

湖泊底泥疏浚环境效应: II. 内源氮释放控制作用*

钟继承, 刘国锋, 范成新**, 李 宝, 张 路, 丁士明

(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)

摘 要: 通过为期一年的疏浚模拟试验, 在试验室培养疏浚与对照柱样研究了底泥疏浚对内源氮释放的控制效果. 研究结果发现, 疏浚表层 30cm 能够有效的消减沉积物中有机质含量与孔隙水中 NH_4^+ 含量. 在一年的试验周期内, 疏浚和对照柱沉积物-水界面的 NH_4^+ 通量分别为 5.3 至 18.6mg/(m²·d) 与 -9.4 至 67.5mg/(m²·d), 疏浚柱沉积物-水界面的 NH_4^+ 通量总体上低于未疏浚对照的通量, 尤其是在温度较高的月份, 从 2006 年 5-12 月疏浚柱沉积物-水界面 NH_4^+ 释放通量显著低于未疏浚对照柱, 疏浚沉积物的 NH_4^+ 的释放潜力低于未疏浚对照沉积物. 研究结果表明, 在外源得到有效控制的前提下, 底泥疏浚是消减研究区内源氮负荷有效的技术手段.

关键词: 底泥疏浚; 内源; 氮释放; 太湖

Environmental effect of sediment dredging in lake: II. the role of sediment dredging in reducing internal nitrogen release

ZHONG Jicheng, LIU Guofeng, FAN Chengxin, LI Bao, ZHANG Lu & DING Shiming

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

Abstract: A laboratory experiment for studying the effects of sediment dredging on nitrogen release from lake sediments was carried out through one-year incubation of undredged (control) and dredged cores. We found that dredging the upper 30cm layer of the sediment can efficiently reduce organic matter content in the sediment and the interstitial NH_4^+ concentration. The NH_4^+ fluxes of the dredged and undredged cores ranged from 5.3 to 18.6mg/(m²·d) and -9.4 to 67.5mg/(m²·d), respectively. The fluxes of the dredged cores were generally lower than those of the undredged(control) cores, with significant ($P < 0.05$) differences in the fluxes of the dredged and undredged cores occurring between May and December of 2006. The NH_4^+ in the dredged cores had a lower release potential than that in the control cores. Our results suggested that dredging may be a useful approach for decreasing internal nitrogen loading in Lake Taihu once the external loading was first effectively controlled.

Keywords: Sediment dredging; internal source; nitrogen release; Lake Taihu

氮与磷元素一样是水生生态中重要的营养限制因子, 在水生生态系统中氮循环过程对于控制初级生产力具有重要的作用^[1]. 氮不仅是湖泊富营养化的主要营养元素, 而且往往是湖泊水质的最主要污染物^[2]. 在我国东部地区因 NH_4^+ 含量过高而使水质为 V 类甚至劣 V 类的现象很普遍. 如在太湖水源区梅梁湾, 2006 年铵氮含量最高达到了 5.03mg/L, 是该湖区水质级别的决定参数. 据现场观测, 一次大风浪再悬浮过程可导致太湖水体总氮浓度增加 0.12mg/L^[3], 而来自内源一年铵态氮(NH_4^+ -N)的静态贡献量可达到太湖湖体实际氮负荷量的 1/4^[4], 显然防治湖泊内源氮的污染问题也应加以关注.

* 中国科学院知识创新工程领域前沿项目(CXNIGLAS200804)、江苏省社会发展项目(BS2007161)和国家高技术研究发展计划(2007AA06Z411)联合资助. 2008-07-16 收稿; 2008-12-23 收修改稿. 钟继承, 男, 1978 年生, 博士, 助理研究员; E-mail: jczhong@niglas.ac.cn.

** 通讯作者; E-mail: cxfan@niglas.ac.cn.

底泥疏浚是被广泛应用的一种实施过程较快的内源污染控制技术,但在疏浚的效果问题上国内外争议颇大,尤其是疏浚能否对目标污染物具有长效的控制^[5-7],这样就必然牵涉到疏浚后目标污染物的界面行为.近年来,关于疏浚对内源控制的研究,多数关注的是磷的界面行为或活化机制的研究^[8-10],而对氮的研究则相对薄弱,开展的研究多为疏浚效果的野外监测评价^[9,11-12]和短期的模拟试验^[13],而对氮释放长效控制效果及其内在机制的研究较少.实际上我国不少湖泊的疏浚对内源氮的控制效果则多有回复,远未达到人们的预期.据对南京玄武湖疏浚后的跟踪研究反映,疏浚后仅半年,氮释放出现了明显的回复现象^[14],显然对一些湖泊用疏浚来减少内源负荷,仍可能存在一定的环境风险问题.本文针对国家和地方政府未来几年将对太湖北部水体实施底泥疏浚工程,研究疏浚对氮释放是否具有长效的控制,疏浚对沉积物界面氮的再生过程产生何种影响等问题,以回答和解释在太湖北部湖区采用疏浚措施控制内源氮负荷的科学性与可行性.

1 材料与方法

1.1 研究点概述

采样点(31°31'33.9"N, 120°12'35.2"E)位于太湖梅梁湾鼋头渚国家重点风景游览区附近,采样点位置示意图与研究点描述见本系列文章首篇相关内容^[15].研究区水体具有重要的生态功能,由于水体污染较为严重,在太湖相关的治理方案中已有疏浚计划正在酝酿.选择该区域用作前期研究,具有重要的现实意义.

1.2 样品采集与疏浚模拟试验

野外采样与实验室内的疏浚模拟试验方法的详细介绍见本系列文章首篇相关内容^[15].

1.3 样品分析方法

上覆水与间隙水中的 NH_4^+ 、 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 和 NO_2^- 的测定采用流动注射分析仪(SKALAR-SA1000).

沉积物含水率(W%W.W)在 105℃ 条件下烘 24h 至恒重,孔隙率与容重用金属环法^[16].沉积物氧化还原电位值(Eh)在分割沉积物时分层测定,并根据逐月测定时的温度进行数值校正.烧失重(LOI)用 105℃ 烘干的沉积物放入到马弗炉中在 550℃ 条件下灼烧 6h.沉积物总碳(TC)、总氮(TN)的测定采用元素分析仪(CE-440).

1.4 沉积物—水界面氮释放通量计算方法

水土界面氮扩散通量的计算采用 Fick 第一扩散定律^[17]:

$$J = \phi D_s \frac{dC}{dz} \quad (1)$$

式中, ϕ 为沉积物样品的孔隙率; D_s 为无机氮离子在沉积物中的扩散系数; dC/dz 为沉积物—水界面的浓度梯度,是间隙水样品与上覆水样品之间的浓度差,在本试验中,采用表层 0–2cm 沉积物间隙水与底层上覆水之间的浓度差来计算($dz = 1\text{cm}$).沉积物的扩散系数($D_s, \text{cm}^2/\text{s}$)可以用下式来计算^[16]:

$$D_s = D_0 / \theta^2 \quad (2)$$

式中, D_0 为水中的扩散系数, θ 为沉积物弯曲度.在进行逐月的通量计算时扩散系数(D_0, NH_4^+ 为 $19.8 \times 10^{-6} \text{cm}^2/\text{s}$)根据原位的温度进行校正^[18].沉积物的弯曲度可以通过下式来计算^[19]:

$$\theta^2 = 1 - \ln(\phi^2) \quad (3)$$

1.5 数据分析与统计

沉积物与间隙水中各种物质的等值线图用软件 SUEFER 8.0(Golden Software)来整合逐月的测定值.等值线图的最上方的值为表层(0–2cm)的平均值.

统计分析采用统计分析软件 SPSS (Statistical Product and Service Solutions) 12.0 来进行统计检验.用独立样品 t -检验方法来检验逐月的未疏浚和疏浚铵态氮通量之间的差异显著性.

2 结果

2.1 沉积物基本理化性质

用作微环境试验的初始沉积物样品的含水率、孔隙率和容重等物理性质的垂向分布表明,含水率和

孔隙率自上而下呈现明显减少的趋势, 容重则呈现出相应的增加趋势(图 1). 有机质含量(以 LOI 量化)在垂直的剖面上, 也同样呈现出较为明显的逐渐降低的变化, 特别是在 30cm 以下沉积物有机质含量稳步降低; 总碳虽在 4–6cm 出现了含量上升的趋势, 但主要呈波动性变化, 于 30cm 深度以下出现了下降. 总氮在垂直的剖面上没有表现出明显降低的趋势, 30cm 以下沉积物总氮要高于表层沉积物.

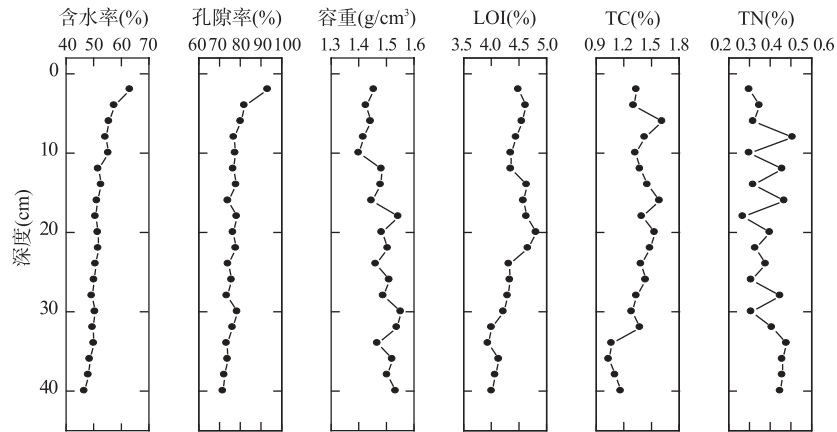


图 1 用作微环境试验的初始柱样沉积物性质的垂直剖面图

Fig.1 Vertical profile of sediments characteristics of the initial sediments cores from December 19th 2005 used for microcosm experiments

疏浚与未疏浚沉积物氧化还原电位值(Eh)在一年试验周期内的变化情况(图 2)说明, 疏浚与未疏浚沉积物 Eh 均呈现出明显的季节性. 未疏浚沉积物中(图 2a), 在垂向分布上具有表层高并随着深度逐步降低的特征. 在随时间水平方向分布上冬季值较高, 试验开始时未疏浚沉积物 0–6 层 Eh 值高于 200mV 为弱氧化层, 6–10cm 层逐步转变为弱还原层(Eh<200mV). 总体上从春季开始逐步降低, 夏季达到最小值(Eh<100mV), 从秋季开始逐步升高. 在疏浚沉积物中(图 2b), 由于疏浚前是深层沉积物, 刚疏浚后处于还原状态(Eh<200mV), 并且在垂向上没有梯度, 疏浚一个月开始出现较明显的梯度, 表层较高, 并随深度降低, 新生表层与上覆水作用并逐步得到氧化. 在水平分布上夏季也呈现出明显降低的过程(Eh<100mV), 并在秋季逐步升高, 到冬季 Eh 回复到与未疏浚对照相似的值域. 沉积物中的 Eh 值变化与沉积物中微生物的代谢活动及生源要素的循环过程息息相关.

2.2 间隙水无机氮浓度分布特征

图 3 为沉积物间隙水中无机氮 NH_4^+ 浓度时空分布特征等值线图. 对于未疏浚沉积物, 间隙水中 NH_4^+ 分布具有明显的季节性分布变化(图 3a), 冬季浓度较低, 春夏季开始逐步升高, 到夏秋季达到最大值, 进入秋末则开始降低直至冬季. 对于疏浚沉积物, 间隙水 NH_4^+ 分布与未疏浚沉积物相比则有明显不同(图 3b), 刚疏浚后疏浚沉积物间隙水中含有较高浓度的 NH_4^+ , 而且在垂向分布上没有明显的浓度梯度, 在试验过程中尽管下层 6–8cm 在温度较高的月份 NH_4^+ 浓度有微弱的增加, 但 NH_4^+ 浓度整体上呈现降低的趋势, 并在垂向分布上逐渐形成明显的浓度梯度. 在温度较高的月份, 疏浚沉积物间隙水中 NH_4^+ 浓度约为未疏浚沉积物间隙水 NH_4^+ 浓度的 50%.

$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 在疏浚与未疏浚沉积物间隙水中的分布具有相似的特征(图 4a, 4b), 在温度较低的冬季浓度相对较高, 而在温度较高的 4–10 月 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 维持很低的浓度. 总体上看, 沉积物间隙水中 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 浓度分布与 NH_4^+ 浓度分布呈现出相反的趋势, 即在温度较低的月份(如冬季) $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 浓度较高而 NH_4^+ 浓度较低, 在温度较高的月份(如夏季) $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 浓度则较低而 NH_4^+ 浓度较高. 无论是疏浚沉积物还是未疏浚对照沉积物, NH_4^+ 浓度要远高于 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 浓度, NH_4^+ 是沉积物间隙水中最主要的无机氮形态.

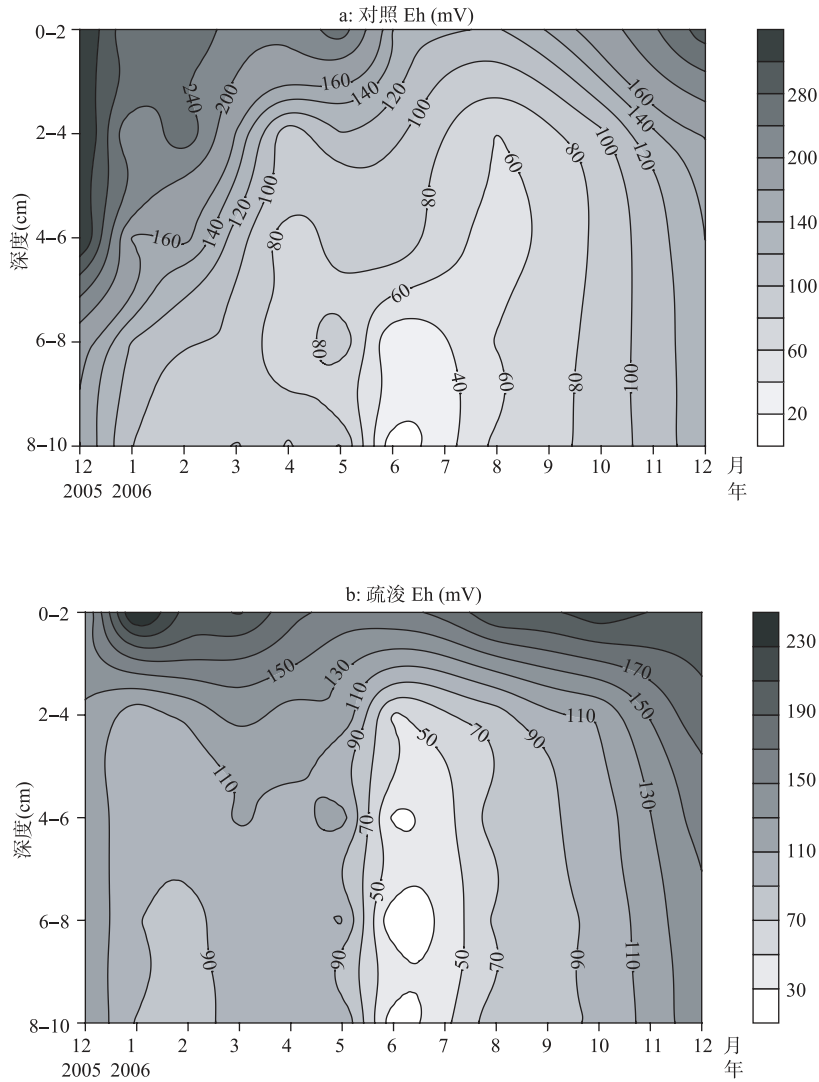


图2 微环境试验中逐月的疏浚与未疏浚沉积物 Eh 等值线图

Fig.2 Isopleths for the mean Eh in sediments of the undredged and dredged cores sampled monthly in the laboratory microcosm experiment

2.3 沉积物-水界面铵态氮通量

表1是逐月的沉积物-水界面铵态氮交换通量,未疏浚柱的铵态氮交换通量具有明显的季节性,在温度较高的月份具有较大的通量,这个现象与沉积物间隙水的 NH_4^+ 浓度分布特征相似.而疏浚柱铵态氮交换通量季节性变化不明显.在刚疏浚后几个月内,疏浚柱铵态氮交换通量要稍大于未疏浚对照柱,从2006年4月开始,疏浚柱铵态氮释放通量开始小于未疏浚柱铵态氮通量.在随后的5-12月间疏浚柱铵态氮释放通量要显著($P < 0.05$)低于未疏浚对照柱.由于 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 通量较小,而且在试验过程中一直表现为向下的通量,所以本文只计算和讨论铵态氮交换通量.

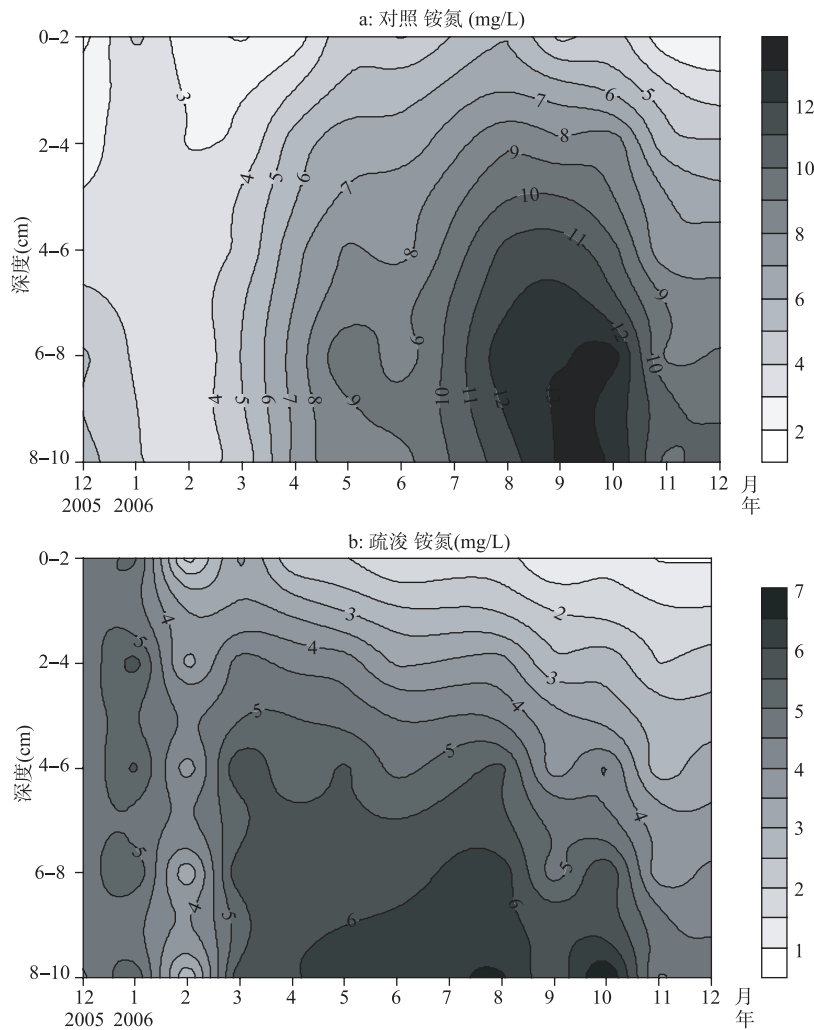


图3 微环境试验中逐月的疏浚与未疏浚沉积物间隙水 NH_4^+ (mg/L)浓度等值线图

Fig.3 Isoleths for the mean interstitial NH_4^+ concentration (mg/L) in sediments of the undredged and dredged cores sampled monthly in the laboratory microcosm experiment

3 讨论

3.1 间隙水无机氮分布特征及其影响因素

未疏浚沉积物间隙水中 NH_4^+ 浓度呈现出明显的季节性特征(图 3a),即在温度较低的冬季浓度较低,春季开始升高,到夏秋季维持较高的浓度,秋末冬初又开始下降.间隙水中 NH_4^+ 浓度呈现出明显的季节性,这个结果与已有的研究相一致,间隙水中的 NH_4^+ 浓度变化受温度驱动较为明显^[20-21].未疏浚沉积物间隙水 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 浓度表现出与 NH_4^+ 浓度相反的季节性(图 4a),即在温度较低的月份具有相对较高的值,而在温度较高的月份具有相对较低的值.间隙水中无机氮浓度受温度影响较大, NH_4^+ 释放主要来自于沉积物中有机质矿化过程^[22].由于冬季温度较低,微生物活性较低,有机质分解速度较慢, NH_4^+ 浓度较低.同样由于微生物活性低,沉积物的需氧量较低,来自上覆水的氧易于渗透到深层沉积物中,使得 O_2 电子受体相对含量较多,这样的环境下沉积物中存在硝化过程,适宜 NO_3^- 的存在或向其转化.

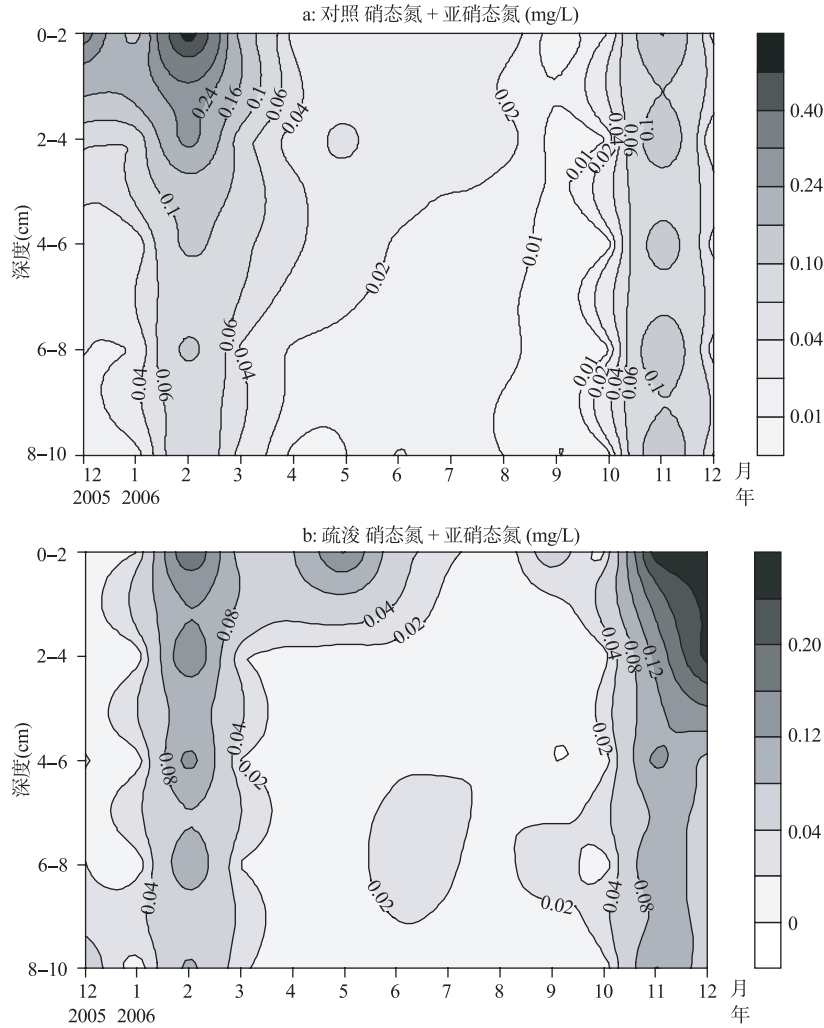


图4 微环境试验中逐月的疏浚与未疏浚沉积物间隙水 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (mg/L)浓度等值线图

Fig.4 Isoleths for the mean interstitial $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ concentration (mg/L) in sediments of the undredged and dredged cores sampled monthly in the laboratory microcosm experiment

未疏浚沉积物在生长季节(4-10月) NH_4^+ 浓度升高可归因于有机质分解作用的增强(图3a), 这一点能从 Eh 值的降低得到证明(图2a). 自冬季向春夏季变化时, 温度逐步升高, 微生物代谢活动逐渐增强, 有机质分解加速, 对氧的需求增加, 使得缺氧甚至厌氧氛围渐增. NH_4^+ 浓度的增加也应部分归因于硝化作用的缺失, 因为硝化过程受沉积物中氧浓度的限制^[23]. 强烈的微生物分解作用导致沉积物需氧量增加, 从而导致缺氧和厌氧环境. 如未疏浚沉积物在5cm左右层位, 从12月至翌年8月间, Eh就由弱氧化环境(300mV)转化为弱还原环境(60mV)(图2a). 在厌氧环境中, NH_4^+ 不易被消耗, Eh值的降低伴随着 NH_4^+ 浓度的增加^[24]. 厌氧环境有利于反硝化与异化硝酸盐还原成氨(DNRA)过程的进行^[25-26], 而不利于硝化过程与耦合的硝化-反硝化过程进行^[27-28], 导致在温度较高的月份 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 浓度降低(图4a), 利于沉积物中 NH_4^+ 的积聚(图3a).

在疏浚沉积物间隙水中, NH_4^+ 浓度变化过程不同于对照沉积物, 而 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 浓度变化过程却与未疏浚沉积物相似. 由于 NH_4^+ 在沉降物中通常表现为向上的通量, NH_4^+ 在深层沉积物中的积聚量要高于表

层沉积物^[22], 刚疏浚 30cm 后的疏浚沉积物表层 NH_4^+ 浓度较高, 疏浚后新形成的沉积物-水界面暴露于上覆水环境中, 并产生界面作用, 由疏浚前厌氧环境(E_h 约 130mV)逐步转化为弱氧化环境(E_h 值 > 200mV, 图 2b). 由于疏浚间隙水中 NH_4^+ 不断的向上覆水释放, 同时由于沉积物-水界面的硝化作用与耦合的硝化-反硝化作用, 从而导致沉积物中 NH_4^+ 浓度逐步降低, 并在垂直剖面上形成较明显上低下高的浓度梯度(图 3b).

表 1 沉积物-水界面的铵态氮交换通量(平均值±标准误差, 2006 年 7 月数据缺失)

Tab.1 Exchange fluxes of NH_4^+ at the sediment-water interface
(mean±standard error of the mean of the replicates, No data in July 2006)

时间 (月/年)	温度 (°C)	NH_4^+ 通量($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)		<i>t</i> -检验 <i>P</i> 值
		对照	疏浚	
12/2005	5	-9.4±2.1	5.3±2.2	0.009
1/2006	5	4.6±0.3	6.6±0.9	0.101
2/2006	7	5.1±2.5	7.1±1.3	0.496
3/2006	10	14.9±6.5	18.6±3.7	0.652
4/2006	15	24.0±3.1	14.6±4.3	0.149
5/2006	20	45.2±1.7	11.9±1.5	0.000
6/2006	25	43.3±5.0	12.9±0.28	0.026
8/2006	28	67.5±12.1	14.4±1.1	0.012
9/2006	24	43.2±2.7	8.3±0.1	0.006
10/2006	22	55.8±12.3	13.8±3.3	0.030
11/2006	15	20.7±1.8	5.9±0.1	0.001
12/2006	8	16.3±1.4	5.3±0.9	0.003

尽管疏浚沉积物 6-10cm 层 NH_4^+ 浓度在温度较高的月份存在较弱的增长过程(图 3b), 这表明温度升高导致有机质矿化过程的增强, 但间隙水中 NH_4^+ 浓度增加却非常有限, NH_4^+ 的再生速度要低于 NH_4^+ 的消耗速度, 从而导致疏浚 0-6cm 沉积物间隙水中 NH_4^+ 浓度在试验过程中总体上表现为逐步降低的趋势(图 3b). 疏浚沉积物中夏季相对较强的有机质矿化作用也导致 E_h 降低形成较强的厌氧环境($E_h < 100$, 图 2b), 从而也导致间隙水中 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 浓度明显降低(图 4b), 这个过程与未疏浚沉积物中 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 浓度变化过程相似.

在温度较高的月份, 疏浚沉积物间隙水中 NH_4^+ 浓度约为对照沉积物间隙水 NH_4^+ 浓度的一半(图 3a, 3b). 这个结果可归因于以下几个方面: (1) 疏浚与未疏浚沉积物中易分解的有机质含量的差异. 疏浚 30cm 后疏浚沉积物有机质含量明显减少(图 1), 另外由于沉积物早期成岩作用, 在沉积过程中经过不断的微生物分解, 疏浚沉积物中沉积下来数量较少的有机质通常又是微生物难以分解利用的; (2) 疏浚与未疏浚沉积物微生物性质的差异. 有研究表明表层沉积物微生物的数量、总体微生物活性通常要高于深层埋藏的沉积物^[29], 作者认为沉积物微生物代谢活性对沉积物中氮循环过程与间隙水中无机氮浓度影响较大; (3) 疏浚与未疏浚沉积物物理性质方面的差异. 与未疏浚对照沉积物相比, 疏浚沉积物含水率与空隙率会明显降低(图 1), 疏浚沉积物不如对照沉积物那样疏松, 不利于氧与其他物质渗透与传递, 也不利于基于微生物作用的氮循环过程的进行. 以上这些因素导致疏浚沉积物中氮循环过程受到影响, 疏浚沉积物中的氮周转率明显变缓.

3.2 疏浚对氮释放的控制效应及其它影响因素

未疏浚沉积物与上覆水间铵态氮通量具有明显的季节性, 但疏浚沉积物铵态氮通量却并未呈现出季节性变化, 这与间隙水中铵态氮季节性变化情况较一致. 本文通过 Fick 第一定律计算得到的铵态氮通量的数量级与用柱样培养方法得到的太湖不同湖区铵态氮通量的数量级较一致^[4]. 比较疏浚与未疏浚水土

界面的铵态氮交换通量可知, 在刚疏浚后的前 3 个月内, 疏浚沉积物的铵态氮通量要稍高于未疏浚对照, 原因是刚疏浚后的疏浚沉积物间隙水中的 NH_4^+ 浓度要高于未疏浚对照. 从 2006 年 4 月开始, 疏浚的铵态氮交换通量开始小于未疏浚对照, 疏浚对铵态氮释放的控制效果才呈现出来.

试验中水土界面的铵态氮通量是通过 Fick 第一定律计算的, 水土界面铵态氮浓度梯度、温度与沉积物性质(如孔隙率)是影响铵态氮通量几个关键因素. 其中由于沉积物中早期成岩过程, 在垂直剖面上由于随深度逐渐增加的上层沉积物压实作用(图 1), 疏浚沉积物的孔隙率要小于未疏浚对照, 从而不利于铵态氮的释放. 另外上文已经述及了温度对间隙水铵态氮浓度的分布具有重要的影响, 并影响到水土界面的铵态氮浓度梯度, 最终影响到水土界面的铵态氮交换通量. 通过 Fick 第一定律计算的营养盐释放通量不包括沉积物再悬浮与生物扰动带来的营养盐交换通量^[30-31], 沉积物再悬浮与生物扰动均对水土界面的氮交换通量产生重要的影响^[29,32].

太湖是一个典型的大型浅水湖泊, 由风浪引起的沉积物再悬浮非常频繁^[33]. 再悬浮能够加速沉积物-水界面化学平衡的建立, 从化学角度来看再悬浮过程对化学过程有很大的驱动作用^[22], 沉积物的再悬浮过程能够导致沉积物营养盐的释放^[34]. 根据已有的研究, 太湖一次比较大的风浪过程引起的沉积物再悬浮可以导致太湖水体总氮和总磷分别增加 0.12mg/L 与 5 $\mu\text{g/L}$ ^[3]. 由于疏浚的沉积物含水率较低、孔隙率小、疏浚沉积物相对比较密实, 不如未疏浚沉积物那样疏松, 疏浚后沉积物物理性质在短期内难以恢复. 如果研究区实施疏浚工程, 在疏浚后早期, 疏浚后的新生表层不易发生沉积物再悬浮, 从而能够减少由于沉积物再悬浮引起的氮释放(甚至磷释放).

在试验进行过程中, 在未疏浚对照沉积物中经常能够观察到摇蚊幼虫与虫洞的存在, 而在模拟疏浚 30cm 后的疏浚沉积物中却观察不到摇蚊幼虫与虫洞的存在. 绝大多数大型底栖动物生活在表层 30cm 沉积物中, 底泥疏浚能够显著的减小沉积物中大型底栖动物的密度与多样性^[35-36]. 已有研究表明大型底栖动物能够对沉积物空隙水化学与营养盐通量产生重要影响^[37]. Fukuhara 等研究了摇蚊幼虫对沉积物-水界面氮释放与磷释放的影响, 研究结果表明摇蚊幼虫能增加铵态氮与可溶性活性磷的释放^[38]. 穴居类底栖动物存在能够加速有机质的矿化速率, 从而增加铵态氮与磷的释放^[39], 摇蚊幼虫的洞穴可以增加 O_2 的渗透深度, 营养盐释放的增加可以归因于摇蚊幼虫自身的新陈代谢活动及增强的有机质生物与化学分解. 疏浚后沉积物底栖动物的迁入与恢复通常需要几年的时间甚至更长的时间^[40-41], 因此底泥疏浚也能够减少沉积物生物扰动带来的氮释放(甚至磷释放).

4 结论

疏浚 30cm 可有效减少沉积物有机质含量, 并能够有效的减少间隙水中 NH_4^+ 浓度, 在一年试验周期内疏浚柱 NH_4^+ 释放通量总体上低于未疏浚柱 NH_4^+ 释放通量, 底泥疏浚对沉积物 NH_4^+ 释放具有较好的控制作用. 由于刚疏浚后疏浚沉积物间隙水中具有较高浓度的铵态氮, 所以底泥对铵态氮释放的控制效果在模拟疏浚 4 个月后才能体现出来. 间隙水中无机氮浓度受温度驱动较为明显, 沉积物微生物性质对间隙水中无机氮浓度影响较大. 在太湖流域外源排放得到有效控制的前提下, 底泥疏浚可作为控制内源氮释放可选的措施之一.

5 参考文献

- [1] Elser JJ, Marzolf EE, Goldman CR. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: a review and critique of experimental enrichment. *Can J Fish Aquat Sci*, 1990, **47**: 1468-1477.
- [2] Torre M, Rebillard JP, Ayphassorho H *et al.* *In situ* assessment of denitrification in running waters: example of the Charente river. *Ann Limnol*, 1992, **28**: 263-271.
- [3] 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.
- [4] 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量化——I. 铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量. *湖泊科学*, 2004, **16**(1): 10-20.

- [5] Annadotter T, Cronberg G, Aagren R *et al.* Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia*, 1999, **395/396**: 77-85.
- [6] Ryding SO. Lake Trehörningen restoration project. Changes in water quality after sediment dredging. *Hydrobiologia*, 1982, **92**: 549-558.
- [7] 濮培民, 王国祥, 胡春华等. 底泥疏浚能控制湖泊富营养华吗? 湖泊科学, 2000, **12**(3): 269-278.
- [8] Kleeberg A, Kohl JG. Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee (Germany). *Hydrobiologia*, 1999, **394**: 153-161.
- [9] 王 栋, 孔繁翔, 刘爱菊等. 生态疏浚对太湖五里湖湖区生态环境的影响. 湖泊科学, 2005, **17**(3): 263-268.
- [10] Zhong JC, You BS, Fan CX *et al.* Influences of sediment dredging on chemical forms of phosphorus and its release. *Pedosphere*, 2008, **18**(1): 34-44.
- [11] Ruley JE, Rusch KA. An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. *Ecological Engineering*, 2002, **19**: 265-280.
- [12] 吴芝瑛, 虞左明, 盛海燕等. 杭州西湖底泥疏浚工程的生态效应. 湖泊科学, 2008, **20**(3): 277-284.
- [13] 刘德启, 李 敏, 朱成文等. 模拟太湖底泥疏浚对氮磷营养物释放过程. 农业环境科学学报, 2005, **24**(3): 521-525.
- [14] 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.
- [15] 钟继承, 刘国锋, 范成新等. 湖泊底泥疏浚环境效应: I. 内源磷释放控制作用. 湖泊科学, 2009, **21**(1): 37-46.
- [16] Graca B, Burska D, Matuszewska K. The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Water, Air and Soil Pollution*, 2004, **158**: 237-259.
- [17] Ullman WJ, Aller RC. Diffusion coefficients in nearshore marine sediments. *Limnol Oceanogr*, 1982, **27**: 552-556.
- [18] Krom MD, Berner BR. The diffusion coefficients of sulfate, ammonium and phosphate ions in anoxic marine sediment. *Limnol Oceanogr*, 1980, **25**(2): 327-337.
- [19] Boudreau B. The diffusive tortuosity of fine-grained un lithified sediments. *Geochim Cosmochim Acta*, 1997, **60**: 3139-3142.
- [20] Van Luijn F, Boers PCM, Lijklema L *et al.* Nitrogen fluxes and processes in sandy and muddy sediments from a shallow eutrophic lake. *Water Research*, 1998, **33**(1): 33-42.
- [21] Maksymowska-Brossard D, L'Houmeau C, Piekarek-Jankowska H. Seasonal variability of benthic ammonium release in the surface sediments of the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea). *Oceanologia*, 2001, **43**(1): 113-136.
- [22] Golterman HL. The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2004: 1421-1451.
- [23] Kalan WA. Nitrification. In: Carpenter EJ, Capone DG eds. Nitrogen in the marine environment. New York-London: Academic Press, 1983: 139-190.
- [24] Christensen JP, Smethie WM, Devol AH. Benthic nutrient regeneration and denitrification on the Washington continental shelf. *Deep-Sea Res*, 1988, **34**: 1027-1047.
- [25] Seitzinger SP. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology Oceanography*, 1988, **33**: 702-724.
- [26] Bonin P. Anaerobic nitrate reduction to ammonium in two stains isolated from coastal marine sediment: A dissimilatory pathway. *FEMS Microbiology Ecology*, 1996, **19**: 27-38.
- [27] Kemp WM, Sampou P, Caffrey J *et al.* Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology Oceanography*, 1990, **35**(7): 1545-1563.
- [28] Vidal M, Morgui JA. Short-term pore water ammonium variability coupled to benthic boundary layer dynamics in Alfacs Bay, Spain (Ebro Delta, NW Mediterranean). *Mar Ecol Prog Ser*, 1995, **118**: 229-236.
- [29] Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Datry T *et al.* Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in streamwater sediments? *Environmental Pollution*, 2005, **134**: 57-69.
- [30] Klump JV, Martens CS. Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin: II. Nutrient sediment-water exchange processes. *Geochim Cosmochim Acta*, 1981, **45**: 101-121.
- [31] Callender E, Hammond DE. Nutrient exchange across the sediment-water interface in the Potomac River Estuary. *Estuar Coast*

- Shelf Sci*, 1982, **15**: 395-413.
- [32] Morin J, Morse JW. Ammonium release from resuspended sediments in the Laguna Madre estuary. *Marine Chemistry*, 1999, **65**(1): 97-110.
- [33] Fan CX, Zhang L, Qin BQ *et al.* Estimation on dynamic release of phosphorus from wind-induced suspended particulate matter in Lake Taihu. *Science in China Series D*, 2004, **47**: 710-719.
- [34] Kristensen JK, Sondergaard M, Jeppesen E. Resuspension in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 1992, **228**: 101-109.
- [35] Van Dalfsen JA, Essink K, Toxvig MH *et al.* Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. *ICES J Mar Sci*, 2000, **57**: 1439-1445.
- [36] Lewis MA, Weber DE, Stanley RS *et al.* Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environmental Pollution*, 2001, **115**: 161-171.
- [37] Mortimer RJG, Davey JT, Krom MD *et al.* The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes in the intertidal zone of the Humber estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1999, **48**: 683-699.
- [38] Fukuhara H, Sakamoto M. Enhancement of inorganic nitrogen and phosphate release from lake sediment by tubificid worms and chironomid larvae. *Oikos*, 1987, **48**: 321-330.
- [39] Hansen K, Mouridsen S, Kristensen E. The impact of *Chironomus plumosus* larvae on organic matter decay and nutrient (N, P) exchange in a shallow eutrophic lake sediment following a phytoplankton sedimentation. *Hydrobiologia*, 1998, **364**: 65-74.
- [40] Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock DR. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev*, 1998, **36**: 127-178.
- [41] Desprez M. Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the eastern English Channel: short- and long-term post-dredging restoration. *ICES J Mar Sci*, 2000, **57**: 1428-1438.