角洲南部 ,为我国第三大淡水湖^[1] ,是一大型浅水湖泊 ,面积2 338. 1 km² ,平均水深 2 m 左右 ,流域面积约36 500 km²~41] . 西部及南部为主要来水区 ,东太湖为主要出水区 ,太湖南部较北部水量交换周期短^[5,6] . 西部分布着较厚的软泥 ,最深处达 5 m 以上^[3] . 随着太湖流域工农业生产的迅速发展 ,太湖的水污染越来越为严重 ,虽然对流域的污染输入实施了限排限放措施 ,但水质并

未见明显好转 . 据估算年输入湖体总氮及总磷量约为4 722 t、75 t^[7] ,营养盐超标严重^[5,8] ,并出现不同

收稿日期 2009-07-02 ;修订日期 2009-08-26
基金项目 :中国科学院知识创新工程重大项目(KZCX1-YW-14-5) ;
国家重点基础研究发展规划(973)项目(2008CB418103) ;
江苏省自然科学基金项目(BK2008055)
作者简介 :袁和忠(1981 ~) ,男 ,博士研究生 ,主要研究方向为湖泊沉积与环境 ,E-mail :yuanhezong@ 126. com
* 通讯联系人 ,E-mail :jishen@ niglas. ac. cn

程度的富营养状态^[9],对饮用水、农业用水、渔业用水和工业用水等造成显著的影响^[10,11].

磷作为大多数淡水湖泊藻类生长的限制性营养盐^[12],在浮游植物的生长过程中起着非常重要的作用,被认为是水体富营养化的主要原因之一^[13-15].沉积物作为营养盐的蓄积库,其内源磷释放为水体的二次污染源,为研究人员所关注^[3,16].对太湖沉积物中磷的分析主要集中于磷的形态的分离及影响因素,这有助于认识沉积物-水界面磷的交换和沉积物内源磷负荷机制,但多集中于区域性研究,对整体宏观的研究并不多见^[17-21],本研究拟通过全太湖高密度网格化采样,试图对太湖空间污染状况及主要营养盐分布特征作出比较全面的分析,以期对太湖营养盐的赋存转化及富营养化治理提供一定的理论依据及数据支撑.

1 材料与方法

1.1 样品采集与分析

2009年5月采用柱状采样器于全湖区无扰动采集柱样,每站采样3个平行样,样点均由GPS定位(图1).共计40个点位,现场取表层2 cm泥样.采得泥样立即置于密封聚乙烯袋中,混合均匀.并同时采集相应点位上覆湖水,一同放入保温箱中低温避光保存.运回实验室后,取部分泥样真空冷冻干燥,以玛瑙研钵研磨过100目筛,于干燥器中保存备用.水样带回实验室后立即分析.

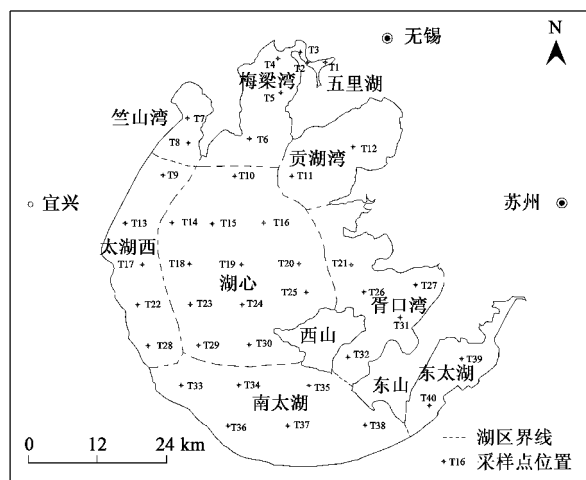


图1 太湖采样点位置分布示意

Fig. 1 Locations of the sampling sites in Taihu Lake

1.2 理化指标分析

太湖上覆水体分析指标包括TP、TN、SRP (soluble reactive phosphorus),分析方法按文献[22]

完成.沉积物粒度组成(φ)采用激光粒度仪(Mastersize-2000, Malvern公司)测得.取干样约0.1 g,以重铬酸钾-硫酸消解法测沉积物中TOC.沉积物TN采用过硫酸钾消解法测定.另取约0.3 g干样以 HNO_3 -HF- HClO_4 湿法消解后,用ICP-AES(Profile DV, 美国利曼公司)分析沉积物中TP,采用水系沉积物GSD-11为参考物质,样品分析误差 $< \pm 10\%$.沉积物中形态磷的提取采用欧洲标准测试委员会框架下发展起来的SMT法^[23-25],该方法将沉积物磷形态分为铁结合态磷(Fe-P)、钙结合态磷(Ca-P)、无机磷(IP)、有机磷(OP)及总磷(TP),对探讨磷的来源及潜在风险具有良好的指示意义.

2 结果与分析

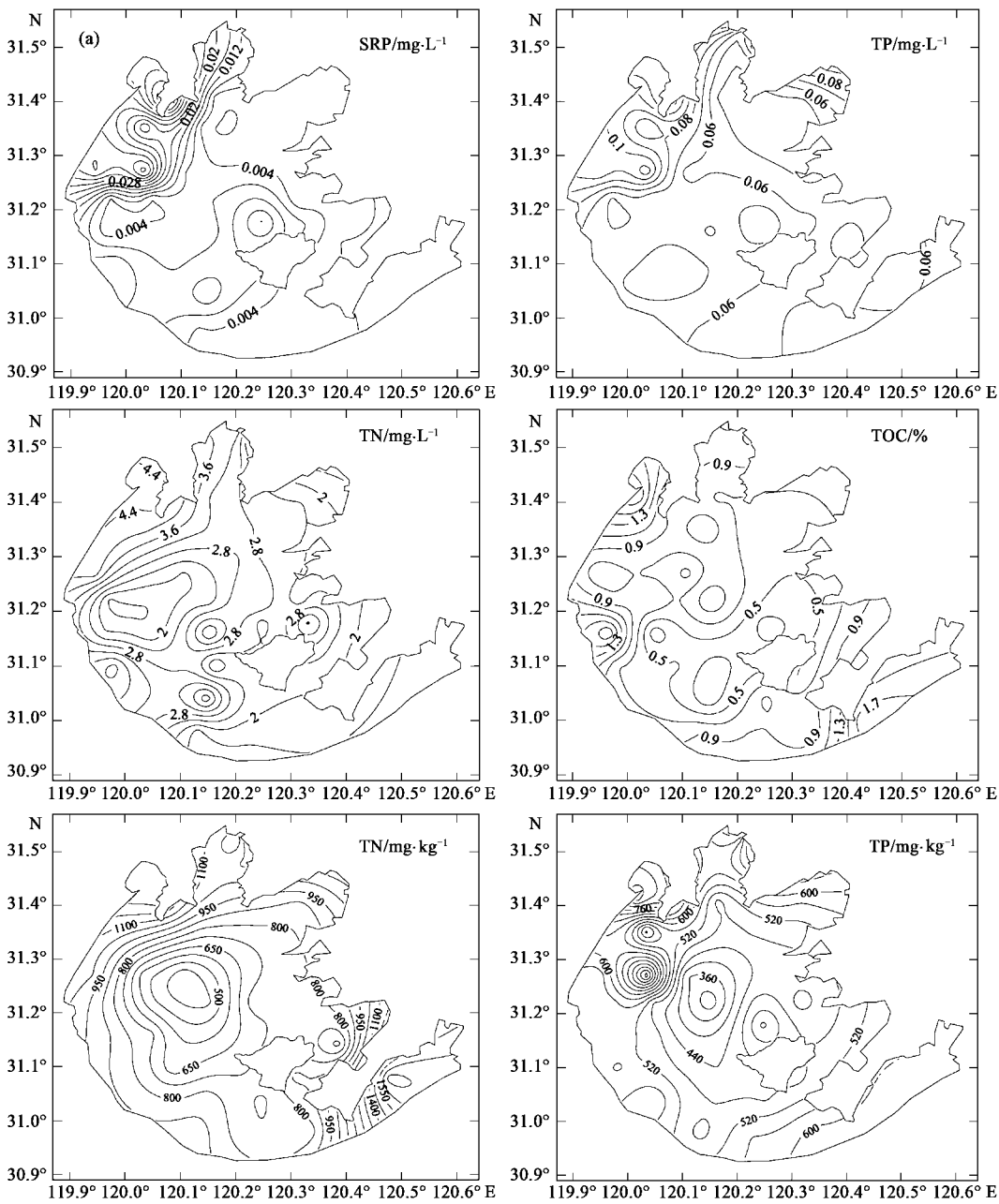
太湖各湖区的测量指标差别较大(表1),上覆水体中的SRP、TP、TN变化范围在 $0 \sim 0.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.05 \sim 0.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.88 \sim 4.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间.沉积物中TOC、C/N、 φ 、Fe-P、Ca-P、IP、OP及TP、TN在 $0.13\% \sim 1.89\%$ 、 $3.14\% \sim 16.14\%$ 、 $36.63\% \sim 76.53\%$ 、 $29.13 \sim 258.31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $25.54 \sim 357.68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $30.12 \sim 563.64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $82.62 \sim 371.91 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $294.66 \sim 912.79 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $363.87 \sim 1534.76 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间变化,可以看出,太湖水质状况在空间上表现出明显的异质性.根据表2所列国内外湖泊水体富营养化的分级标准^[22],可以看出太湖各湖区受到不同程度的污染,且全湖都表现出富营养化的趋势.

以太湖全湖40个点指标为数据节点,利用Surfer 8.0(Golden Software, Inc.)作各因子的空间分布等值线图,如图2所示,等值线图比较全面地展示了太湖上覆水中SRP、TP、TN及沉积物中TOC、TN及磷的各结合形态的空间分布变化.从图2中可以发现,上覆水体中SRP、TP、TN的高值主要分布在太湖的西北部,大致以西部狄东镇沿岸延伸至梅梁湾为界,西北部湖区包括五里湖、竺山湾、梅梁湾及太湖西部水体污染程度明显高于东部及南部,且变化梯度大.东部及南部变化梯度小,污染程度较西北部轻,这反映了太湖水体的总体污染状况.

沉积物中TP、TN分布总体类似于水体,西北部湖区含量显著高于其他湖区,东太湖的TN也偏高.太湖各湖区沉积物中磷的各种形态表现出不同的赋存特点.图3中可以看出,Fe-P的高值主要集中于重度富营养化的五里湖、梅梁湾、竺山湾等西北部

湖区,其值分别为 197.8、111.7、238.7 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,其他湖区相差不大.五里湖、梅梁湾、竺山湾、太湖西部、胥口湾、南太湖及东太湖的 Ca-P 显示出较高的含量.其均值均在 200.0 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上.值得注意的是,东太湖及南太湖的 Ca-P 含量高于太湖西北部及其他湖区,东太湖含量最高达到 302.9 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.五里湖、梅梁湾、竺山湾及东太湖的 IP 含量高于其他湖区.其中竺山湾、五里湖及梅梁湾 IP 含量分别为

544.6、455.0、344.7 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,湖心 IP 含量最低,约为 270.2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.太湖西部、五里湖、竺山湾及东太湖的 OP 较高,含量分别为 371.9、235.4、214.1、247.2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,太湖西部 OP 明显高于其他湖区.沉积物中 TOC 的高值分布于竺山湾、梅梁湾、太湖西部及东太湖等湖区,湖心及贡湖湾 TOC 含量相对偏低. C/N 反映了沉积物中有机质的来源^[26],竺山湾、湖心及南太湖是高 C/N 的主要区域.



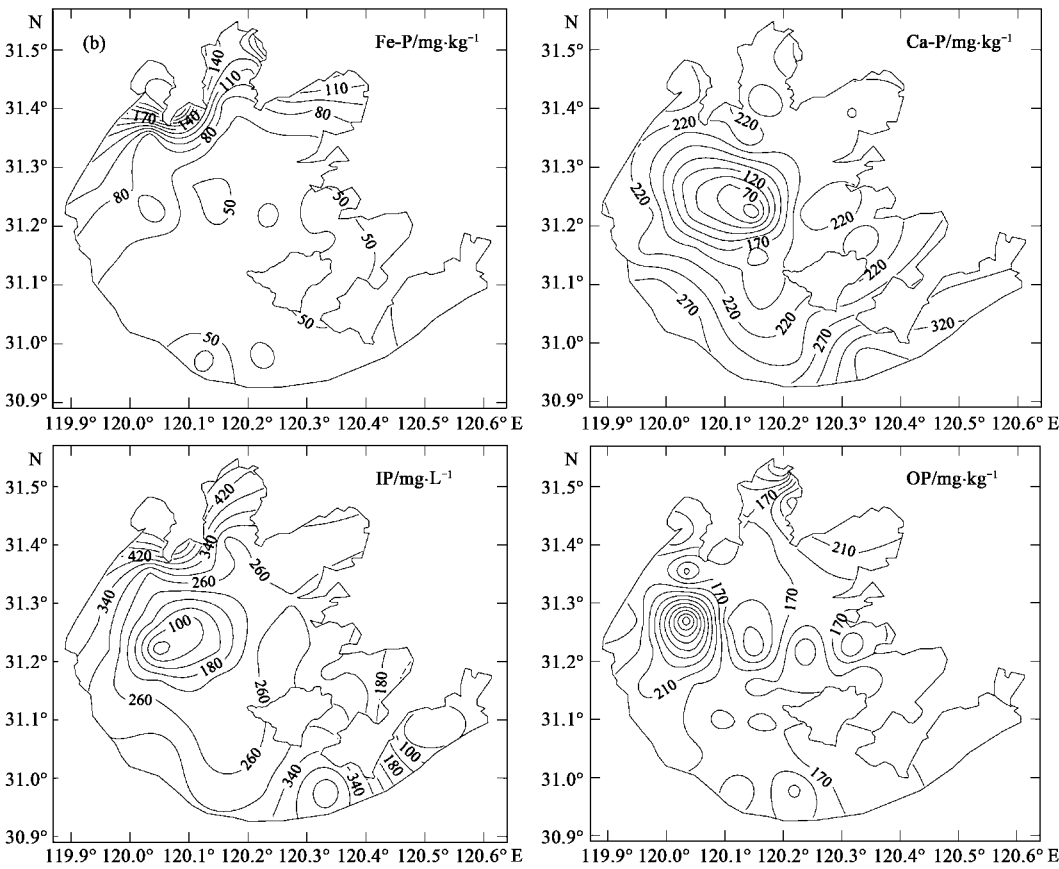


图 2 太湖上覆水及沉积物中指标空间分布等值线图

Fig. 2 Isopleth maps of spatial distribution of physi-chemical indexes in the overlying water and surface sediments of Taihu Lake

表 1 太湖上覆水及表层沉积物理化指标值

项目	水体/mg · L ⁻¹			沉积物								
	SRP	TP	TN	TOC /%	C/N	φ /%	TN /mg · kg ⁻¹	TP /mg · kg ⁻¹	Fe-P /mg · kg ⁻¹	Ca-P /mg · kg ⁻¹	IP /mg · kg ⁻¹	OP /mg · kg ⁻¹
最小值	0.00	0.05	0.88	0.13	2.66	36.63	363.87	294.66	29.13	25.54	30.12	82.62
最大值	0.06	0.16	4.60	1.89	16.14	76.53	1534.76	912.79	258.31	357.68	563.64	371.91
均值	0.01	0.07	2.63	0.74	8.32	62.18	859.66	560.47	88.14	212.83	298.54	189.53
Std. D	0.01	0.03	1.04	0.37	2.85	10.23	264.56	153.16	60.24	64.59	117.24	54.75
偏度	2.13	1.67	0.39	0.79	0.44	-0.65	0.57	1.03	1.77	-0.96	0.32	1.03
峰度	4.28	2.32	-0.81	1.47	1.26	-0.26	0.41	0.46	2.17	2.04	0.66	2.88

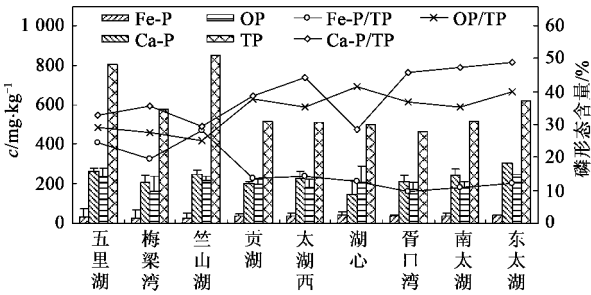


图 3 太湖各湖区表层沉积物中磷形态含量比较

Fig. 3 Comparison of phosphorus fractions concentrations in the surface sediments of Taihu Lake

表 2 湖泊水体富营养化分级标准范围/mg · L⁻¹

Table 2 Grading standards of lake eutrophication/mg · L ⁻¹			
指标	贫营养	中营养	富营养
TP	0.005 ~ 0.013	0.01 ~ 0.05	0.02 ~ 0.50
TN	0.25 ~ 1.00	0.49 ~ 1.20	0.86 ~ 4.08

3 讨论

太湖不同指标空间上呈现如此显著的差异性,这反映了太湖不同区域的污染来源性质. 太湖北部五里湖紧邻无锡市区,直接接纳大量的工业废水及城市污水,已呈重度富营养化,2003 年底开始底泥疏浚及生

态重建,水质有所好转,但仍属于富营养化水域^[27].而竺山湾、梅梁湾及太湖西岸皆有连通太湖的主要入湖河道,大量河道携带的工业废水和生活污水于这些区域排入湖体^[28],同时接纳农业面源污染,导致这些湖区成为全太湖富营养化程度最为严重的水域,每年藻类大量繁殖,属藻型湖.而东太湖及南部太湖属于草型湖区,优势水生植物为马来眼子菜(*potamogeton malaianus* Miq.)、苦草(*vallisneria spiralis* L.)等,水体受污染程度相对较低^[3,28].

湖水中的磷通过颗粒吸附、自生沉积及生物聚集沉淀等方式进入沉积物-水界面^[29].沉积物磷分级分离方法有了很大的发展^[24],但多基于操作上的便利而非基于化学计量或结构上的研究,这与沉积物磷的种类的高度可变性和复杂性有关^[30].在风浪扰动、pH、氧化还原电位改变、有机质矿化及生物扰动情况下,沉积物中磷发生复杂的形态变化^[31].沉积物中磷的溶出与磷的化学沉淀形态有关^[32].受入湖河流携带的大量污染物影响,西北部湖区较高的

Fe-P 浓度指示较高含量的污水输入磷^[25].Fe-P 在太湖全湖中占 TP 比例虽然低于 Ca-P (28.4% ~ 48.9%) ,但 Fe-P 受环境变化要比 Ca-P 敏感,被认为是重要的潜在可移动磷源^[33,34].沉积物中 Fe-P 与上覆水中 SRP 显著相关($R=0.49$, $p<0.01$) (表 3),厌氧状态下, Fe^{3+} 易被还原为 Fe^{2+} ,部分铁的氧化物及氢氧化物如水铁矿、针铁矿等吸附的 PO_4^{3-} 也被释放出来进入孔隙水^[35],向上迁移使得上覆水中 SRP 升高.在太湖外源磷输入得到一定程度控制的情况下,这种磷的内源释放形式显得尤为重要.作为藻类可直接利用的磷形态^[36],高含量铁结合形态的磷与太湖西北部藻华的暴发关系比较密切^[6],沉积物中 TP 与 Fe-P 的相关性很好,相关系数达到 0.79 ($p<0.01$),Fe-P 与 IP 的也存在显著的相关关系($R=0.72$, $p<0.01$),这都说明 Fe-P 是重要的无机磷形态.表层沉积物中 Fe-P 的含量可作为指示环境污染程度的指标之一,其在水体中的快速转化是藻类大量繁殖的动态营养盐重要来源^[37].

表 3 太湖水体及沉积物中各指标相关关系¹⁾

Table 3 Pearson Correlation coefficients of physi-chemical indexes in the overlying water and surface sediments of Taihu Lake												
	SRP(w)	TP(w)	TN(w)	TOC	C/N	φ	TN(s)	TP(s)	Fe-P	Ca-P	IP	OP
SRP(w)		0.00	0.00	0.64	0.80	0.68	0.18	0.00	0.00	0.77	0.04	0.07
TP(w)	0.62 **		0.83	0.16	0.99	0.98	0.01	0.00	0.00	0.55	0.01	0.10
TN(w)	0.58 **	0.04		0.90	0.50	0.89	0.20	0.51	0.27	0.50	0.11	0.91
TOC	0.09	0.25	0.02		0.00	0.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.45
C/N	-0.05	0.00	-0.12	0.79 **		0.40	0.05	0.43	0.68	0.03	0.09	0.93
φ	-0.07	0.01	-0.03	-0.08	-0.15		0.94	0.85	0.96	0.07	0.12	0.09
TN(s)	0.24	0.42 *	0.23	0.82 **	0.35 *	-0.01		0.00	0.00	0.00	0.00	0.30
TP(s)	0.53 **	0.63 **	0.12	0.49 **	0.14	0.03	0.65 **		0.00	0.02	0.00	0.00
Fe-P	0.49 **	0.64 **	0.20	0.53 **	0.08	0.01	0.77 **	0.79 **		0.14	0.00	0.11
Ca-P	-0.05	0.11	0.12	0.52 **	0.38 *	-0.31	0.57 **	0.40 *	0.27		0.00	1.00
IP	0.35	0.43	0.28	0.66 **	0.30	-0.28	0.84 **	0.69 **	0.72 **	0.73 **		0.78
OP	0.32	0.29	-0.02	0.14	-0.02	0.30	0.18	0.66 **	0.28	0.00	0.05	

1) 左下角为 Pearson 相关系数, 右上角为显著性水平; w 指水体中浓度; s 指沉积物中含量; ** 表示显著性水平 $p \leq 0.01$, * 表示显著性水平 $p \leq 0.05$

高 Ca-P 及 OP 值则一定程度上反映了沉积物中丰富的有机质及水生生物含量. Ca-P 主要以水合磷酸钙 $Ca_5OH(PO_4)_3$ 及少量生物骨骼等形态存在^[38],南部太湖及东太湖沉积物 Ca-P 含量较高,这和采样过程中发现的大量动植物残体一致,其主要来源于陆源输入的碎屑岩、自生 $CaCO_3$ 和水解有机磷共同沉淀的自生磷灰石^[39],难以被藻类直接利用及参与短时态 P 的循环,主要表现出埋藏的特性^[12],Ca-P 被看作比较稳定的磷形态^[40].Ca-P 在东部及南部太湖区占 TP 比例都在 45% 以上(图 3),这些湖区生物量高于其他湖区,表现出这些湖区丰富的腐殖质及生物残骸对磷的固结.OP 是部分

活性的磷形态^[37],太湖西北部为各种废水的最主要输入区,携带大量有机磷进入湖体,同时这些湖区藻类生物量大,藻类大量摄取活性磷并主要以有机磷的形式固定下来,消亡后埋藏于沉积物中^[41],导致该区域 OP 的含量高于其他湖区,沉积物中 OP 以核酸、植素及磷脂为主,在太湖强水动力及复杂的微生物、细菌等参与作用下,这些磷也会向有机磷转化,并重新进入水体被藻类等所利用,以满足该区高含量藻类对营养盐的需求,形成 OP 与 IP 之间转化的动态平衡^[42,43].

沉积物中 C/N 可用来指示沉积物中有机质的主要来源,内源有机质的 C/N 比值一般为 4 ~ 10,而

外源维管束植物 C/N 比值一般 $> 20^{[44, 45]}$, 太湖高 C/N 分布于南部太湖及东太湖多浅水生长的维管水生植物地带, 而太湖西部及竺山湾、梅梁湾为低碳高氮区, C/N 较低, 有机质主要来源于大量繁殖的藻类, 这和瞿文川等^[46]研究结果一致。C/N 与 Ca-P 的相关性较好, 这和太湖南部及东部的挺水植物及沉水植物为优势种及较大的生物量对 Ca-P 的蓄积有关。全湖沉积物中 TOC 与其他指标如 TN、TP 及磷的各形态存在显著的相关性, 指示高含量有机质对营养盐的蓄积“库”效应, TOC 对营养盐存在明显的控制作用, 成岩过程中有机质结合的磷将通过各种生物及物化作用向空隙水中释放, 以溶解态的形式进入水体, 成为水体中营养盐的来源之一^[47]。

4 结论

(1) 通过对太湖较高密度的采样分析, 并利用插值作图分析的方法得到太湖水体中 SPR、TP、TN 及沉积物中 TN、TP、TOC 及 P 的各形态的分布图, 比较清晰的发现各指标在空间上呈现明显的异质性分布。水体中生源要素在竺山湾、梅梁湾及太湖西部的浓度明显高于其他湖区。沉积物中 TP、TN 分布类似于水体, 西北部湖区显著高于其他湖区, 东太湖的 TN 也偏高, 这和东太湖较大的生物量有关系。

(2) 沉积物中 Fe-P 含量低于 Ca-P, Fe-P 含量占 IP 的 17.5% ~ 43.5%, Ca-P 含量则在 45.8% ~ 85.1% 之间。这 2 种形态的磷空间上表现出明显的区域性差异, Fe-P 主要分布与污染严重的西北部湖区, Ca-P 除于这些湖区明显蓄积外, 东南部湖区及东太湖表现出更高值。

(3) 沉积物中 IP 占 TP 的含量高于 OP, IP 中 Fe-P 含量虽然低于 Ca-P, 但其与水体中 SRP 及 TP 以及沉积物中的 TP 的相关性远高于 Ca-P, 作为潜在的生物可利用磷源, Fe-P 的内源释放是水体中 SRP 的升高的重要驱动力。而 Ca-P 及 OP 难以参与短时序的磷循环, 更表现出埋藏的特性。C/N 及 TOC 与 Ca-P 的相关性较好, 指示高生物量在这些湖区对 Ca-P 的蓄积埋藏的影响。

参考文献:

- [1] 孙顺才, 黄漪平. 太湖[M]. 北京: 海洋出版社, 1993.
- [2] 朱广伟, 秦伯强, 高光. 太湖现代沉积物中磷的沉积通量及空间差异性[J]. 海洋与湖沼, 2007, 38(4): 329-334.
- [3] 范成新, 张路, 秦伯强, 等. 风浪作用下太湖悬浮态颗粒物中磷的动态释放估算[J]. 中国科学(D 辑), 2003, 33(8): 760-768.
- [4] Qu W C, Dickman M, Wang S M. Multivariate analysis of heavy metal and nutrient concentrations in sediments of Taihu Lake, China[J]. Hydrobiologia, 2001, 450: 83-91.
- [5] 秦伯强, 朱广伟, 张路, 等. 大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法——以太湖为例[J]. 中国科学(D 辑), 2005, 35(增刊 II): 33-44.
- [6] 张路, 范成新, 池俏俏, 等. 太湖及其主要入湖河流沉积磷形态分布研究[J]. 地球化学, 2004, 33(4): 423-432.
- [7] Luo L C, Qin B Q, Song Y Z, et al. Seasonal and regional variations in precipitation chemistry in the Lake Taihu Basin, China[J]. Atmospheric Environment, 2007, 41: 2674-2679.
- [8] 范成新, 张路, 秦伯强, 等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及定量化——1. 铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量[J]. 湖泊科学, 2004, 16(4): 10-20.
- [9] 金相灿, 王圣瑞, 庞燕. 太湖沉积物磷形态及 pH 值对磷释放的影响[J]. 中国环境科学, 2004, 24(6): 707-711.
- [10] 刘国锋, 范成新, 钟继承. 风浪作用下太湖改性沉积物对藻体絮凝去除效果研究[J]. 环境科学, 2009, 30(1): 52-57.
- [11] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 太湖梅梁湾 2007 年蓝藻水华形成及取水口污水团成因分析与应急措施建议[J]. 湖泊科学, 2007, 19(4): 357-358.
- [12] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in lake Erken sediment[J]. Wat Res, 2000, 34(7): 2037-2042.
- [13] Chowdhury M, Bakri D A. Diffusive nutrient flux at the sediment-water interface in Suma Park Reservoir, Australia[J]. Hydrological Sciences Journal/Journal des Sciences Hydrologiques, 2006, 51(1): 144-156.
- [14] 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.
- [15] Ruban V, Brigault S, Demare D, et al. An investigation of the origin and mobility of phosphorus in freshwater sediments from Bort-Les-Orgues Reservoir, France[J]. Journal of Environmental Monitoring, 1999, 1: 403-407.
- [16] Lijklema L, Koelmans A A, Portielje R. Water quality impacts of sediment pollution and the role of early diagenesis[J]. Water Science and Technology, 1993, 28: 1-12.
- [17] 邓建才, 陈桥, 翟水晶, 等. 太湖水体中氮、磷空间分布特征及环境效应[J]. 环境科学, 2008, 29(2): 3382-3386.
- [18] 黄清辉, 王东红, 王春霞, 等. 太湖梅梁湾和五里湖沉积物磷形态的垂向变化[J]. 中国环境科学, 2004, 24(2): 147-150.
- [19] Jin X C, Wang S R, Pang Y, et al. Phosphorus fractions and the effect of pH on the phosphorus release of the sediments from different trophic areas in Taihu Lake, China[J]. Environmental Pollution, 2005, 139: 288-295.
- [20] Zhou A M, Wang D S, Tang H X. Phosphorus fractionation and bio-availability in Taihu Lake(China) sediment[J]. Journal of Environmental Sciences, 2005, 17(3): 384-388.
- [21] Kelderman P, Wei Z, Maessen M. Water and mass budgets for estimating phosphorus sediment-water exchange in Lake Taihu (China P. R. X)[J]. Hydrobiologia, 2005, 544: 167-175.
- [22] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范[M]. (第二版). 北

京 :中国环境科学出版社 ,1990. 162-164.

[23] Pardo P ,López-Sánchez J F , Rauret G. Characterisation , validation and comparison of three methods for the extraction of phosphate from sediments[J]. *Analytica Chimica Acta* ,1998 , **376** :183-195.

[24] Ruban V ,López-Sánchez J F ,Pardo P. Selection and evaluation of sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in lake sediment[J]. *Journal of Environmental Monitoring* ,1991 ,**1** :51-56.

[25] Ruban V ,López-Sánchez J F ,Pardo P. Harmonized protocol and certified reference material for the determination of extractable contents of phosphorus in freshwater sediments-A synthesis of recent works[J]. *Fresenius J Anal Chem* 2001 ,**370** :224-228.

[26] 刘恩峰 ,沈吉 ,杨丽原 ,等. 南四湖及主要入湖河流沉积物中磷的赋存形态研究[J]. *地球化学* 2008 ,**37**(3) :290-296.

[27] 范成新 ,张路 ,王建军 ,等. 湖泊底泥疏浚对内源释放影响的过程与机理[J]. *科学通报* 2004 ,**49**(15) :1523-1528.

[28] 李一平 ,逢勇 ,向军. 太湖水质时空分布特征及内源释放规律研究[J]. *环境科学学报* 2005 ,**25**(3) :300-306.

[29] Lean D R S. Phosphorus Dynamics in Lake Water[J]. *Science* , 1973 ,**179**(4047) :678-680.

[30] 付永清 ,周易勇. 沉积物磷形态的分级分离及其生态学意义[J]. *湖泊科学* ,1999 ,**11**(4) :376-381.

[31] Sphndergaard M ,Jensen J P ,Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes [J]. *Hydrobiologia* 2003 ,**506-509** :135-145.

[32] 袁旭音 ,陈骏 ,陶于祥 ,等. 太湖北部底泥中氮、磷的空间变化和环境意义[J]. *地球化学* 2002 ,**31**(4) :321-328.

[33] Jensen H S ,Thamdrup B. Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate dithionite extraction [J]. *Hydrobiologia* ,1993 ,**253** :47-59.

[34] Holdren G C ,Armstrong D E. Factors affecting phosphorus release from intact sediment lake cores [J]. *Environmental Science and Technology* ,1980 ,**14**(1) :79-87.

[35] Kim L H , Choi E , Stenstrom M K. Sediment characteristics , phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments [J]. *Chemosphere* , 2003 ,**50** :53-61.

[36] Golterman H L. Sediment as a source of phosphate for algal growth[A]. In :Jung W (ed). *Interactions between sediment and freshwater*[C]. Hague :Junk Publ ,1977. 286-293.

[37] 孙晓杭 ,张昱 ,杨敏 ,等. 太湖悬浮物磷的形态分布特征[J]. *安全与环境学报* 2005 ,**5**(4) :19-22.

[38] 夏学惠 ,东野脉兴 ,周建民 ,等. 滇池现代沉积物中磷的地球化学及其对环境影响[J]. *沉积学报* 2002 ,**20**(3) :416-420.

[39] Kaiserli A ,Voutsas D ,Samara C. Phosphorus fractionation in lake sediments-Lakes Volvi and Koronia , N. Greece [J]. *Chemosphere* 2002 ,**46**(8) :1147-1155.

[40] Gonsiorczyk T ,Casper P ,Koschel R. Phosphorus-binding forms in the sediment of an oligotrophic and an eutrophic hardwater lake of the Baltic Lake District (Germany) [J]. *Water Science and Technology* ,1998 ,**37**(3) :51-58.

[41] 陈水土 ,阮五崎. 九龙江口、厦门西海域磷的生物地球化学研究Ⅲ. 生物活动参与下的磷形态转化及磷循环估算[J]. *海洋学报* ,1994 ,**16**(2) :63-71.

[42] Bai X L ,Ding S M ,Fan C X , *et al.* Organic phosphorus species in surface sediments of a large ,shallow , eutrophic lake ,Lake Taihu ,China [J]. *Environmental Pollution* ,2009 ,**157**(8-9) : 2507-2513.

[43] 薛雄志 ,洪华生 ,黄邦钦 ,等. 西海域沉积物中碱性磷酸酶活力的分布、动态及其与各形态磷的关系[J]. *海洋学报* ,1995 , **17**(5) :81-87.

[44] Meyers P A ,Ishiwatari R. Lacustrine organic geochemistry. An overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments [J]. *Organic Geochemistry* ,1993 ,**20**(7) : 869-900.

[45] Mee A C ,McKirdy D M ,Krull E S , *et al.* Geochemical analysis of organic-rich lacustrine sediments as a tool for reconstructing Holocene environmental conditions along the coorong coastal plain ,southeastern australia [A]. In :Roach I C (ed). *Regolith* 2004[C]. Canberra ,CRC LEME , 2004. 247-251.

[46] 瞿文川 ,王苏民 ,张平中 ,等. 生物标志化合物对东、西太湖不同湖泊类型的判断[J]. *海洋与湖沼* 2000 ,**31**(5) :530-534.

[47] 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.