

生态疏浚对太湖五里湖湖区生态环境的影响*

王 栋^{1,2}, 孔繁翔^{1**}, 刘爱菊², 谈健康², 曹焕生¹

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

(2: 南京大学环境学院, 南京 210093)

摘要: 五里湖作为太湖富营养化最严重的区域, 内源污染和生态退化成为困扰五里湖最主要的两个问题. 生态清淤工程的特点是对所要疏浚污染底泥厚度通过采样分析后精确测定, 并且在施工过程中的控制精度也高于一般的工程疏浚. 所以生态清淤既可以清除五里湖的内源污染, 又能为其生态恢复创造条件. 本文通过对五里湖生态疏浚对生态系统的影响, 疏浚区底泥、水质质量的改善的效果以及对原位培养生物的抗氧化系统组分变化等多个方面进行分析评价, 发现, 五里湖生态疏浚区底泥中磷含量下降了 30% 左右, 重金属含量升高的地质积累指数小于 1 级. 疏浚后半年内水体中总磷和溶解磷含量比疏浚前下降 10%–25% 左右, 叶绿素 a 含量下降 40% 左右, 其它水质理化参数保持正常. 作为生物标志物原位培养生物的抗氧化系统组分在疏浚前后变化较小. 所以认为, 五里湖疏浚达到了一定的效果, 并且控制了生态的压力, 为下一步生态修复创造了条件.

关键词: 生态疏浚; 湖泊富营养化; 水质参数; 抗氧化系统

Analysis of the Influence of the Ecological Dredging to Ecosystem of Lake Wuli, Lake Taihu

WANG Dong^{1,2}, KONG Fanxiang^{1**}, LIU Aiju², TAN Jiankang² & CAO Huansheng¹

(1: Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China)

(2: School of Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, P. R. China)

Abstract: Wuli Lake is the most contaminative part of Taihu lake because of the endogeneous contamination and ecological degeneration. They must prepare for the resume of the ecosystem as the dredging eliminates the endogeneous contamination. To accessing some aspects such as changes in sediment and water, influences of ecosystem and ingredients of antioxidant systems of snails in fields, we found: the total phosphorus in sediment decreased about 30%, Geological accumulation index (I_{geo}) of the heavy metals did not exceed 1 grade, the TP and soluble phosphorus in water decreased about 10%–25%, the concentration of Chl a in water decreased about 40%, else parameters of water quality kept in gear. The changes of ingredients of antioxidant systems are in low ecological risk range. Therefore, we considered the dredging in Wuli Lake achieved some effects, controlled the pressure to ecosystem, created good conditions for the following ecological resume.

Keywords: Ecological dredging; lake eutrophication; water quality parameter; antioxidant system

太湖是我国的第三大淡水湖, 目前水质污染严重, 富营养化加剧. 其中五里湖区是太湖水质污染最严重, 污染速度发展最快的区域. 五里湖区沉积物污染严重, 平均有机质含量为 4.037%, 平均 TP 含量 0.261%, 平均 TN 含量 0.119%, 在外污染源基本得到控制的情况下^[1], 富含营养盐的沉积物形成的内污染源是太湖水质恶化的主要原因之一. 对五里湖水–沉积物界面的物质交换的研究表明, 五里湖沉积物中氮、磷和 COD_{Mn} 的释放速度明显高于梅梁湖, NH_4^+-N , 以及 DTP 的溶出速率也很高^[2], 清除污染严重的沉积物, 是控制太湖水质恶化和富营养化的重要途径之一. 但濮培民等^[3]认为疏浚底泥无法从根本上解决湖泊富营养化问题, 水质问题还是需要生态方法来解决. Ruley 等^[4]认为湖泊疏浚后经过较长时期, 底泥中的磷

* 国家“十五”重大科技专项(863)计划(2002AA601013)、中国科学院南京地理与湖泊研究所所长基金和中国科学院百人计划项目联合资助. 2004–10–18 收稿; 2005–04–12 收修改稿. 王栋, 男, 1978 年生, 硕士研究生.

** 通讯联系人. 电话: 025–86882183; E-mail: fxxkong@niglas.ac.cn.

释放会恢复到以前水平,水质重新恶化.

因此,对湖泊进行底泥疏浚,对去除营养盐,控制湖泊富营养化是否有效,是否对湖泊产生潜在的生态风险,对生态系统的重建有何影响,均需要对疏浚过程中湖泊的环境变化进行系统的检测. 本实验对生态清淤前后五里湖水体及底质的环境特征变化,主要是物理、化学特性以及原位培养的生物体内抗氧化系统组分的变化等方面进行了检测. 为评估生态疏浚的生态风险提供基本数据.

1 材料和方法

1.1 实验样点的确定

如图 1 所示,本文在疏浚区的北岸和南岸各选 1 个点作为采样点为 1[#](31°32'18.3"N 120°13'17.9"E)和 2[#](31°32'11.2"N 120°13'14.8"E),清淤区外南岸北岸每隔 400m 左右各设 2 个点作为对照点,依次记为 3[#](31°32'07.9"N 120°13'41.1"E),4[#](31°32'00.0"N 120°13'30.9"E),5[#](31°31'45.0"N 120°14'02.0"E),6[#](31°31'38.5"N 120°13'42.8"E),共 6 个点. 样点用 GPS 定位,定位精度为 15m. 与一般工程疏浚相比较,生态疏浚中疏浚深度是在了解营养盐在沉积物中垂直分布规律的基础上,精确确定疏浚深度,以最少工程量有效地去除沉积物中营养盐;同时在疏浚过程中,采用了一系列自动控制措施,以减少疏浚产生的细颗粒在环境中扩散. 生态疏浚从 2003 年 11 月 27 日至 12 月 15 日在 1[#]点疏浚,12 月 16 日至 2004 年 1 月 5 日在 2[#]点疏浚,持续月余. 疏浚方式为吸去底质最表层的富含有机质的软泥与贴近底质且由新鲜细颗粒有机碎屑,细菌,藻类和矿物质组成的胶粘状云团,并且根据西五里湖的沉积速率(0.31cm/a),疏浚深度控制在 5-10cm 以内,尽可能保持原生态系统状态. 采样频次为疏浚前一次;疏浚中两次;疏浚后每月一次. 整个过程中五里湖区与太湖相连的水闸基本处于封闭状态,五里湖区相对来说是一个封闭的系统.

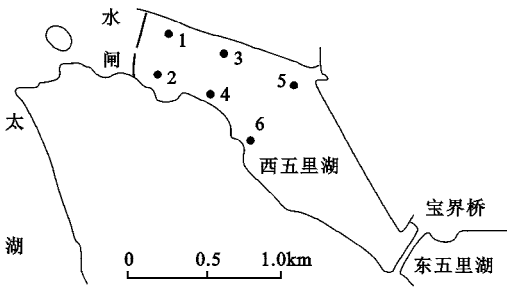


图 1 采样位点示意图

Fig. 1 Sampling sites in Lake Wuli

量,分析方法参见文献《湖泊富营养化调查规范》^[5].

1.4 生物样品的采集和分析

将采集到的太湖土著环棱螺(*Bellamya* sp.)部分个体冷冻作为对照,其他个体则在疏浚前后及疏浚期间置于清淤区南岸一点原位培养,定期取其中的部分个体,提取样品吸盘和肝脏中的还原性谷胱甘肽(GSH)和粗酶液,测定还原性谷胱甘肽(GSH)含量和超氧化物歧化酶(SOD)活性,其中 GSH 的测定参照 Hissin 等^[6]的方法. SOD 的活性测定采用邻三苯酚自氧化法^[7].

2 结果和讨论

2.1 底泥理化性质的变化

生态疏浚引起了底泥理化性质的变化. 疏浚前后表层 5cm 的底泥的含水率发生了变化. 疏浚过程中表层 5cm 底泥含水率先是下降(2[#]点的含水率从 47.5% 降低到 33.4%,1[#]点含水率从 45.9% 降低到 34.5%),疏浚后表层 5cm 底泥含水率又逐渐升高,疏浚三个月后表层 5cm 底泥含水率又回到疏浚前水平,大约 50% 左右,可见生态疏浚对底泥含水率的影响并不是持久性的.

生态疏浚的主要目的是清除富含营养盐的底泥表层,检测结果表明,底泥中的营养盐含量随时间的推

1.2 底泥样品的采集和分析

用柱状采泥器采表层底泥约 5cm,于室温阴凉处自然风干,测底泥含水率. 风干样品,去除杂质,用研钵研碎,100 目的筛子筛去大的颗粒和杂质. 用 ICP 仪器测定底泥中的重金属含量.

1.3 水体样品的采集和分析

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,叶绿素 a 含量等指标. 用一升有机玻璃采水器在从水面向下三个水层(0.2m,1.0m,1.8m)各采水样,酸化保存. 分析水中的重金属含量,总磷,溶解磷含

移,有下降的趋势(图 2),其中疏浚区经疏浚后,底泥磷的含量 2# 点从 818 $\mu\text{g/g}$ 下降到 526 $\mu\text{g/g}$,1# 点从 899 $\mu\text{g/g}$ 下降到 664 $\mu\text{g/g}$. 疏浚后两个月左右营养盐含量下降到最低点,这说明生态疏浚在短期内达到了清除底泥中营养盐的目的.

2.2 生态疏浚区底泥和水体的重金属含量变化

底泥中的重金属也是湖泊的重要污染源,生态疏浚的扰动将引起底泥及水体重金属含量的变化. 底泥中的一些重金属在疏浚过程中急剧升高,有的甚至高出原来含量的 50% 以上,疏浚过后含量降低,部分回到原来的水平. 例如 Cr, Cu, Pb (表 1) 等,可能由于疏浚过程中,将底泥中重金属含量较高的层次暴露出来. 疏浚后,由于水流的作用将其稀释,释放进入水体,底泥中的含量有所下降,但这些有毒重金属的峰值除 Ni 外均没有超过我国土壤质量标准二级,部分低于一级^[8]. 根据杨丽原等对湖泊表层底泥重金属污染的风险性评价,这几种金属元素的地质积累系数均小于 1 级,属于低生态风险范围^[9].

由于受底泥疏浚的扰动,水体中的重金属含量发生了剧烈的变化,重金属含量总体呈上升趋势,有的甚至达到背景值的两倍以上,如 Ni 含量从 0.015 $\mu\text{g/g}$ 上升到 0.062 $\mu\text{g/g}$,Zn 的含量从 0.022 $\mu\text{g/g}$ 上升到 0.040 $\mu\text{g/g}$. 但对照我国地面水环境质量标准(GB 3838 - 88),五里湖疏浚区水体重金属的金属含量均低于国家二级标准,部分低于国家一级标准. 对照点区域的重金属含量则相对保持稳定. 疏浚两个月后,部分金属含量已经开始下降,因此可以认为,疏浚引起底泥及水体重金属的短期含量升高对整个水体的生态压力有限.

表 1 生态疏浚区底泥有毒重金属含量(单位: $\mu\text{g/g}$)

Tab.1 Contents of toxic heavy metals in surface sediments in ecological dredging area

时间 (年·月)		2003. 10	2003. 11	2003. 12. 11	2003. 12. 29	2004. 1	2004. 2	2004. 3
2#	Cr	63.6	64.1	90.2	94.8	79.6	69.2	69.1
	Co	15.9	16.3	18.6	18.0	18.0	18.1	17.7
	Cu	18.2	18.4	54.1	62.0	25.4	19.5	17.4
	Pb	29.8	31.3	82.3	69.4	59.2	54.2	56.5
	Ni	35.8	34.9	76.8	73.6	55.7	35.9	31.1
	Zn	58.9	55.3	168	197	98.7	42.9	37.6
1#	Cr	65.0	64.3	89.1	77.5	77.0	76.8	76.9
	Co	18.6	18.6	21.1	20.4	20.1	19.8	18.7
	Cu	18.1	18.4	45.3	22.6	22.5	22.5	18
	Pb	31.2	34.0	56.9	51.8	60.1	63.3	59.1
	Ni	29.8	35.5	55.5	59.3	49.1	39.1	17.3
	Zn	55.6	54.4	145	113	85.4	58.7	45

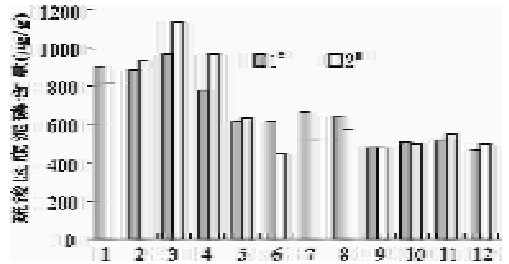


图 2 疏浚前后疏浚区底泥磷含量(横坐标 1 指疏浚前, 2 指疏浚前期,3 指疏浚后期,4 指疏浚后一个月, 5 指疏浚后二个月,依次类推,下同.)

Fig. 2 The content of TP before and after dredging

2.3 疏浚区水质质量的变化

利用水质多参数监测仪(6600 YSI)连续自动测定了疏浚区及邻近区的多个水质参数. 与往年的数据对照,并与邻近区进行比照,疏浚区的温度,电导,酸碱度等变化曲线与邻近未疏浚内区及往年数据基本一致. 疏浚对水体的温度,电导,酸碱度的影响不显著. 疏浚区的氧化还原电位在疏浚前大概保持在 170 - 180 mV 左右,疏浚期间,疏浚区底层水体的氧化还原电位降低到 150 mV 左右,半个月后又重新恢复到 170 - 180 mV 左右,并一直保持在这一水平,属于中度氧化环境^[10]. 所以生态疏浚扰动所引起的氧化还原电位

影响很小,从而其对底泥的微量重金属含量,磷形态,底栖生物的影响都不大. 比较疏浚区与邻近地区浊度变化,表明疏浚区的浊度在疏浚时急剧上升,最高达到其邻近地区的三倍以上,但影响空间范围较小,1[#]点疏浚时,对岸 200 m 远的 2[#]点浊度正常,据现场监测,浊度影响范围在 50 m 以内. 浊度变化时间延续性也很短,疏浚后半个月即恢复正常,所以疏浚对浊度虽然短时间内有重大影响,但所造成的时间和空间的影响都不大(图 3).

疏浚区水体的叶绿素含量在疏浚的时候有所升高,但疏浚后水体中叶绿素含量明显降低,虽然过一段时间又有所波动,但总的趋势是叶绿素含量降低(图 4). 原因可能是生态疏浚吸除了富含藻团的沉积物和胶粘状云团,从而引起水体叶绿素含量降低. 同时,五里湖底泥营养盐含量垂直分布呈梯度变化,0-10cm 沉积物中的有机质, TN, TP 含量是最高的^[1,11],而生态疏浚由于清除了富含营养盐成分的沉积物表层,五里湖水体的营养盐含量也下降了很多,总磷和溶解磷都有降低,达 10% - 25%,这可能是由于底泥磷含量降低了以后,减少了磷向水体的释放,从而降低水体的磷含量(图 5). 对照采样点的水体的叶绿素和磷含量也有相当程度的降低.

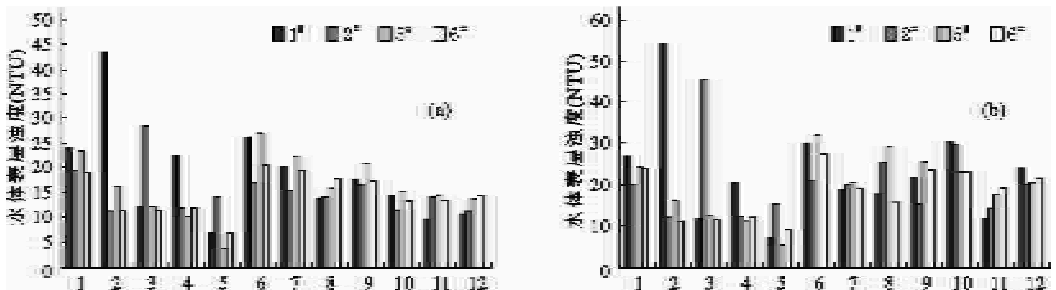


图 3 疏浚区与邻近地区水体浊度变化(a:底层;b:表层)

Fig. 3 The change of turbidity in water bottom (a) and surface (b) of dredging and adjacent area

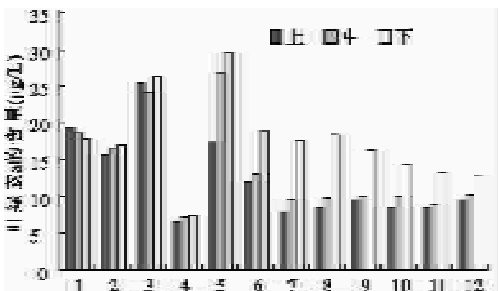


图 4 2[#]不同深度水体中叶绿素 a 的含量

Fig. 4 The concentration of Chl. a at the different water depth, site 2

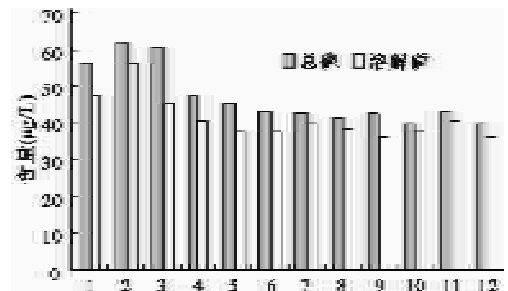


图 5 2[#]疏浚前后水体中总磷和溶解性磷含量

Fig. 5 The concentration of the TP and the soluble phosphorus before and after dredging, site 2

2.4 疏浚区原位培养生物抗氧化系统的组分变化

生物体内的抗氧化系统可以有效的保护机体免受内源代谢和外源污染所诱导形成的氧自由基的伤害. 在受到环境压力时,生物体内的抗氧化系统组分的活性会被刺激,所以, Cossu 等^[12,13]认为抗氧化系统的组分的变化是反映环境污染和毒性有效的生物标志物. 本实验疏浚区原位培养的贝壳类生物螺蛳 (*Bellamya*), 体内的抗氧化防御系统中 GSH 含量和 SOD 酶活性变化见图 6 和图 7. 经过不同时间的原位培养,螺蛳肝脏及吸盘中的 GSH 含量分别达到原来的 6 倍和 4 倍之多,这表明,螺蛳所生存的环境确实受到了一定的污染或毒性物质的侵害;螺蛳肝脏中的 SOD 酶活性在整个疏浚过程中都显得比较平稳,波动很小,吸盘

中的 SOD 活性则因太微弱以致无法测出. 而生物在暴露于一定的环境压力时,其体内的 SOD 活性会升高^[14],因此,本实验的检测结果一方面说明,在评价环境生态风险时,生物体内的 GSH 含量变化可能是比 SOD 活性更为敏感的生物标志物. 同时也表明,在此次生态疏浚过程中,原位培养的螺蛳所受到疏浚的环境压力仍能让螺蛳正常生长. 这与生态疏浚所引起生态环境的理化参数的分析结果基本一致. 生态疏浚的风险的评估还需要对疏浚过程中湖泊生物群落组成和物质循环的影响进行研究,这将需要进一步的工作.

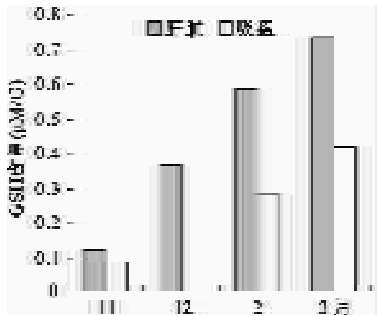


图 6 疏浚前后螺蛳肝脏和吸盘中 GSH 含量

Fig. 6 Concentration of GSH in the tissues of Bellamya

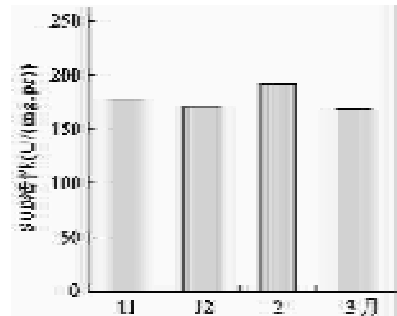


图 7 疏浚前后螺蛳肝脏中 SOD 酶活性变化

Fig. 7 The activity of SOD in the tissues of Bellamya

3 结论

(1) 本次疏浚过程短期来看对环境造成了一些生态压力,如重金属含量的升高,浊度的升高,但这些不利影响延续时间不长. 长期来看,疏浚达到了一定的改善水质的效果,减少了底泥和水体中的重金属含量,营养盐也得到了有效的控制,叶绿素含量也有所降低.

(2) GSH 是生物体的防御因子,能有效抵抗活性氧所造成的伤害,广泛的被采用作为评价外源性物质对生物氧化损伤的指标^[15]. 本实验中原位培养的底栖生物体内的 GSH 含量变化对环境压力比较敏感,可以作为一种评价疏浚工程的生态风险的生物标志物.

(3) 本次生态疏浚通过控制疏浚深度,降低了疏浚过程中可能带来的对环境的不利影响,使疏浚造成的环境压力控制在一定时间和空间范围之内.

4 参考文献

- [1] 罗清吉,石浚哲. 五里湖淤泥现状及生态清淤. 环境监测管理与技术, 2003, **15**(1):27-29.
- [2] 范成新,秦伯强,孙越. 梅梁湖和五里湖水—沉积物界面的物质交换. 湖泊科学,1998,**10**(1):73-78.
- [3] 濮培民,王国祥,胡春华. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗. 湖泊科学, 2000,**12**(3):269-279.
- [4] Jennifer E Ruley, Kelly A Rusch. An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. *Ecological Engineering*, 2002, **19**:265-280.
- [5] 金相灿,屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范. 第二版. 北京:中国环境科学出版社,1990.
- [6] Hissin P J, Hilf R. A fluorometric method for determination of oxidized and reduced glutathione in tissues. *Anal Biochem*, 1976, **74**:214-226.
- [7] 邹国林,桂兴芬,钟晓凌. 一种 SOD 的测活方法——邻苯三酚自氧化法的改进. 生物化学与生物物理进展, 1986, **4**:71-73.
- [8] 范成新,朱育新,吉志军. 太湖宜溧河水系沉积物的重金属污染特征. 湖泊科学, 2002, **14**(3):235-241.
- [9] 杨丽原,沈吉,张祖陆. 南四湖表层底泥重金属污染及其风险性评价. 湖泊科学, 2003, **15**(3):252-256.
- [10] 王建军,范成新,张路. 太湖底泥间隙水中金属离子分布特征及相关性. 中国环境科学, 2004, **24**(1):120-124.
- [11] 范成新,杨龙元,张路. 太湖底泥及其间隙水中氮磷垂直分布及相关关系分析. 湖泊科学, 2000, **12**(4):359-366.

- [12] Cossu C, Doyotte A. Glutathione reductase, Selenium-dependent glutathione peroxidase, glutathione levels, and lipid peroxidation in freshwater bivalves, *unio tumidus*, as biomarkers of aquatic contamination in field studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1997, **38**:122 - 131.
- [13] Doyotte A, Cossu C. Antioxidant enzymes, glutathione and lipid peroxidation of experimental or field exposure in the gills and digestive gland of the freshwater bivalve *Unio tumidus*. *Aquat Toxicol*, 1997, **39**:93 - 110.
- [14] Di Giulio, Gallagher E P. Effects of black rock DNA integrity in channel catfish. *Aquat Toxicol*, 1993, **26**:1 - 22.
- [15] 荆鸣鸾, 翁登坡, 郑一凡. 相关效应性生物标志物 TOSC 和 GSH 对百草枯灌胃染毒的反应. *癌变·畸变·突变*, 2004, **16**(5):263 - 266.