

月湖底泥疏浚后底栖动物群落的恢复及其与环境的关系

姜莘红^{1,2*}, 周易勇², 纪磊², 肖文娟², 宋春雷²

1. 湖南省环境保护科学研究院, 湖南 长沙 410018; 2. 中国科学院水生生物研究所, 湖北 武汉 430072

摘要: 研究对月湖底泥疏浚后底栖动物群落动态进行逐月的周年调查, 并分析了底栖动物密度、生物多样性与环境因子的关系, 结果表明: 疏浚导致大型底栖动物基本消失, 现存量从疏浚前的(4387±885) ind·m⁻²降低至(80±21) ind·m⁻²。疏浚后, 寡毛类成为受干扰系统恢复过程中的先锋种类, 在春季(4月)和秋冬之际(11月)出现2个密度高峰, 分别为(1010±230) ind·m⁻²和(1538±408) ind·m⁻², 而摇蚊幼虫在疏浚一年后的秋冬季密度达到高峰(2021±612) ind·m⁻², 二者均基本恢复到疏浚前的密度水平。种类组成与疏浚前相似, 优势种类数较疏浚前多, 7月份以前, 以霍甫水丝蚓占绝对优势, 7月份以后以长足摇蚊占绝对优势。生物多样性在秋冬季恢复到疏浚前水平。寡毛类、摇蚊幼虫的密度、生物多样性与湖水溶氧、透明度呈显著正相关, 与水体营养水平(TN、TP、有机碎屑)呈显著负相关($P < 0.05$)。分析认为疏浚后底栖动物群落的季节变化与动物的生命周期(繁殖和生长)密切相关, 而营养水平不是限制动物种群密度分布的主要因子。从底栖动物群落的恢复情况来看, 疏浚后的底质环境更有利于底栖动物群落的生存和底栖生态系统的重建。

关键词: 底栖动物; 群落结构; 疏浚; 环境因子; 相关分析; 逐月动态

中图分类号: X174

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906(2012)06-1088-08

武汉市汉阳地区水系丰富, 东临长江, 北依汉水, 长江、汉江在境内的江岸线分别长达20余km, 主要湖泊有墨水湖、月湖、莲花湖、龙阳湖、南太子湖、三角湖等。这些湖泊作为汉阳地区雨、污水的主要受体, 对保护长江水质起到了积极的作用^[1]。其中, 月湖作为城市中心区内环线上最具滨江滨湖特色的景观亮点, 周边有古琴台和晴川阁等名胜, 并建设有武汉市大型文化艺术中心, 由于多年来大量废水未经处理直接排入, 使水体严重富营养化, 水质为劣V类, 综合生态服务功能严重受损。为改善水体环境, 重建健康城市景观水体, 国家重大科技专项“水专项”课题组于2006年对月湖开展了大量治理工作。

由于富营养化湖泊底泥中的营养盐比水体中要丰富得多, 因此, 疏浚底泥成为了治理富营养化湖泊的一种重要措施, 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^[2]。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诸多不确定因素, 一些研究者对湖泊底泥疏浚对富营养化控制效果提出质疑^[3], 如: 底泥疏浚后, 底栖生态系统被完全破坏, 疏浚后的生态系统往往比较脆弱, 极易爆发水华等情况^[4]。底栖动物作为水生态系统的重要功能类群, 对水体环境具有

重要的生物监测作用^[5], 因此, 本文调查分析了月湖疏浚后底栖动物群落的恢复情况及其与环境的关系, 为探明疏浚对底质环境的影响, 以及开展受损生态系统的重建和生态修复工作提供科学依据。

1 湖泊概况和工作方法

月湖(114°15'E, 30°33'N), 面积0.66 km², 水深(1.2±0.05) m。为了削减内源负荷, 水专项课题组于2006年7月初对月湖进行了全湖底泥疏浚, 清淤深度为0.8~1.0 m。疏浚前月湖水体的理化环境: 湖水透明度(31.1±2.4) cm, pH为8.1±0.3, ρ (凯氏氮)=(4.75±0.51) mg·L⁻¹, ρ (总磷)=(0.49±0.01) mg·L⁻¹, 底质淤泥, w (总氮)=(4.87±0.18) mg·g⁻¹, w (总磷)=(2.53±0.16) mg·g⁻¹, w (有机质)=(10.11±0.55)%^[6]。

本文于疏浚前2005年10月, 2006年1月和5月分别对月湖底栖动物群落进行了调查, 2006年7月底泥疏浚后, 从10月开始至2008年1月对月湖的底栖动物群落和水体环境进行了逐月的野外生态调查, 全湖布设6个样点(图1)。水深和透明度分别采用常规的测深锤、Secchi盘测量。用于水化分析的水样为表层水和上覆水的混合水样, 采集后置于便携式冰盒中低温避光保存, 12 h内带回实验室即时测定。

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(2008CB418006); 国家自然科学基金项目(41073066; 40903030; 41173081); 淡水生态与生物技术国家重点实验室项目(2011FBZ15)

作者简介: 姜莘红(1979年生), 女, 助理研究员, 博士, 主要从事湖泊生态学和水污染控制研究。E-mail: jpinghong@163.com

*通信作者: 姜莘红, Email: jpinghong@163.com

收稿日期: 2012-05-08

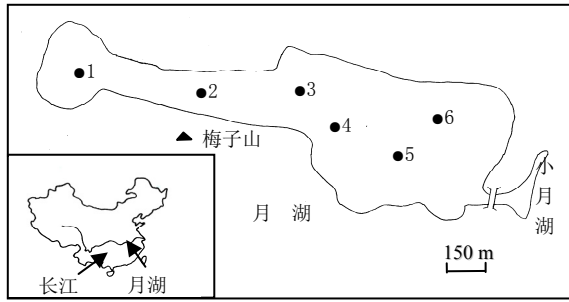


图1 月湖采样点分布

Fig.1 Sampling sites in Lake Yuehu

溶氧现场固定, 12 h 内采用碘量法测定。总氮采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定, 总磷的测定采用过硫酸钾高压氧化, 钼锑抗比色法测定^[7]。底栖动物的定量调查用 1/16 m² 的彼得生采泥器采集, 泥样经 24 目/cm 的筛网筛洗后置于解剖盘中将动物检出, 用 10% 福尔马林固定, 然后进行种类鉴定、计数和称质量。挑拣底栖动物后所剩碎屑经自然风干, 取 3~5 g 于 550 °C 灼烧 3 h^[8], 计算其损失量百分比以表征有机碎屑含量。

本文采用 Shannon-Wiener 指数表征物种多样性: $H' = -\sum(P_i)(\log_2 P_i)$, 其中 P_i 为物种 i 的个体数占总个体数的比例。相关分析在 STATISTICA 6.0 上实现, 本研究有 5 种环境因子 (TN、TP、溶氧、有机碎屑和水深/透明度) 和底栖动物群落密度数据参与分析。

2 主要结果

2.1 疏浚前底栖动物群落结构

表 1 月湖疏浚前底栖动物种类组成
Table 1 Species composition before dredging in Lake Yuehu

种类	2005年 2006年 2006年		
	10月	1月	5月
寡毛类 Oligochaeta			
尾盘虫 <i>Dero digitata</i>			+
霍甫水丝蚓 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	+	+	+
巨毛水丝蚓 <i>Limnodrilus grandisetosus</i>	+	+	+
坦氏泥蚓 <i>Ilyodrilus templetoni</i>	+	+	+
多毛管水蚓 <i>Aulodrilus plurisetus</i>	+		+
特城泥盲虫 <i>tephensoniiana trivandrana</i>	+		
苏氏尾鳃蚓 <i>Branchiura sowerbyi</i>	+	+	+
蛭类			
舌蛭 Glossiphoniidae		+	
水生昆虫 Insecta			
螺蚊 Ceratopogonidae	+	+	+
长足摇蚊 <i>Tanytus sp.</i>	+	+	+
前突摇蚊 <i>Procladius sp.</i>	+	+	
雕翅摇蚊 <i>Glyptotendipes sp.</i>			+
毛突摇蚊 <i>Chaetocladius sp.</i>		+	
红裸须摇蚊 <i>Propiloscerus akamusi</i>	+		
羽摇蚊 <i>Chironomus plumosus</i>	+	+	+
软体动物门 Mollusca			
长角涵螺 <i>Alocinma longicornis</i>		+	
合计种类数	11	11	10

疏浚前的 3 次调查共采集到底栖动物 16 种, 其中寡毛类 7 种, 蛭类 1 种, 摇蚊幼虫 6 种, 螺蚊 1 种, 软体动物 1 种 (表 1)。在密度上以寡毛类占优势 (均值: $(1838 \pm 640) \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$, 69%), 在生物量上以摇蚊幼虫占优势 (均值: $(3.35 \pm 0.91) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, 49%) (图 2)。本文以相对密度 $\geq 10\%$ 为标

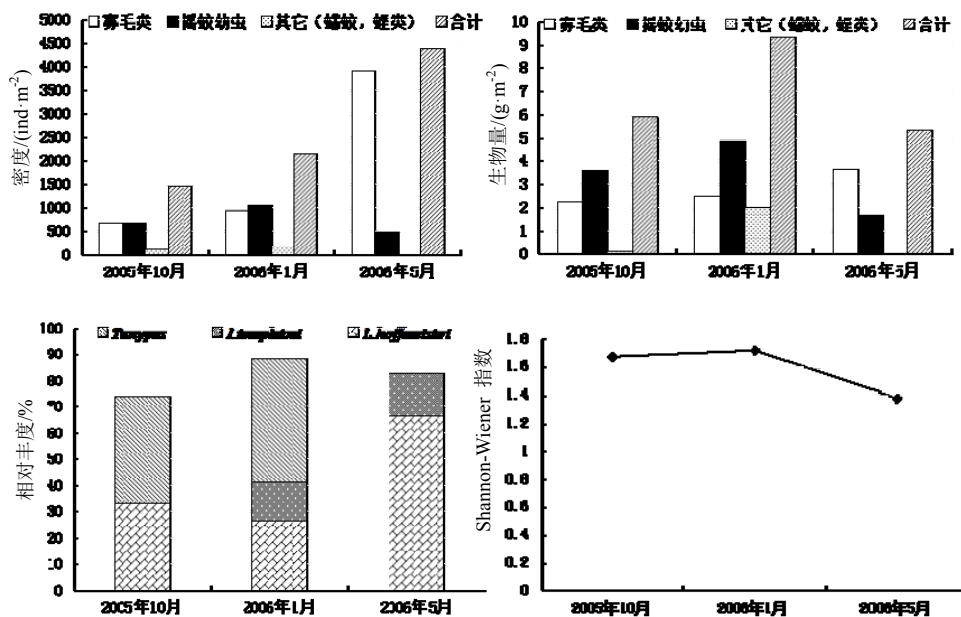


图 2 月湖疏浚前底栖动物各类群现存量、优势种的相对丰度和生物多样性

Fig.2 Standing crops of macrobenthos groups, relative abundance of dominant species and diversity before dredging in Lake Yuehu

准定义优势种, 优势种有霍甫水丝蚓、坦氏泥蚓和长足摇蚊, Shannon-Wiener 生物多样性指数值为 1.3~1.7 (图 2)。

2.2 疏浚后底栖动物群落的逐月动态

从种类组成看, 疏浚后, 寡毛类种类恢复较快, 其中霍甫水丝蚓出现频次最高 (12 次)、其次为巨毛水丝蚓 (11 次)、多毛管水蚓 (11 次) 和苏氏尾鳃蚓 (11 次)。4 月份以后才出现了少量

种类的摇蚊, 以长足摇蚊和羽摇蚊出现频次最高 (7 次)。其他动物少见。总体来看, 8 月份种类数最少 (5 种), 1 月份种类数最多 (11 种), 种类组成与疏浚前相似 (表 2), 基本恢复到疏浚前水平。

从现存量看, 疏浚后, 仅存少量寡毛类, 现存量从疏浚前的(4387±885) ind·m⁻²降低至(80±21) ind·m⁻²。寡毛类成为受干扰系统恢复过程中的先锋种类, 疏浚后其现存量逐步增长, 至来年 4 月

表 2 月湖疏浚后底栖动物种类组成
Table 2 Species composition after dredging in Lake Yuehu

种类	2006 年 10 月	2006 年 12 月	2007 年 3 月	2007 年 4 月	2007 年 6 月	2007 年 7 月
寡毛类 Oligochaeta						
尾盘虫 <i>Dero digitata</i>	+			+		+
霍甫水丝蚓 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	+	+	+	+	+	+
巨毛水丝蚓 <i>Limnodrilus grandisetosus</i>	+		+	+	+	+
坦氏泥蚓 <i>Ilyodrilus templetoni</i>	+	+	+	+		
多毛管水蚓 <i>Aulodrilus plurisetia</i>	+	+	+	+	+	+
皮氏管水蚓 <i>Aulodrilus pigueti</i>				+		+
苏氏尾鳃蚓 <i>Branchiura sowerbyi</i>	+	+	+	+	+	+
蛭类						
舌蛭 Glossiphonidae				+		
甲壳动物						
钩虾 <i>Gammarus</i> sp.	+					
水生昆虫 Insecta						
螺蚊 Ceratopogonidae	+	+				
长足摇蚊 <i>Tanytus</i> sp.						+
隐摇蚊 <i>Cryptochironomus</i> sp.			+			
摇蚊亚科一种 <i>Parachironomus</i> sp.				+	+	+
羽摇蚊 <i>Chironomus plumosus</i>		+		+	+	+
柔齿摇蚊 <i>Cladopelma</i> sp.					+	
软体动物 Mollusca						
背角无齿蚌 <i>Anodonta woodiana woodiana</i>	+					
合计种类数	9	6	6	10	7	9
种类	2007 年 8 月	2007 年 9 月	2007 年 10 月	2007 年 11 月	2007 年 12 月	2008 年 1 月
寡毛类 Oligochaeta						
尾盘虫 <i>Dero digitata</i>			+	+		
仙女虫 <i>Nais</i> sp.			+	+	+	+
霍甫水丝蚓 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	+	+	+	+	+	+
巨毛水丝蚓 <i>Limnodrilus grandisetosus</i>	+	+	+	+	+	+
坦氏泥蚓 <i>Ilyodrilus templetoni</i>		+	+	+	+	+
多毛管水蚓 <i>Aulodrilus plurisetia</i>		+	+	+	+	+
皮氏管水蚓 <i>Aulodrilus pigueti</i>			+	+		+
苏氏尾鳃蚓 <i>Branchiura sowerbyi</i>		+	+	+	+	+
甲壳动物						
钩虾 <i>Gammarus</i> sp.						+
水生昆虫 Insecta						
小摇蚊 <i>Microchironomus</i> sp.			+			
长足摇蚊 <i>Tanytus</i> sp.	+	+	+	+	+	+
雕翅摇蚊 <i>Glyptotendipes</i> sp.	+					
红裸须摇蚊 <i>Prosilocerus akamusi</i>					+	+
摇蚊亚科一种 <i>Parachironomus</i> sp.				+		
羽摇蚊 <i>Chironomus plumosus</i>	+	+			+	+
合计种类数	5	7	10	10	9	11

份达到峰值, 密度由(80±21)增至(1 010±230) ind·m⁻², 生物量由(0.9±0.4)增至(2±0.5) g·m⁻², 并开始出现少量羽摇蚊[(250±110)ind·m⁻²]. 入夏后(6—8月)寡毛类密度急剧降低, 由(1 010±230)降至(83±44)ind·m⁻², 总密度由(1 264±290)降至(210±62) ind·m⁻². 入秋后(9—11月), 寡毛类和摇蚊幼虫密度又大幅增长, 密度分别由(83±44)增至(1 538±408) ind·m⁻², (128±72)增至(2 021±612) ind·m⁻². 冬季(12—1月), 寡毛类和摇蚊幼虫密度维持在一定水平, 分别为 1 300~1 500 和 1 300~1 600 ind·m⁻², 各类群生物量变化趋势与密度变化趋势基本一致, 现存量基本恢复到疏浚前水平(图3).

从优势种看, 疏浚后, 优势种类数较疏浚前多, 7月份以前, 优势种以霍甫水丝蚓占绝对优势, 7月份以后以长足摇蚊占绝对优势(图4).

从生物多样性看, 疏浚后 Shannon-Wiener 指数值的季节变化与寡毛类密度的变化趋势基本一致, 4月份 Shannon-Wiener 指数值达到 1.2±0.3, 与疏浚前同期水平相差无几, 入夏后(6—9月), 多样性指数值大幅降低至最低值 0.5±0.2, 入秋后(10—12月)指数值大幅上升至最高值 1.5±0.1, 基本恢复到疏浚前的多样性水平(图4).

2.3 疏浚后水体环境因子的逐月动态

如图5所示, 4、7、8、9、10月份的透明度最低, 1月份透明度最高. 湖水溶氧量季节波动明显, 3月份最高, 达到(14.8±0.7) mg·L⁻¹, 4月份急剧降低至(4.6±0.3) mg·L⁻¹, 随后至7月份维持在 6.1~6.3 mg·L⁻¹, 至8月份, 降低至最低值(2.8±0.1) mg·L⁻¹, 随后9、10、11月份溶氧质量浓度大幅增长至 6.1~8.2 mg·L⁻¹, 至冬季(12—1月)升至 10~12 mg·L⁻¹. 湖水总氮质量浓度7月份达最低值(0.89±0.28) mg·L⁻¹, 8月份达最高值(2.30±0.11) mg·L⁻¹, 随后降低, 至冬季维持在 1.4~1.5 mg·L⁻¹. 与总氮不同, 入春后, 4月份湖水总磷质量浓度出现最低值(0.12±0.02) mg·L⁻¹, 入夏后6、7、8、9月份总磷质量浓度呈急剧上升趋势, 9月份达峰值(0.41±0.01) mg·L⁻¹, 入秋后, 总磷质量浓度大幅降低, 至冬季1月份, 降至最低值(0.09±0.003) mg·L⁻¹. 底泥有机碎屑质量分数逐月变化不明显, 6月份最高(42.4±3.8)%, 1月份最低(32.4±3.2)%.

2.4 底栖动物群落与环境的关系

对底栖动物优势类群(寡毛类、摇蚊幼虫)密度、生物多样性与环境因子的相关分析表明: 底栖动物密度、生物多样性与湖水透明度、溶氧

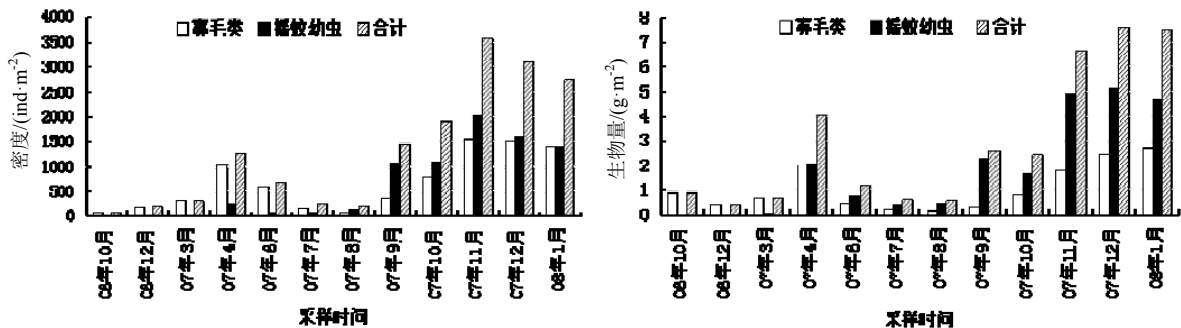


图3 疏浚后底栖动物各类群现存量的逐月动态

Fig.3 Monthly dynamic of standing crops of macrobenthos groups after dredging

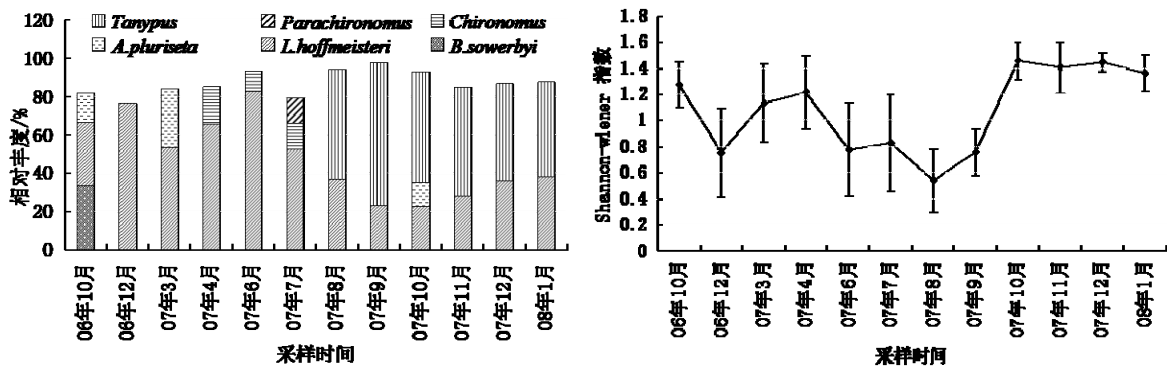


图4 疏浚后底栖动物优势种和多样性的逐月变化

Fig.4 Monthly dynamic of dominant species and diversity after dredging

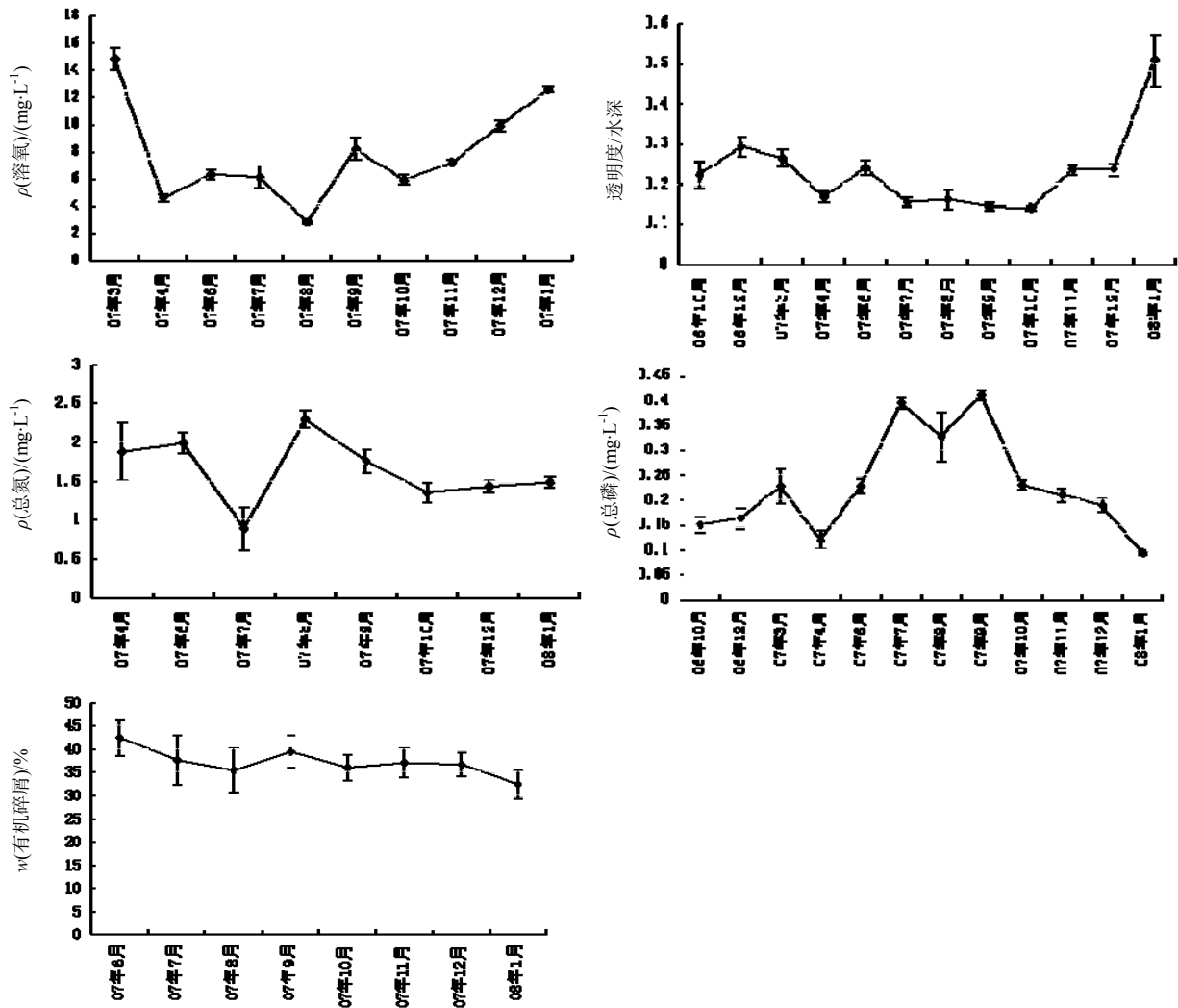


图5 疏浚后水体环境参数的逐月动态

Fig.5 Monthly dynamic of environmental parameters after dredging

呈显著正相关, 与水体营养水平 (TN、TP、有机碎屑) 呈显著负相关 ($P < 0.05$)。其中, 寡毛类密度与溶氧、总磷均显著相关; 摇蚊幼虫密度与溶氧、透明度/水深、总氮、有机碎屑均显著相关; 总密度与溶氧、透明度/水深、总磷、有机碎屑均显著相关; 生物多样性与总氮、总磷、溶氧均显著相关 ($P < 0.05$) (表3、图6)。

3 讨论

月湖疏浚导致生存于底泥约 20 cm 深处的大型底栖动物基本消失, 仅存少量寡毛类。寡毛类的种类多为世界性分布, 适应环境能力强, 此外, 具有很强的再生能力, 因此, 通常成为受干扰系统恢复过程中的先锋种类^[5, 9], 本研究中, 疏浚后至来年春季, 霍甫水丝蚓成为先锋种, 大量生长繁殖, 入夏后, 其密度又大幅降低, 直到10月份以后才恢复到先前的水平, 寡毛类的季节动态表

表3 底栖动物群落与环境因子的相关系数和概率水平 ($n=53$)

Table 3 Correlation and probability levels between zoobenthos and environmental parameters ($n=53$)

	Shannon-Wiener 指数		$\log_{10}D_{\text{Doligochates}}$		$\log_{10}D_{\text{Chironomids}}$		$\log_{10}D_{\text{total}}$	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
DO	0.27*	0.049*	0.29*	0.036*	0.29*	0.034*	0.29*	0.037*
$\log_{10}Z_{\text{SD}}/Z_{\text{M}}$	0.18	0.199	0.27	0.051	0.36*	0.008*	0.36*	0.010*
TN	-0.42*	0.002*	-0.20	0.152	-0.37*	0.007*	-0.27	0.054
TP	-0.40*	0.004*	-0.58*	0.000*	-0.21	0.136	-0.43*	0.002*
OD	-0.04	0.793	-0.01	0.928	-0.53*	0.000*	-0.39*	0.007*

Doligochates, 寡毛类密度; D_{Chironomids}, 摇蚊幼虫密度; D_{total}, 总密度; DO, 溶氧; Z_{SD}/Z_M, 透明度/水深; TN, 总氮; TP, 总磷; OD, 有机碎屑。
*表示显著相关 ($P < 0.05$)

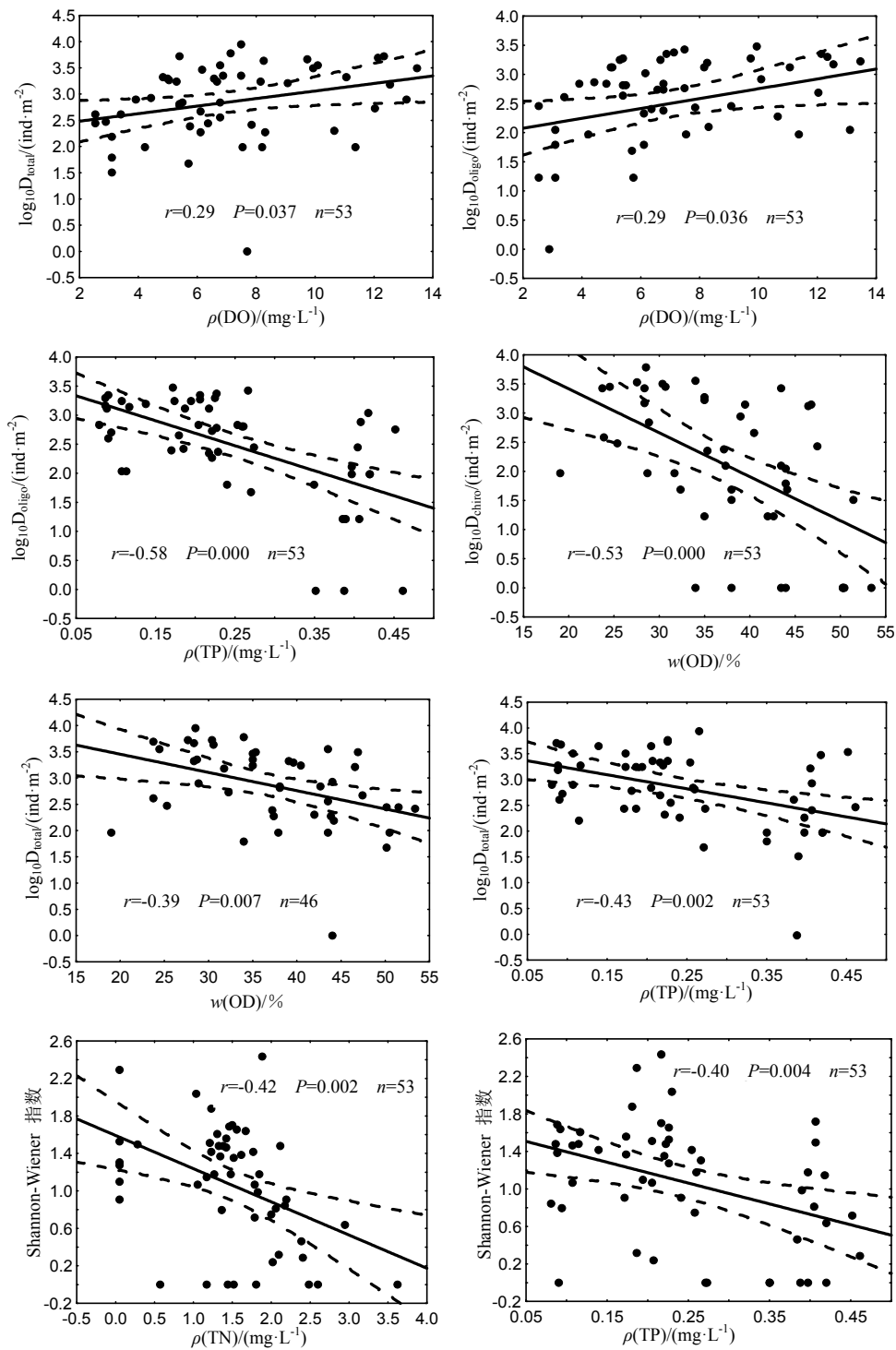


图6 底栖动物群落与环境因子的关系

Fig.6 The relationships between macrobenthos and environmental variables

现为，春季和秋冬之际出现 2 个密度高峰，这一结果与龚志军在东湖的研究结果吻合^[10]，分析认为其数量变化与动物的生命周期（繁殖、生长和死亡）密切相关，据报道，东湖霍甫水丝蚓在春季繁殖期后随即死亡，导致夏季数量急剧降低。而摇蚊幼虫的密度分布一般呈明显的季节变动，这种变化与环境温度及其生命周期密切相关^[10-11]，有研究表明羽摇蚊幼虫具低温季节向深层

迁移的习性^[11]，月湖疏浚后至来年 4 月份才开始出现羽摇蚊，可能与春季气温回升有关。长足摇蚊在秋冬季节出现密度高峰，原因在于从夏末到深秋这段时间为其主要生长期，冬季生长基本停止，因此密度维持在一定水平^[10]。从多样性看，月湖疏浚后底栖动物的多样性主要由寡毛类种类数的多寡决定，夏季，多样性较低与寡毛类种类数较少有关。

关于底栖动物群落和水体环境因子的关系, 根据以往研究, 水体富营养化程度越高, 营养盐对底栖动物的影响越显著^[12-14], 且在污染型湖泊中, 霍甫水丝蚓、长足摇蚊等富营养化湖泊常见优势种的密度与水体氮、磷含量通常呈显著正相关^[15-19], 而本研究得到相反的结果, 究其原因在于: 疏浚后, 月湖水体氮、磷质量浓度显著低于疏浚前, 且季节变幅较大(总氮质量浓度为 0.89~2.3 mg·L⁻¹, 总磷质量浓度为 0.09~0.41 mg·L⁻¹), 可作推测, 疏浚后短期内水体内部的氮、磷物质交换与化学平衡尚未达到稳定状态, 且在富营养化程度较轻的情况下, 底栖动物密度往往与营养盐含量的相关性不明显^[20], 因此, 如上所述, 疏浚后月湖底栖动物密度的季节变化主要由动物自身生命周期的季节性和环境温度决定。

从多样性和环境的关系来看, 根据物种多样性的单峰分布理论^[21], 即在中度营养水平的生境中具最高的物种多样性, 物种多样性在中—富营养水体中随营养程度增加而降低, 疏浚后, 月湖底栖动物多样性随水体营养水平的升高呈显著下降趋势($P < 0.05$), 在其他一些氮、磷含量较高的湖泊中, 亦发现相同的规律^[10, 19, 22-23], 这在一定程度上佐证了疏浚后的月湖营养水平已达到中—富营养。

4 结论

总体来看, 疏浚 1 年后, 底栖动物群落恢复明显, 现存量和多样性均达到疏浚前的水平, 种类组成与疏浚前相似, 而优势种类数较疏浚前多, 这一结果与苏州河底泥疏浚的相关研究结果较为吻合^[24], 表明疏浚后的底质环境更有利于底栖动物群落的生存和底栖生态系统的重建。从水质来看, 氮、磷含量显著低于疏浚前, 且季节变幅较大, 表明水体内部的氮、磷交换尚未达到平衡状态, 此时, 营养水平不是限制动物种群密度分布的主要因子, 群落结构的季节性变化主要由各类群生命周期的季节性和环境温度决定。

参考文献:

- [1] 郜会彩, 李义天, 何用, 等. 改善汉阳湖群水环境的调水方案研究[J]. 水资源保护, 2006, 22(5): 41-44.
GAO Huicai, LI Yitian, HE Yong, et al. Research on water diversion project to improve water environment of Hanyang lakes [J]. Water Resources Protection, 2006, 22(5): 41-44.
- [2] 刘爱菊, 孔繁翔, 王栋. 太湖底泥疏浚对水环境质量风险分析[J]. 环境科学, 2006, 27(10): 1946-1952.
LIU Aiju, KONG Fanxiang, WANG Dong. Water quality risk assessment for sediment dredging operations, Wuli in Taihu Lake [J]. Environmental Science, 2006, 27(10): 1946-1952.
- [3] 濮培民, 王国祥, 胡春华. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗? [J]. 湖泊科学, 2000, 12(3): 269-279.
PU Peimin, WANG Guoxiang, HU Chunhua. Can we control lake eutrophication by dredging? [J]. Journal of Lake Sciences, 2000, 12(3): 269-279.
- [4] 贾海峰, 马洪涛. 城市河湖底泥疏浚对水生态的影响分析与对策探讨[J]. 北京水务, 2006, 1: 48-51.
JIA Haifeng, MA Hongtao. Analysis and discussion on aquatic ecological impact of urban water systems' sediment dredging [J]. Beijing Water Project, 2006, 1: 48-51.
- [5] 刘建康. 高级水生生物学[M]. 北京: 科学出版社, 1999: 258.
LIU Jiankang. Senior Hydrobiology[M]. Beijing: Chinese Scientific Publisher, 1999: 258.
- [6] 姜莘红, 梁小民, 陈芳, 等. 月湖底栖动物的空间格局及其对水草可恢复区的指示[J]. 长江流域资源与环境, 2006, 15(4): 502-505.
JIANG Pinghong, LIANG Xiaomin, CHEN Fang, et al. Indication of macrophyte-restorable area by spatial pattern of macrobenthos in a eutrophic Yangtze lake[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2006, 15(4): 502-505.
- [7] 黄祥飞, 陈伟民, 蔡启铭. 湖泊生态调查观测与分析[M]. 北京: 中国标准出版社, 1999: 45-48.
HUANG Xiangfei, CHEN Weimin, CAI Qiming. Survey, observation and analysis of lake ecology[M]. Beijing: Chinese Standard Publisher, 1999: 45-48.
- [8] 李宝, 丁士明, 范成新, 等. 滇池福保湾间隙水氮、磷分布及其与底泥微生物和碱性磷酸酶相互关系[J]. 湖泊科学, 2008, 20(4): 420-427.
LI Bao, DING Shiming, FAN Chengxin, et al. Distributions of nitrogen and phosphorus in interstitial waters in the sediments of Fubao Bay in Lake Dianchi and their relationships with the activities of microbe and alkaline phosphatase in the surface sediments [J]. Journal of Lake Sciences, 2008, 20(4): 420-427.
- [9] FRANK V D M, ROBBY S, LUC D M. Rapid response of macro-invertebrates to drainage management of shallow connected lakes [J]. Journal of Applied Ecology, 2005, 1: 51-60.
- [10] 龚志军. 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, 2002: 42-43.
GONG Zhijun. Studies on ecology of macrozoobenthos in shallow lakes along the middle reaches of the Yangtze River[D]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 2002: 42-43.
- [11] 郭先武. 武汉南湖三种摇蚊幼虫生物学特性及其种群变动的研究[J]. 湖泊科学, 1995, 7(3): 250 - 255.
GUO Xianwu. Biological characteristics and annual population variance of three chironomid species (Diptera: Chironomidae) from south lake (Wuhan), China [J]. Journal of Lake Sciences, 1995, 7(3): 250 - 255.
- [12] 谢志才. 围圈养鱼对底栖动物生物多样性的影响[J]. 水生生物学报, 1996, 20: 90 - 95.
XIE Zhicai. Impact of enclosure aquaculture on biodiversity of zoobenthos [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 1996, 20: 90-95.
- [13] 郑丙辉, 田自强, 张雷, 等. 太湖西岸湖滨带水生生物分布特征及水质营养状况[J]. 生态学报, 2007, 27(10): 4214-4223.
ZHENG Binghui, TIAN Ziqiang, ZHANG Lei, et al. The characteristics of the hydrobios' distribution and the analysis of water quality along the west shore of Taihu Lake[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(10): 4214-4223.
- [14] MARTIN H P, ALPHIN T D, CAHOON L. Benthic community responses to nutrient enrichment and predator exclusion: influence of background nutrient concentrations and interactive effects [J].

- Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2006(330): 105-118.
- [15] 龚志军, 谢平, 唐汇娟, 等. 水体富营养化对大型底栖动物群落结构及多样性的影响[J]. 水生生物学报, 2001, 25(3): 210 - 216.
GONG Zhijun, XIE Ping, TANG Huijuan, et al. The influence of eutrophication upon community structure and biodiversity of macrozoobenthos[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2001, 25(3): 210-216.
- [16] 姜莘红, 崔永德, 王海军, 等. 汉阳湖群底栖动物群落及其对环境质量的指示[J]. 长江流域资源与环境, 2011, 20(5): 525 - 533.
JIANG Pinghong, CUI Yongde, WANG Haijun, et al. Macrobenthos communities and bio-assessment of lakes in Hanyang District[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2011, 20(5): 525-533.
- [17] 吕光俊, 熊邦喜, 刘敏, 等. 不同营养类型水库大型底栖动物的群落结构特征及其水质评价[J]. 生态学报, 2009, 29(10): 5339-5349.
LV Guangjun, XIONG Bangxi, LIU Min, et al. The community structure of macrozoobenthos and water quality assessment on different trophic types of reservoirs [J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(10): 5339-5349.
- [18] KIMIO H, KAZUYA Y, NORIHIKO Y, et al. Progress of eutrophication and changes of chironomid fauna in Lake Yamanakako, Japan [J]. Limnology, 2004, 5: 47-53.
- [19] 熊金林, 梅兴国, 胡传林. 不同污染程度湖泊底栖动物群落结构及多样性比较[J]. 湖泊科学, 2003, 15(2): 160-168.
XIONG Jinlin, MEI Xingguo, HU Chuanlin. Comparative study on the community structure and biodiversity of zoobenthos in Lakes of different pollution states [J]. Journal of Lake Sciences, 2003, 15(2): 160-168.
- [20] PAUL D W, GARRY J S, ELLIEE P. Empirical relationships between profundal macro-invertebrate biomass and environmental variables in boreal lakes of Alberta, Canada [J]. Freshwater Biology, 1999, 41: 91-100.
- [21] 谢平, 崔奔波. 长江中游湖泊生物多样性与渔业发展[J]. 水生生物学报, 1996, 20: 1-5.
XIE Ping, CUI Yibo. Biodiversity and fishery development of lakes in the area along the middle reaches of the Yangtze River [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 1996, 20: 1-5.
- [22] 邹红娟, 崔博, 吕晋, 等. 武汉湖泊底栖动物群落结构及水质生态评价[J]. 华中科技大学学报: 自然科学版, 2005, 33(10): 96-98.
WU Hongjuan, CUI Bo, LV Jin, et al. A community structure of benthos and ecological assessment of water quality of shallow lakes in Wuhan[J]. Journal of Huazhong University of Science & technology: Natural Science, 2005, 33(10): 96-98.
- [23] BREITBURG D L. Scaling eutrophication effects between species and ecosystems: the importance of variation and similarity among species with similar functional roles[J]. Australian Journal of Ecology, 1998, 23: 280-286.
- [24] 戴雅奇, 熊昉青, 由文辉. 疏浚对苏州河底栖动物群落结构的影响[J]. 华东师范大学学报: 自然科学版, 2003, 3: 83-87.
DAI Yaqi, XIONG Yunqing, YOU Wenhui. The impacts of dredging on the community structure of the micro - invertebrate in Suzhou Creek [J]. Journal of East China Normal University: Natural Science, 2003, 3: 83-87.

Zoobenthos recovering process and the relations with environment after sediment dredging in Lake Yuehu

JIANG Pinghong^{1,2}, ZHOU Yiyong², JI Lei², XIAO Wenjuan², SONG Chunlei²

1. Hunan Research Academy of Environmental Sciences, Changsha 410004, China;

2. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China

Abstract: This study has made monthly investigation on dynamic of zoobenthos community for one year after sediment dredging in Lake Yuehu, and also analyzed the relationship between zoobenthos community and environmental factors. The results indicated as follows: dredging led to nearly whole disappearing of zoobenthos, and the standing crop declined from $(4\ 387\pm 885)\ \text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$ before dredging to $(80\pm 21)\ \text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$. The oligochaetes became the pioneer species in the recovering process of disturbed ecologic system after dredging, and it showed two high densities in the turn of spring-summer (April) and autumn-winter (November), i.e. $(1\ 010\pm 209)\ \text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$ and $(1\ 538\pm 354)\ \text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$ respectively, as for chironomids, the high density $(2\ 021\pm 612)\ \text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$ appeared in the autumn-winter, which both nearly achieved the level before dredging. The species composition was similar to before dredging, there were more dominant species compared with before dredging. Before July, *Limnodrilus hoffmeisteri* was the most dominant species, but *Tanypus sp* after July. Seasonally dynamic of diversity was consistent with oligochaetes, and the diversity achieved the level of before dredging in autumn-winter. Densities of oligochaetes & chironomids, diversity were significantly positively correlated with DO and ZSD/ZM, but negatively with trophic factors (TN, TP, OD). It can be concluded that the seasonal dynamic of zoobenthos community was closely correlated with the life cycle (reproduce and growth) of zoobenthos after dredging. The trophic level was not the primary factor that controlled the zoobenthos density. The benthic environment after dredging was fit for zoobenthos to live in and for benthic ecologic system rebuilding.

Key words: zoobenthos; community structure; dredging; environmental factors; correlation analysis; monthly dynamic