

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2015.0087

狄贞珍 张洪 单保庆.2015.太湖内源营养盐负荷状况及其对上覆水水质的影响[J].环境科学学报, 35(12): 3872-3882

Di Z Z, Zhang H, Shan B Q. 2015. Status of internal nutrient loads and their effects on overlying water quality in Taihu Lake [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 35(12): 3872-3882

## 太湖内源营养盐负荷状况及其对上覆水水质的影响

狄贞珍 张洪\* 单保庆

中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085

收稿日期: 2015-02-06 修回日期: 2015-03-06 录用日期: 2015-03-06

**摘要:**以太湖沉积物-上覆水界面为研究对象,于 2013 年夏季采集 46 个样点的沉积物柱状样,分析表层沉积物孔隙水中营养盐(正磷酸盐、氨氮、硝氮)的浓度空间分布,估算表层沉积物中磷、氮的扩散通量,明确营养盐在沉积物-水界面的分布规律,以探明内源营养盐负荷对太湖上覆水的污染贡献,并为沉积物-水界面氮磷的转移过程理论补充证据。结果表明:太湖西北部区域的表层沉积物孔隙水中正磷酸盐和硝氮浓度较高,分别达到  $1.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $1.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以上;大部分湖区的氨氮浓度超过  $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。全湖区范围内,从表层沉积物的上覆水到孔隙水,氨氮含量呈现升高趋势而硝氮含量呈现降低趋势。北部 3 个湖湾区的沉积物营养盐扩散通量最高,正磷酸盐为  $2.69\sim 4.60 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ,氨氮为  $17.8\sim 45.7 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ,而湖岸河口区是沉积物硝氮内源释放显著的区域。沉积物向上覆水释放正磷酸盐和氨氮的年内源污染负荷分别为  $64.6 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$  和  $1756 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ ;而上覆水向沉积物汇入硝氮的年内源负荷为  $1102 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ 。氨氮的内源污染负荷与外源污染负荷之比高达 18.7%,氨氮、总磷和总氮内源污染为上覆水贡献的浓度分别为  $0.361$ 、 $0.013$  和  $0.134 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,表明自由扩散带来的内源负荷会使太湖水中营养盐污染恶化,需引起重视。

**关键词:** 太湖; 营养盐; 扩散通量; 内源; 孔隙水; 上覆水; 水质

文章编号: 0253-2468(2015)12-3872-11 中图分类号: X524 文献标识码: A

## Status of internal nutrient loads and their effects on overlying water quality in Taihu Lake

DI Zhenzhen, ZHANG Hong\*, SHAN Baoqing

Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085

Received 6 February 2015; received in revised form 6 March 2015; accepted 6 March 2015

**Abstract:** The sediment-water interface of Taihu Lake (Taihu) was studied with sediment cores sampled at 46 sampling points in Taihu in the summer of 2013 to analysis the spatial distribution of nutrient concentrations ( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) in pore water of surface sediment, to estimate nutrient diffusion fluxes from surface sediment, and to determine the nutrient spatial distribution rules at sediment-water interface, aiming at clarifying the contribution of internal nutrient loads to the nutrient pollution in the overlying water of Taihu and adding evidence to the phosphorus and nitrogen transfer theory at sediment-water interface. The results show that concentrations of  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  and  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  were high in the northwest of Taihu and were more than  $1.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and  $1.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectively; concentrations of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  were over  $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  in most of area in Taihu. In the whole Taihu area, from the overlying water around sediment down to the pore water in sediment, there was an increasing trend in  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  concentration, together with a decreasing trend in  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  concentration. The nutrient diffusion fluxes of surface sediment were the largest in the three bay area in north Taihu, with  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  of  $2.69\sim 4.60 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  of  $17.8\sim 45.7 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ , while the nitrate nitrogen release from surface sediment was obvious in the estuary around Taihu. as the nutrient release from surface sediment to overlying water, The annual internal nutrient loads of  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in Taihu were  $64.6 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$  and  $1756 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ , respectively. while the annual internal nitrate nitrogen load was  $1102 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ , with surface sediment serving as the  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  pool of overlying water. The ratio of internal to external pollution load was as high as 18.7% for  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , and the overlying water contributed to internal pollution were  $0.361 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  for ammonia nitrogen,  $0.013 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  for total phosphorus and  $0.134 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  for total nitrogen, indicating that the internal loads of nutrient by free diffusion from surface sediment can deteriorate the pollution in Taihu that need attention.

**Keywords:** Taihu Lake; nutrient; diffusion fluxes; internal source; pore water; overlying water; water quality

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项( No.2012ZX07101-002-03)

Supported by the Major Science and Technology Program for Water Pollution Control and Treatment( No.2012ZX07101-002-03)

作者简介: 狄贞珍(1986—)女, E-mail: dzz611@163.com; \* 通讯作者(责任作者), E-mail: hongzhang@rcees.ac.cn

Biography: DI Zhenzhen (1986—), female, E-mail: dzz611@163.com; \* Corresponding author, E-mail: hongzhang@rcees.ac.cn

## 1 引言( Introduction)

沉积物是湖泊营养盐的重要源或汇( Reddy *et al.*, 1996). 对于一些富营养化严重的湖泊, 在外源营养盐负荷得到控制后, 湖泊水体中营养盐浓度不能有效降低, 这主要是蓄积在沉积物中的营养盐仍会逐渐释放出来从而抵消外源负荷削减的效果, 这种内源负荷对富营养化湖泊水质改善的负面影响可能会持续几十年( Schindler, 2006). 浅水湖泊因上覆水深度较小而沉积物表面与上覆水体积之比较大, 沉积物-水界面处的营养盐迁移转化会对上覆水水质产生重大影响( Havens *et al.*, 2001). 加之浅水湖泊的上覆水没有明显分层现象, 温度和光照强度均一, 沉积物-水界面处的营养盐释放更易造成藻类爆发和富营养化现象( Sondergaard *et al.*, 2001). 因此, 表层沉积物的营养盐的内源污染负荷对浅水湖泊的水质具有重要影响.

太湖是中国东部典型的浅水淡水湖泊, 位于中国长江三角洲核心区域. 太湖流域人口集中, 工农业发展迅速, 属于中国社会经济较发达地区( 秦伯强等, 2004). 2001 年以来, 太湖水质一直处于劣 V 类到 V 类水质, 且 70% 以上水域面积处于中度富营养化水平; 太湖主要入湖河流中的太滬运河、武进港、社渚港、殷村港、乌溪港等的水质均为劣 V 类到 V 类, 而营养盐一直是主要污染物之一( 水利部太湖流域管理局, 2014; 中华人民共和国环境保护部, 2014). 自 2007 年太湖蓝藻爆发导致无锡自来水污染事件以后, 太湖流域加强了节能减排措施( 朱玫等, 2007; 凌虹等, 2014). 到 2010 年, 氨氮排放量控制在 1.71 万 t, 削减率为 25.7%; 湖体综合营养状况指数从 2007 年的 62.3 下降到 58.5, 由中度富营养化变为轻度富营养化; 蓝藻水华聚集程度有所改善, 蓝藻暴发频次和最大面积分别下降 28.8% 和 44.3%( 江苏省环保厅, 2009; 吕振霖, 2012), 实现了 2007 年的营养盐减排目标. 可见在 2010 年太湖的外源营养盐污染负荷已得到控制和削减, 太湖表层水的富营养化程度也得到局部控制, 但太湖水质中的总氮指标仍为 V 类( 水利部太湖流域管理局, 2014), 太湖水质的改善状况受到外源减排的影响并不明显, 这很有可能与沉积物内源营养盐负荷有关( Schindler, 2006). 由于太湖污染的长期积累, 沉积物内源营养盐负荷可能促进了太湖形成短期内很难改变的较为稳定的“藻型生境条件”, 一旦温

度、水流、光照等外部条件适宜, 太湖蓝藻生态危害仍然可能大规模暴发( 吕振霖, 2012).

沉积物-上覆水界面的物质通量机理包括分子扩散、胶体扩散、生物作用、波浪作用、颗粒物再悬浮、地下水出流和平流运动等( Eek *et al.*, 2010), 其中, 分子扩散是静态条件下沉积物-水界面物质迁移的主要形式, 且定量方法较为成熟( Berg *et al.*, 1998). 孔隙水中溶解态营养盐通过水-沉积物界面向上覆水传送是沉积物营养盐释放的重要途径( Portielje *et al.*, 1999; Golterman, 2004). 计算湖泊内源负荷的方法主要有质量衡算法( Kelderman *et al.*, 2005)、孔隙水扩散模型法( Berg *et al.*, 1998)、室内模拟培养法( You *et al.*, 2007) 和水中原位监测法( Bennett *et al.*, 2012). 其中, 孔隙水扩散模型法是费用相对较低且计算误差相对较小的一种湖泊内源负荷估算方法, 其基本反映了湖泊原位沉积物-水界面的自然条件( 范成新等, 2002; Viollier *et al.*, 2003), 是分析湖泊沉积物中营养盐释放和计算湖泊内源负荷的理想方法. 过去有学者在太湖的部分区域对沉积物内源营养盐负荷进行了一些研究, 但这些研究采用的内源负荷估算方法不一, 得到的数据极其有限且没有可比性, 也没有对内源营养盐负荷如何影响上覆水水质这一关键问题采用量化指标进行具体论述( 杨龙元等, 1998; Kelderman *et al.*, 2005; Qin *et al.*, 2006; 张润宇等, 2012). 因此, 本研究以太湖表层沉积物的上覆水和孔隙水为研究对象, 分析水样中正磷酸盐( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ )、氨氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) 和硝氮( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) 浓度在沉积物-上覆水界面上垂直分布规律, 并计算沉积物-水界面磷、氮的扩散通量, 从而探明湖泊营养盐在沉积物-上覆水界面的分布规律和沉积物营养盐内源贡献, 为太湖营养盐污染的调控和治理补充理论依据.

## 2 材料与方法( Materials and methods)

### 2.1 区域概况

太湖位于中国东部的长江三角洲( 介于  $30^\circ 55' 42'' \sim 31^\circ 31' 50''\text{N}$ ,  $119^\circ 53' 45'' \sim 120^\circ 36' 15''\text{E}$  之间), 流域人口稠密, 约有 4 千万. 太湖具有饮用水源、渔业、旅游业和船舶运输业等重要经济功能. 太湖是中国第三大淡水湖泊, 其水域面积达  $2338 \text{ km}^2$ ; 同时又是典型的浅水湖泊, 其平均水深为 1.89 m. 全太湖总蓄水量为 47.6 亿  $\text{m}^3$ , 总蓄泥量为 19.12 亿  $\text{m}^3$ . 全太湖沉积物厚度大于 0.1 m 的区域面积为 1632

km<sup>2</sup>, 占全太湖面积的 69.8%。太湖出入河道众多, 入湖河流多达 70 余条, 多发源于西部山区, 主要有东苕溪、西苕溪和荆溪三大水系, 是太湖湖水的主要来源; 出湖河道有 150 余条, 多集中在太湖东部和北部, 包括黄浦江、吴淞江、望虞河、浏河、太浦河、梁溪河等, 形成黄浦江和运河两大水系(金相灿, 1995; 秦伯强等, 2004)。

## 2.2 样品的采集和测定

2.2.1 样品采集 样品采集于 2013 年 8 月进行, 样点设置见图 1。在网格布点的基础上考虑水利部太湖流域管理局划定的 8 个主要湖区、主要进出湖河流的河口位置及湖区和河流的污染状况(水利部太湖流域管理局, 2014), 一共布设采样点 46 个, 包括: 竺

山湾 8 个、梅梁湾 8 个、贡湖湾 3 个、西部沿岸区 6 个、湖心区 6 个、南部沿岸区 10 个、东部沿岸区 4 个和东太湖 1 个, 其中有 17 个点分别在 17 个入湖和出湖河流的河口附近(图 1)。利用自重力柱状采样器(Corer 60, Uwitec, 奥地利)采集沉积物柱状样(简称“沉积柱”)。沉积物样柱采集后迅速用橡胶塞密封, 然后保持竖直状态尽快平稳地运回实验室, 静置过夜以消除采集和运输过程中的干扰。沉积柱沉积物-水界面上方的上覆水用虹吸管按每 5 cm 进行分层抽取; 深度在 0~5 cm 的新鲜沉积物按每 0.5 cm 进行分层, 深度在 5~10 cm 的新鲜沉积物按 1 cm 进行分层, 对分层后的沉积物进行快速抽滤得到沉积物孔隙水(3~5 mL)。

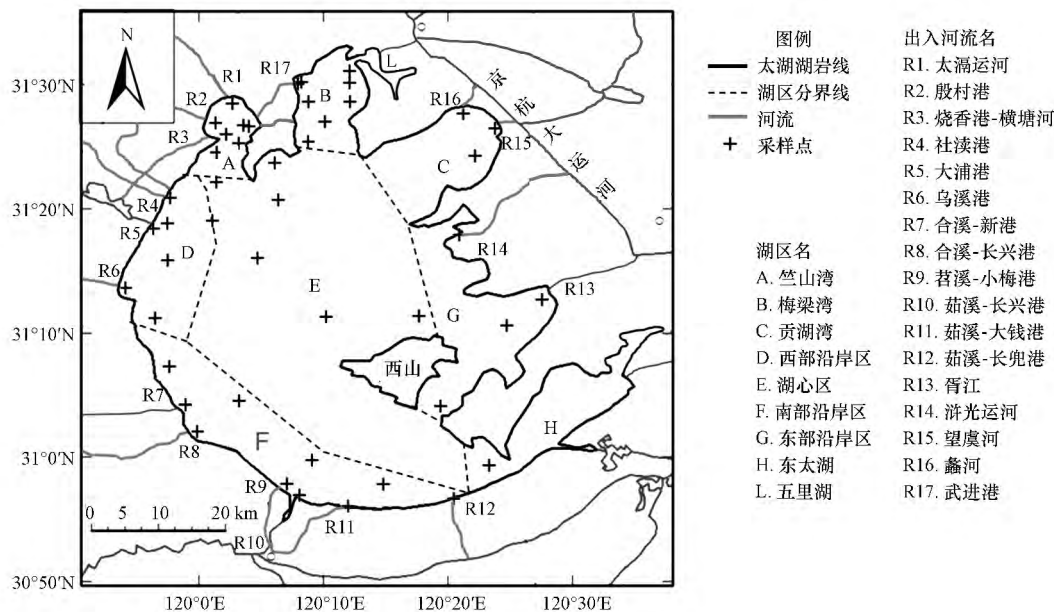


图 1 太湖采样点、湖区和主要出入湖河流分布

Fig.1 Sampling points, lake zones and the main inflow and outflow rivers in Taihu

2.2.2 水样中营养盐测定 沉积物上覆水和孔隙水通过 0.45 μm 的混合纤维滤膜进行过滤, 然后利用全自动化学分析仪(Smart Chem 200, AMS, 美国)结合《水和废水监测分析方法(第 4 版)》(国家环境保护总局和水和废水监测分析方法编委会, 2002)中钼锑抗分光光度法、靛酚蓝分光光度法和硫酸肼分光光度法来测定孔隙水中正磷酸盐、氨氮和硝氮浓度, 每个样品重复测定 3 次, 结果以均值表示。

## 2.3 孔隙水扩散模型

物质在沉积物-水界面的扩散边界层中的自由扩散过程符合 Fick 第一定律(Berg *et al.*, 1998), 公式如下:

$$F = -\Phi D_s \left. \frac{dc}{dz} \right|_{z=0} \quad (1)$$

式中,  $F$  ( $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) 为沉积物-水界面自由扩散通量;  $\Phi$  为表层沉积物的孔隙度, 用新鲜沉积物的相对含水率代替;  $dc/dz$  为沉积物-水界面的浓度梯度 ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ );  $D_s$  为考虑了沉积物弯曲效应的实际分子扩散系数 ( $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ), 其与孔隙度之间的经验关系式为  $D_s = D_0 / \theta^2$ ,  $\theta^2 = -0.47\Phi + 1.91$ , 其中,  $D_0$  为无限稀释溶液的理想扩散系数,  $\theta$  为沉积物弯曲度(万国仁, 1988; Sweerts *et al.*, 1991b)。对于  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $D_0 = 7.56 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ; 对于  $\text{NH}_4^+$ ,  $D_0 = 19.8 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ; 对于  $\text{NO}_3^-$ ,  $D_0 = 19 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$  (Sweerts *et al.*, 1991a)。

沉积物营养盐年负荷贡献量计算方法见下式:

$$W = \sum_i^n F_i \times A_i \times 365 / 10^9 \quad (2)$$

式中,  $W$  为全湖区营养盐的年负荷贡献量 ( $t \cdot a^{-1}$ );  $F_i$  表示第  $i$  区域沉积物的营养盐扩散通量 ( $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ );  $A_i$  表示第  $i$  区域面积 ( $m^2$ );  $10^9$  为单位换算系数; 一年按 365 d 计算.

#### 2.4 统计分析

利用 SPSS 18.0 软件对太湖表层沉积物的营养盐扩散通量、上覆水和孔隙水中营养盐浓度进行 Sperman 相关性分析和显著性检验.

### 3 结果与讨论 (Results and discussion)

#### 3.1 表层沉积物孔隙水中营养盐浓度空间分布

在区域分布方面, 营养盐在表层沉积物孔隙水

中的浓度存在空间差异. 太湖北部区域的表层沉积物孔隙水中正磷酸盐浓度较高, 其中, 在竺山湾、梅梁湾和大浦港河口处可达到  $1.11 mg \cdot L^{-1}$  以上, 该结果与 2003 年夏季在梅梁湾测得的表层沉积物孔隙水中正磷酸盐浓度数据类似(张路等, 2004); 太湖西北部和东南部区域的表层沉积物孔隙水中氨氮浓度较高, 其中, 在竺山湾、梅梁湾和东部沿岸区超过  $6.29 mg \cdot L^{-1}$ , 该结果与 2003 年夏季在梅梁湾和东南沿岸区测得的表层沉积物孔隙水中氨氮数据类似(张路等, 2004), 大部分湖区的氨氮浓度超过  $2 mg \cdot L^{-1}$ , 超过现行的《地表水质量标准 (GB3838—2002)》中 V 类水质的最高阈值; 太湖西北部区域的表层沉积物孔隙水中硝氮浓度较高, 可达  $1.25 mg \cdot L^{-1}$  以上(图 2) (国家环境保护总局和国家质量监督检验检疫总局, 2002).

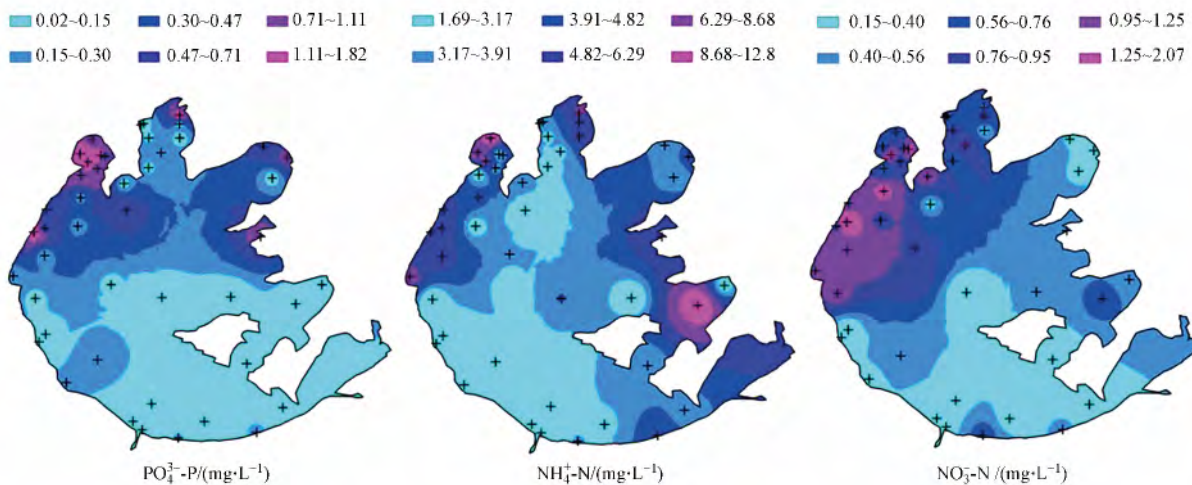


图 2 太湖表层沉积物孔隙水中营养盐浓度分布

Fig.2 Nutrient concentrations in pore water of surface sediment in Taihu

在垂直分布上, 沉积物-水界面的各营养盐也呈现出不同的分布特征(图 3~5). 西部沿岸区、东部沿岸区、湖心区(除湖心区北的样点)和东太湖的采样点上覆水和孔隙水正磷酸盐浓度基本维持在  $0.1 mg \cdot L^{-1}$ , 并伴有轻微波动. 北部 3 个湖湾(竺山湾、梅梁湾和贡湖湾)和湖心区北的采样点的正磷酸盐表现为由沉积物向上覆水释放(图 3a、b、c). 这一结果与 2001 年的研究结果类似, 该研究发现梅梁湾沉积物孔隙水中可溶性总磷(DTP)的浓度大于上覆水中的浓度(Qin *et al.*, 2006). 湖心区北部因为临近北部湖湾区且受到上覆水湖流运输的影响(汤露露等, 2011), 所以呈现与太湖北部 3 个湖湾区相似的结果(图 3e). 各湖区的河口处沉积物孔隙水中正磷酸盐

浓度都有较大幅度的波动, 西北部入湖河口处的正磷酸盐呈现表层沉积物释放趋势, 东南部河口处的正磷酸盐呈现汇入表层沉积物的趋势. 西北部入湖河流的水质一直较差, 污染物主要包括总磷和氨氮(水利部太湖流域管理局, 2014), 沉积物正磷酸盐的释放作用更加重了该区域的富营养化风险.

水样中的氨氮浓度在整个太湖区域内在垂直剖面上从上覆水到孔隙水总体都呈现出增大趋势, 尤其是在沉积物-水界面氨氮浓度都急剧增加, 在 5 cm 左右深度处后可达  $3 \sim 5 mg \cdot L^{-1}$  以上; 全部采样点氨氮均表现为由沉积物向上覆水释放. 西北部入湖河口处上覆水和孔隙水中氨氮含量普遍比附近湖区的对应值高(图 4a、d), 表明太漉运河和大浦港

的氨氮污染输入对沉积物-水界面的水质影响有衰减趋势.湖心区中部采样点的沉积物孔隙水中氨氮

浓度比该区域其他采样点处的对应值高,表明该处具有较大的氨氮释放风险.

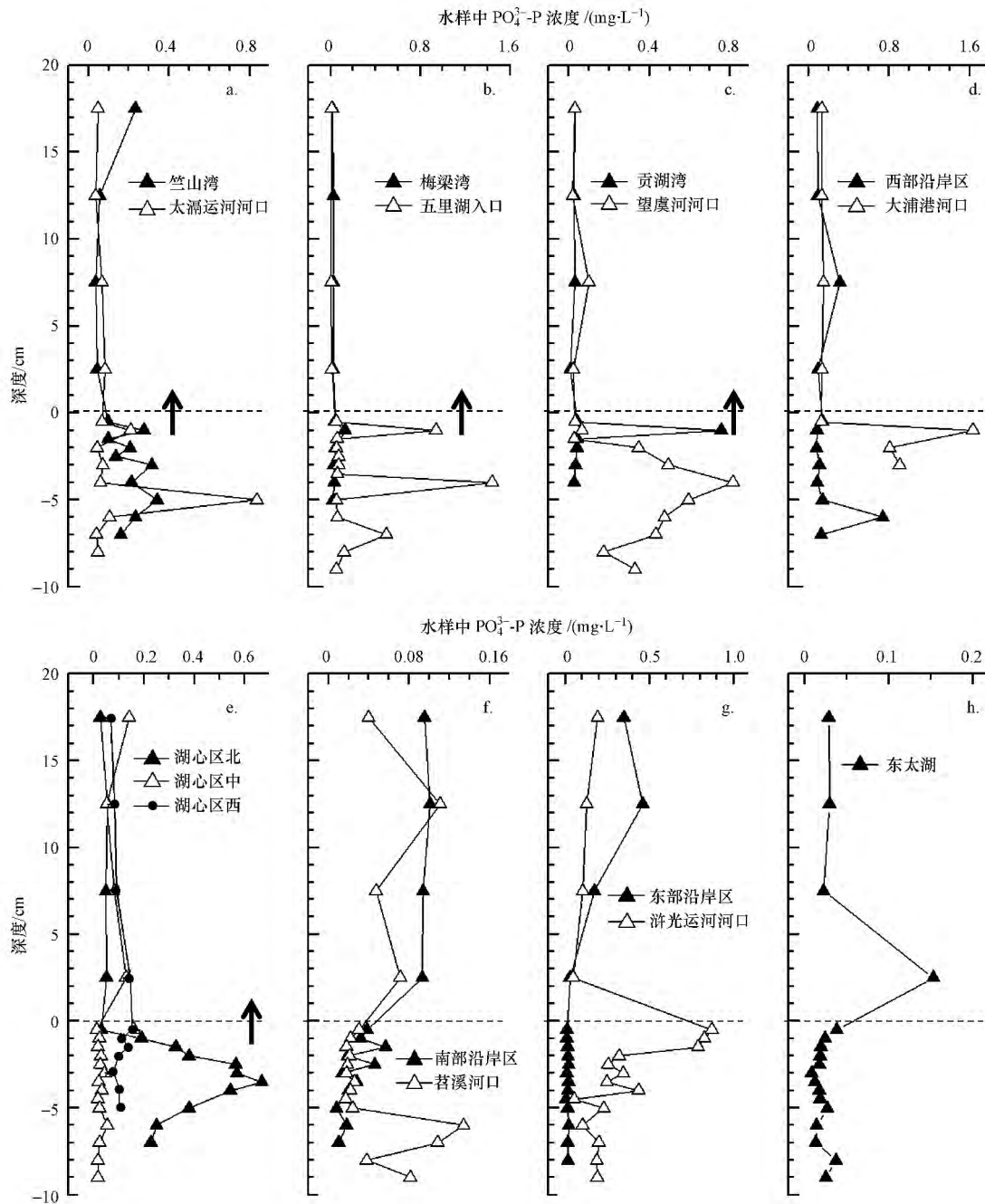


图 3 太湖沉积物-水界面附近正磷酸盐浓度垂向分布(虚线表示沉积物-水界面,下同;向上箭头表示营养盐由沉积物向上覆水释放)

Fig.3 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P profiles near sediment-water interfaces in Taihu (Dashed line denotes sediment-water interface, the same below; up-arrow denotes nutrient release from sediment to overlying water)

与氨氮不同,硝氮在太湖不同湖区的沉积物上覆水和孔隙水中的垂直分布情况不同.在北部湖湾区和西部沿岸区等富营养化严重的地区(水利部太湖流域管理局,2014),硝氮在上覆水浓度在 1~3 mg·L<sup>-1</sup> 之间,通过沉积物-水界面迅速递减为 0.5

mg·L<sup>-1</sup>左右.在孔隙水中的浓度相对稳定(图 5a,b,c,d).可见这些区域的上覆水中硝氮浓度主要受到表层水质和外源输入的影响.在湖心区中部、南部沿岸区和东太湖,硝氮在上覆水和孔隙水中浓度均在 0.4 mg·L<sup>-1</sup> 以下(图 5).太湖上覆水中溶解氧充足

(Qin *et al.* 2004) ,但沉积物中溶解氧侵蚀深度小于 1 cm( 徐徽等 ,2009) ,沉积物的孔隙水主要处于厌氧状态 ,本研究发现从表层沉积物的上覆水到孔隙水 ,氨氮浓度升高而硝氮浓度降低 ,这很可能与表

层沉积物的微生物代谢有关: 从好氧环境到厌氧环境 ,微生物的反硝化作用和异化硝酸盐还原作用得到加强( McCarthy *et al.* ,2007) ,而硝化作用得到减弱( Chowdhury *et al.* 2006) .

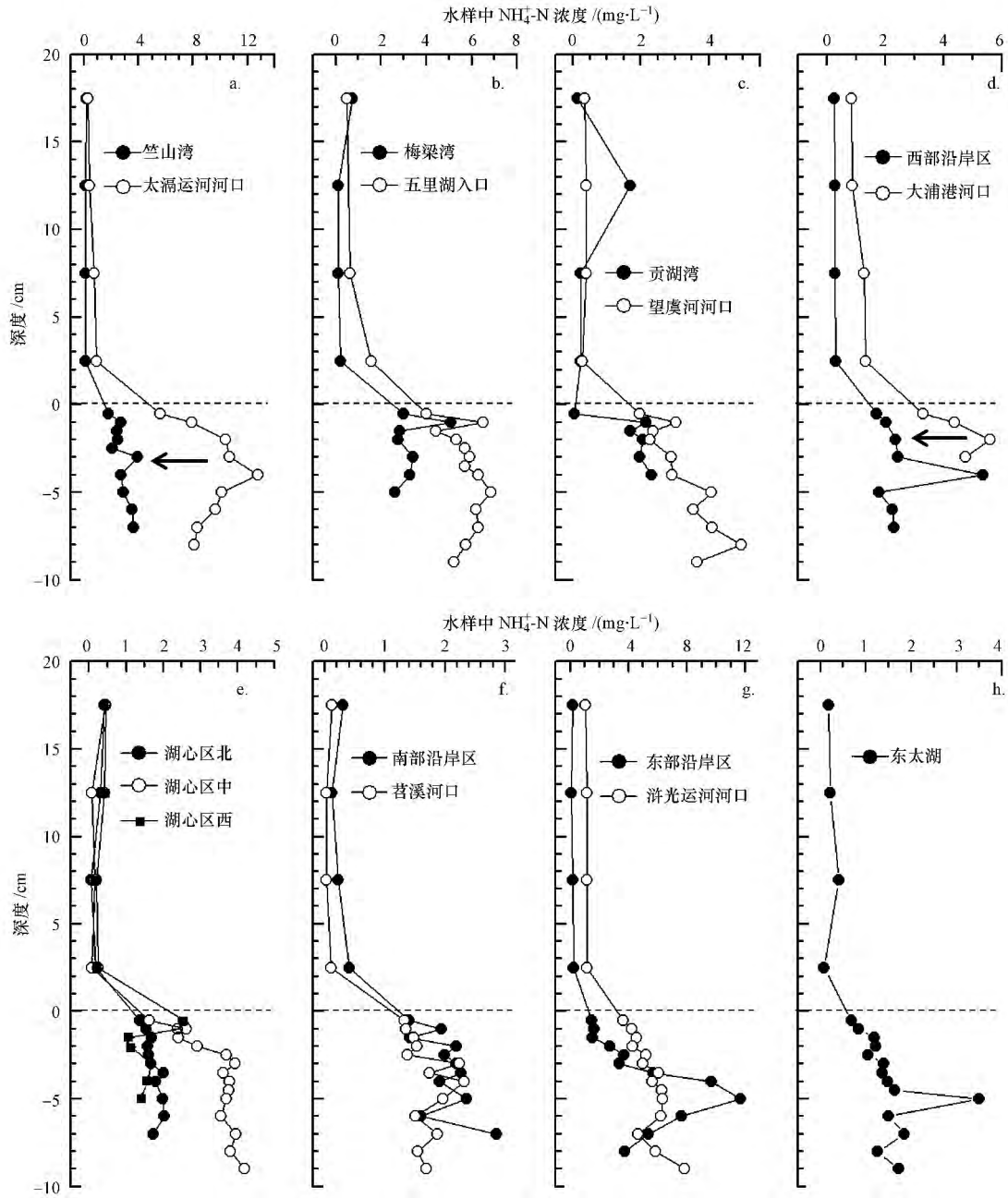


图 4 太湖沉积物-水界面附近氨氮浓度垂向分布( 水平箭头表示孔隙水中营养盐浓度由河口向附近湖区减少)

Fig.4  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  profiles near sediment-water interfaces in Taihu ( Horizontal arrow denotes that nutrient concentrations in pore water decrease from the estuary to the lake zone nearby)

通过 Spearman 相关性分析发现 ,孔隙水中正磷酸盐、氨氮和硝氮浓度彼此之间显著正相关 ( $p < 0.05$ ) ( 图 6) ,表明表层沉积物孔隙水中的正磷酸盐、氨氮和硝氮的具有同源性 ,沉积物-水界面氮磷

元素的转移过程存在一定的耦合关系 ,这与此前在梅梁湾和东太湖发现的间隙水中氨氮和溶解性磷酸盐具有显著的协同变化关系的结果类似( 张路等 2004) .

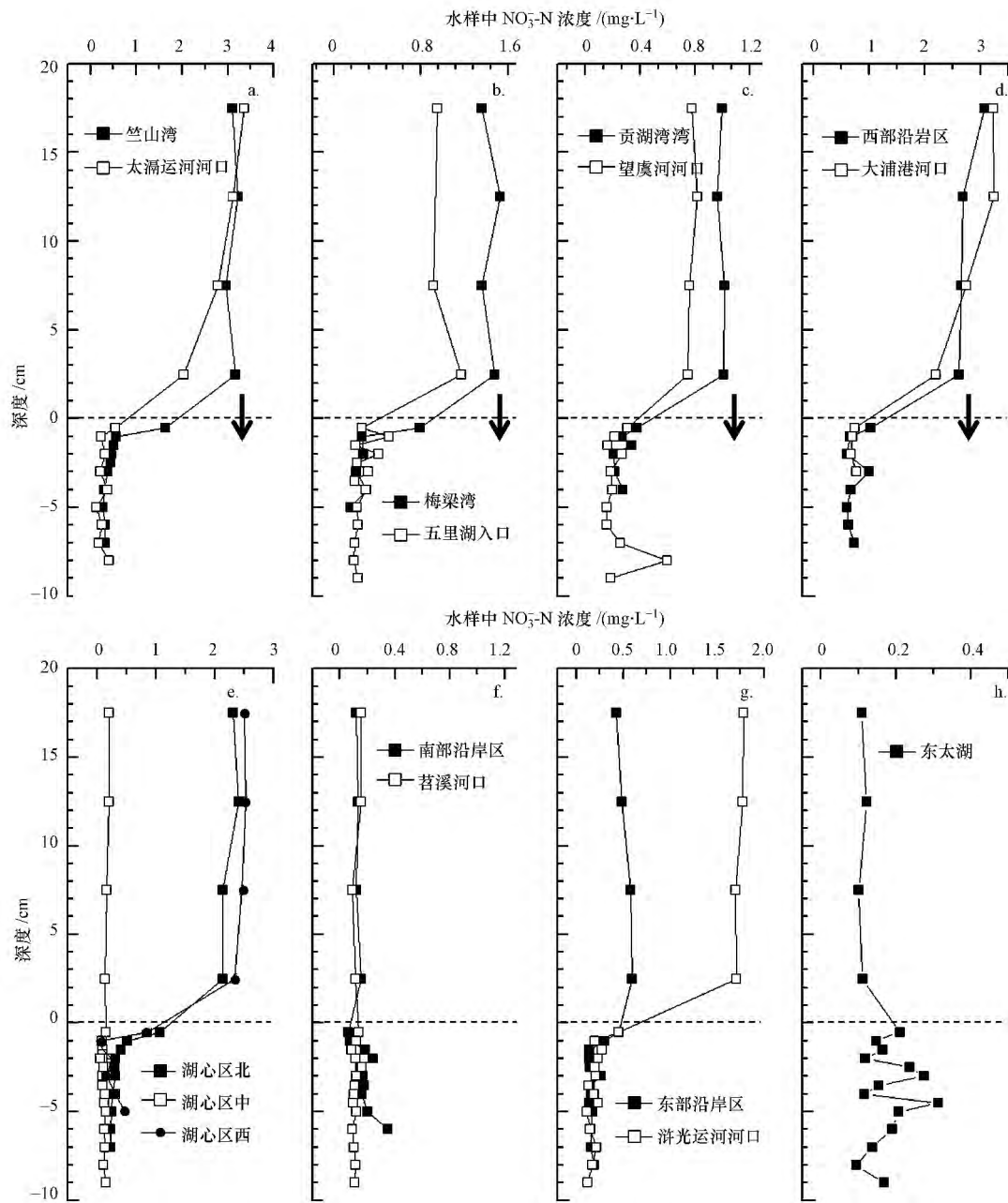


图5 太湖沉积物-水界面附近硝氮浓度垂向分布 (向下箭头表示营养盐从上覆水向沉积物输入)

Fig.5  $\text{NO}_3^-$ -N profiles near sediment-water interfaces in Taihu (Down arrow denotes nutrient input from overlying water to sediment)

### 3.2 营养盐自由扩散通量和内源年负荷估算

扩散通量计算结果表明(图7),北部沿岸区和西部沿岸区样点的正磷酸盐表现为由表层沉积物向上覆水释放,其中,竺山湾、贡湖湾和大浦港口处的正磷酸盐扩散通量最大,高达  $2.69 \sim 4.60 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ;湖心区、东部沿岸区、南部沿岸区和东太湖的正磷酸盐基本上都没有内源释放风险(个别样点除外).2002年7—9月,同样发现正磷酸盐扩

散通量在梅梁湾小于  $1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 且在东太湖出现负值(张路等,2006).2010年春季研究也发现磷酸盐扩散通量在竺山湾大于  $3 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 且在湖心区为负值(张润宇等,2012).本研究发现全湖区的氨氮均表现为由表层沉积物向上覆水释放,其中,梅梁湾、贡湖湾、湖心区和南部沿岸区的氨氮扩散通量较大,甚至达到  $17.8 \sim 45.7 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ .2002年同样发现氨氮扩散通量在梅梁湾和东太湖都大于0(张路等,2006).全湖区只有个别样点的硝氮表现为由

表层沉积物向上覆水释放, 这些样点呈分散状分布在太湖东南西北的各处沿岸河口地区, 而太湖其它大部分样点处的硝氮均表现为从上覆水向沉积物中“汇入”(扩散通量值小于 0). 这与过去的室内模

拟实验结果类似, 该研究发现随培养时间增加, 上覆水体中  $\text{NO}_3^-$  浓度不断下降(杨龙元等, 1998). 本研究发现出入太湖河流的河口处具有硝氮内源污染风险, 需要引起重视.

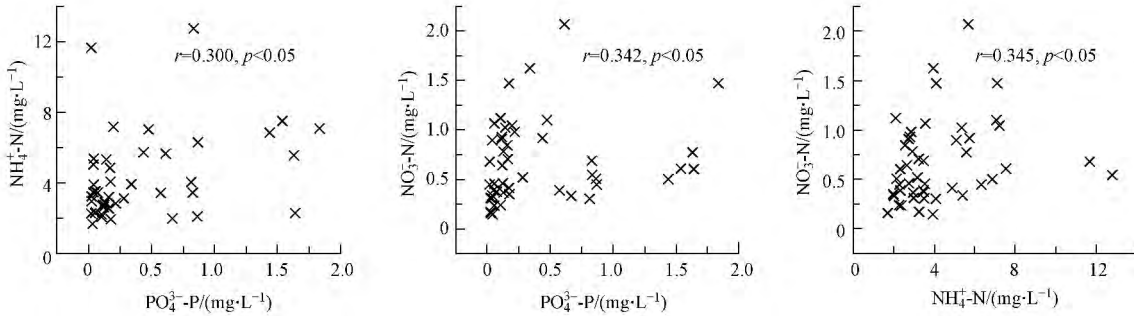


图 6 孔隙水中营养盐浓度的 Spearman 相关分析

Fig.6 Spearman correlation analysis of nutrient concentrations in pore water of sediment in Taihu

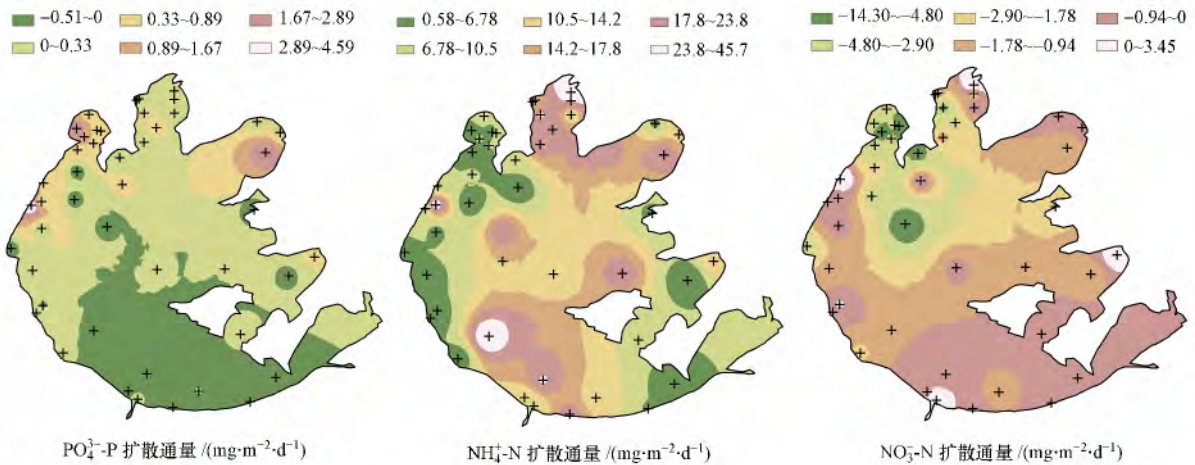


图 7 太湖营养盐扩散通量区域分布

Fig.7 Nutrient diffusion fluxes in sediment of Taihu

由于秋季营养物质释放量最小, 夏季最大 (Seiki *et al.*, 1989), 因此, 利用夏季数据估算的营养盐自由扩散通量可以计算自由扩散作用对太湖沉积物最大的内源营养盐年负荷贡献. 结果表明, 内源沉积物通过自由扩散向上覆水释放正磷酸盐和氨氮的年负荷分别为  $64.6 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$  和  $1756 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ; 沉积物对硝氮主要是“汇”的作用, 上覆水向沉积物汇入硝氮的年负荷为  $1102 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ . 通过质量衡算法得到 1980 年太湖底泥的总磷交换量为  $205 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ , 表现为总磷由底泥向上覆水释放(黄绍基等, 1992). 2000 年太湖底泥的总磷交换量为  $1035 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ , 表现为总磷由上覆水向底泥沉积 (Kelderman *et al.*, 2005). 可见外源输入太湖的总磷量在 1980 年后大幅度增加. 本研究发现 2013 年表层沉积物孔隙水中正磷酸盐可

向上覆水释放量约占总磷沉积量的 6.24%, 虽然比重较小, 但离子态的磷具有生物有效性, 更易触发藻类爆发, 导致富营养化 (Scheffer, 2004), 所以仍需受到重视. 室内静态培养实验估算的太湖全湖营养盐内源负荷为  $\text{NH}_4^+ 10000 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$  和  $\text{PO}_4^{3-} 900 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ , 由于该研究取样点只有 15 个, 而且改变了原有环境, 所得数据距离实际情况会有较大偏差 (Qin *et al.*, 2006). 以前有研究考虑风浪对沉积物释放的影响, 通过沉积物再悬浮通量估算, 得出 2002 年总氮年释放量约 7773 t, 总磷年释放量约 276 t, 但该研究只是估算了固着在沉积物中的营养盐含量, 未考虑营养盐的生物可利用性(逢勇等, 2008).



### 3.3 内源营养盐负荷对上覆水水质的影响

利用《太湖健康状况报告(2013年)》出入湖河流的污染负荷量数据计算2013年营养盐的外源污染负荷,并将本文得出的正磷酸盐内源负荷作为总磷的内源污染负荷,氨氮和硝氮内源负荷的总和作为总氮的内源污染负荷,结果见表1。在2013年河流外源污染负荷中,总氮的外源污染负荷最大,达2.58万t,其次是氨氮,达0.941万t,总磷最小,达0.126万t。在沉积物内源污染负荷中,氨氮的内源污染负荷最大,达0.176万t,其次是总氮,为0.065万t,总磷最小,为0.006万t。其中,氨氮的内源污染负荷与外源污染负荷之比高达18.7%,可见沉积物中氨氮的自由扩散带来的内源污染需特别重视。2013年太

湖的平均总蓄水量为48.6亿 $m^3$ ,则上述内外源污染负荷对太湖水质的贡献浓度分别为:对于外源污染贡献,氨氮、总磷和总氮分别为1.93、0.259、和5.31 $mg \cdot L^{-1}$ ;对于内源污染贡献,氨氮、总磷和总氮分别为0.361、0.013和0.134 $mg \cdot L^{-1}$ (表1)。参照2002年《地表水质量标准(GB3838-2002)》(国家环境保护总局和国家质量监督检验检疫总局,2002)2013年太湖表层水水质指标中氨氮和总磷为I类,总氮为V类,但如果算上营养盐的沉积物内源污染负荷的贡献,那么太湖水中营养盐水质指标均会恶化,氨氮变为III类,总磷变为II类,总氮浓度变为劣V类。可见,自由扩散带来的内源污染对太湖水质的影响不容忽视。

表1 2013年太湖营养盐污染负荷和营养盐浓度

Table 1 Nutrient pollution loads and nutrient concentrations of Taihu in 2013

营养盐 污染物	2013年污染负荷/万t			2013年营养盐浓度/( $mg \cdot L^{-1}$ )		
	外源 <sup>a</sup>	内源	内源与外源之比	外源贡献	内源贡献	表层水水质 <sup>a</sup>
氨氮	0.941	0.176	18.7%	1.930	0.361	0.150
总磷	0.126	0.006	5.13%	0.259	0.013	0.078
总氮	2.580	0.065	2.53%	5.310	0.134	1.970

注: a. 来自《太湖健康状况报告(2013年)》的监测数据。

通过 Spearman 相关性分析(表2),上覆水中氨氮和硝氮分别与孔隙水中氨氮和硝氮浓度显著正相关( $p < 0.01$ ),表明表层沉积物上覆水和孔隙水中的氮元素有密切的联系;同时,硝酸盐的扩散通量与上覆水中的硝氮呈显著负相关关系( $p < 0.01$ ),考虑到太湖沉积物的硝酸盐汇入现象(见3.2节),结果表明,硝酸盐从上覆水向表层沉积物汇入越多,越有利于上覆水中的硝氮降低。可见,表层沉积物的氮释放和汇入是个十分迅速的过程,这可能与沉积物和上覆水中有机氮的矿化和微生物代谢有关(McCarthy *et al.*, 2007; Teodoru *et al.*, 2013)。上覆水

与孔隙水的正磷酸盐浓度之间没有显著相关性(表2),表明孔隙水与上覆水在界面处的磷交换是个复杂的过程,内源磷污染对上覆水水质的影响可能具有延迟性,推测这与磷的沉积物吸附性(张岩等, 2011)和生物可利用性有关(Zhu *et al.*, 2013)。另外,正磷酸盐的在孔隙水中浓度或扩散通量与上覆水中硝氮有显著正相关关系( $p < 0.01$ )(表2),进一步表明沉积物-水界面氮磷元素的转移过程存在一定的耦合关系,这与3.1节的结果类似,推测可能是与富营养化相关的浮游生物等有机体沉积和矿化的结果(James *et al.*, 1997; Chowdhury *et al.*, 2006)。

表2 太湖沉积物上覆水和孔隙水中营养盐浓度/扩散通量的 Spearman 相关分析

Table 2 Spearman correlation analysis of nutrient concentrations in overlying and pore water of sediment in Taihu

		孔隙水中浓度			扩散通量		
		$PO_4^{3-}-P$	$NH_4^+-N$	$NO_3^- -N$	$PO_4^{3-}-P$	$NH_4^+-N$	$NO_3^- -N$
上覆水中浓度	$PO_4^{3-}-P$	-0.118	0.204	0.1	-0.083	-0.028	0.104
	$NH_4^+-N$	0.331*	0.382**	0.552**	-0.032	0.072	-0.136
	$NO_3^- -N$	0.458**	0.409**	0.514**	0.410**	-0.012	-0.476**

注: \* 代表显著性水平  $p < 0.05$ ; \*\* 代表显著性水平  $p < 0.01$ 。

## 4 结论(Conclusions)

### 1) 太湖沉积物孔隙水中的正磷酸盐和氨氮浓

度较高,在北部湖湾区的正磷酸盐浓度和大部分湖区的氨氮浓度高于现行的《地表水质量标准(GB3838-2002)》中V类水质的最高阈值。北部3

个湖湾区的沉积物营养盐(包括正磷酸盐和氨氮)扩散通量最高,而沿湖岸的河口区是沉积物硝氮内源释放显著的区域,这些区域的营养盐内源负荷需要引起足够的重视。

2) 营养盐的沉积物内源污染负荷会使太湖表层水中营养盐水质指标恶化,使氨氮由未污染变为 III 类,总磷由 I 类变为 II 类,总氮由 V 类变为劣 V 类。可见,自由扩散带来的内源污染对太湖水质的影响不容忽视,太湖沉积物营养盐的内源污染调控和治理需更新思路,需加强抑制自由扩散作用的管理措施。沉积物营养盐基准的制定不仅要考虑沉积物固相中的营养盐含量,更要考虑孔隙水液相中更具有生物有效性的营养盐浓度。

3) 太湖沉积物-水界面的氮释放和汇入是与微生物代谢有关的快速过程,孔隙水与上覆水在界面处的磷交换具有延迟性,但沉积物-水界面氮磷转移过程又存在一定的耦合关系,这可能与浮游生物等有机体沉积和矿化有关。参与浅水湖泊富营养化过程转变的沉积物-水界面处的营养盐生物代谢和物理化学转化机理有待进一步研究。

责任作者简介: 张洪(1980—),男,博士,副研究员,主要研究方向为营养盐和重金属在河湖沉积物-水界面的转化过程及通量。E-mail: hongzhong@rcees.ac.cn.

#### 参考文献(References):

Bennett W W, Teasdale P R, Welsh D T, *et al.* 2012. Optimization of colorimetric det technique for the in situ, two-dimensional measurement of iron (II) distributions in sediment porewaters [J]. *Talanta*, 88: 490-495

Berg P, Risgaard-Petersen N, Risgaard S. 1998. Interpretation of measured concentration profiles in sediment pore water [J]. *Limnology and Oceanography* 43(7): 1500-1510

Chowdhury M, Bakri D A. 2006. Diffusive nutrient flux at the sediment-water interface in suma park reservoir, australia [J]. *Hydrological Sciences Journal* 51(1): 144-156

Eek E, Cornelissen G, Breedveld G D. 2010. Field measurement of diffusional mass transfer of hocs at the sediment-water interface [J]. *Environmental Science & Technology* 44(17): 6752-6759

范成新, 张路, 杨龙元, 等. 2002. 湖泊沉积物氮磷内源负荷模拟 [J]. *海洋与湖沼*, 33(4): 370-378

方国仁. 1988. 环境质量的地球化学原理 [M]. 北京: 中国环境科学出版社

Golterman H L. 2004. *The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediments* [M]. Netherlands: Springer

国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 2002. GB 3838-2002 地表水环境质量标准 [S]. 北京: 中国环境科学出版社

国家环境保护总局, 水和废水监测分析方法编委会. 2002. 水和废水监测分析方法(第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社

Havens K E, Kukushima T, Xie P, *et al.* 2001. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA) [J]. *Environmental Pollution*, 111(2): 263-272

黄绍基, 赵海洲, 方满萍. 1992. 质量衡算模型计算太湖底泥磷的交换量 [J]. *环境科学*, 13(1): 83-84

James R T, Martin J, Wool T, *et al.* 1997. A sediment resuspension and water quality model of lake okeechobee [J]. *Journal of the American Water Resources Association* 33(3): 661-678

江苏省环保厅. 2009. 江苏已经完成太湖 15 条主要入湖河流的整治规划 [OL]. 南京: 江苏省环保厅. 2015-01-15. [http://www.jshb.gov.cn/jshbw/sndc/gzdt/200909/t20090901\\_114161.html](http://www.jshb.gov.cn/jshbw/sndc/gzdt/200909/t20090901_114161.html).

金相灿. 1995. 中国湖泊环境 [M]. 北京: 海洋出版社

Kelderman P, Wei Z, Maessen M. 2005. Water and mass budgets for estimating phosphorus sediment-water exchange in lake taihu (China P.R.) [J]. *Hydrobiologia* 544(1): 167-175

凌虹, 吴俊锋, 周燕, 等. 2014. 江苏省太湖流域化工行业氮磷减排政策调控建议 [J]. *环境科技* 27(2): 53-57

吕振霖. 2012. 太湖水环境综合治理的实践与思考 [J]. *河海大学学报(自然科学版)* 40(2): 123-128

McCarthy M J, Lavrentyev P J, Yang L Y, *et al.* 2007. Nitrogen dynamics and microbial food web structure during a summer cyanobacterial bloom in a subtropical, shallow, well-mixed, eutrophic lake (lake taihu, china) [J]. *Hydrobiologia* 581(1): 195-207

逢勇, 颜润润, 余钟波, 等. 2008. 风浪作用下的底泥悬浮沉降及内源释放量研究 [J]. *环境科学* 29(9): 2456-2464

Portielje R, Lijklema L. 1999. Estimation of sediment-water exchange of solutes in lake veluwe, the netherlands [J]. *Water Research* 33(1): 279-285

Qin B Q, Hu W P, Gao G, *et al.* 2004. Dynamics of sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in the large shallow Lake Taihu, China [J]. *Chinese Science Bulletin* 49(1): 54-64

秦伯强, 胡维平, 陈伟民. 2004. 太湖水环境演化过程与机理 [M]. 北京: 科学出版社

Qin B Q, Zhu G W, Luo L C, *et al.* 2006. Estimation of internal nutrient release in large shallow Lake Taihu, China [J]. *Science in China Series D* 49(S1): 38-50

Reddy K R, Fisher M M, Ivanoff D. 1996. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake [J]. *Journal of Environmental Quality* 25(2): 363-371

Scheffer M. 2004. *Ecology of Shallow Lakes* [M]. New York: Springer

Schindler D W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication [J]. *Limnology and Oceanography* 51(1): 356-363

Seiki T, Izawa H, Date E. 1989. Benthic nutrient remineralization and oxygen consumption in the coastal area of Hiroshima Bay [J]. *Water Research* 23(2): 219-228

水利部太湖流域管理局. 2014. 太湖健康状况报告(2013年) [R]. 上海: 水利部太湖流域管理局

Sondergaard M, Jensen P J, Jeppesen E. 2001. Retention and internal

- loading of phosphorus in shallow eutrophic lakes [J]. *The Scientific World Journal* ,1: 427-442
- Sweerts J -P R ,Bär-Gilissen M ,Cornelese A A ,*et al.* 1991a. Oxygen-consuming processes at the profundal and littoral sediment-water interface of a small meso-eutrophic lake ( lake vechten , the netherlands) [J]. *Limnology and Oceanography* ,36( 6) : 1124-1133
- Sweerts J -P R A ,Kelly C A ,Rudd J W M ,*et al.* 1991b. Similarity of whole-sediment molecular diffusion coefficients in freshwater sediments of low and high porosity [ J ]. *Limnology and Oceanography* ,36( 2) : 335-341
- 汤露露 ,王鹏 ,姚琪. 2011. 太湖湖流、波浪、沉积物的三维数值模拟 [J]. *水资源保护* ,27( 2) : 1-5; 12
- Teodoru C R ,del Giorgio P A ,Prairie Y T *et al.* 2013. Depositional fluxes and sources of particulate carbon and nitrogen in natural lakes and a young boreal reservoir in northern québec [J]. *Biogeochemistry* ,113 ( 1/3) : 323-339
- Viollier E ,Rabouille C ,Aritz S E ,*et al.* 2003. Benthic biogeochemistry: State of the art technologies and guidelines for the future of in situ survey [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* ,285-286: 5-31
- 徐徽 ,张路 ,商景阁 ,等. 2009. 太湖梅梁湾水土界面反硝化和厌氧氨氧化 [J]. *湖泊科学* ,21( 6) : 775-781
- 杨龙元 ,蔡启铭 ,秦伯强 ,等. 1998. 太湖梅梁湾沉积物-水界面氮迁移特征初步研究 [J]. *湖泊科学* ,10( 4) : 41-47
- You B S ,Zhong J C ,Fan C X ,*et al.* 2007. Effects of hydrodynamics processes on phosphorus fluxes from sediment in large ,shallow Taihu Lake [ J ]. *Journal of Environmental Sciences-China* ,19 ( 9) : 1055-1060
- 张路 ,范成新 ,王建军 ,等. 2004. 太湖草藻型湖区间隙水理化特性比较 [J]. *中国环境科学* ,24( 5) : 556-560
- 张路 ,范成新 ,王建军 ,等. 2006. 太湖水土界面氮磷交换通量的时空差异 [J]. *环境科学* ,27( 8) : 1537-1543
- 张润宇 ,王立英 ,吴丰昌 ,等. 2012. 太湖春季沉积物间隙水中磷的分布特征及界面释放的影响 [J]. *生态学杂志* ,31( 4) : 902-907
- 张岩 ,崔丽娟 ,赵欣胜 ,等. 2011. 湿地沉积物对磷的吸附-解吸动力学模型概述 [J]. *生态学杂志* ,30( 10) : 2359-2364
- 中华人民共和国环境保护部. 2014. 2013 年中国环境状况公报 [R]. 北京: 中华人民共和国环境保护部
- 朱玫 ,高杰. 2007. 六项硬措施 ,强力促削减 ,江苏下达太湖水污染减排任务 [OL]. 北京: 中华人民共和国环境保护部 ,2014-08-18 , [http://www.zhb.gov.cn/hjyw/200705/t20070524\\_104073.htm](http://www.zhb.gov.cn/hjyw/200705/t20070524_104073.htm)
- Zhu M Y ,Zhu G W ,Li W ,*et al.* 2013. Estimation of the algal-available phosphorus pool in sediments of a large ,shallow eutrophic lake ( taihu , china ) using profiled smt fractional analysis [ J ]. *Environmental Pollution* ,173: 216-223