

太湖北部底泥疏浚的生态效应研究

吴沛沛¹, 刘劲松², 胡晓东¹, 杨 星¹, 翁松干¹, 李志清¹, 郭刘超¹, 吴苏舒¹

(1. 江苏省水利科学研究院, 南京 210017; 2. 江苏省水利厅, 南京 210029)

摘要:为研究太湖北部生态系统对底泥疏浚的动态响应,2012年10月至2013年9月在太湖北部采集沉积物和生物样品,分析疏浚工程对底泥营养盐含量、浮游植物、底栖动物和大型水生植物群落结构的影响。结果表明,太湖北部疏浚区的总氮、总磷和有机质的平均含量分别为0.65 g/kg、0.63 g/kg和7.73 g/kg,比未疏浚区减少了51.4%、51.2%和72.0%;疏浚区浮游植物的密度为 $379.6 \times 10^4 \sim 2867.1 \times 10^4$ 个/L,比未疏浚区减少了19.8%~28.1%;疏浚区浮游植物的生物量为2.3~10.0 mg/L,比未疏浚区减少了19.5%~50.2%;其中蓝藻的密度下降了28.6%~39.5%,生物量下降了31.8%~66.0%;疏浚区底栖动物中的寡毛类平均密度和生物量为94.3 个/m²和0.52 g/m²,比未疏浚区减少了57.3%和52.9%;摇蚊类平均密度和生物量为10.91 个/m²和0.12 g/m²,比未疏浚区减少了91.8%和82.8%;软体动物的平均密度和生物量为0.54 个/m²和0.55 g/m²,比未疏浚区减少了91.8%和91.6%。底泥疏浚区大型水生植物的盖度和生物量分别为50.28%和2.25 kg/m²,与未疏浚区相当。底泥疏浚是削减沉积物内源负荷的有效手段,一定程度上减少了太湖北部发生蓝藻水华的风险。

关键词:底泥疏浚;沉积物;生态效应;太湖

中图分类号:X820.6 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2015)02-0032-07

太湖总面积164 km²,是江苏省第六大淡水湖,位于太湖流域湖西区东部,南接宜兴,北通长江,东濒太湖,西接长荡湖,是太湖流域湖泊群的重要组成部分。20世纪60-70年代,由于围湖造田、湖区周边经济快速发展以及大规模围垦养殖和围网养殖,太湖水质日益下降,水生生物多样性迅速降低,鱼类种数锐减,水生植物的种类和覆盖率大幅度下降,整个湖泊已由原先的草型湖泊退化为藻型湖泊,夏季蓝藻水华频繁出现,太湖面临严重的生态危机。

为改善太湖的水体质量与生态环境,江苏省常州市武进区在太湖北部湖区开展了生态疏浚工程,底泥疏浚虽能将污染物部分去除,但也可能会给湖泊的生态环境带来一些问题,如氮、磷营养盐和重金属等有毒物质释放、底栖动物群落结构受损等(刘爱菊等,2006;钟继承和范成新,2007)。国内外相关研究集中在疏浚后的水质改善、内源污染释放过程与机理、底栖动物群落结构变化等方面(王栋等,2005;钟继承等,2009;刘国峰等,2010;姜霞等,

2012);而对于底泥疏浚后湖泊生态系统的动态响应过程目前报道较少。本研究结合太湖北部湖区的生态疏浚工程,研究底泥中营养物质的时空分布规律,比较生态疏浚工程区和非工程区浮游植物、浮游动物、底栖动物等生物群落结构的时空变化,探讨底泥疏浚工程的生态环境效益,为湖泊富营养化治理与生态修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样点设置

2010-2011年在太湖沿江高速公路以北湖区开展了底泥疏浚工程,采用绞吸式环保吸泥船对底泥进行疏挖,在此区域设置1~3号采样点;在沿江高速公路以南的未疏浚区设置4~8号采样点。样点分布详见图1。

1.2 样品采集

采样时间为2012年10月至2013年9月,每月下旬采集样品。浮游植物样品使用采水器采集表层水样1 L,加鲁哥试剂固定,静置48 h后浓缩镜检。底栖动物使用1/16 m²彼得森采泥器挖取底泥,经筛网过滤后将底栖动物检出,用10%福尔马林溶液固定,然后进行种类鉴定、计数和称重。挺水植物使用1 m²采样方框采集,将方框内的全部植物从基部割取,称重;沉水植物、浮叶植物和漂浮植物使用张口面积0.2 m²的水草夹采集,去泥、分类、称重。

收稿日期:2014-09-19

基金项目:江苏省科技计划项目(BM2014041);江苏省水利科技项目(2013002;2014038;2014042)。

作者简介:吴沛沛,1985年生,女,博士,主要从事水环境生态学研究。E-mail:wupeipei0124@163.com

通信作者:胡晓东,1979年生,男,高级工程师,主要从事水环境与水环境研究。E-mail:huxiaodong1979@sohu.com

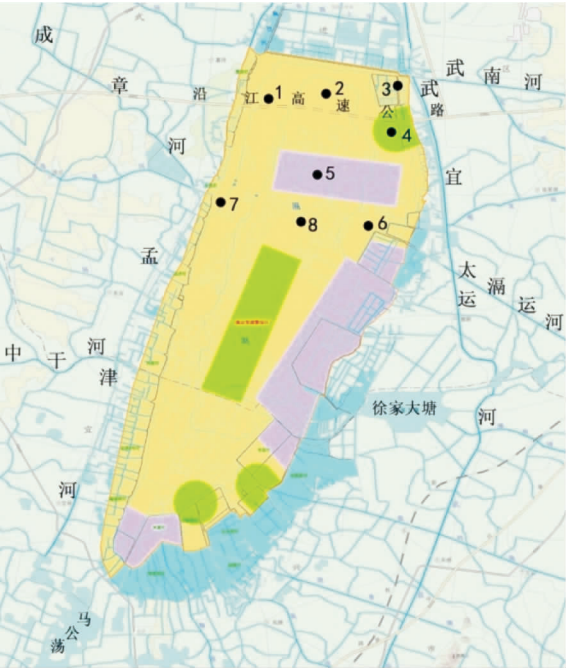


图 1 涪湖北部采样点分布

Fig.1 Location of sampling sites in northern Gehu Lake

1.3 分析方法

使用柱状采泥器采集表层 0 ~ 5 cm 沉积物, 样品风干后研磨过筛。总有机质 (TOC) 含量测定采用重铬酸钾容量法; 总氮 (TN) 含量测定采用凯氏定氮法; 总磷 (TP) 含量测定采用碱熔 - 钼锑抗分光光度

法。所有数据的表示形式均为平均值 ± 标准差 (M ± SD), 数据若通过方差一致性检验, 运用 One-way ANOVA 在 0.05 显著水平下进行方差分析; 数据若未通过方差一致性检验, 则运用 Nonparametric tests 在 0.05 显著水平进行分析。

2 结果与分析

2.1 底泥营养盐含量的变化

涪湖北部底泥沉积物中 TN、TP 和有机质含量为 0.67 ~ 1.75、0.49 ~ 2.04 和 4.90 ~ 50.90 g/kg (表 1)。疏浚区的 TN、TP 和有机质的平均含量分别为 0.65 g/kg、0.63 g/kg 和 7.73 g/kg, 分别比未疏浚区减少了 51.4%、51.2% 和 72.0%。疏浚区各采样点 TN 的含量显著低于未疏浚区 ($P < 0.05$), 1 号和 2 号采样点的 TP 与有机质含量显著低于其他采样点 ($P < 0.05$); 未疏浚区 5 号采样点的 TN、TP 和有机质含量均最高, 6 号和 8 号的 TN 与有机质含量也较高; 而疏浚区 2 号采样点 TN 和 TP 的含量最低, 仅为 0.52 g/kg 和 0.49 g/kg, 比 5 号采样点低 70.3% 和 76.0%; 1 号采样点有机质含量最低, 比 5 号减少了 70.8%; 相比同为疏浚区的其他 2 个采样点, 3 号样点的有机质含量上升了 1.6 ~ 1.7 倍, 但仍低于未疏浚区。

表 1 疏浚区与未疏浚区的底泥营养盐含量 g/kg

Tab.1 Nutrient content in sediments from dredged and un-dredged areas

成分	疏浚区采样点			未疏浚区采样点				
	1	2	3	4	5	6	7	8
TN	0.67 ± 0.06 ^a	0.52 ± 0.06 ^a	0.77 ± 0.15 ^a	1.21 ± 0.14 ^b	1.75 ± 0.22 ^c	1.24 ± 0.04 ^b	1.23 ± 0.19 ^b	1.22 ± 0.15 ^b
TP	0.67 ± 0.05 ^B	0.49 ± 0.03 ^A	0.73 ± 0.04 ^B	0.91 ± 0.04 ^C	2.04 ± 0.12 ^F	1.16 ± 0.12 ^D	1.62 ± 0.16 ^E	0.73 ± 0.09 ^B
有机质	4.90 ± 1.16 ^a	5.10 ± 0.81 ^a	13.20 ± 2.02 ^{Bγ}	16.80 ± 0.74 ^γ	50.90 ± 9.92 ^ε	37.90 ± 7.37 ^e	10.70 ± 1.11 ^β	21.90 ± 3.03 ^β

注: 同行数据的不同上标字母表示有显著差异 ($P < 0.05$)。
Note: Data in the same row with different superscript letters are significantly different ($P < 0.05$).

2.2 浮游植物对底泥疏浚的动态响应

研究区域共发现浮游植物 73 属、116 种, 以绿藻门居多 (56 种)。浮游植物密度和生物量呈明显的季节变化。疏浚区和未疏浚区浮游植物的密度冬季最小, 春季逐渐增加, 夏季达到最高值, 秋季又逐渐降低。疏浚区浮游植物的密度为 $379.6 \times 10^4 \sim 2\,867.1 \times 10^4$ 个/L, 比未疏浚区减少了 19.8% ~ 28.1% (图 2); 疏浚区浮游植物的生物量为 2.3 ~ 10.0 mg/L, 比未疏浚区减少了 19.5% ~ 50.2% (图 3)。未疏浚区浮游植物的生物量季节变化趋势与密度相同, 疏浚区浮游植物生物量的最大值出现在秋季; 原因可能是未疏浚区秋季绿藻大幅度增殖, 密

度增加了 53.8%, 而绿藻单细胞体积大于蓝藻, 因此虽然秋季疏浚区浮游植物密度下降, 但生物量仍最大。疏浚区与未疏浚区相比, 蓝藻密度下降了 28.6% ~ 39.5%, 生物量下降了 31.8% ~ 66.0%。
比较浮游植物各门类的生物量, 疏浚区蓝藻的生物量占比较未疏浚区下降了 5% ~ 55% (表 2)。秋季: 疏浚区和未疏浚区蓝藻的生物量比例均最大, 其次为硅藻和绿藻; 冬季: 疏浚区和未疏浚区生物量百分比均为硅藻 > 绿藻 > 蓝藻; 春季: 疏浚区生物量百分比为硅藻 > 蓝藻 > 绿藻, 未疏浚区生物百分比为蓝藻 > 硅藻 > 绿藻; 夏季: 疏浚区和未疏浚区生物量百分比均为蓝藻 > 绿藻 > 硅藻。

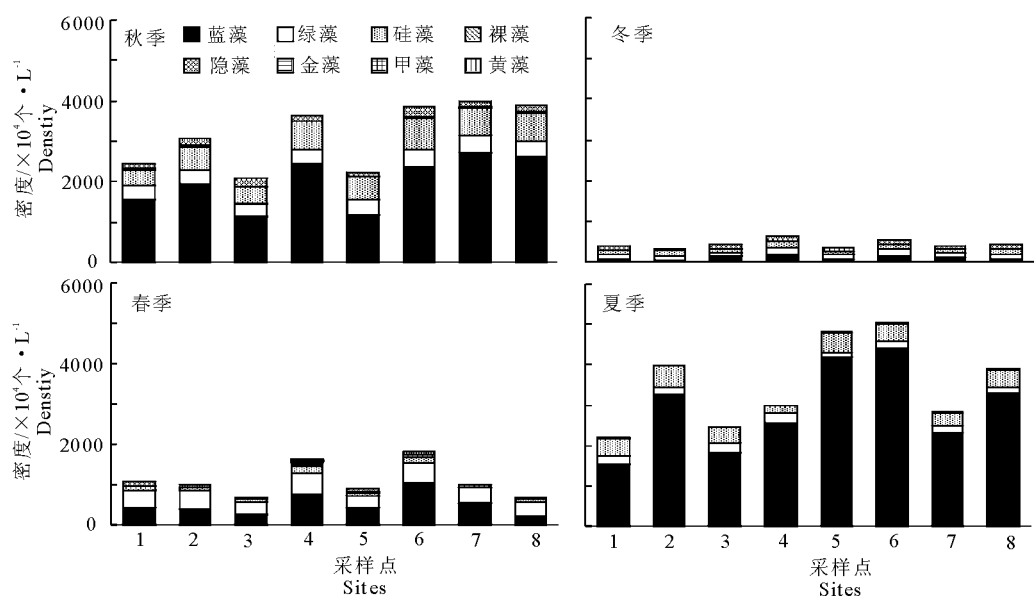


图2 涸湖北部各样点浮游植物密度的季节变化

Fig. 2 Seasonal variations in the phytoplankton density at each sampling site in northern Gehu Lake

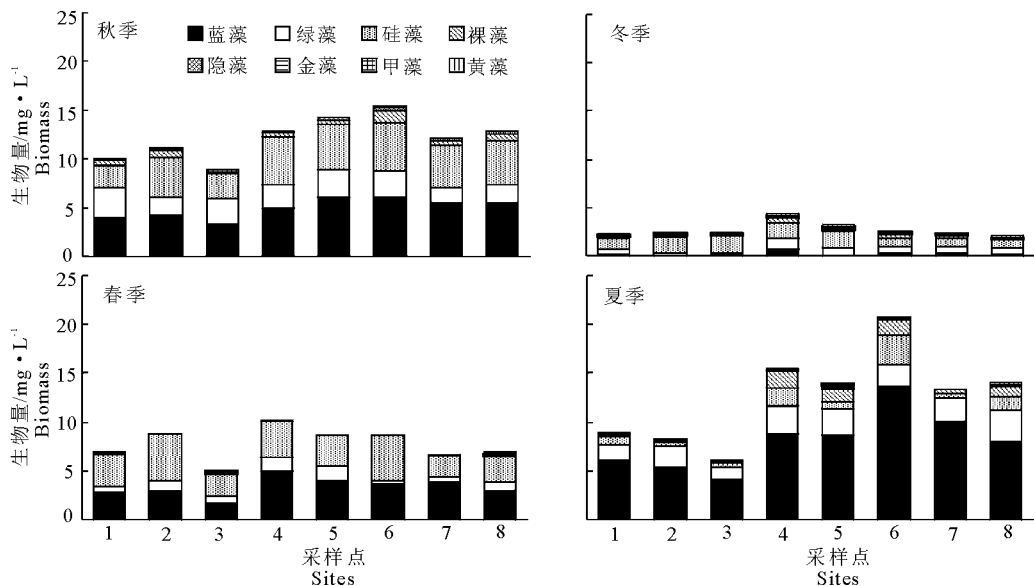


图3 涸湖北部各样点浮游植物生物量的季节变化

Fig. 3 Seasonal variations in the phytoplankton biomass at each sampling site in northern Gehu Lake

表2 疏浚区与未疏浚区浮游植物生物量百分比的季节变化 %

浮游植物	秋季		冬季		春季		夏季	
	疏浚区	未疏浚区	疏浚区	未疏浚区	疏浚区	未疏浚区	疏浚区	未疏浚区
蓝藻	38.34 ± 3.25	41.70 ± 7.73	4.47 ± 0.53	10.03 ± 2.45	35.94 ± 6.34	47.80 ± 7.22	63.13 ± 5.41	66.76 ± 9.20
绿藻	25.59 ± 4.71	16.64 ± 4.26	15.86 ± 6.33	28.76 ± 3.29 *	11.70 ± 3.37	11.06 ± 2.12	21.96 ± 3.78	18.19 ± 4.10
硅藻	28.98 ± 4.61	34.77 ± 7.14	63.99 ± 5.27	39.16 ± 6.50 *	49.68 ± 5.08	39.25 ± 4.68	7.67 ± 1.35	8.92 ± 1.25
裸藻	4.98 ± 0.64	4.83 ± 0.89	6.41 ± 1.54	8.80 ± 1.94	1.60 ± 0.49	0.79 ± 0.14	0.50 ± 0.06	7.53 ± 0.36
隐藻	2.06 ± 0.43	1.56 ± 0.32	5.04 ± 0.75	8.14 ± 1.03	0.25 ± 0.03	0.36 ± 0.05	1.33 ± 0.29	0.80 ± 0.06
金藻	0	0	0	0	0	0	0.002 ± 0.00	0.02 ± 0.01
甲藻	0	0.33 ± 0.04 *	4.23 ± 0.03	5.11 ± 0.35	0.73 ± 0.06	0.57 ± 0.04	1.67 ± 0.53	1.32 ± 0.09
黄藻	0.04 ± 0.01	0.18 ± 0.01 *	0	0	0.10 ± 0.05	0.16 ± 0.06	0.10 ± 0.04	0.09 ± 0.03

注: * 表示未疏浚区与疏浚区有显著性差异 ($P < 0.05$)。

Note: Values with an asterisk (*) indicate significant differences in dredged and un-dredged areas ($P < 0.05$).

2.3 底栖动物对底泥疏浚的动态响应

疏浚区底栖动物群落中的寡毛类年均密度为 94.3 个/m², 是未疏浚区的 57.3% (图 4-a)。秋冬季节, 疏浚区寡毛类的密度与未疏浚区基本相当; 摇蚊类平均密度为 10.91 个/m², 比未疏浚区减少了 91.8%; 软体动物平均密度为 0.54 个/m², 相比未疏浚区减少了 91.8%, 二者的密度均不足未疏浚区的 10%。从季节动态变化看, 寡毛类在春季大量生长繁殖, 出现一个密度高峰; 入夏后, 其密度又大幅降低, 秋季和冬季寡毛类密度增长平缓。寡毛类密度在夏季骤降, 可能与其生命周期有关。有研究表明, 优势种霍甫水丝蚓在春季繁殖后大量死亡, 直接导致夏季寡毛类的密度急剧减小(龚志军等, 2002; 姜莘红等, 2012)。未疏浚区夏季摇蚊类增殖较快, 密度比达到 55.5%; 秋季摇蚊类的比例有所下降, 原因可能是夏季温度较高, 摇蚊大量增殖, 而秋季摇蚊类发育成熟后羽化, 造成其密度减少了 24.2%。疏浚区各季节摇蚊类的密度比都很低, 在 5.9% ~ 21.7% (表 3), 说明底泥疏浚破坏了摇蚊的生存环境, 不利于其生存和繁殖。

疏浚区的生物量明显低于未疏浚区, 未疏浚区底泥含有丰富的氮、磷和有机质, 浮游生物的数量和生物量相对较多, 有利于底栖动物的生存和繁殖, 因此未疏浚区的生物量是疏浚区的 4.8 ~ 23.0 倍 (图 4-b)。疏浚区寡毛类的平均生物量为 0.52 g/m², 比未疏浚区减少了 52.9%; 而摇蚊类的平均生物量为 0.12 g/m², 软体动物的平均生物量为 0.55 g/m², 相比未疏浚区分别减少了 82.8% 和 91.6%。从季节变化来看, 未疏浚区底栖动物的生物量主要是由软体动物所决定的, 而软体动物的繁殖期为 3 ~ 10 月, 因此导致了夏季生物量最大、冬季生物量最少; 而疏浚区则是夏季生物量最大、秋季生物量最小。从生物量的比例来看 (表 3), 由于软体动物个体较大, 未疏浚区软体动物的生物量百分比超过了 60%。由于夏季疏浚区和未疏浚区寡毛类大量死亡, 摇蚊类大量增殖, 其生物量占比分别比寡毛类大 1.1 倍和 1.2 倍; 而疏浚区只有夏季发现了少量的软体动物, 生物量只有 2.21 g/m², 比未疏浚区减少 75.6%; 说明底泥疏浚对个体较大的软体动物如螺、蚌的干扰较大, 导致软体动物基本消失。

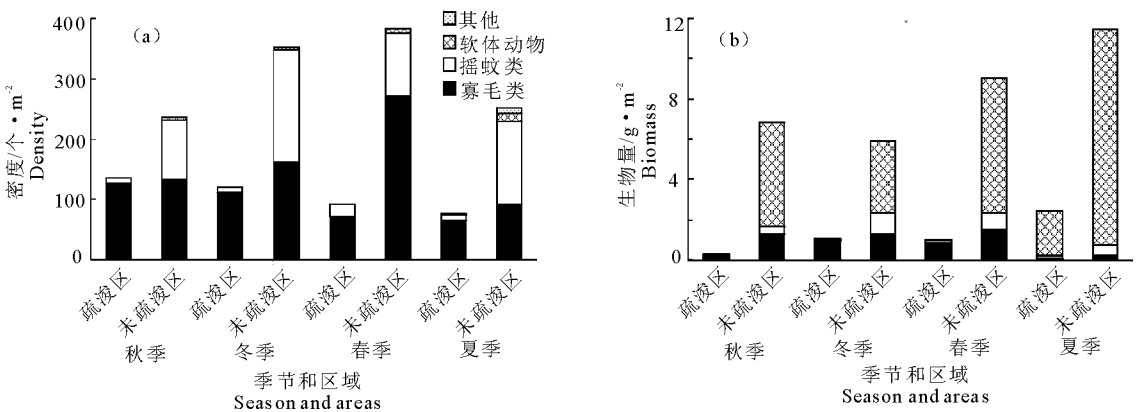


图 4 疏浚区与未疏浚区底栖动物密度 (a) 和生物量 (b) 的季节变化

Fig. 4 Seasonal changes of zoobenthos density (a) and biomass (b) in dredged and un-dredged areas

表 3 疏浚区与未疏浚区底栖动物密度和生物量百分比的季节变化 %

Tab. 3 Seasonal distribution of zoobenthos density and biomass in dredged and un-dredged areas

指标	底栖动物	秋 季		冬 季		春 季		夏 季	
		疏浚区	未疏浚区	疏浚区	未疏浚区	疏浚区	未疏浚区	疏浚区	未疏浚区
密 度	寡毛类	94.12 ± 3.63	56.08 ± 6.37 *	93.41 ± 4.74	46.35 ± 5.60 *	78.26 ± 7.19	70.74 ± 5.01	86.77 ± 6.95	36.46 ± 4.84 *
	摇蚊类	5.88 ± 0.93	42.06 ± 5.34 *	6.59 ± 1.13	52.75 ± 4.58 *	21.74 ± 4.78	27.61 ± 3.17	10.41 ± 2.64	55.48 ± 6.21 *
	软体动物	0	1.85 ± 0.06	0	0.90 ± 0.06	0	1.66 ± 0.36	2.82 ± 0.56	4.90 ± 0.79
	其他	0	0	0	0	0	0	0	3.17
生 物 量	寡毛类	71.76 ± 12.17	18.95 ± 5.01 *	92.31 ± 5.22	21.85 ± 4.26 *	82.37 ± 7.88	17.05 ± 3.15 *	2.57 ± 0.33	2.16 ± 0.37
	摇蚊类	28.24 ± 4.73	4.91 ± 1.45 *	7.69 ± 1.10	18.19 ± 2.43	17.63 ± 3.41	8.76 ± 1.42	5.42 ± 0.92	4.66 ± 0.57
	软体动物	0	76.14 ± 10.78 *	0	59.96 ± 8.63 *	0	74.19 ± 6.47 *	92.01 ± 5.95	93.17 ± 4.58
	其他	0	0	0	0	0	0	0	0.01 ± 0.00

注: * 表示未疏浚区与疏浚区具有显著性差异 (P < 0.05)。
Note: Values with an asterisk (*) indicate significant differences in dredged and un-dredged areas (P < 0.05).

2.4 大型水生植物对底泥疏浚的动态响应

春夏季底泥疏浚区大型水生植物的盖度和生物量平均值分别为 50.28% 和 2.25 kg/m², 与未疏浚区相当;夏季疏浚区水生植物的生物量甚至超过了未疏浚区(表4)。疏浚区水生植物的1号采样点的生物量最大,达到 3.2 kg/m²,超过了未疏浚区6号

采样点;3号采样点因疏浚后水较深,水生植物的生物量最小,仅为 0.5 kg/m²。
从季节变化来看,春季水生植物的生物量较小,夏季疏浚区和未疏浚区的生物量分别增加了 41.4% 和 25.6%;水生植物盖度春季与夏季的变化不明显。

表4 疏浚区与未疏浚区高等水生植物分布特征

Tab.4 Distribution characteristics of aquatic macrophyte communities in dredged and un-dredged areas				
季节	春 季		夏 季	
研究区域	疏浚区	未疏浚区	疏浚区	未疏浚区
生物量/kg·m ⁻²	1.86±0.31	2.03±0.58	2.63±0.73	2.55±0.46
盖度/%	47.78±5.87	57.00±9.83	52.78±8.88	55.00±7.94
种类组成	芦苇、茭草、空心莲子草、 浮萍、野菱、苔菜、水鳖、 金鱼藻	芦苇、茭草、空心莲子草、 浮萍、野菱、苔菜、金鱼藻	芦苇、茭草、空心莲子草、 苔菜、水鳖、金鱼藻	芦苇、茭草、空心莲子草、 浮萍、野菱、苔菜、水鳖、 金鱼藻、马来眼子菜

3 讨论

3.1 底泥疏浚对沉积物含量的影响

漏湖北部未疏浚区东部区域的底泥营养盐含量高于其他区域,养殖区的5号采样点的TN、TP和有机质含量最高,位于太滂运河河口的6号采样点底泥营养盐的含量也较高。湖面和太滂运河河口围网养殖密度较大,大量残饵和鱼类排泄物沉降造成沉积物中的N、P和有机质增加;在水动力作用影响下,水流携带大量沉积污染物在太滂运河河口淤积,因此导致该区域底泥的N、P和有机质含量增加,可见底泥污染成为漏湖重要的内源污染。有研究表明,湖面围网养殖区底泥释放的磷占全湖内源磷负荷的60.1%~67.8%(范成新,1997);而底泥疏浚能有效去除漏湖北部表层沉积物中的营养盐,1~3号采样点底泥营养盐含量远低于未疏浚区,充分说明底泥疏浚是削减沉积物内源负荷的有效手段(钟继承和范成新,2007;毛志刚等,2014)。

3.2 底泥疏浚对浮游植物群落的影响

在研究区域共观察到浮游植物73属、116种;其中绿藻门的种类最多,有31属、56种;其次是硅藻门,有17属、25种;蓝藻门有11属、15种;裸藻门5属、10种;金藻门4属、4种;隐藻门有2属、3种;甲藻门2属、2种;黄藻门1属、1种。疏浚区浮游植物的种类为94种,其中绿藻45种,硅藻17种,蓝藻14种;未疏浚区绿藻的种类多出9种,硅藻的种类多出8种;说明底泥疏浚后,减少了湖泊中的N、P含量,使浮游植物的种类有所减少(毛志刚等,2014);但各个采样点浮游植物的优势种基本相同,主要为铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)、颗粒直

链藻极狭变种螺旋变形(*Melosira granulata* var. *angustissima* f. *spiralis*)、梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana*)、尖杆杆藻(*Synedra acus*)和小球藻一种(*Chlorella* sp.)。

疏浚工程降低了底泥的营养盐尤其是磷的含量,减少了底泥中的营养盐向水体释放,使得冬季蓝藻生物量比例下降了55%,抑制了春季蓝藻的复苏和增殖,一定程度上降低了漏湖北部湖区发生蓝藻水华的风险;说明底泥疏浚不但削减了漏湖的内源负荷,而且移除了部分底泥中的蓝藻休眠体,该休眠体复苏是正在生长的浮游植物群落的主要贡献者(李国文,2011),从而抑制了蓝藻的生长和繁殖。夏秋季节,疏浚区的铜绿微囊藻密度远低于未疏浚区,浮游植物的多样性指数也大于未疏浚区,说明底泥疏浚在夏季蓝藻水华暴发期具有较好的控制效果(原居林等,2010)。

3.3 底泥疏浚对底栖动物群落的影响

在漏湖北部共鉴定出底栖动物22种,其中摇蚊科幼虫种类最多,共计11种;水栖寡毛类次之,共9种,主要为寡毛纲颤蚓科的种类;软体动物较少,仅1种,为环棱螺;蛭类1种,为扁舌蛭。与未疏浚区相比,疏浚区底栖动物的种类有所减少,但疏浚区和未疏浚区的优势种均为霍甫水丝蚓(*Limnodrilus hoffmeisteri*)、苏氏尾鳃蚓(*Branchiura sowerbyi*)、中国长足摇蚊(*Tanypus chinensis*)、中华河蚓(*Rhyacodrilus sinicus*)和粗腹摇蚊一种(*Pelopia* sp.)。

底泥疏浚工程不仅改变了底栖环境,而且也移除了大量的底栖生物资源,导致底栖生物的种类、密度和生物量减小(毛志刚等,2014)。在进行底泥疏浚后,寡毛类的种类和数量与未疏浚区无明显差别,

这是因为其适应性和再生能力很强;因此其通常成为受干扰系统恢复过程中的先锋种类(刘健康, 1999; Frank et al, 2005; 姜莘红等, 2012);而底泥疏浚对摇蚊类和软体动物的影响较大, 有关月湖和太湖东部的研究也得到了类似结果(姜莘红等, 2012; 毛志刚等, 2014);还有研究表明, 密度较低的种类或稀有种在疏浚后会大量减少, 而优势种或者主导性的种类在底泥疏浚后恢复得比较快, 但底泥疏浚后7个月底栖动物群落只能得到部分重建, 2年后其群落结构仍然没有完全恢复(Kenny & Rees, 1996; 毛志刚等, 2014)。

3.4 底泥疏浚对大型水生生物的影响

在涌湖北部湖区共鉴定出大型水生植物9种, 其中挺水植物3种, 沉水植物2种, 浮叶植物2种, 漂浮植物2种。在太湖运河附近的6号采样点, 水生植物的种类组成最丰富, 芦苇(*Phragmites communis*)、茭草(*Zizania caduciflora*)为优势种, 荇菜(*Nymphoides peltata*)、空心莲子草(*Alternanthera philoxeroides*)和金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)在疏浚区和未疏浚区均大量出现。

水生植物能够吸收底泥沉积物里的氮、磷营养盐, 控制底泥营养盐的释放, 金鱼藻、狐尾藻等沉水植物能够释放多酚类等化感物质(肖溪等, 2009), 抑制藻类尤其是蓝藻的生长, 防止水华的发生, 但底泥疏浚可能会造成部分疏浚湖区的水生植物消亡(秦伯强, 2007; 毛志刚等, 2014)。对富营养化比较严重的涌湖北部湖区进行底泥疏浚, 改善了水生生物的生长环境, 减少了水生植物上附着生物的生长(秦伯强, 2007; 陈立婧, 2008; 毛志刚, 2014);因此1号和2号样点水生植物群落结构与未疏浚区相似, 夏季生物量甚至超过了未疏浚区;而3号样点疏浚深度较大, 超过了30 cm, 水生植物减少至4种, 除2种挺水植物外, 沉水植物只有金鱼藻1种, 漂浮植物也仅有浮萍1种。原因可能是底泥疏浚深度过大, 干扰了沉水植物和浮叶植物的生存环境, 造成了部分水生植物种类消失, 其群落恢复较慢。

3.5 底泥疏浚工程的建议

底泥疏浚工程适合在富营养化较严重的湖区开展, 通过移除部分表层沉积物, 改善湖泊的水生态环境, 在抑制浮游植物生长方面能取得较好的生态效益;但如果疏浚深度过大, 对底栖动物和水生植物可能会造成一定的负面生态效应。因此, 合理规划工程实施区域, 严格控制底泥疏浚深度, 有利于湖区水生生态系统的恢复与重建。

参考文献

- 陈立婧. 2008. 涌湖富营养化对浮游生物影响的生态学研究[D]. 上海: 上海水产大学.
- 范成新. 1997. 涌湖水土界面氮磷物质交换机内源负荷研究[A]. // 朱成德, 王玉刚, 余宁. 涌湖渔业高产模式及生态渔业研究论文集[C].
- 龚志军. 2002. 长江中下游浅水湖泊大型底栖动物的生态学研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所: 42-43.
- 姜莘红, 周易勇, 纪磊, 等. 2012. 月湖底泥疏浚后底栖动物群落的恢复及其与环境的关系[J]. 生态环境学报, 21(6): 1088-1095.
- 姜霞, 王雯雯, 王属航, 等. 2012. 竺山湾重金属污染底泥环保疏浚深度的推算[J]. 环境科学, 33(4): 1189-1197.
- 李国文. 2011. 太湖微囊藻和鱼腥藻复苏过程及其垂直迁移的动态研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所: 1-5.
- 刘爱菊, 孔繁翔, 史小丽, 等. 2006. 底泥疏浚对湖泊沉积物的生态毒性效应的影响[J]. 中国环境科学, 26(5): 565-569.
- 刘国峰, 张志勇, 刘海琴, 等. 2010. 底泥疏浚对竺山湖底栖生物群落结构变化及水质影响[J]. 环境科学, 31(11): 2645-2651.
- 刘建康. 1999. 高级水生生物学[M]. 北京: 科学出版社.
- 毛志刚, 谷孝鸿, 陆小明, 等. 2014. 太湖东部不同类型湖区底泥疏浚的生态效应[J]. 湖泊科学, 26(3): 385-392.
- 秦伯强. 2007. 湖泊生态恢复得基本原理与实现[J]. 生态学报, 27(11): 4848-4858.
- 王栋, 孔繁翔, 刘爱菊, 等. 2005. 生态疏浚对太湖五里湖区生态环境的影响[J]. 湖泊科学, 17(3): 263-268.
- 肖溪, 楼莉萍, 李华, 等. 2009. 沉水植物化感作用控藻能力评述[J]. 应用生态学报, 20(3): 705-712.
- 原居林, 沈锦玉, 尹文林, 等. 2010. 应用浮游植物群落结及富营养化指数评价南太湖底泥疏浚效果[J]. 水生态学杂志, 3(1): 14-17.
- 钟继承, 范成新. 2007. 底泥疏浚效果及环境效应研究进展[J]. 湖泊科学, 19(1): 1-10.
- 钟继承, 刘国峰, 范成新, 等. 2009. 湖泊底泥疏浚环境效益 I. 内源磷释放控制作用[J]. 湖泊科学, 21(1): 84-93.
- Frank D M, Robby S, Luc D M. 2005. Rapid response of macro-invertebrates to drainage management of shallow connected lakes[J]. Journal of Applied Ecology, 1: 51-60.
- Kenny A J, Rees H L. 1996. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: Results 2 years post-dredging[J]. Marine Pollution Bulletin, 32(8): 615-622.

Ecological Effects of Dredging on Aquatic Ecosystem in Northern Gehu Lake

WU Pei-pei¹, LIU Jin-song², HU Xiao-dong¹, YANG Xing¹, WENG Song-gan¹,
LI Zhi-qing¹, GUO Liu-chao¹, WU Su-shu¹

(1. Jiangsu Hydraulic Research Institute, Nanjing 210017, P. R. China;

2. Jiangsu Water Conservancy, Nanjing 210029, P. R. China)

Abstract: Gehu Lake, with the total area of 164 km², is the sixth largest fresh water lake in Jiangsu Province and the important component of lake groups in Taihu Lake basin. However, the whole Gehu Lake has degraded from macrophytic lake into algae type lake with frequent occurrence of cyanobacterial bloom in summer and is facing serious ecological crisis because of land reclamation, large-scale reclamation aquaculture and cage culture. In 2011 and 2012, ecological dredging project in northern Gehu Lake was carried out to improve the water quality and ecological environment in Gehu Lake. The aim of our study was to investigate the ecological effects of dredging on aquatic ecosystem in northern Gehu Lake, focusing on the spatial-temporal distribution of nutrients in bottom mud, the spatial-temporal variations of phytoplankton, zoobenthos, and aquatic macrophyte communities including species composition, density and biomass in dredged and un-dredged areas, which will provide scientific evidence for lake eutrophication control and ecological remediation. From October, 2012 to September, 2013, monthly sampling was made at eight sampling sites (site 1-site 3 in the dredged area and site 4-site 8 in the un-dredged area). 1 L surface water sample was collected using water sampler for phytoplankton identification, fixed with Lugos' solution and settled for 48 h before microscopic examination. Bottom mud samples were collected with a Peterson bottom sampler (1/16 m²), then screened and rinsed for zoobenthos identification, counting and weighing. All the emerged plant in a 1 m² sampling plot were removed from the root and weighed; submerged plant, floating-leaved plant and floating plant were collected using grass clip, then identified and weighed after water rinsing. Bottom sediments (0 – 5 cm) were collected with sediment corer, then dried and grinded for nutrient content determination, including the total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN) and total phosphorous (TP). The results show that the average contents of TN, TP and organic matter in sediments of dredged areas were 0.65 g/kg, 0.63 g/kg and 7.73 g/kg, decreased by 51.4%, 51.2% and 72.0%, respectively, comparing with those in the un-dredged areas, indicating that dredging was an effective approach for nutrients removal in sediments. The phytoplankton density and biomass in dredged areas were $379.6 \times 10^4 - 2867.1 \times 10^4$ ind./L and 2.3 – 10.0 mg/L, decreased by 19.8% – 28.1% and 19.5% – 50.2% comparing with those in the un-dredged areas. Especially, the density and biomass of cyanobacteria were respectively reduced by 28.6% – 39.5% and 31.8% – 66.0% in dredged areas, which significantly decreased the risk of cyanobacteria bloom in northern Gehu Lake. The average density and biomass of oligochaetas, chironomids and mollusks in dredged areas were 94.3 ind./m² and 0.52 g/m², 10.91 ind./m² and 0.12 g/m², 0.54 ind./m² and 0.55 g/m², decreased respectively by 57.3% and 52.9%, by 91.8% and 82.8%, and by 91.8% – 91.6% comparing with those in the un-dredged areas. Dredging project significantly influenced the species diversity and biomass of chironomids and mollusks. The cover and biomass of macrophyte in dredged areas were 50.28% and 2.25 kg/m², which were basically equivalent to those in un-dredged areas. The results indicate that dredging project is suitable to conduct in eutrophic lakes, which will improve the aquatic ecological environment by removing part proportion of surface sediments and suppressing phytoplankton growth. However, dredging too deep will adversely influence the zoobenthos and aquatic macrophyte communities.

Key words: dredging; sediment; ecological effects; Gehu Lake