

太湖草型湖区沉积物再悬浮对水体营养盐的影响

尤本胜^{1,2}, 王同成⁴, 范成新^{1*}, 钟继承¹, 尹洪斌^{1,3}, 李宝^{1,3}

(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. 江苏省环境科学研究院, 南京 210036; 3. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 4. 国家环境保护总局南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要:再悬浮过程中沉积物对水体营养盐的内源贡献是湖泊, 特别是浅水湖泊富营养化研究中的重要问题. 采用原位沉积物柱样和原状上覆水的 Y 型扰动装置, 被用来研究常规风情下太湖草型湖区沉积物的再悬浮和沉降过程对水体营养盐负荷的影响. 结果表明, 小风和中风的再悬浮过程导致水体氨氮和磷酸根磷含量显著下降, 单位面积水柱含量最大变化量分别为 $-0.140 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $-1.59 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$; 大风条件下, 水体氨氮含量下降幅度很小, 磷酸盐则出现明显增加趋势, 最大增量为 $0.81 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$. 再悬浮过程之后的沉降过程中, 中、小风条件的水体氨氮含量变小, 大风条件的含量没有明显变化. 磷酸根磷含量在中、小风条件下与风浪前差别较小, 大风条件的含量则明显增大, 最大增量为 $1.36 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$. 因此, 沉积物的再悬浮过程和沉降过程对上覆水体的营养盐动态负荷都产生重要影响. 与太湖无植被湖区的研究结果对比说明, 水生植物的存在对风浪作用下沉积物与上覆水的物质交换有一定的抑制作用.

关键词: Y 型装置; 沉积物再悬浮; 沉降; 营养盐; 水生植物; 太湖

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)01-0026-06

Effects of Sediment Resuspension on Aqueous Nutrient Loading in Grass Type Zone of Lake Taihu

YOU Ben-sheng^{1,2}, WANG Tong-cheng⁴, FAN Cheng-xin¹, ZHONG Ji-cheng¹, YIN Hong-bin^{1,3}, LI Bao^{1,3}

(1. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Jiangsu Provincial Academy of Environmental Sciences, Nanjing 210036, China; 3. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. Nanjing Institute of Environmental Sciences, State Environmental Protection Administration, Nanjing 210042, China)

Abstract: Internal nutrient loading caused by sediment resuspension is becoming a key issue in studying water eutrophication of shallow lakes. A Y-shape apparatus was used to simulate sediment resuspension and sedimentation process under hydrodynamic conditions *in situ* in grass type zone of Lake Taihu, and effects on aqueous nutrient loading were investigated. The results indicated that, in the light and moderate wind processes, content of ammonia nitrogen and phosphate had remarkably reduced with the increase of the amount of suspended sediments in water column, with the maximal change of $-0.140 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ and $-1.59 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ at the sediment-water interface for the two nutrients respectively, and in the strong wind process, concentration of aqueous phosphate had a significant increase, with the maximal flux of $0.81 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ at the sediment-water interface, while concentration of aqueous ammonia nitrogen showed a small decrease. And in the later sedimentation process after wind, content of aqueous ammonia nitrogen was lower than that before the light and moderate wind processes, but approximated to that before the strong wind process. Content of aqueous phosphate was close to that before the light and moderate wind processes, but had a marked increase compared to that before the strong wind condition, with the maximal increment of $1.36 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$. Consequently, sediment resuspension and sedimentation processes impact nutrients loading of overlaying water evidently. Comparison of the results with those from non-grass type zone in Lake Taihu illustrates that the presence of aquatic macrophytes played some roles in reducing the release of nutrients during the sediment resuspension process.

Key words: Y-shape apparatus; sediment resuspension; sedimentation; nutrients; aquatic macrophytes; Lake Taihu

水动力作用是内源污染研究热点之一. 水动力作用是水体特有的物理现象, 是水体物质的迁移转化及能量交换最为重要的影响因素, 对浅水湖泊作用更加深远. 近年来, 有关沉积物-水界面动态过程的研究已经引起人们的关注^[1-4]. 如风浪、潮流等水动力扰动对表层底泥的剪切作用非常容易引起沉积物-水界面发生扰动和表层底泥的再悬浮, 从而打破沉积物-水界面的物理平衡, 进而引起营养物质发生界面迁移甚至转化, 对沉积物的营养盐释放及

湖泊营养盐负荷产生巨大影响^[5]. 因此, 研究沉积物再悬浮效应对揭示浅水湖泊内源动态负荷及富营养化机理具有重要意义.

人们提出很多方法对水动力过程进行研究. 例

收稿日期: 2007-02-14; 修订日期: 2007-07-09

基金项目: 国家自然科学基金项目(40730528, 20577053); 江苏省太湖水污染治理科技专项(BS2007161); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2007AA06Z411)

作者简介: 尤本胜(1977~), 男, 博士, 主要研究方向为湖泊水环境化学与沉积物污染, E-mail: ybsh001@163.com

* 通讯联系人, E-mail: cxfan@niglas.ac.cn

如,不同风浪条件下的底泥再悬浮和营养盐迁移的现场监测方法^[6~8];振荡法^[9]、水流模拟实验装置法(flow chamber experiments)^[10]、环形槽法^[11]和波浪水槽实验装置法^[12]被用来进行沉积物再悬浮的模拟研究。但是现有的方法都有较难克服的困难。原位观测法能够获得各种条件综合作用的现场实时数据,但受限于风情等不可控因素,难以在控制条件下进行研究;振荡法简单易于控制条件且可多组平行,但是体系过小,内含物不能随风浪增强而递增。水流模拟实验装置、波浪水槽和环形槽法都是采用机械方法产生上覆水的定向流动模拟底泥的再悬浮,方法易于控制条件,但是实验底泥的原状性受到一定的破坏,较浅的上覆水与湖泊实际情况差异较大。沉积物的原状性不仅关系到暴露于上覆水的界面及其结构,直接影响再悬浮量的结果,对营养物质的释放量的研究会带来不可预知的结果,进而在认识底泥再悬浮过程和对营养盐的“源”还是“汇”的问题难以统一。在已有的研究中,人们往往关注于再悬浮过程,而忽视了风浪过后沉降过程所产生的环境效应,显然缺乏研究过程的完整性,一定程度上影响了人们对界面物质动态交换规律的认识。

水生植物作为湖泊生态系统的重要调节者,在固定底泥、净化水质、改善水体氧化还原状况等方面具有重要的作用。但人们在湖泊水草区底泥对再悬浮的环境响应方面研究开展得较少,一方面由于缺乏对草型湖泊的研究,另一方面是由于保持水草区底泥原状样有很大的难度。本研究将充分考虑底泥原样性的要求,以太湖草型湖区漫山湖为重点区域,分析不同风浪作用下沉积物的再悬浮和沉降过程中水体营养盐动态负荷变化规律,以期为进一步了解该区域的物质循环及其生态意义提供依据。

1 材料与方法

1.1 沉积物和实验水样的采集

太湖是草藻结合型湖泊,从西北向东南湖区逐步从藻型向草型过渡^[13]。水生植物主要分布在岸线比较曲折的东部湖湾中(图 1),以贡湖胥湖和东太湖覆盖度最高,优势种是荇菜(*Nymphoides peltata*)和马来眼子菜(*Potamogeton malaianus*)^[14]。结合太湖沉积物的空间分布特征^[15],于 2006-03-20 用 GPS 在漫山湖的开阔水域选取了采样点(120°19'14"E; 31°14'17"N)(图 1),距岸边约 2.7 km,水深 1.6~1.8 m。沉积物柱样采用进口大口径柱状采样器(Rigo Co. Φ1100×500)采集,用橡胶塞将柱样塞紧保存。

另用若干 25 L 聚乙烯塑料桶在采样点取足够湖水作为实验系统的上覆水,所有泥样及水样于当天运往实验室,低温 4℃ 下保存。该样点表层沉积物的平均粒径为 32 μm(粉砂),有机质含量 4.5%,TN 含量为 0.571 g·kg⁻¹,TP 含量 0.522 g·kg⁻¹。

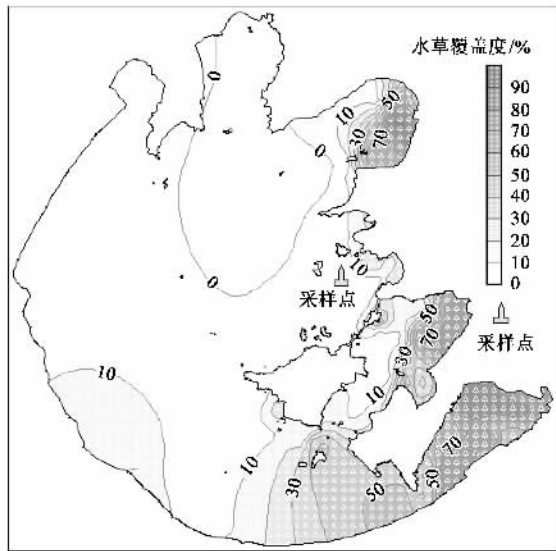


图 1 采样点及水生植物空间分布

Fig. 1 Sampling site and spatial distribution of aquatic macrophytes in Lake Taihu

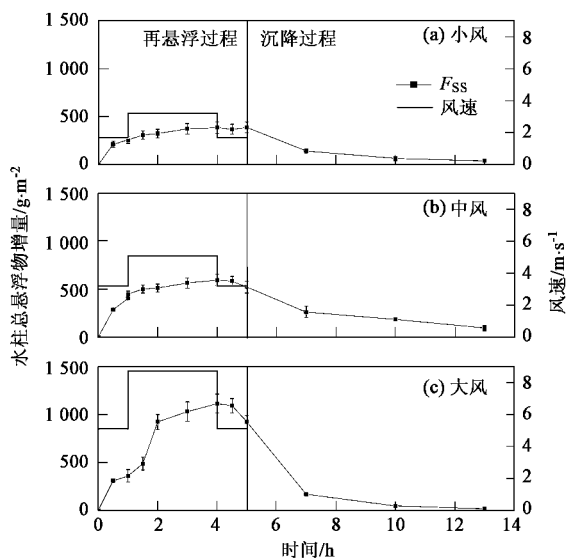
1.2 沉积物再悬浮发生装置及实验

Y 型旋浆式沉积物再悬浮发生装置^[16]由 Y 型聚乙烯管、侧位扰动电机、上部扰动电机和调频电机等主件组成,详细介绍和参数设置见文献[17]。据其风速特征的研究结果,选用 1.7 m·s⁻¹作为太湖的背景风速,3.2、5.1 和 8.7 m·s⁻¹风速分别代表小风、中風和大風。太湖小風过程极多,历时很长;中風大風的平均历时分别为 120 和 155 min^[17]。为提高各风速之间的可比性,确定各典型风速时长均为 3h。完整的模拟过程包括再悬浮过程和沉降过程,共 13h,具体过程见图 2 所示。

实验模拟水深为 1.6 m,气温 5℃。在风速过程的 0.5、1、1.5、2、3、4、4.5、5、7、10 和 13 h 分别采集水样,并用 0.45 μm 醋酸纤维过滤后低温 4℃ 下保存直至分析。每实验组设 3 次平行。采样后向水柱中补充同体积的湖水,并根据体积修正其稀释作用产生的误差。

1.3 样品获取及分析计算

(1)悬浮物(SS)浓度(c_{ss}) 每测次选择水柱垂向 10 个样点,距离泥-水界面分别为 1.55、1.05、0.75、0.55、0.25、0.10、0.07、0.05、0.03 和 0.01 m,计



沉降过程风速为 $0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, 下同

图2 不同风速过程总悬浮物量的变化

Fig.2 Effects of different wind processes of F_{ss}

算时代表水层厚度分别为 0.30、0.40、0.25、0.25、0.225、0.09、0.025、0.02、0.02 和 0.02 m, 共 1.60 m. 将便携式悬浮物测定仪(740-型, PARTECH, Ltd)探头置入水柱中至设定高度, 数显直读 SS 数据. 一定时间内单位面积水柱悬浮物增量(F_{ss} , 单位 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)可通过下式进行计算:

$$F_{ss,t} = T_{ss,t} - T_{ss,0} \quad (1)$$

式中, $F_{ss,t}$ 为风浪过程中 t 时刻的 F_{ss} , ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$); $T_{ss,t}$ 为风浪过程中 t 时刻的 T_{ss} , ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$); $T_{ss,0}$ 为风浪过程起始时的 T_{ss} , ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$). 其中:

$$T_{ss} = \sum_{i=1}^{10} c_{ss,i} \times \Delta h_i \quad (2)$$

式中, T_{ss} 为单位面积水柱总悬浮物量, ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$); $c_{ss,i}$ 为第 i 水层悬浮物浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); Δh_i 为第 i 水层的厚度 (m).

(2) NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 沉积物柱样按照 0.5 cm 间隔共分 6 层 3 cm 厚, 样品一部分离心获得间隙水样. 选择 3 个采样口采集水柱中水样, 距离泥-水界面分别为 1.55、0.75 和 0.25 m, 计算中代表水层厚度分别为 0.45、0.65 和 0.50 m, 共 1.6 cm. 水样和间隙水 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 的浓度采用流动式分光光度分析仪 (Skalar-SA3000/5000, Netherlands) 进行测定. 单位面积水柱 NH_4^+ -N 总增量 F_N ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) 可通过下式进行计算:

$$F_{N,t} = T_{N,t} - T_{N,0} \quad (3)$$

式中, $F_{N,t}$ 为风浪过程中 t 时刻的 F_N , ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$); $T_{N,t}$ 为风浪过程中 t 时刻的 T_N , ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$); $T_{N,0}$ 为风浪过程起始时的 T_N , ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$). 其中:

$$T_N = \sum_{i=1}^3 c_{N,i} \times \Delta h_i \quad (4)$$

式中, T_N 为单位面积水柱 NH_4^+ -N 总量, ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$); $c_{N,i}$ 为第 i 水层悬浮物浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); Δh_i 为第 i 水层的厚度 (m).

单位面积水柱 PO_4^{3-} -P 总增量的计算与 NH_4^+ -N 的相同, 但 F_P 、 T_P 和 $c_{P,i}$ 的单位分别为 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

2 结果与分析

2.1 悬浮物随风浪过程的变化

3 种风情过程水体悬浮物量 (T_{ss}) 随时间都有显著的增加, 其增量对风浪强度有明显依赖关系 (图 2). 小风使水体悬浮物量增加了 $385.7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, 中风和大风则分别增加了 595.9 和 $1113.3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 的悬浮物 (表 1), 大风的悬浮物增量分别是小风和中风的 2.9 和 1.9 倍. 风浪过程的第 3 h、4 h 间的 T_{ss} 差别相对较小, 其中小风过程的第 3 h、4 h 的 T_{ss} 分别为 476.8 和 $489.3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, 两者相差仅 $12.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; 中风和大风过程第 3 h、4 h 的 T_{ss} 相差分别为 30.2 和 $84.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$. 说明虽然水体悬浮物量相对于风浪的悬浮存在滞后效应, 但是在风浪过程的 3 h 左右基本达到平衡. 此外, 随风浪强度的增加, 水体悬浮物量动态平衡所用时间相对延长.

在风速减小的过程 (4 ~ 5 h) 中, 水柱中悬浮物量均随之降低, 其中小风情况减少最不明显, 仅下降了 $8.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; 而中风大风则均有比较显著的下降. 另外由图 2 可见, 在进入沉降阶段的最初 2 h (5 ~ 7 h), 3 种风速的悬浮物量都出现了大幅度下降. 在这一沉降过程中小风、中风、大风的悬浮物量分别减少了 244.5 、 261.5 和 $754.8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; 分别占最大悬浮物增量的 50%、36% 和 60%. 因此, 风浪过后的最初 2 h 是水体透明度恢复极为重要的阶段. 沉降 8 h (即第 13 h) 之后, 悬浮物浓度与风浪前的初始浓度已差别不大. 相对于最大悬浮物增量, 小风、中风、大风分别残留了 9.9%、16.3% 和 1.3% 的沉积物悬浮在水体中.

2.2 氨氮 (NH_4^+ -N) 含量变化过程

随沉积物发生再悬浮, 水体 NH_4^+ -N 含量也发生明显变化 (图 3). 在小风和中风过程的 0 ~ 1 h 过程

表 1 风速过程(0~4 h)水体 SS、NH₄⁺-N 和 PO₄³⁻-P 的增量¹⁾

Table 1 Increment of SS、NH₄⁺-N and PO₄³⁻-P in overlaying water in wind process(0~4 h)

风情	SS/g·m ⁻²			NH ₄ ⁺ -N/g·m ⁻²			PO ₄ ³⁻ -P/mg·m ⁻²		
	小风	中风	大风	小风	中风	大风	小风	中风	大风
T ₀	103.6	133.6	81.3	0.243	0.187	0.110	1.50	3.31	0.36
T ₄	489.3	729.5	1 194.6	0.123	0.107	0.097	1.68	1.72	1.06
F ₄	385.7	595.9	1 113.3	-0.120	-0.080	-0.013	0.18	-1.59	0.70
F _{max}	385.7	595.9	1 113.3	-0.140	-0.087	-0.043	-0.42	-1.59	0.81

1) T₄ 为风速过程 4 h 时某物质水柱总量; F₄ 为 4 h 某物质增量; F_{max} 指在 0~4 h 风浪过程中物质最大变化量

中, 水体 NH₄⁺-N 含量明显下降, 分别减少了 0.130 和 0.077 g·m⁻²; 随后没有出现显著变化, 但是在 4~5 h 的风速减弱过程中都出现恢复的趋势. 大风浪过程水体 NH₄⁺-N 浓度没有出现较大的变化, 其最大变化量仅为 -0.043 g·m⁻²; 而中风过程则相对较大, 为 -0.087 g·m⁻²; 3 种风浪过程中以小风的变化量最大, 为 -0.140 g·m⁻²(表 1). 3 种风速沉降过程(5~13 h) NH₄⁺-N 没有显著的变化规律; 相对于风浪前的初始值, 沉降 8 h 后小、中、大风的 NH₄⁺-N 量分别减少了 0.097、0.055 和 0.038 g·m⁻².

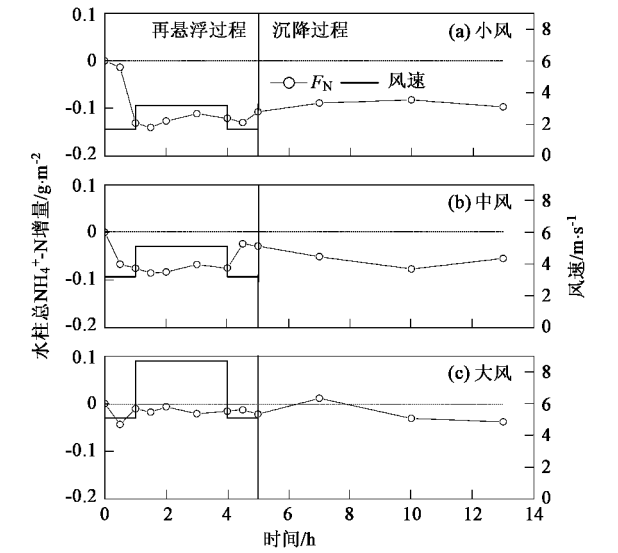


图 3 不同风速过程水体 NH₄⁺-N 的变化

Fig.3 Effects of different wind processes on F_N

2.3 磷酸根磷(PO₄³⁻-P)含量变化过程

对实际水体而言, PO₄³⁻-P 又可称为溶解反应性磷(SRP). 在中、小风浪过程中, 水体 SRP 总体上表现为浓度的减小; 而大风浪过程表现为浓度的增加(图 4). 在小风过程的 0~1 h 时段 SRP 变化不大, 但在 1~2 h 则有明显的减小, 最大变化量达 -0.42 mg·m⁻²; 在 4~5 h 也出现了明显的减小过程, 最大变化量为 -0.52 mg·m⁻². 中风过程 SRP 变化相对较

有规律, SRP 随风浪强度的增大有明显的减小, 在第 4 h 获得最大变化量为 -1.59 mg·m⁻², 也是 3 种风浪过程中的最大变化量; 当风浪减弱时(4~5 h), SRP 浓度也在逐步恢复. 沉降过程结束时(13 h) 水体 SRP 量比初始值约减小了 0.52 mg·m⁻². 在 1~5 h 的大风过程中, 水体的 SRP 增量基本处在 0.65 mg·m⁻² 左右; 在沉降过程的 7~10 h, 水体 SRP 增量逐步增至 1.36 mg·m⁻² 的相对较高水平, 此后至 13 h 时几乎保持不变.

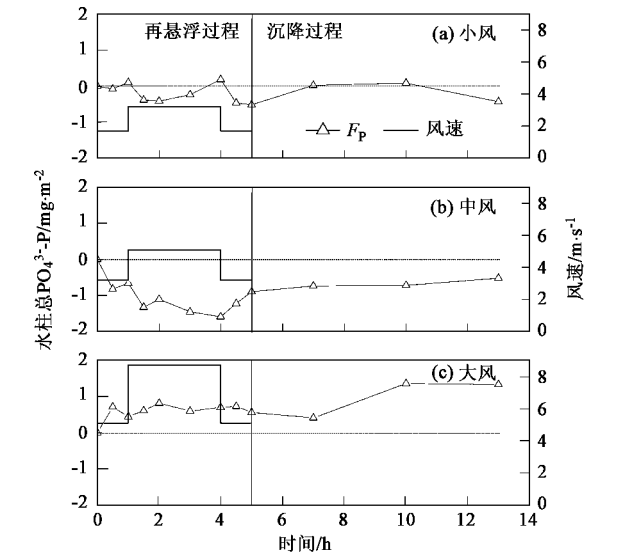


图 4 不同风速过程水体 PO₄³⁻-P 的变化

Fig.4 Effects of different wind processes on F_P

3 讨论

3.1 沉积物再悬浮及沉降机制分析

风浪过程中, 当水体对底泥表面的剪切力大于底泥的临界剪切力时, 底泥发生再悬浮^[17, 18]. 相对于中、小风浪, 大风浪在泥-水界面产生更大的剪切力, 因此导致更多的沉积物发生悬浮, 同时也能引起较大粒径的颗粒发生悬浮^[19, 20]. 因此大风过程的悬浮物增量明显大于小风和中风. 随风浪强度的减弱, 悬

浮物悬浮的动态平衡状态被打破,在重力作用下不断发生沉降.在沉降的开始阶段体积较大的悬浮物快速沉降,同时由于水体悬浮物的浓度较大,悬浮物之间的絮凝作用不断形成较大颗粒共同沉降对悬浮物浓度的减少也有重要贡献.因此风浪过后的最初约 2h 是悬浮物浓度大幅度减小的主要阶段.由于小颗粒的沉降速度较慢^[21],因此在沉降过程的 2~8 h 内悬浮物浓度下降幅度相对较小.

3.2 水柱氮磷含量对再悬浮强度的响应

中、小风过程中,随悬浮物浓度的逐步增大,水体 N、P 含量都呈显著下降趋势;随水动力强度的减弱,SS 浓度的减小,N、P 浓度有不同程度的回升趋势(图 2~4).因此,水动力作用对水体 N、P 的含量有显著影响;SS 浓度与水体 N、P 含量呈负相关关系.水中胶体及颗粒悬浮物大多带负电荷, NH_4^+ -N 带有正电荷,因此颗粒物对 NH_4^+ -N 的吸附是无机氮吸附的主要方面^[22].风浪作用增加了水体颗粒物的数量,加剧了水体颗粒物运动和颗粒物之间及颗粒与离子之间的碰撞,增大了水体无机和有机胶体颗粒对溶解性盐类的吸附作用.因此风浪过程中悬浮物的吸附解析作用对水体营养盐含量的变化有重要贡献.另外,氨氮向大气的扩散对水体 N 含量的减少也有一定作用.

大风浪过程中水体氨氮浓度也有所下降,但是下降幅度不大;磷酸盐浓度则出现显著增加.相对与中、小风浪,大风浪导致水体有更多的悬浮物,就其吸附容量而言应该导致水体氨氮含量有更大幅度的减小.因此悬浮物的吸附解析作用不是风浪过程中水体氨氮和磷酸盐变化的唯一控制因素.沉积物中有机质的分解是水体 N、P 的主要来源^[23].由于水生植被的光合作用,漫山湖的表层沉积物的氧化比较充分.但是表面氧化层之下的水生生物残体及腐殖质等,在厌氧微生物的作用下分解易产生氨氮和磷酸盐并储存于间隙水和亚表层底泥中,在水动力强度所影响的深度范围内,将可能随再悬浮参与界面交换,从而向上覆水体释放 N、P.当这种沉积物的释放作用弱于悬浮物的吸附作用时,只会减小水体营养盐的减小幅度;当这种释放作用占优势时,即表现为水体营养盐含量的增大.

3.3 沉降过程中悬浮颗粒物的吸附解吸机制分析

沉降过程中,水体氨氮和磷酸根磷含量基本上都有一定程度的增加,中、小风过程的氨氮变化较大,磷酸根磷含量变化较小;大风的磷酸根磷含量增加幅度相对较大.随水动力作用的停止,悬浮物与

N、P 的吸附解析平衡被打破;水体悬浮物含量明显减少,其对水体 N、P 的吸附作用也随之减弱.沉降过程中下层水体的溶解氧含量也相对减小,一方面促进表层腐殖质的厌氧分解,产生氨氮,促成沉降过程中氨氮的恢复;另一方面,还原条件利于沉积物 P 的释放^[24],表层沉积物 P 的释放可能对中、小风水体 P 的恢复及大风后水体 P 增大有重要贡献.

3.4 再悬浮过程对草型湖区沉积物营养盐源、汇影响

大、中、小 3 种风浪条件下水体氨氮含量均表现为下降趋势,大风的变化相对较小(图 3).而 SRP 浓度在中、小风条件下有明显的减小,大风过程则显著增大(图 4).对藻型湖区梅梁湾的研究发现^[12],小波过程对 NH_4^+ -N 浓度影响很小;但大波掀沙过程总体上增加了水体 NH_4^+ -N 浓度;SRP 浓度在小波掀沙过程中变化不明显,大波掀沙过程中总体呈上升趋势,增幅约 20%.因此,相对于藻型湖区,再悬浮过程对草型湖区水体营养盐动态负荷的影响明显较小,3 种风浪过程 NH_4^+ -N 的最大变化量为 $-0.140 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; PO_4^{3-} -P 的最大变化量为 $-1.59 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$.

水生植物作为湖泊生态系统的重要调节者,在固定底泥、净化水质、改善水体氧化还原状况等方面及对水质和底质的改善都具有重要的作用^[25].一方面,沉水植物的光合作用增加了上覆水和沉积物-水界面氧的含量,不但降低了水体氨氮浓度,而且铁、锰、铝等金属氧化物通过吸附和离子交换也控制磷酸盐的迁移.另一方面,水生生物生长也在不断吸收游离的氮磷,减少了水相和沉积物相的 N、P 含量^[26,27].此外,氧通过水生植物根系向沉积物的传输,提高沉积物的氧化还原电位,不但促进硝化作用,也抑制了氨化作用的进行,对降低间隙水氨氮浓度也有重要贡献.水生植物对沉积物氧化条件的改善增加了对 P 的固定作用,减少游离 SRP 浓度.因此,沉积物较低的营养状况可能是漫山水体营养盐动态负荷变化相对较小的根本原因.

4 结论

(1)沉积物的再悬浮过程对上覆水的营养盐动态负荷有重要影响.中、小风过程中,随悬浮物浓度的逐步增大,水体 N、P 的含量都呈显著下降趋势.大风浪过程水体氨氮浓度变化较小,磷酸盐浓度则出现显著增加.

(2)沉降阶段的最初 2 h 是水体透明度恢复极为重要的阶段,3 种风情的悬浮物含量都出现了大幅度下降.水体氨氮和磷酸根磷含量也有不同程度

的恢复. 沉降 8 h(即第 13 h)之后, 悬浮物浓度与风浪前初始浓度相当, 但是中、小风氨氮含量相对初始浓度偏小, 大风的氨氮含量基本相当. 中、小风磷酸根磷的含量相对于风浪前基本恢复, 大风的含量则出现较大的增加, 最大增量为 $1.36 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$.

(3)沉积物再悬浮对水体营养盐负荷的作用是一个过程, 随风速历时和强度都有不同的变化, 因此简单将其看作是“源”还是“汇”都不太全面. 相对于风浪过程, 风浪后的沉降过程的细致研究对系统地认识风浪的环境效应也具有同等重要的地位.

参考文献:

[1] Suk N S, Guo Q, Psuty N P. Suspended solids flux between Salt Marsh and Adjacent Bay: a Long-term continuous measurement[J]. Estuar Coast Shelf Sci, 1999, **49**: 61-81.

[2] Gleizon P, Punt A G, Lyons M G. Modelling hydrodynamics and sediment flux within a macrotidal estuary: problems and solutions [J]. Sci Total Environ, 2003, **314-316**: 589-597.

[3] Kersten M, Leipe T, Tauber A. Storm disturbance of sediment contaminants at a hot-spot in the Baltic Sea assessed by 234Th radionuclide tracer profiles[J]. Environ Sci Technol, 2005, **39**: 984-990.

[4] Michaud S, Bernet N, Roustan M, *et al.* Influence of hydrodynamic conditions on biofilm behavior in a methanogenic inverse turbulent bed reactor[J]. Biotechnol Progr, 2003, **19**: 858-863.

[5] 秦伯强, 朱广伟. 长江中下游地区湖泊水和沉积物中营养盐的赋存、循环及其交换特征[J]. 中国科学, 2005, **35**(增 II): 1-10.

[6] James W F, Best E P, Barko J W. Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system[J]. Hydrobiologia, 2004, **515**: 193-201.

[7] Horppila J, Nurminen L. Effects of different macrophyte growth forms on sediment and P resuspension in a shallow lake [J]. Hydrobiologia, 2005, **545**: 167-175.

[8] Hu C H, Hu W P, Zhang F B, *et al.* Sediment resuspension in the Lake Taihu, China [J]. Chinese Sci Bull, 2006, **51**(6): 731-737.

[9] 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.

[10] Laima M J C, Matthiesen H, Lund-Hansen L C, *et al.* Resuspension studies in cylindrical microcosms: Effects of stirring velocity on the dynamics of redox sensitive elements in a coastal sediment[J]. Biogeochemistry, 1998, **43**: 293-309.

[11] 李一平, 逢勇, 陈克森, 等. 水动力作用下太湖底泥起动规律

研究[J]. 水科学进展, 2004, **15**(6): 770-774.

[12] 朱广伟, 秦伯强, 张路, 等. 太湖底泥悬浮中营养盐释放的波浪水槽实验研究[J]. 湖泊科学, 2005, **17**(1): 61-68.

[13] 蔡启铭. 太湖环境生态研究[M]. 北京: 气象出版社, 1998. 1-3.

[14] 刘伟龙, 胡维平, 陈永根, 等. 西太湖水生植物时空变化研究 [J]. 生态学报, 2007, **27**(1): 1-12.

[15] 范成新, 刘元波, 陈荷生. 太湖底泥蓄积量估算及分布特征探讨[J]. 上海环境科学, 2000, **19**(2): 72-75.

[16] 范成新. 一种室内模拟水下沉积物再悬浮状态的方法及装置 [P]. 中国专利: CN 200410014329. X, 2006-09-27.

[17] 尤本胜, 王同成, 范成新, 等. 太湖沉积物再悬浮模拟方法 [J]. 湖泊科学, 2007, **19**(5): 611-617.

[18] Evans R D. Empirical evidence of the importance of sediment resuspension in lakes[J]. Hydrobiologia, 1994, **284**: 5-12.

[19] Bloesch J. Mechanisms, measurement and importance of sediment resuspension in lakes[J]. Marine and Freshwater Research, 1995, **46**(1): 295-304.

[20] Fan C X, Zhang L, Qin B Q, *et al.* Estimation on dynamic release of phosphorus from wind-induced suspended particulate matter in Lake Taihu[J]. Science in China Series D-Earth Sciences, 2004, **47**(8): 710-719.

[21] Luo L C, Qin B Q, Zhu G W. Sediment distribution pattern mapped from the combination of objective analysis and geostatistics in the large shallow Taihu Lake, China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2004, **16**(6): 908-911.

[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. 213-215.

[23] 范成新, 王春霞. 长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化 [M]. 北京: 科学出版社, 2007. 194-209.

[24] Golterman H L. The chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediments [M]. London: Kluwer Academic Publishers, 2004. 142-149.

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

[26] Melzer A. Aquatic macrophytes as tools for lake management[J]. Hydrobiologia, 1999, **395/396**: 181-190.

[27] 包先明, 陈开宁, 范成新. 沉水植物生长对沉积物间隙水中的氮磷分布及界面释放的影响[J]. 湖泊科学, 2006, **18**(5): 515-522.

[28] Baldy V, Tremolieres M, Andrieu M, *et al.* Changes in phosphorus content of two aquatic macrophytes according to water velocity, trophic status and time period in hardwater streams [J]. Hydrobiologia, 2007, **575**: 343-351.