

湖泊底泥疏浚对沉积物再悬浮及营养盐负荷影响的模拟^{*}

余居华^{1,2}, 钟继承^{1**}, 张银龙², 范成新¹, 申秋实¹, 张雷¹

(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: 南京林业大学江苏省林业生态工程重点实验室, 南京 210037)

摘要:选取太湖梅梁湾污染底泥为研究对象,利用沉积物再悬浮发生装置,通过室内模拟实验研究太湖夏季常规风情下底泥疏浚对沉积物再悬浮及上覆水营养盐动态变化的影响。结果表明,在模拟的风浪扰动过程结束时(5 h),扰动过程未疏浚与疏浚处理水柱总悬浮颗粒物(TSS)含量变化差异显著,未疏浚对照水柱TSS含量是初始值的7.7倍,而疏浚水柱TSS在第2 h达到峰值,为初始值的3.8倍;未疏浚水柱TSS含量沉降过程最初1 h迅速降低了84.0%,而疏浚水柱TSS含量在沉降3 h后趋于平衡。伴随着沉积物的再悬浮过程,疏浚与未疏浚对照水柱中TP含量均在第5 h达到最大,分别增加负荷78.6和92.2 mg/m²。就短时效而言,底泥疏浚后沉积物的再悬浮过程显著受到抑制,并能够显著地减小沉积物再悬浮过程中溶解性磷酸盐的释放;但对水柱中总磷、总氮、铵氮、硝酸盐和亚硝酸盐含量变化影响较小。

关键词:底泥疏浚;再悬浮;营养盐负荷;太湖

Simulation of influence of dredging on sediment resuspension and nutrient loading in lake

YU Juhua^{1,2}, ZHONG Jicheng¹, ZHANG Yinlong², FAN Chengxin¹, SHEN Qiushi¹ & ZHANG Lei¹

(1: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China)

(2: Key Laboratory of Forestry Ecological Engineering of Jiangsu Province, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, P. R. China)

Abstract: A simulated experiment using a new Y-shape sediment resuspension apparatus has been conducted to investigate the influence of dredging on sediment resuspension and the dynamics of nutrient loading in water column under the common wind-wave disturbance, and the contaminated sediment from Meiliang Bay, Lake Taihu, has been selected in this study. The results show that the loading of total suspended solid (TSS) in undredged and dredged water column were 7.7 and 3.8 times of that of the initial value, respectively, at the end of the wind-wave disturbance (5 h). TSS decreased to 16% of initial content in the undredged water column after initial 1 h of settling process; while TSS in the dredged water column had no significant decrease during the entire settling process, and reached its equilibrium after 3 h of settling process. TP in the dredged and undredged water column reached its maximum value after 5 h of disturbance, with the maximal increment of 78.6 and 92.2 mg/m², respectively. The results indicated that fulminant release of internal nitrogen and phosphorus was caused by the wind-wave disturbance. In terms of the short-term effects of sediment dredging, sediment resuspension and PO₄³⁻-P release during resuspension were remarkably inhibited to a certain degree, but not for TP, TN, NO₃⁻-N and NO₂⁻-N content.

Keywords: Sediment dredging; resuspension; nutrient loading; Lake Taihu

沉积物是湖泊及其流域中营养盐与其他污染物的重要蓄积库。当沉积物—水界面物理化学及生物特征

* 国家自然科学基金项目(40901253, 41171367)、江苏省自然科学基金项目(BK2009333)和中国科学院知识创新工程领域前沿项目(CXNIGLAS200804)联合资助。2011-02-21 收稿; 2011-06-14 收修改稿。余居华,男,1984年生,硕士研究生;E-mail:juhuayu1984@yahoo.cn。

** 通信作者;E-mail:jczhong@niglas.ac.cn。

发生改变时,沉积物赋存的营养盐可以向上覆水体释放^[1].近年来,湖泊内源释放问题引起了越来越多研究者的关注^[2-3].对于太湖这样的大型浅水湖泊而言,因其水体较浅,水土界面不断受到风浪剧烈的扰动,导致大量沉积物发生再悬浮,沉积物—水界面不断受到破坏;研究表明,6 h 的强风浪扰动可导致水体营养盐浓度增高近 1 倍,室内模拟试验也发现,动力悬浮产生的营养盐浓度更可高达原来的 20~30 倍^[4-5].风浪扰动造成表层底泥再悬浮能够导致内源营养盐暴发性的释放^[6-7].因此,风浪扰动是浅水湖泊沉积物再悬浮和营养盐释放的主要驱动力之一.

目前我国东部长江中下游地区和云贵高原地区湖群及绝大多数城郊湖泊普遍面临着水体或沉积物污染问题,底泥疏浚因能从湖体中将污染底泥永久性去除而被广泛应用于富营养化湖泊内源污染控制,但在疏浚的效果问题上国内外尚存在很大的争议^[8-9].近年来,关于疏浚对内源污染控制效果以及环境效应问题国内外开展了较多的研究,大多数的研究只关注了疏浚过程中底泥再悬浮^[10]与对污染物的释放^[11-12],以及疏浚对污染物的长效控制^[13]与生源要素的界面过程及其回复效应^[9],近来国内外研究者也逐渐开始关注疏浚对湖泊生源要素的生物地球化学过程影响机制^[14-15].但所开展的研究通常是疏浚效果的野外监测评价^[16]和室内的静态模拟试验^[17];由于湖泊野外条件复杂多变,而且污染物分布时空异质性大,野外监测评价很难量化疏浚在污染物控制中的效果^[18];而在室内控制条件下的静态模拟研究,不能较好地反映疏浚后浅水湖泊沉积物—水界面在风浪扰动下的实际情况,实验精度受到一定的影响.湖泊底泥疏浚对沉积物的再悬浮过程及水柱营养盐负荷影响的研究至今还鲜见报道.

本文针对地方政府正在或即将对太湖北部水体实施底泥疏浚工程,结合太湖夏季的常规风情^[19],室内模拟研究了在风浪扰动下底泥疏浚对沉积物再悬浮过程及上覆水营养盐负荷动态变化过程的影响;以期更好地认识湖泊底泥疏浚短期的环境效应,并为湖泊底泥疏浚工程方案的决策与实施提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 研究点概况

本研究采样点(31°31'34"N,120°12'35"E)位于太湖梅梁湾鼋头渚国家重点风景游览区附近^[20].研究点水体具有重要生态功能,除正常的航行和渔业功能外,还具有景观用水的功能,另外,研究湖区还是无锡市的水源地之一.考察太湖近 20 年来藻类水华发生位置可发现,随着太湖流域经济的快速发展,研究区是太湖藻华形成乃至暴发频率最高的区域之一,生态功能严重下降^[21].在太湖相关的治理方案中,已有底泥疏浚工程正在或即将在研究区实施,本文选择该区域进行研究具有重要的现实意义.

1.2 再悬浮实验装置与疏浚模拟试验

Y型旋浆式沉积物再悬浮发生装置^[22]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.根据太湖风速特征研究结果^[19],太湖小风过程极多,历时相对较长,是太湖最常见的水动力现象,本文选用 1.7 m/s 作为太湖的背景风速,选择小风作为特征风情对研究区更具有现实意义.

2010 年 8 月,采用大口径柱状采样器(Rigo Co.,Φ110 mm × 500 mm)于预设的研究点位采集若干沉积物柱样,为了保证采集的沉积物柱样有较好的同质性,所有柱样均在较小的区域内一次性采集,用橡胶塞将柱样塞紧保存,同时采集取样点底层湖水,装入 50 L 塑料桶中,在 5 h 内运回实验室进行模拟实验,在运输过程中尽量避免沉积物柱样的扰动.

样品运输到实验室后,用虹吸法无扰动抽出沉积物柱样上覆水,采用上顶法把表层 20 cm 沉积物移入到具有相同口径的 Y型再悬浮发生装置的玻璃柱中,作为未疏浚对照处理,共 3 个平行(柱样标记为 1#、2#、3#);另取 3 根沉积物柱样,模拟疏浚 20 cm,为了更好地模拟疏浚效果,采用绞吸泵吸除表层 20 cm,余下的 20 cm 底层柱样移入到再悬浮装置中,作为疏浚处理,共 3 个平行(标记为 4#、5#、6#).未疏浚对照和疏浚柱样装入到再悬浮发生装置后,用虹吸法无扰动地灌注 160 cm 高度的水柱,试验模拟水深为 1.60 m,实验温度为 30℃.风浪扰动试验开始前,先将装入到再悬浮发生装置的 6 根柱样静态平衡 48 h,以避免添加上覆水而造成的微弱扰动.为了真实地模拟太湖野外实际的风浪过程,模拟典型风速(5.1 m/s)下扰动 3 h,在典型风速扰动前后各开启 1 h 的背景风速扰动,完整地模拟再悬浮与沉降过程,历时 13 h.选择距离水—土界面处分别为 25、75 和 150 cm 的水柱高度预留的采样口采集水样,作为水柱上、中、下三层的代表.在风速过程的

0、0.5、1、2、5、6、8、10、13 h 采集水样到 100 ml 塑料瓶中, 并用 0.45 μm 玻璃纤维滤膜(Whatman GF/C)抽滤后 4℃下保存待分析, 采样后向水柱中补充相同体积的湖水, 并根据体积修正稀释作用产生的误差。

用作沉积物基本理化性质分析的泥柱样在样品运回实验室后就按照 2 cm 的间隔切割分层, 用于测定疏浚和对照沉积物理化性质的泥柱样在再悬浮实验结束后切割分层。分取沉积物湿样进行含水率、孔隙率和容重分析, 其他理化指标是将沉积物鲜样冷冻干燥后, 磨碎过 100 目筛后分析。

1.3 样品分析方法

水样总氮(TN)、总磷(TP)的测定分别为碱性过硫酸钾消解后 210 nm 比色法和钼锑抗分光光度法^[23], 水样铵态氮(NH_4^+ -N)、硝态氮(NO_3^- -N)、亚硝态氮(NO_2^- -N)和溶解性活性磷(SRP)的测定为水样经过 0.45 μm 的醋酸纤维滤膜抽滤后采用流动注射分析仪(Skalar SA1000)测定。总悬浮颗粒物(TSS)的测定为水样过玻璃纤维滤膜(Whatman GF/C)抽滤后于 105℃ 烘干称重法; 表层沉积物含水率为在 105℃ 条件下烘 24 h 至恒重, 孔隙率与容重采用金属环刀法测定^[15], 总氮(TN)测定采用 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7\text{-H}_2\text{SO}_4$ 消化-凯氏定氮法, 总磷(TP)分析采用 SMT 法^[24], 称取 0.2 g 左右经冻干磨碎过 100 目筛的干沉积物置于离心管中, 加入 3.5 mol/L 的 HCl 溶液, 而后转移到 160 转/min 的摇床中震荡 16 h, 最后经离心钼蓝比色测定上清液中的磷含量^[23], 有机质含量的测定采用 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7\text{-H}_2\text{SO}_4$ 油浴氧化 FeSO_4 滴定法, 沉积物粒度用激光光透式粒度仪(Mastersize 2000, Malvern Instruments Ltd, UK)测定。

1.4 总悬浮颗粒物与营养盐负荷的计算方法

每次选择 3 个水柱垂向采样点, 距离底泥-水界面分别为 1.50、0.75 和 0.25 m 处, 计算时代表该水柱高度分别为 0.475、0.625 和 0.50 m, 共 1.60 m。在风速过程的 0、0.5、1、2、5、6、8、10、13 h 分别在预设的 3 个水柱垂向采样点采集 100 ml 水样测定计算 TSS。单位面积水柱悬浮物量 TSS(g/m^2)为:

$$TSS = \sum_{i=1}^n C_{ss_i} \cdot h_i \quad (1)$$

式中, C_{ss_i} 为第 i 水层悬浮物浓度(mg/L); h_i 为第 i 水层的水柱高度(m)。

单位面积水柱 TN 含量为:

$$TN = \sum_{i=1}^n C_{N_i} \cdot h_i \quad (2)$$

式中, C_{N_i} 为第 i 水层 TN 浓度(mg/L)。

单位面积水柱 TP 和 PO_4^{3-} -P 含量的计算与式(2)相同, 且 TP、 C_p 和 SRP、 C_{SRP} 的单位分别为 mg/m^2 和 $\mu\text{g}/\text{L}$; 单位面积水柱 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 含量的计算参照式(2), 其单位与 TN 相同。

物质总量(F_t)为:

$$F_t = T_t - T_0 \quad (3)$$

式中, F_t 为 t h 风速过程物质总量; T_t 为某风速过程 t h 物质水柱总量; T_0 为某风速过程物质水柱总量的起始值。

1.5 数据分析与统计

用软件 Origin 8.0 来绘制上覆水体各营养盐含量变化图。采用 Excel 2003 进行数据处理, 利用 SPSS 13.0 对未疏浚对照与疏浚水柱中各营养盐含量配对样品 t -检验来检验实验处理组与对照组水柱中营养盐含量是否存在显著差异。

2 试验结果

2.1 沉积物基本理化性质

初始沉积物柱样的含水率和孔隙度自上而下逐渐减小, 其中含水率的减少趋势尤为明显, 容重总体呈现出相应的增加趋势, 而且在表层底泥 20 cm 处沉积物的含水率和容重都出现了极小值。有机碳从沉积物表层至 22 cm 泥层中逐渐增加, 而在 22 cm 以下其含量稳步降低; 沉积物 TP 在表层 8 cm 以内没有明显的变

化,在表层10 cm出现了突越式的增大并且达到垂向分布的极大值,而后随着深度的增加(10~30 cm)逐渐变小。总体而言,梅梁湾沉积物沉积性质较稳定,未观察到明显层理现象,沉积物粒径及垂向分布差异较小,表现出较稳定的沉积特征(图1)。

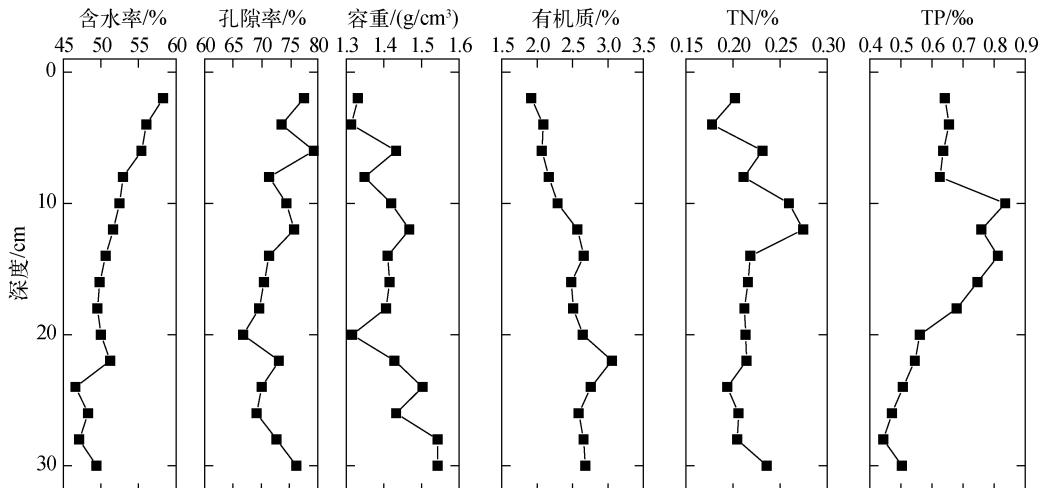


图1 用作模拟试验的初始柱样沉积物性质的垂向剖面分布

Fig. 1 Vertical profile of sediments characteristics of the intact sediment cores used for modeling experiments

模拟疏浚20 cm会对表层沉积物基本理化性质产生较大的影响(表1)。与对照沉积物相比,疏浚表层沉积物含水率、孔隙率有所降低;容重、有机质与总氮略增加。疏浚对表层沉积物的总磷与粒度影响较大,能明显提高砂粒在沉积物粒度组成中的百分比;而沉积物总磷含量减少则较为明显。

表1 疏浚与对照(未疏浚)表层沉积物(0~1 cm)基本理化性质^{*}

Tab. 1 Physico-chemical characteristics of surface layer (0~1 cm) of control and dredged sediments

样品	含水率/%	孔隙率/%	容重/(g/cm ³)	有机碳/%	总氮/%	总磷/%	粘、粉粒/%	砂粒/%
对照	61.5 ± 1.4	86.4 ± 5.4	1.40 ± 0.06	1.12 ± 0.09	0.19 ± 0.03	0.07 ± 0.01	94.1 ± 1.3	5.9 ± 1.3
疏浚	53.7 ± 1.3	77.4 ± 3.3	1.44 ± 0.07	1.18 ± 0.05	0.22 ± 0.04	0.05 ± 0.01	92.8 ± 1.3	7.1 ± 1.3

* 数据为3个平行样的平均值±标准偏差。

2.2 风浪扰动和沉降过程中水柱总悬浮物含量变化

扰动过程中疏浚与对照样单位面积水柱TSS含量变化差异显著($P < 0.05$),最大负荷分别比初始值增大了3.8倍和7.7倍(图2)。在开始扰动的0.5 h里速度变化最快,疏浚与对照样单位面积水柱TSS含量分别从15.6、53.3 g/m²升高到47.0、122.6 g/m²。随着典型风浪开始扰动,对照样单位面积水柱TSS含量从145.8增大到409.7 g/m²,在第5 h达到峰值;由于风浪扰动在底泥—水界面产生的切应力进一步增大,疏浚样致密的表层沉积物发生再悬浮,单位面积水柱TSS含量从30.1增大到58.7 g/m²,并且在第2 h达到扰动过程的最大值,随风浪继续扰动,基本保持平衡。在风浪

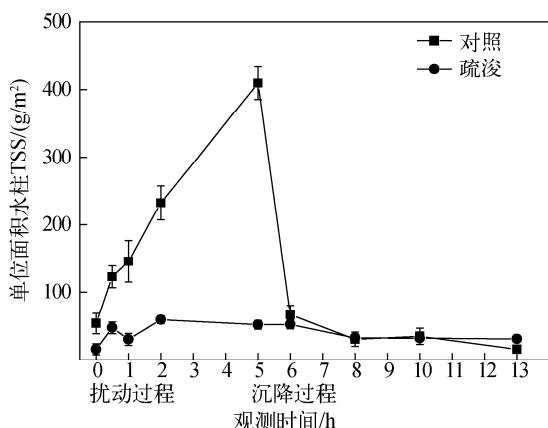


图2 水柱中悬浮物含量变化

Fig. 2 Variances of the total suspended solid in overlying water column

扰动停止后,未疏浚对照样单位面积水柱 TSS 含量从 409.7 降低到 66.0 g/m²,而疏浚样单位面积 TSS 含量由于悬浮物的滞后效应还处于平衡(从 51.3 到 51.8 g/m²),即未疏浚对照水柱 TSS 含量只需要 1 h 沉降过程就能回到初始状态,在第 8 h 降低到初始值(30.2 g/m²),静置过程逐渐降低,第 13 h 水柱单位面积 TSS 含量较初始值减少了 70%(从 53.3 到 15.5 g/m²);而从第 5 h 至沉降试验结束,疏浚水柱从 51.3 减少到 30.7 g/m².

2.3 风浪扰动和沉降过程中水柱磷含量变化

当风浪扰动 0.5 h 后,水体中 TP 含量迅速增大,疏浚和对照样水柱 TP 含量分别从 136.0、138.4 mg/m² 增大到 204.8、205.2 mg/m². 随着风浪继续扰动,疏浚水柱 TP 含量持续减少,第 2 h 达到 199.3 mg/m²;而未疏浚对照样在第 1 h 时降低到 186.9 mg/m²,而后迅速平稳增大,在第 5 h 时达到峰值(230.6 mg/m²). 疏浚水柱 TP 含量平衡时间则较长,在扰动过程中变化幅度没有对照样那么剧烈,在第 5 h 时达到峰值(214.6 mg/m²). 在沉降过程中,在第 5~6 h 未疏浚和疏浚样水柱 TP 含量迅速降低,分别从 230.6、214.6 mg/m² 减少到 172.5、174.3 mg/m²;在 8 h 时未疏浚水柱 TP 含量达到了平衡(150.3 mg/m²),而疏浚样则在静置结束时(13 h)基本达到平衡(144.9 mg/m²)(图 3a).

风浪扰动开始后,水柱中 PO_4^{3-} -P 含量迅速增大,未疏浚水柱 PO_4^{3-} -P 含量从 37.5 增大到 61.1 mg/m²,且在第 2 h 时达到最大值;而疏浚样则在第 1 h 时达到最大值(51.7 mg/m²),较初始值增大了 12.7 mg/m². 随着风浪继续扰动,水体中 PO_4^{3-} -P 负荷持续降低,在静置过程结束时(13 h),疏浚与未疏浚水柱中 PO_4^{3-} -P 含量分别为 23.4 和 24.9 mg/m²,较初始值分别降低了 15.6 和 13.4 mg/m²(图 3b).

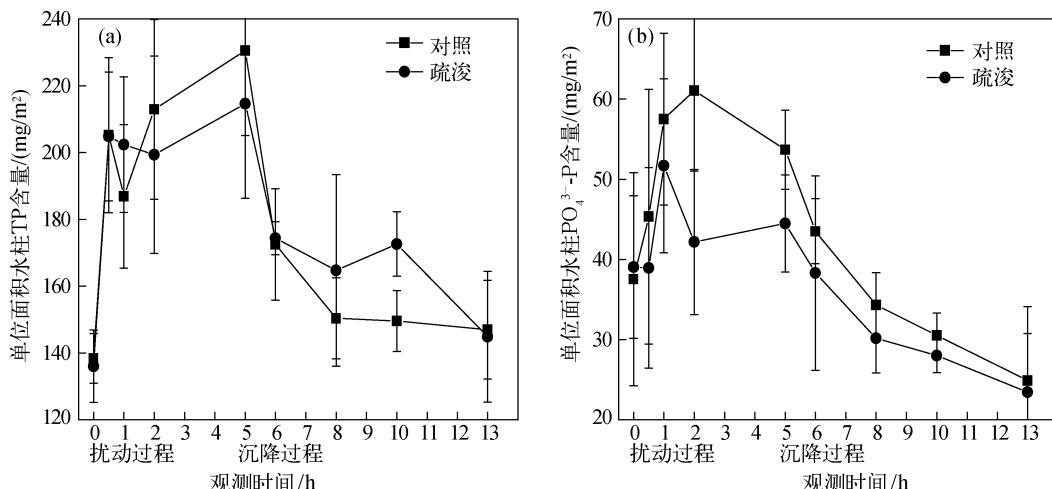


图 3 水柱中 TP(a) 和 PO_4^{3-} -P(b) 含量变化

Fig. 3 Variances of TP(a) and PO_4^{3-} -P(b) in overlying water column

2.4 风浪扰动和沉降过程中水柱氮含量变化

疏浚与未疏浚水柱中 TN 负荷变化差异极显著($P = 0.006$). 在风浪扰动开始时,水柱 TN 负荷迅速增大,第 0.5 h 疏浚与未疏浚样分别较初始值增大 9.7% 和 9.4%,第 5 h 均达到最大值,分别增大了 14.7% 和 14.6%. 疏浚样沉降 1 h 就达到平衡,而未疏浚样则在第 8 h 达到平衡(图 4a). 疏浚与未疏浚水柱中 NH_4^+ -N 含量变化趋势一致(图 4b),差异不显著($P > 0.05$);第 0.5 h 迅速降低,分别较初始值减少了 56.1% 和 50.6%,而后基本处于平衡. 静置过程中,水柱 NH_4^+ -N 负荷迅速增大,第 8 h 基本趋于平衡,第 13 h 疏浚与对照样 NH_4^+ -N 含量较初始值分别增大了 11.6% 和 40.0%.

在扰动和沉降过程中水柱 NO_3^- -N 负荷变化幅度较小,在风浪扰动过程中其含量有小幅增加,在沉降过程中 NO_3^- -N 含量逐步趋于平衡(图 4c);与 NO_3^- -N 含量变化相似, NO_2^- -N 负荷在风浪扰动过程中逐渐增大(图 4d),随后在沉降过程中逐渐降低,未疏浚水柱 NO_2^- -N 含量在第 5 h 达到最大值(0.45 g/m²),而疏浚

水柱在第 6 h 达到最大值(0.46 g/m^2)，较初始状态值分别增大了 0.14 和 0.10 g/m^2 ；第 13 h 疏浚与未疏浚水柱 NO_2^- -N 含量大致回到初始值($0.31, 0.35 \text{ g/m}^2$)。

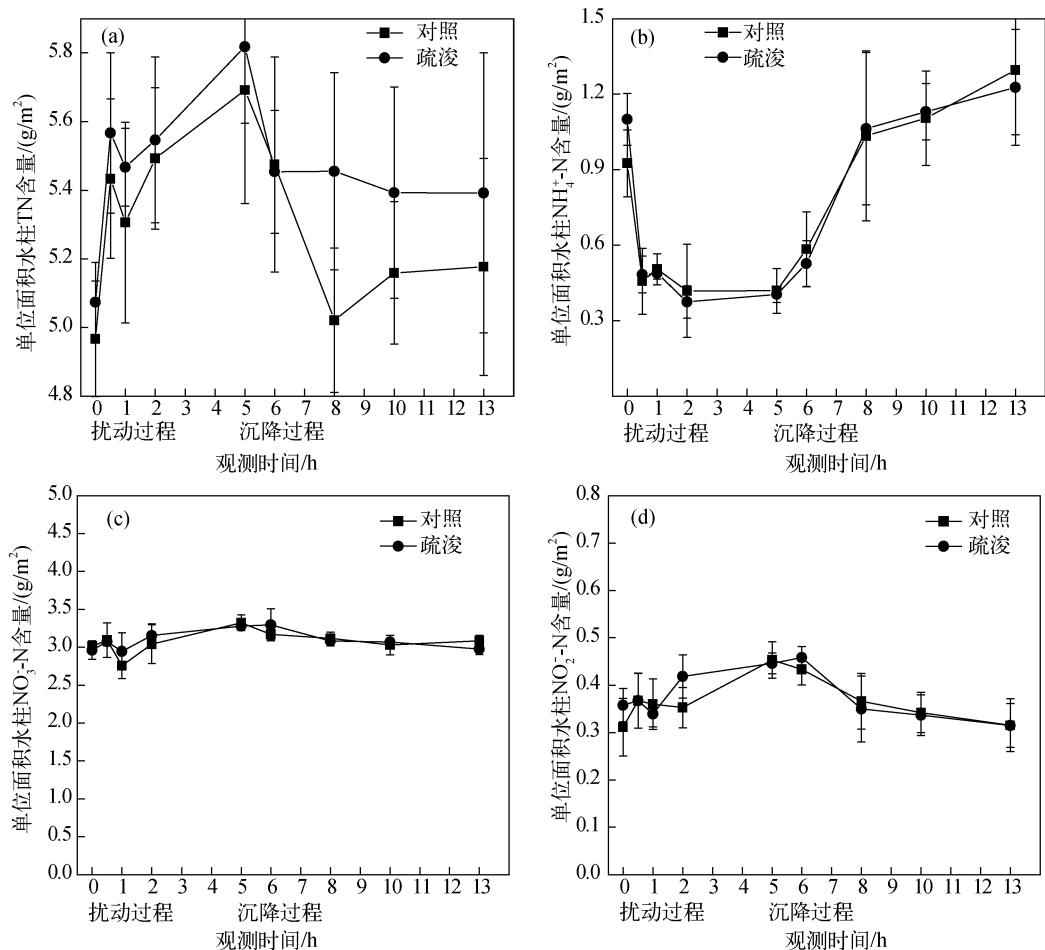


图 4 水柱中 TN、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 含量变化情况

Fig. 4 Variances of the TN, NH_4^+ -N, NO_3^- -N and NO_2^- -N in overlying water column

3 讨论

3.1 湖泊疏浚对沉积物再悬浮的影响

对于太湖这种极易受风浪影响的大型浅水湖泊，没有深水型湖泊的温跃层，也没有较稳定的上覆水层；在风浪扰动下，由于湖水上下对流混合作用非常强烈，水土界面的物质交换较为频繁和充分，水深对水质没有显著的影响^[18-25]。鉴于此，本文对上覆水柱高度进行微积分，通过对上、中、下 3 个采样点收集到的样品测定值进行积分，用单位面积水柱 TSS 负荷来表征底泥疏浚扰动下疏浚与未疏浚对照水柱 TSS 的变化情况。

扰动过程中疏浚与未疏浚水柱中单位面积 TSS 含量变化差异显著($P < 0.05$)，最大负荷分别比初始值增大了 3.8 倍和 7.7 倍，最大增量分别为 36.2 和 356.4 g/m^2 。可以看出，疏浚沉积物再悬浮过程明显受到抑制。这个现象与沉积物理化性质方面的差异有关，与未疏浚对照沉积物相比，疏浚新生表层沉积物更为致密，含水率和孔隙率有明显的降低(表 1)，水土界面在受到同等强度的切应力情况下，疏浚后致密的新生表层沉积物不易发生再悬浮。对于太湖这样的浅水湖泊，在野外原位条件下，几个小时的风浪扰动便可以使水体平均悬浮物含量提高十几倍甚至二十几倍^[4]。因此，水动力扰动作用是决定水体悬浮物含量的重要因素。

之一^[10,26-27];其次,表层沉积物沉积相序、有机质含量及其地球化学形态和微生物群落特征对于水柱中颗粒物再悬浮与沉降过程也可能产生影响^[20].

在风浪扰动过程中($1\sim5$ h),疏浚水柱TSS含量从30.1增大到58.7 g/m²,并且在第2 h达到扰动过程的最大值,随着风浪继续扰动,TSS含量基本保持平衡.这也说明当风浪持续扰动超过一定时间后,悬浮固体含量会随扰动的持续达到平衡或降低,在典型风速作用下,水柱中TSS含量达到平衡所用的时间相对延长.在风速减小的过程($4\sim5$ h)中,对照样水柱TSS负荷继续增大,说明水柱悬浮颗粒物存在滞后效应,即未疏浚对照样水柱TSS平衡时间更长,这个结果与尤本胜等的研究结论相一致^[28].

3.2 湖泊疏浚对水柱营养盐负荷变化的影响

底泥疏浚作为一项人为扰动致使表层沉积物胶粘状云团大量发生再悬浮,并能够促进矿化作用.由于潮流和风浪对水体的混合作用促进间隙水与上覆水体间营养盐的扩散速率,从而造成水体中营养盐与有机质含量增大^[5].其次,底泥疏浚对表层沉积物物理、化学和生物特性影响较大;疏浚沉积物与未疏浚对照沉积物中易分解的有机质含量及含水率和孔隙率存在明显差异(表1),而且模拟疏浚30 cm能够显著改变表层沉积物微生物的数量、总体微生物活性等^[20,29].此外,对于浅水湖泊,疏浚过程中水动力扰动将能量带入水底,对湖底进行扰动,也会造成颗粒物发生再悬浮,使疏浚后新生界面频繁与氧含量高的介质充分接触,结果可能在沉积物界面上形成一较致密的氧化层^[30].

试验过程中疏浚水柱中TP负荷在扰动过程中低于未疏浚对照样,由于其平衡时间较长,因此在静置过程出现了高于未疏浚样的现象(图3a).可能是由于疏浚后新生表层沉积物没有对照那么疏松,未疏浚水柱TSS负荷明显高于疏浚样,导致湖泊内源营养盐发生暴发性释放^[6].试验过程中疏浚样水柱SRP负荷显著低于未疏浚对照样(图3b, $P=0.017$),可能是由于风浪作用下,疏浚后新生界面层不断复氧,在底泥-水界面形成的致密氧化层对间隙水中活性磷具有强烈的吸附与阻滞作用.其次,可能是疏浚样发生再悬浮的颗粒物粒径较小,相对于粗颗粒比表面积更大,对水体中SRP吸附作用更强,疏浚样水柱中TP和SRP含量平衡时间需要更长可能也与之有关(图3a,图3b).前期的研究表明模拟疏浚30 cm,由于颗粒间的吸附絮凝作用增强,浚后粗砂最大增量约达到8%^[29].此外,研究表明梅梁湾水体中溶解态磷酸盐部分来源于间隙水磷酸盐通过分子扩散及水体动力条件下的直接释放过程,而悬浮物的矿化分解可能是产生内源磷负荷的另一个重要原因^[1].本文的研究结果表明,底泥疏浚对于水柱TP含量的短期控制效应较差,而对水体SRP含量的控制具有显著的效果.

水柱TP和SRP负荷变化趋势大致与TSS含量变化相一致(图3a,图3b),水柱TP与SRP含量之间存在着一定的差异.随着风浪继续扰动,水体中TP含量在第5 h时达到最大值,而SRP含量只有在风浪扰动前期迅速增大($0.5\sim1.0$ h),而后逐渐降低,疏浚与未疏浚对照样在第13 h时较初始值分别降低40.0%和33.7%.风浪扰动过程中,TP负荷持续增大,但SRP负荷随风浪持续扰动出现下降,其中的原因可能有二点:其一,风浪扰动促使表层沉积物发生再悬浮,新生表层直接与氧含量较充分的上覆水接触,致使氧化还原电位上升,从而使上覆水中的无机颗粒物质,以铁、锰离子等为基本构架的粘土矿物及氧化物胶体等含量显著增加,有利于底泥对磷的专属性吸附^[24];其二,扰动增加了水体悬浮颗粒物的数量,加剧了水体颗粒物质的运动,增加了颗粒间、颗粒与离子间的碰撞,增大了水体无机和有机胶体颗粒对溶解性磷的吸附作用^[31].较对照而言,疏浚样水柱SRP负荷下降缓慢,表明底泥疏浚柱中颗粒物相对较少,相应地对水柱SRP吸附作用较弱,平衡时间相对较长.

疏浚与未疏浚对照水柱中TN与TSS含量均呈显著正相关($R^2=0.61, 0.65; n=27$),这说明在模拟风浪扰动阶段中,沉积物发生再悬浮引起氮的释放,水柱中TN主要是以颗粒态氮为主.这个结论也可以从疏浚与未疏浚对照水柱中溶解性无机氮变化情况得以佐证(图4),在风浪扰动过程中使得水柱中溶解氧增加,硝化过程占主导,所以会使NO₃⁻-N与NO₂⁻-N负荷有所增加,但增加量较小,所以在扰动过程中水柱中TN主要是以颗粒态氮为主.在模拟风浪扰动开始后,疏浚和对照水柱中TN含量迅速增加,尤其是在沉降过程中,与未疏浚对照相比,疏浚水柱中TN负荷较大(图4a),可能是由于在风浪扰动与沉降过程中,TN的含量主要来自于颗粒态氮,在沉降过程中未疏浚对照水柱中颗粒物沉降较快,相应地水柱中TN含量也降低较快;而疏浚水柱的颗粒物沉降较为缓慢,相应地水柱中TN含量降低也较慢,导致在沉降过程中TN负荷较大.

疏浚与未疏浚对照水柱中NH₄⁺-N在风浪扰动开始阶段就开始降低,且二者NH₄⁺-N含量差异不显著(图4b).在风浪扰动作用下,加快了水-气界面NH₃的平衡,促使这种逸出作用发生^[32],另外风浪扰动下的

复氧作用也会使硝化过程增强, 硝化过程会消耗一部分 NH_4^+ -N, 转化为 NO_3^- -N 与 NO_2^- -N, 风浪扰动过程中 NO_3^- -N 与 NO_2^- -N 含量的增加可以佐证这种过程的存在(图 4c, 图 4d). 在沉降阶段, 疏浚与对照水柱中 NH_4^+ -N 含量又开始逐渐升高, 这是因为风浪扰动结束后, 水柱中溶解氧浓度开始降低, 逐步形成厌氧环境, 随着沉积物中 NH_4^+ -N 释放, 水柱中 NH_4^+ -N 负荷逐步升高. 与之相反, 厌氧环境有助于反硝化作用的发生, 反硝化作用会逐步消耗水柱中 NO_3^- -N 与 NO_2^- -N, 使其浓度逐渐降低. 另外需要指出的是, 尽管疏浚样水柱 TSS 最大含量只有未疏浚对照样的 14.3% (图 2), 但是疏浚柱中的 NH_4^+ -N 含量与未疏浚水柱相当, 而疏浚柱中 TN 负荷要高于未疏浚对照. 原因可能是疏浚后形成的新生表层中含有更高浓度的氮, 由于沉积物中氮尤其是 NH_4^+ -N 通常表现为源, NH_4^+ -N 在释放过程中通常形成自上而下浓度逐步升高的趋势, 既疏浚后 NH_4^+ -N 更高的沉积物层次暴露于底泥-水界面, 疏浚后短期内有较大的释放潜力, 前期的研究也发现太湖五里湖与玄武湖在疏浚后短期内出现了水柱中 NH_4^+ -N 浓度较疏浚前增加的现象^[31]. 所以疏浚后短期内氮的释放风险应当引起人们的关注.

4 结论

模拟疏浚 20 cm 可以有效地抑制沉积物在风浪扰动下发生再悬浮. 就疏浚短时效而言, 疏浚对于水体 PO_4^{3-} -P 含量控制效果差异显著, 但因疏浚新生表层较未疏浚对照更密实, 对水体 TP 含量控制效应可能滞后; 底泥疏浚对于水体 TN、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的短期控制效应都较弱, 疏浚后短期内潜在的氮释放风险应当引起人们的关注. 对于太湖这种风浪扰动频繁的大型浅水湖泊, 在采用底泥疏浚作为太湖北部重污染湖区内源污染控制措施时, 确立最佳的疏浚时令、疏浚深度、疏浚范围尤为重要.

5 参考文献

- [1] 张路, 朱广伟, 罗激葱等. 风浪作用下太湖梅梁湾水体磷负荷变化及与水体氧化还原特征关系. 中国科学: D 辑, 2005, **35**(增刊Ⅱ): 138-144.
- [2] Murphy TP, Lawson A, kumagai M et al. Review of emerging issues in sediment treatment. *Aquat Ecosyst Health Manage*, 1999, **2**: 419-434.
- [3] 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. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 207-217.
- [4] Kristensen PM, Søndergaard M, Jeppesen E. Resuspension in a shallow lake. *Hydrobiologia*, 1992, **228**: 101-109.
- [5] Søndergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arresø, Denmark. *Hydrobiologia*, 1992, **228**: 91-99.
- [6] 朱广伟, 秦伯强, 高光. 风浪扰动引起大型浅水型湖泊内源磷暴发性释放的直接证据. 科学通报, 2005, **50**(1): 66-71.
- [7] Qin BQ, Hu WP, Gao G et al. Dynamics of sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in the large shallow Lake Taihu, China. *Chinese Science Bulletin*, 2004, **49**: 54-64.
- [8] 濮培民, 王国祥, 胡春华等. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗? 湖泊科学, 2000, **12**(3): 269-278.
- [9] Fan CX, Zhang L, Wang JJ et al. Processes and mechanism of effects of sludge dredging on internal source release in lakes. *Chinese Science Bulletin*, 2004, **49**(17): 1853-1859.
- [10] Hossain S, Eyre BD, McKee LJ. Impacts of dredging on dry season suspended sediment concentration in the Brisbane River estuary, Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2004, **61**: 539-545.
- [11] Bremle G, Larsson P. PCBs concentration in fish in a river system after remediation of contaminated sediment. *Environmental Science and Technology*, 1998, **32**: 3491-3495.
- [12] Lohrer AM, Wetz JJ. Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southeastern saltmarsh tidal creek. *Marine Pollution Bulletin*, 2003, **46**: 1156-1163.
- [13] Reddy KR, Fisher MM, Wang Y et al. Potential effects of sediment dredging on internal phosphorus loading in a shallow, subtropical lake. *Lake and Reservoir Management*, 2007, **23**: 27-38.
- [14] Zhong JC, Fan CX, Zhang L et al. Significance of dredging on sediment denitrification in Meiliang Bay, China: A year long simulation study. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, **22**(1): 68-75.
- [15] Graca B, Burska D, Matuszewska K. The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Wa-*

- ter Air and Soil Pollution, 2004, **158**: 237-259.
- [16] Wang XY, Jiang F. Assessment of the effectiveness of environmental dredging in South Lake, China. *Environmental Management*, 2007, **40**: 314-322.
- [17] Zhong JC, You BS, Fan CX et al. Influence of sediment dredging on chemical forms and release of phosphorus. *Pedosphere*, 2008, **18**(1) : 34-44.
- [18] Gustavson K, Allen Burton G, Francinges NJR et al. Evaluating the effectiveness of contaminated-sediment dredging: As the science of environmental dredging and sediment management changes, adaptive management strategies can help long-term remediation projects keep pace. *Environmental Science and Technology*, 2008, **15**: 5042-5047.
- [19] 尤本胜, 王同成, 范成新等. 太湖沉积物再悬浮模拟方法. 湖泊科学, 2007, **19**(5) : 611-617.
- [20] 钟继承, 刘国锋, 范成新等. 湖泊底泥疏浚环境效应: II. 内源氮释放控制作用. 湖泊科学, 2009, **21**(3) : 335-344.
- [21] 秦伯强. 太湖水环境面临的主要问题、研究动态与初步进展. 湖泊科学, 1998, **10**(4) : 1-9.
- [22] 尤本胜, 王同成, 范成新等. 太湖草型湖区沉积物再悬浮对水体营养盐的影响. 环境科学, 2008, **29**(1) : 26-31.
- [23] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范: 第2版. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [24] Ruban V, López-Sánchez JF, Pardo P et al. Selection and evaluation of sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in lake sediment. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, (1) : 51-56.
- [25] Nayar S, Miller DJ, Hunt A et al. Environmental effects of dredging on sediment nutrients, carbon and granulometry in a tropical estuary. *Environ Monit Assess*, 2007, **127** : 1-13.
- [26] Spencer KL, Dewhurst RE, Penna P et al. Potential impacts of water injection dredging on water quality and ecotoxicity in Limehouse Basin, River Thames, SE England, UK . *Chemosphere*, 2006, **63** : 509-521.
- [27] Je CH, Hayes DF, Kim KS. Simulation of resuspended sediments resulting from dredging operations by a numerical flocculent transport model. *Chemosphere*, 2007, **70** : 187-195.
- [28] 尤本胜, 王同成, 范成新等. 风浪作用下太湖草型湖区水体N、P动态负荷模拟. 中国环境科学, 2008, **28**(1) : 33-38.
- [29] 钟继承, 刘国锋, 范成新等. 湖泊底泥疏浚环境效应: IV. 对沉积物微生物活性与群落功能多样性的影响及其意义. 湖泊科学, 2010, **22**(1) : 21-28.
- [30] 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. 科学通报, 2004, **49**(15) : 1523-1528.
- [31] 孙小静, 秦伯强, 朱广伟等. 风浪对太湖水体胶体态营养盐和浮游植物的影响. 环境科学, 2007, **28**(3) : 506-511.
- [32] 范成新, 张路, 杨龙云等. 湖泊沉积物氮磷内源负荷模拟. 海洋与湖沼, 2002, **33**(4) : 370-378.