

太湖底泥疏浚的水环境质量风险性分析

刘爱菊¹, 孔繁翔^{2*}, 王栋¹

(1. 南京大学环境学院污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京 210093; 2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

摘要: 采用基于因子分析的主成分分析法将五里湖的 16 个水质参数概括为 5 个主成分, 研究了各主成分以及其综合主成分在疏浚前后的变化, 并以此为依据就底泥疏浚对水环境质量的影响进行了评价. 结果表明, 疏浚过程中, 五里湖疏浚区的综合主成分得分最高, 为 1.15, 水质综合排名在最后, 水体色度和污染指数(FI)也达到最高值 5.0; 同时对照区综合主成分得分以及水体污染和色度指数(FI, F2)也相应升高, 水质质量明显下降; 这说明疏浚运作具有促进表层沉积物发生再悬浮和扩散作用, 以及沉积物中内源性营养盐和重金属离子的释放作用. 采用 Monte Carlo 随机采样法, 利用平衡分配模型模拟和预测了疏浚过程中悬浮沉积物中重金属离子释放的阈值, 结果表明疏浚过程中大部分重金属离子由悬浮沉积物向水体中释放的风险性较高, 可信度达到 90% 以上, 尤其是重金属离子 Ni^{2+} 以及非金属污染物 As 释放的风险性较大, 其可能的释放量分别分布在各自地表水环境质量标准 EQS 的 28.6% ~ + ∞ 之间和 34% ~ + ∞ 之间, 说明底泥疏浚具有导致五里湖水体环境质量短期恶化的风险. 此外, Monte Carlo 随机采样分析方法应用也许可为湖泊底泥疏浚生态风险评价提供一条新的途径.

关键词: 太湖; 疏浚; 主成分分析; 平衡分配模型; 风险性分析

中图分类号: X820.4 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)10-1946-07

Water Quality Risk Assessment for Sediment Dredging Operations, Wulihu in Taihu Lake

LIU Aiju¹, KONG Fanxiang², WANG Dong¹

(1. State Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse, School of the Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, China; 2. Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: To assess impacts and risks of sediments dredging on water environmental quality of Wulihu Lake, the principal components analysis method and the Monte Carlo random sampling model were used. Five principal constituents of Wulihu Lake were generalized and defined by using sixteen water quality index data, and it was studied the characteristics of the variation of every principal component and the comprehensive component with sediment dredging. The result show that during sediment dredging the water quality of Wulihu Lake were more serious, and the values of the comprehensive component and the principal component F1 increased to the highest level, were 1.15 and 5.0, respectively. This indicated that sediment dredging had great impacts on the water environment of Wulihu Lake, including sediment resuspension, water transparency decrease, release of the internal nutrients and heavy metal ions etc. The risk of heavy metal release from resuspended sediments and its certainty level were assessed and forecasted with the equilibrium partitioning model and the Monte Carlo random sampling method. The results also suggested that during sediment dredging, most of heavy metal ions have a great risk of release from resuspended sediments with the certainty level over 90%; especially for Ni^{2+} and As, the release levels of which were 28.6% ~ + ∞ of EQS and 34% ~ + ∞ of EQS, respectively. Thus, sediment dredging would cause a temporary risk of water quality deterioration in Wulihu Lake. Others, the application of Monte Carlo sampling model may offer a new tool to assess a potential risk of deteriorations in water environment with sediments dredging.

Key words: Taihu Lake; dredging; principal components analysis; equilibrium portioning model; risk assessment

太湖约有 69.93% 的面积为淤泥所覆盖, 其中, 五里湖全部为淤泥所覆盖, 淤泥的平均厚度为 1.3m^[1]. 大量研究表明, 太湖沉积物中积蓄有丰富的 OM、TN、TP 等营养物质以及 Mn、Cr、Cu、Zn 和 Ni 等有毒重金属污染物, 且这些污染物在太湖北部的五里湖、梅梁湾湖区的分布均高于其他区域^[2~6]. 目前, 人们普遍认为太湖水体的污染源除受河流和径流的输入影响外, 湖泊底泥营养盐的释放也是导致水体富营养化的重要影响因子^[7~10]. 因此, 在太湖污染治理方案中, 以底泥疏浚为主的内源

污染治理一直是太湖治理的极其重要治理措施之一. 2002-05, 由无锡市投资 7200 万启动的“五里湖底泥疏浚工程”开工. 但是, 由于湖泊底泥疏浚在治理效果、对生态环境的干扰等方面存在许多不确定的因素, 一些研究者对湖泊底泥疏浚对富营养化湖

收稿日期: 2005-09-30; 修订日期: 2006-01-05

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2002AA601013); 中国科学院南京地理与湖泊研究所所长基金项目; 中国科学院百人计划项目

作者简介: 刘爱菊(1976~), 女, 博士, 主要研究方向为水环境污染治理与防治.

* 通讯联系人, E-mail: fxkong@niglas.ac.cn

泊控制效果和作用提出了置疑^[11]. 同时, 王栋等^[12]研究也表明虽然水体的重金属含量没有超过我国地面水环境质量标准, 但是, 底泥疏浚导致的重金属释放在短期内也可能会给五里湖水环境造成一些生态压力. 针对这一现状, 本研究对太湖五里湖底泥疏浚前、中、后, 水体的 16 个主要水质指标进行了监测和分析; 并利用 Crystal Ball 软件对疏浚后五里湖水质状况进行了分析和预测. 本研究为湖泊底泥疏浚对水体污染治理效果及其风险性评价提供了一些理论依据和参考数据.

1 材料与方法

五里湖疏浚示范区的生态疏浚开始于 2003-11-27, 至 2004-01-05 结束. 疏浚的方式为绞吸式, 主要目的是去除富含有机质、氮、磷营养盐以及重金属污染物的底质最表层的软泥; 疏浚深度在 5~10cm 之间.

1.1 采样点的布设

为避免过往船只的干扰, 本实验采样点均布置在远离航道的北岸和南岸. 采样点如图 1 所示. 在疏浚区设 2 个采样点, 依次为近北岸的 1 号点 (31°32′18.3″N, 120°13′17.9″E) 和近南岸的 2 号 (31°32′11.2″N, 120°13′14.8″E); 在清淤区外, 沿五里湖的南、北岸两侧, 每侧相隔 400m 左右各设 1 个采样点, 作为对照点, 依次记为 3 号 (31°32′07.9″N, 120°13′41.1″E), 4 号 (31°32′00.0″N, 120°13′30.9″E), 5 号 (31°31′45.0″N, 120°14′02.0″E), 6 号 (31°31′38.5″N, 120°13′42.8″E), 共设 6 个采样点. 样点的定位采用麦哲伦 315 型 GPS 定位系统, 并配以人工标记, 使定位精度保持在 15m 内.

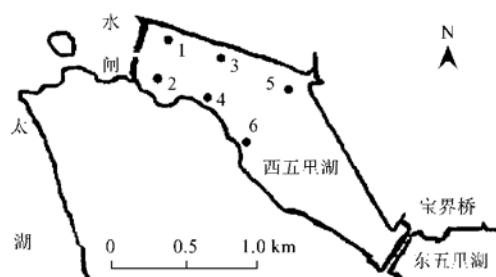


图 1 太湖五里湖采样点布置示意

Fig. 1 Sampling sites in Wuli Lake, Taihu Lake

1.2 采样时间

疏浚前, 进行了 2 次样品的采集, 时间分别为 2003 年 10 月和 11 月, 作为五里湖水质和沉积物的

背景值; 在疏浚过程中进行 2 次样品的采集, 时间分别为 2003 年 12 月中旬和下旬; 疏浚后每月采样 1 次, 整个监测过程持续了 1a.

1.3 监测项目及分析方法

1.3.1 水样采集与分析

疏浚前后及疏浚过程中, 用水质多参数监测仪 (YSI 6600) 连续自动检测水体的温度、酸碱度、电导率、氧化还原电位、溶解氧、浊度以及叶绿素 a 含量等指标. 同时用有机玻璃水样采集器采集自水面向下水深 0.2m, 1.0m, 1.8m 3 个水层的水样, 混匀后 4℃保存, 用于分析水样中 TOC、TP、TN、SSC 以及重金属的含量. 其中, TOC、TP、TN 和 SSC 的含量分析方法采用文献[13]所述方法.

1.3.2 沉积物样品的采集与分析

用柱状底泥采样器 (直径 7cm) 采集表层 (1~5cm) 的沉积物样品 1 kg. 每点采集 3 个泥样做平行处理. 样品装入塑料袋中密封, 保温箱冷藏条件下运回室内 4℃下保存. 沉积物样品运至室内后, 立即进行 pH 和氧化还原电位的测定, 方法见文献[13]; 将沉积物在室温下自然风干后, 研磨过 100 目筛, 用于重金属 Cu、Zn、Cr、Pb、Ni、As 等的分析.

1.3.3 水样和沉积物中重金属分析

Cu、Zn、Cr、Pb、Ni、As 等的分析采用等离子发射光谱法 (ICP-MS)^[14,15], 仪器型号为 ELAN9000 (美国 Perkin-Elmer 公司).

1.4 悬浮沉积物中重金属离子溶解释放的平衡分配模型

依据平衡分配理论, 利用平衡分配模型和 Monte Carlo 随机采样方法^[16]对疏浚可能导致的沉积物中重金属离子向水体释放的程度进行了模拟, 模拟方程如下:

$$EQS(\%) = (c_{s(bed)} \cdot SSC) / (10 \cdot K_d \cdot EQS)$$

EQS: 为地表水环境质量标准 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

$c_{s(bed)}$: 为沉积物中重金属污染物的含量, 以沉积物干重表示 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$);

SSC: 水体中悬浮物干重的含量 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

K_d : 重金属污染物在水-土两相之间的平衡分配系数 ($\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$).

利用上述模型, 借助风险分析与管理软件 Crystal Ball[®] (Version 7.0), 对五里湖底泥疏浚过程中悬浮沉积物中重金属释放作用进行了模拟和预测. 该方法的工作原理详见 Crystal Ball User Manual^[17].

1.5 数据处理

利用 SPSS 统计分析软件对五里湖疏浚前后以及疏浚过程中水体的溶解氧(DO)、pH、氧化还原电位(Eh)、TN、TP、叶绿素(Chla)以及重金属离子 Cu²⁺、Zn²⁺、Cr⁶⁺、Pb²⁺、Ni²⁺ 和非金属污染物 As 等 16 个水质参数的监测值进行主成分分析(principal components analysis). 采用 Varimax 转轴变换, 使具有较大因子负载变量的个数减少到最低限度.

2 结果与分析

2.1 疏浚前后五里湖水水质参数的主成分分析

底泥疏浚是一种大规模的人为干扰行为, 研究表明疏浚运作具有促进营养盐、重金属等污染物的

释放, 从而可对水体环境质量产生一定的负面影响^[18, 19]. 因此, 对于底泥严重污染的湖泊进行疏浚, 在疏浚前, 疏浚过程中以及疏浚后对水体的环境变化进行系统的检测是必要的. 表 1 为五里湖疏浚前、中、后疏浚区和对照区的主要水质指标的监测值.

为评价底泥疏浚对五里湖水体环境质量的影响, 作者运用主成分分析法对疏浚前后五里湖水水质参数的监测数据进行归纳分析, 分析结果表明: 前 5 个主成分累计反映了原始数据总信息量的 86.13%, 基本上较完整地保持了原始信息量, 根据主成分分析的 85% 原则, 故选择前 5 个主成分作为分析对象. 各个主成分因子载荷见表 2.

表 1 疏浚前后太湖五里湖主要水质参数变化/mg·L⁻¹

Table 1 Water quality of Wulihu Lake before and after dredging/mg·L⁻¹

采样时间	叶绿素 a		透明度 SD/m		总磷 TP		总氮 TN		高锰酸盐指数		重金属总量	
	疏浚区	对照区	疏浚区	对照区	疏浚区	对照区	疏浚区	对照区	疏浚区	对照区	疏浚区	对照区
疏浚前 (2003-10~ 2003-11)	14.56	9.10	0.50	0.47	0.151	0.145	3.74	3.95	7.69	7.81	0.54	0.47
疏浚中 (2003-11~ 2003-12)	13.56	14.08	0.25	0.33	0.129	0.136	3.40	3.37	7.44	8.10	1.09	0.54
疏浚后 (2004-01~ 2004-12)												
1 个月	8.03	7.12	0.35	0.26	0.122	0.125	3.41	3.42	6.06	7.14	1.15	0.85
3 个月	29.39	20.47	0.37	0.44	0.112	0.119	4.23	4.45	6.93	5.89	0.81	0.64
5 个月	40.14	18.17	0.30	0.34	0.107	0.114	4.83	4.37	6.95	6.90	0.55	0.55
7 个月	18.89	25.35	0.43	0.49	0.104	0.111	3.88	3.39	6.65	7.64	0.50	0.45
9 个月	16.98	17.74	0.57	0.59	0.105	0.106	3.86	2.76	5.72	6.66	0.31	0.42
12 个月	6.67	7.81	0.65	0.60	0.097	0.094	2.80	2.76	5.60	5.82	0.24	0.26

表 2 疏浚区和对照区主成分的因子载荷矩阵

Table 2 Components matrix of dredging and control area

主成分	DO	pH	Eh	SD	SSC	高锰酸盐指数	NH ₄ ⁺ -N	TP	TN	Chla	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Cr ⁶⁺	Pb ²⁺	Ni ²⁺	As
F1 疏浚区	—	- 0.18	0.09	- 0.84	0.82	0.41	0.42	0.34	0.12	- 0.23	0.69	0.68	0.90	0.81	0.60	0.91
F1 对照区	—	- 0.35	0.23	- 0.86	0.75	0.61	0.45	0.61	0.63	- 0.10	0.77	0.35	0.78	0.55	0.53	0.76
F2 疏浚区	- 0.51	- 0.18	0.32	- 0.47	0.16	0.20	- 0.19	- 0.62	0.88	0.80	- 0.30	0.46	0.12	- 0.36	0.69	- 0.19
F2 对照区	- 0.56	0.18	—	—	0.36	- 0.31	0.12	- 0.61	0.28	0.65	- 0.47	0.77	0.34	- 0.31	0.79	—
F3 疏浚区	0.67	- 0.50	0.35	—	- 0.41	0.87	0.25	0.71	0.21	—	- 0.28	0.28	—	0.13	- 0.16	- 0.22
F3 对照区	0.60	- 0.16	0.64	—	- 0.25	0.19	0.40	0.18	0.65	0.60	- 0.37	0.41	- 0.30	0.12	0.17	- 0.41
F4 疏浚区	0.44	0.65	- 0.21	0.20	- 0.31	- 0.20	0.81	- 0.13	0.24	- 0.13	—	0.39	—	0.38	0.41	—
F4 对照区	0.51	0.44	—	0.45	- 0.34	- 0.53	0.74	- 0.11	0.16	- 0.35	0.18	0.14	0.21	- 0.11	—	—
F5 疏浚区	0.12	0.38	- 0.65	—	—	0.25	- 0.23	0.37	—	0.11	0.26	—	- 0.14	0.14	- 0.12	0.13
F5 对照区	0.17	0.63	- 0.65	—	- 0.31	0.16	—	0.16	0.17	0.31	0.16	0.17	- 0.14	0.16	—	—

根据各主成分的因子负载特征(表 2), 结合水环境特征, 可将疏浚区 F1~ F5 分别命名为水体色度和污染指数, 水体富营养化指数, 水体营养指数, 水体酸碱指数, 水体氧化还原状态指数; 可将对照区 F1~ F5 分别命名为水体营养和污染指数, 水体色度指数, 水体富营养化指数, 水体营养指数, 水体酸碱

和氧化还原状态指数. 其中, 在疏浚区, F1 主要代表水体透明度(SD)、悬浮物以及大部分重金属污染物, F2 主要代表叶绿素 a 和总氮等参数, F3 主要代表有机质(高锰酸盐指数)和磷素等营养物质; 在对照区, F1 主要代表透明度(SD), 有机质、氮素和磷素以及多数重金属污染物, F2 主要代表水体中悬浮

物、磷素和部分重金属污染物, F3 主要代表水体叶绿素 a 和总氮等参数. 因此, 可用 F1、F2 和 F3 来衡量疏浚前后五里湖水体的污染程度、营养水平以及透明度.

2.2 疏浚前后五里湖水水质综合评价

根据公式 $z_i = \sum_{j=1}^p a_{ij}y_j$ (式中 a_{ij} 为主成分特征向量, y_j 为原始变量经标准化处理的值; 且 $i=1, 2, \dots, m; j=1, 2, 3, \dots, p, m < p$) 和公式 $Z = \sum_{k=1}^m e_k z_k$ (e_k 为第 k 个主成分的贡献率; $k=1, 2, 3, \dots, m$) 计算不同时期五里湖疏浚区和对照区的主成分得分和综合主成分 Z 及其总体排名(表 3). 从表 3 可以看出, 底泥疏浚期间以及疏浚后 1 3 个月内五里湖水水质质量显著下降, 疏浚区综合主成分分别排在最后、第

10 和第 11 位, 对照区综合主成分排在第 12、13 位; 而在疏浚前和疏浚工程结束 9 个月后, 五里湖水水质质量有所提高; 尤其是疏浚 1a 后, 疏浚区和对照区水质质量相对较好, 综合主成分得分分别排在前 1、2 位; 分析其原因可能与其处于冬季有关.

根据各主成分与各监测指标的关系, 参考国家有关的地表水水质分类标准, 可得到五里湖在疏浚前后以及疏浚过程中综合主成分的分级标准(表 4); 根据此标准可对疏浚前后以及疏浚过程中五里湖的水体环境质量进行定性划分(表 3). 可以看出, 疏浚前、疏浚期间以及疏浚后 1~3 个月的时间内, 疏浚区和对照区的水质类型属于国家地表水 IV 类水质; 疏浚 1a 后(2004-12), 疏浚区和对照区的水质有显著提高, 水质类型达到了国家地表水 III 类水质标准.

表 3 疏浚前后各时期综合主成分的得分、排名及水质等级
Table 3 Scores and ranks of the comprehensive principal component and grades of water quality

采样时间	综合主成分得分		排名		水质等级	
	疏浚区	对照区	疏浚区	对照区	疏浚区	对照区
疏浚前(2003-10~2003-11)	-0.44	-0.74	6	3	IV	IV
疏浚中(2003-11~2003-12)	1.15	0.75	15	12	IV	IV
1 个月	0.54	0.82	10	13	IV	IV
3 个月	0.56	0.75	11	12	IV	IV
疏浚后(2004-01~2004-12)	0.39	0.89	8	14	IV	IV
7 个月	0.28	-0.28	8	7	IV	IV
9 个月	-0.58	-0.59	5	4	IV	IV
12 个月	-2.75	-1.89	1	2	III	III

表 4 综合主成分分级标准
Table 4 Grading standards

综合主成分	$Z \leq -8.3$	$-8.3 < Z \leq -3.8$	$-3.8 < Z \leq -1.3$	$-1.3 < Z \leq 4.0$	$Z \geq 4.0$
水质类型	I	II	III	IV	V

对疏浚前后以及疏浚过程中五里湖水水质质量状况进行对比, 发现尽管疏浚 1a 后五里湖水水质较疏浚前有明显地好转, 但是在疏浚运作期间以及疏浚后一段时间内疏浚区和对照区的水质质量均有不同程度的下降; 说明底泥疏浚运作对五里湖水体环境质量存在较大的负面影响.

2.3 疏浚前后五里湖水体的污染特征

以前的研究表明, 底泥疏浚对五里湖水体酸碱度以及氧化还原电位(F4、F5)影响较小, 而对水体的透明度、重金属污染物以及营养盐含量等重要水质污染指数的影响较为显著^[12]. 因此, 本文对代表水体色度和污染指数、水体富营养化指数以及水体营养指数的前 3 个主成分(F1~F3)在疏浚前后的

变化做了进一步分析, 以确定底泥疏浚对五里湖水体环境质量存在的影响, 结果见图 2~3.

从图 2 可以看出, 在疏浚区, 水体色度和污染指数 F1 在疏浚过程中迅速升高, 并在疏浚工程结束 1 个月 after 达到最高值, 期间水体富营养化指数 F2、水体营养指数 F3 也有明显增加. 这表明在疏浚运作期间以及疏浚结束后短时间内, 五里湖水体的总悬浮物、有毒重金属离子以及氮、磷营养盐的含量增加, 水体的透明度降低(表 1). 由此可知, 疏浚运作可使五里湖表层沉积物发生再悬浮, 从而促进沉积物中氮、磷营养盐以及有毒重金属的释放; 而且这种环境影响具有一定的持续性. 在疏浚工程结束 2 个月 after, F1 和 F2 显著降低, 即疏浚后水体的悬浮物含

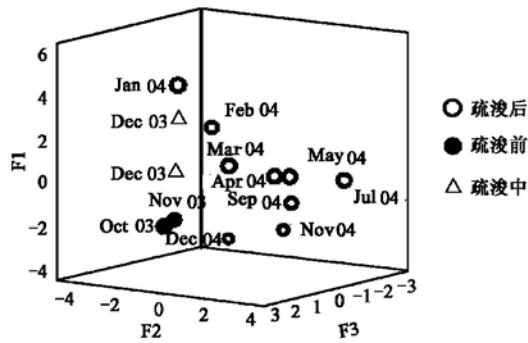


图2 疏浚区各主成分在疏浚前后的变化
Fig. 2 Changes of principal components at pre- and post-dredging in dredging area

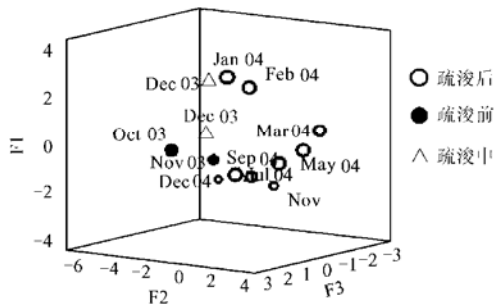


图3 对照区各主成分在疏浚前后的变化
Fig. 3 Changes of principal components at pre- and post-dredging in control area

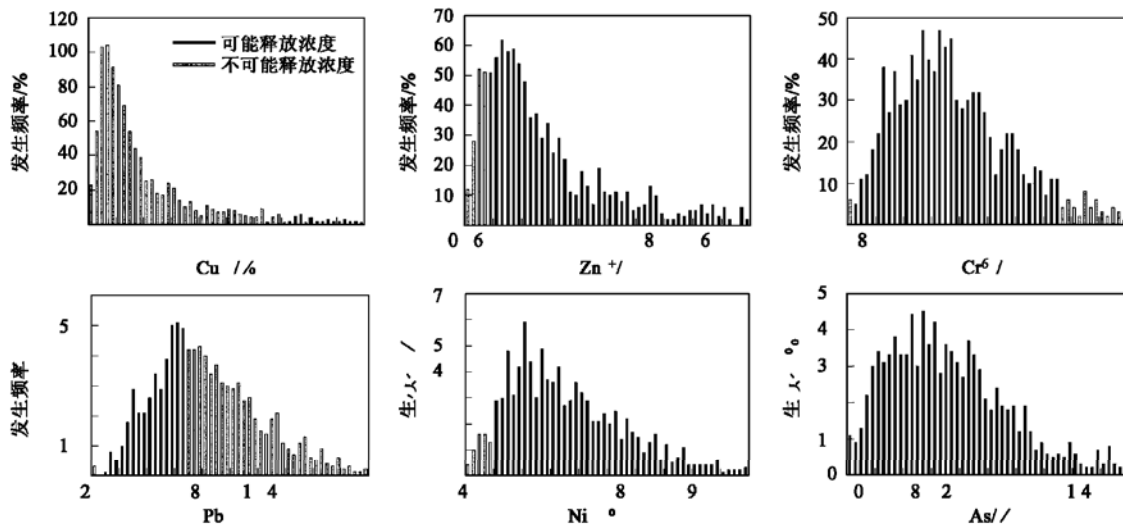


图4 悬浮物所含重金属释放到水体中发生频率的模拟结果(以其占地表水质量标准 EQS 的百分率表示)

Fig. 4 Frequency distribution of heavy metal model forecast expressed as % of surface water EQS

(Model Simulation trials is 1000; Certainty level is 98.6%)

积物中释放的重金属离子 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 污染的风险性较低。但是,底泥疏浚过程中,悬浮沉积物中

量、重金属污染水平以及氮、磷营养盐含量降低,这说明疏浚后水体中悬浮物及其吸附的营养盐、重金属离子可发生较快的沉淀作用。但是,与疏浚前相比,疏浚结束后的9个月内(2004-01~09),F1、F2和F3仍显著高于疏浚前水平,说明与疏浚前相比,疏浚后这段时间内五里湖水体环境质量降低;分析其原因可能是由于季节的变暖使水体中微生物以及浮游藻类的生物量增加所致,此外,风浪搅动和暴雨的冲刷也是导致疏浚后水体环境质量难以快速恢复的重要原因之一。然而,疏浚1a后(2004-12),水体色度和污染指数F1和水体富营养化指数F2逐渐减小,并低于疏浚前相应的水平,说明底泥疏浚对五里湖水体环境质量的改善和提高具有一定的促进作用^[12]。

2.4 悬浮沉积物中重金属溶解释放阈值的模拟与预测

本研究采用 Monte Carlo 随机取样法对五里湖底泥疏浚过程中,悬浮沉积物中重金属向水体释放的可能性及其阈值进行了模拟和预测。

由图4可知,在底泥疏浚过程中,悬浮物中重金属 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 向水体中释放程度较低,其向水体中释放阈值分别占 EQS 的 0.34%~0.95% 和 2.64%~7.45%,且其发生的可信度分别为 5.3% 和 40.9% (表5);因此,疏浚过程中,水体受悬浮沉

Zn^{2+} 、 Cr^{6+} 、As 向水体释放的风险性较高,其中, Zn^{2+} 向水体释放的量占 EQS 的 0.09%~+∞,释

放风险的可信度在 95% 以上(表 5); Cr^{6+} 由悬浮沉积物释放量较低, 仅占 EQS 的 0.38% ~ 1.36% 之间, 该事件发生的可信度为 92.8% (表 5); 非金属污染物 As 释放阈值为 EQS 的 28.6% ~ + ∞ 之间, 可信度为 92.2%。由此可知, 底泥疏浚过程中, 尽管沉积物中 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} 和 As 向水体中释放的水平低于中国地表水水环境质量标准, 但是由此可能引发的水环境质量问题是不可忽视的。

表 5 沉积物中重金属污染物向水体释放的确定性水平及其可能释放浓度(EQS)/%

重金属	可信度 / %	95% 概率的释放量 EQS / %	中国地表水水环境质量标准(EQS) / $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$
Cu^{2+}	5.3	0.38	100(II ~ V)
Cr^{6+}	92.7	1.11	50(II, III)
Zn^{2+}	95.93	0.38	100(II, III)
Pb^{2+}	40.9	—	10(II)
Ni^{2+}	92.2	98	0.997(US EPA)
As	97.7	31.38	50(II, III)

由于我国尚未制定重金属镍的地表水环境质量标准, 因此本研究以 US EPA 的淡水水质量标准中所规定的 Ni^{2+} 含量标准为基准, 对五里湖疏浚过程中, 悬浮沉积物中镍释放水平进行了模拟预测, 结果见图 4 和表 3。可以看出, 疏浚过程中, 悬浮沉积物中 Ni^{2+} 的溶解释放量有 92.17% 概率发生在 EQS 的 34% ~ + ∞ 之间, 这说明底泥疏浚对水体 Ni^{2+} 含量增加的贡献率较大。因此, 五里湖底泥疏浚导致沉积物中 Ni^{2+} 大量向水体中释放的风险性较大。

3 讨论

3.1 五里湖底泥疏浚的效果及其环境影响评价

与疏浚前相比, 尽管疏浚 1a 后五里湖的水体质量有一定程度的改善和提高, 但是底泥疏浚运作对五里湖水体环境质量存在较大的影响, 主要表现在疏浚扰动使水体中悬浮物增加、水体透明度降低, 并促进了重金属以及氮、磷营养盐释放, 水体环境质量急剧下降(见图 2, 图 3 和表 3)。而且, 疏浚运作对五里湖水体环境质量的影响可持续到疏浚工程结束后相对较长的一段时间^[12]。由此可知, 对于底泥严重污染的湖泊, 底泥疏浚在导致底层沉积物发生再悬浮和扩散作用同时并可促进沉积物中氮、磷营养盐及其所吸附的重金属离子的释放^[18, 19], 从而使其水体环境面临受沉积物中释放的重金属离子以及氮磷营养盐二次污染的风险。

3.2 悬浮沉积物中重金属离子释放的风险性预测

本研究结果表明底泥疏浚运作促进沉积物中 Cr^{6+} 、 Zn^{2+} 、 Ni^{2+} 等重金属离子以及非金属 As 释放的风险性较大, 可信度均在 90% 以上(表 5); 尤其是重金属离子 Ni^{2+} 以及非金属污染物 As, 二者的释放量具有 90% 以上的可能性分布在其 EQS 的 28.6% ~ + ∞ 之间和 34% ~ + ∞ 之间(图 4, 表 5), 应该给予特别关注。因此, 由底泥疏浚而导致五里湖水体再次受沉积物中重金属离子污染的风险是不容忽视的。此外, 与现场采样监测的分析结果相比, 采用 Monte Carlo 随机采样法可以简单、准确地揭示底泥疏浚过程中由沉积物中重金属释放而导致五里湖水水质恶化的风险性水平。

然而, 鉴于重金属在固相沉积物与液相水体之间的复杂的化学分配行为, 本文在利用模型进行模拟预测时进行了如下假设: ①由疏浚扰动起来的沉积物在水体中悬浮时间足够长, 保证重金属在沉积物与水体之间的交换达到平衡状态; ②重金属的固-液经验平衡分配系数(K_d)与水体中悬浮沉积物的含量之间的关系是负相关。因此, 本文所采用的平衡分配模型以及风险评估方法存在一定的局限性; 预测结果不仅相对保守, 而且由于未完全考虑悬浮颗粒对重金属离子释放至水体可能存在的影响, 可能会低估了实际存在的风险性。

3.3 底泥疏浚对水体环境质量影响评价方法的探讨

湖泊底泥疏浚是一种大规模的人为干扰行为, 该工程的实施对湖泊生态系统的物理环境、化学参数以及生物群落的诸多环境因子产生很大的影响; 这为正确、客观研究和评价底泥疏浚环境影响带来许多困难。本研究采用主成分分析的方法, 将诸多水质参数进行归纳分析, 以少数综合变量取代原始的多元参数来分析底泥疏浚对五里湖水质的影响。尽管个别主成分对水质参数的组成特征与水环境化学不十分吻合, 但也基本正确反映了疏浚前后五里湖水水质变化的信息, 使研究工作进一步简化。

目前研究者多是依赖现场采样和室内分析的方法来研究和判定疏浚扰动对沉积物中重金属释放的促进作用^[18, 19]。由于重金属离子在固相沉积物与液态水相之间的复杂的化学分配行为, 使得研究结果并不能确切描述和预测疏浚工程潜在的环境风险性。依据污染物在沉积物与水相之间的平衡分配理论, 采用 Monte Carlo 随机采样分析方法来模拟和预测底泥疏浚过程中, 沉积物中污染物水体释放的风

险,将为湖泊底泥疏浚生态风险评价提供一条新的途径^[16].

4 结论

(1)底泥疏浚对五里湖水体环境质量的改善具有一定的促进作用;但因疏浚扰动可导致表层沉积物再悬浮和扩散以及由此引发的氮、磷营养盐和重金属离子的释放作用,也使水体环境质量面临二次污染的风险.

(2)通过平衡分配模型模拟预测表明,疏浚过程中,五里湖水体环境受沉积物中重金属离子 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 二次污染的风险性基本可以忽略;受重金属离子 Ni^{2+} 和非金属 As 二次污染的风险性最大.

参考文献:

- [1] 范成新,刘元波,陈荷生,等. 太湖底泥蓄积量估算以及分布特征探讨[J]. 上海环境科学, 2000, **19**(2): 72~ 75.
- [2] 李金城,宋进喜,王晓荣. 太湖五里湖区表层沉积物中挥发性硫化物和同步提取金属[J]. 湖泊科学, 2004, **16**(1): 77~ 80.
- [3] 宋进喜,李金城,王晓荣,等. 太湖梅梁湾沉积物中酸性挥发性硫化物垂直变化特征研究[J]. 环境科学学报, 2004, **24**(2): 271~ 274.
- [4] 王海,王春霞,王子健. 太湖表层沉积物中重金属的形态分布[J]. 环境化学, 2002, **21**(5): 430~ 435.
- [5] 戴秀丽,孙成. 太湖沉积物中重金属污染状况及分布特征探讨[J]. 上海环境科学, 2001, **20**(2): 71~ 74.
- [6] 随桂荣. 太湖表层沉积物中 OM、TN、TP 的现状与评价[J]. 湖泊科学, 1996, **8**(4): 319~ 324.
- [7] Zhang Yong-Chun, Sun Qiu-Fong, Li Wei-Xin, *et al.* Pollution sources and ecological control approaches to eutrophication of Taihu Lake[J]. Journal of Lake Science, 1998, **10**(Suppl.): 101~ 110.
- [8] 袁旭音,陈俊,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.
- [9] 袁旭音,许乃政,陶于祥,等. 太湖底泥的空间分布和富营养化特征[J]. 资源调查与环境, 2003, **24**(1): 20~ 28.
- [10] 李荣刚,夏源陵,吴安之,等. 江苏太湖地区水污染物及其向水体排放量[J]. 湖泊科学, 2000, **12**(2): 147~ 153.
- [11] 濮培民,王国祥,胡春华,等. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗? [J]. 湖泊科学, 2000, **12**(3): 269~ 279.
- [12] 王栋,孔繁翔,刘爱菊,等. 生态疏浚对太湖五里湖生态环境的影响[J]. 湖泊科学, 2005, **17**(3): 263~ 268.
- [13] 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.
- [14] Method 200. 7. Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively coupled plasma atomic session spectroscopy Rev. 4. 4[S].
- [15] US EPA. SW-846 reference methodology: Method 3050B. Standard Operating Procedure for the Digestion of Soil/ Sediment Samples Using a Hotplate/ Beaker Digestion Technique [M]. Illinois: Chicago, 1999.
- [16] Tim Wells. Water quality risk assessment for dredging operations[C]. Plymouth Sound, UK: Proceedings of the 2004 Crystal Ball User conference.
- [17] Crystal Ball [®] 7. 1 User manual[M]. USA.
- [18] Kleeberg A, Kohl J G. Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee (Germany) [J]. Hydrobiologia, 1999, **394**: 153~ 161.
- [19] Lewis M A, Weber D E, Stanley R S, *et al.* Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton[J]. Environ. Pollut., 2001, **115**: 161~ 171.