

底泥营养物质释放对围隔水生生态系统的影响

唐汇娟

(华南农业大学 动物科学学院, 广东 广州 510642)

摘要:采用围隔研究了底泥对湖泊生态系统的影响. 试验用的8个围隔设置于武汉东湖, 其中E1~E4围隔采用富营养的东湖Ⅰ站底泥, E5~E8围隔采用相对贫营养东湖Ⅲ站底泥; E1、E2及E5、E6围隔中注入湖水, 其余围隔注入自来水. 试验持续2个半月. 研究表明, 加入Ⅰ站底泥的围隔中pH、总氮(TN)、总磷(TP)平均值显著高于加入Ⅲ站底泥的围隔. E1~E4围隔中自8月初形成持续的微囊藻水华, 其生物量显著高于没有微囊藻水华的E7、E8围隔, E5、E6围隔则形成短期微囊藻水华. E1~E4围隔浮游植物多样性指数远低于没有微囊藻水华的E7、E8围隔. 上述结果表明, 在浅水水体中, 底泥对水质的影响要远远大于湖水, 围隔中蓝藻水华发生的磷域值介于E5、E6和E7、E8围隔中磷含量之间, 为0.06~0.10 mg/L.

关键词:围隔; 富营养化; 底泥
中图分类号:X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1001-411X(2012)02-0225-05

Effects of Sediment Nutrients Release on Enclosure Ecosystems

TANG Hui-juan

(College of Animal Science, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China)

Abstract: Effects of sediment on lake ecosystem were studied by using enclosures. Eight enclosures were set up in Lake Donghu. Enclosure E1 – E4 used sediment from eutrophic station I and enclosure E5 – E8 used sediment from oligotrophic station Ⅲ. Lake water was pumped into enclosures E1, E2 and E5, E6, tap water was added into other four enclosures. The experiments lasted for about two and a half months. The results showed that pH, TN and TP were significantly higher in E1 – E4 than those in E5 – E8. *Microcystis* bloomed continuously in enclosures E1 – E4 since August. E1 – E4 had much higher phytoplankton biomass than enclosures E7, E8 where no blooms were formed. E5, E6 had *Microcystis* blooms only for a short period of time. The index of ploytoplankton biodiversity was much lower in E1 – E4 enclosure than that of E7, E8 enclosure. The above results indicated that the effect of sediments on shallow water ecosystem was much higher than water column, and the threshold TP value for *Microcystis* blooms was probably between 0.06 – 0.10 mg/L, i. e. between the average TP contents in E5, E6 and E7, E8.

Key words: enclosure; eutrophication; sediment

底泥作为湖泊生态系统的—个重要部分, 是湖泊内源性污染的主要来源, 是影响湖泊生态系统, 特别是湖水水质的重要因素. 很多湖泊虽然削减了外源负荷, 但是由于底泥营养物质的释放, 湖泊的营养状况仍然难以得到改善. 由此人们往往直观地认为, 疏浚上层富含营养盐的底泥可以削减内源负荷, 并将疏浚底泥作为湖泊治理的—项重要措施. 苏丽丹

等^[1]在淀山湖的研究发现, 淀山湖底泥具有明显的总磷 TP 释放特性. 涂保华等^[2]的研究证明底泥疏浚对竺山湖内源磷释放具有极好的控制作用. 除了底泥疏浚以外, 引水冲淤也是湖泊治理中的常用手段, 在国外的一些湖泊治理中, 这—技术得到了成功的运用^[3]. 但无论是底泥的去除还是引水冲淤都是非常昂贵的技术, 在我国运用需要全面考虑. 本研究的

目的是模拟在武汉东湖目前的富营养化的条件下,比较营养含量不同的底泥和水柱对水体生态系统、尤其是对水体中浮游植物和营养盐的影响,为东湖的工程治理提供生态学依据;同时,通过换泥和换水的处理在几个围隔中形成不同的营养梯度,以探讨不同的底泥以及不同的营养条件对浮游植物种类组成和生物量的影响.

1 材料与方法

1.1 试验地点及围隔的描述

武汉东湖(30°133'N,114°123'E)位于武汉市武昌区,是一个亚热带高度富营养的浅水湖泊^[4]. 试验用的 8 个围隔设置在武汉东湖水果湖湾,围隔骨架采用钢管结构,用不透水的聚乙烯塑料布缝合成袋状,即底部被封死固定于钢管上,使围隔内外基本没有水交换. 围隔为 2.5 m×2.5 m 的正方形,围隔中水深一般为 2 m.

1.2 试验设计

8 个围隔共设 4 个处理,每个处理 2 个重复. 试验开始于 2001 年 7 月 7 日,设置好围隔并注入湖水或自来水,第 2 天进行第 1 次采样并添加大约 2.5 cm 厚的底泥. 试验用的底泥分别采自东湖的 2 个采样点,其中一个采样点位于污染非常严重的郭郑—水果湖湾(I 站),其底泥氮、磷含量非常高. 另一个采样点位于受污染较少的汤林湖区(Ⅲ站)^[5],其底泥氮、磷含量要低得多. 在 E1、E2 和 E5、E6 围隔中注入湖水,其余围隔中加入自来水,并加入大约 10% 的湖水作为接种,在 E1~E4 围隔中加入富营养的 I 站底泥,E5~E8 围隔中加入营养含量较低的Ⅲ站底泥. 具体设置见表 1.

表 1 各围隔的设置

Tab.1 Treatment of different enclosures	
围隔	处理
E1、E2	I 站底泥 + 东湖水
E3、E4	I 站底泥 + 自来水
E5、E6	Ⅲ站底泥 + 东湖水
E7、E8	Ⅲ站底泥 + 自来水

1.3 采样及分析

2001 年 7 月 8 日对围隔第 1 次采样,采样间隔时间为 5 d,直至 2001 年 9 月 21 日结束. 对 8 个围隔同时采样,现场测定水温、pH 和透明度. 同时用采水器取水面下 0.5 m 至离湖底 0.5 m 的混合水样,采得的水样分为 3 份,一份(1 L)用作水化学分析;一份(1 L)加 φ 为 1% 的 Lugol 固定液固定,用作浮游植物的定量分析;还有一份(大约 50 mL),用作微囊藻的计数.

对所采回的水样立即进行处理和分析. 总磷(TP)的测定采用碱性过硫酸钾消解,消解产物为正磷酸盐,用钼兰比色法测定. 总氮(TN)采用过硫酸钾消解,消解产物为硝态氮,用紫外分光光度计在 220 nm 下测定^[6].

将 φ 为 1% 的 Lugol 固定液固定的 1 L 水样带回实验室,沉淀 48 h 后,吸掉上清液,浓缩至 30 mL,并加数滴福尔马林保存. 计数前将样品充分摇匀,然后取 0.1 mL 于 0.1 mL 计数框内计数,定量计数在 10×40 倍视野下进行,每个样本重复计数 2 次,每次计数个体数为 300~500 个. 浮游植物的鉴定主要参照胡鸿钧等^[7]. 由于微囊藻一般以群体形式存在,为准确起见,在不破坏微囊藻细胞的前提下,用超声波将原水样品中的微囊藻群体打碎,然后取 0.1 mL 被超声波处理过的水样,置于 10×40 倍的显微镜下用视野法对微囊藻个体进行计数^[8].

2 结果

2.1 理化状况

试验期间日均水温在 26.8~33.6℃之间变动,平均水温为 30℃左右. 试验开始时温度较高,后期温度开始下降. 各围隔中 pH 的变化一致,其值在 8~10 之间变动,pH 在发生蓝藻水华期间较高. 在添加东湖 I 站底泥的 E1~E4 围隔中的 pH 显著高于添加Ⅲ站底泥的围隔(表 2). 这是因为 E1~E4 围隔浮游植物生产量比较高,光合作用更为强烈的缘故. 试验开始时,注入自来水的 E3、E4 和 E7、E8 号围隔中的透明度明显高于注入东湖水的围隔,但各围隔的透明度在 7 月底至 8 月初上升到最大(1 m 以上),在 8 月 12 日时,所有围隔中的透明度都下降到 50 cm 左右,随后,E1~E4 围隔的透明度保持在 50 cm 左右,而 E5~E8 围隔的透明度在 50~100 cm 之间,整个试验期间 E7、E8 围隔的透明度显著高于其他围隔(表 2).

湖水 TN 和 TP 的初始质量浓度分别为 2.11 和 0.19 mg/L,而自来水 TN 和 TP 的初始质量浓度为 1.14 和 0.026 mg/L. 在加入东湖 I 站底泥的 E1、E2 和 E3、E4 围隔中,TN 和 TP 的含量在试验的初期与其他 4 个围隔处于同一水平,随着底质中的氮和磷的缓慢释放,水柱中的营养物质从 7 月底到 8 月初开始逐渐的升高,这种升高的趋势一直持续到 9 月中旬,4 个围隔中的 TN、TP 含量达到最大值,而在加入东湖Ⅲ站底泥的 4 个围隔中,水柱中氮磷含量几乎保持不变. 由表 2 可知,加入东湖 I 站底泥的 E1、E2 和 E3、E4 围隔中 TN、TP 平均含量要显著高于加入东湖Ⅲ站底泥的 E5、E6 和 E7、E8 围隔. 而在相同底泥的 4 个围隔中,TN 和 TP 含量的均值没有

显著的差异(表 2).

表 2 理化指标平均值在不同处理围隔之间的多重比较¹⁾
Tab. 2 Multi-comparisons of the physicochemical indices among different enclosures

围隔	pH	透明度/cm	$\rho/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	
			TN	TP
E1、E2	8.5a	57.6a	2.187a	0.362a
E3、E4	8.6a	69.9a	2.050a	0.288a
E5、E6	8.1b	81.5a	1.368b	0.101b
E7、E8	8.2b	94.9b	1.074b	0.057b

1) 表中数据分别为 2 次重复的平均值, 同列数据后凡有一个相同字母者, 示差异不显著($P>0.05$, 单因素方差分析 LSD 法).

2.2 浮游植物

2.2.1 浮游植物组成 图 1 反映了浮游植物生物量组成的变化. 由图 1 所示, E1 ~ E6 围隔浮游植物的组成非常相似. 在试验初期, 各围隔浮游植物主要

由蓝藻门、隐藻门和绿藻门的种类组成, 占生物量的 75% 以上, 而硅藻与其他藻类如甲藻门、裸藻门和金藻门的种类在围隔中较少. 此时, 蓝藻主要由一些小型的种类如细小平裂藻 *Merismopedia*、蓝纤维藻 *Dactylococcopsis* 和一种非常纤细的颤藻 *Ocellularia* 所组成, 绿藻主要由空星藻 *Coelastrum*、卵囊藻 *Oocystis* 和栅藻 *Scenedesmus* 等绿球藻目的种类所组成. 而在 7 月 28 号, E1 ~ E6 围隔中, 开始出现微囊藻 *Microcystis*, 此时的微囊藻数量非常少, 所形成的群体也不大, 并没有在水面形成肉眼可见的水华, 随后微囊藻迅速增殖, 到了 8 月初期, 微囊藻已经在 E1 ~ E6 围隔中形成绝对优势, 在 E1 ~ E5 围隔中, 已经达到生物量的 99% 以上. 而在 E7、E8 围隔中, 浮游植物主要由隐藻 *Cryptomonas*, 绿藻门的空星藻、卵囊藻和栅藻, 硅藻门的小环藻 *Cyclotella*, 直链藻 *Melosira* 组成. 虽然 E7 围隔水样的显微观察也可见微囊藻, 但都是

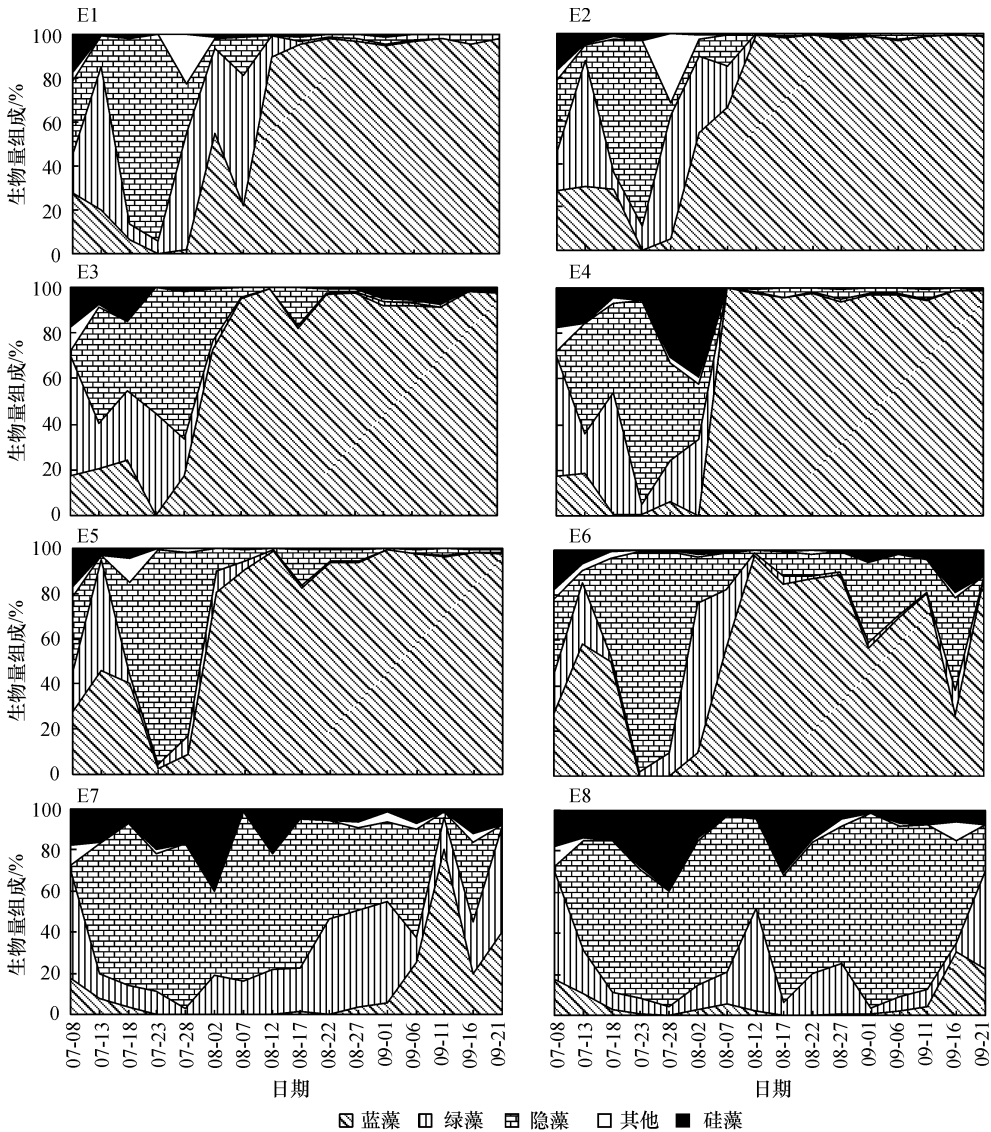


图 1 各围隔中浮游植物生物量组成

Fig. 1 Biomass distribution of major algal group in the enclosures

以个体或者几个细胞的小群体形式存在,在整个试验期间都没有形成微囊藻水华.

表 3 反映试验开始和试验结束时 2 个时间点各围隔中浮游植物多样性的比较. 在试验初期,各围隔的多样性指数都在 3 以上,且不同处理之间并无显著性差异,而在试验后期,E1 ~ E4 围隔的多样性指数非常低,显著低于 E7、E8 围隔,E5、E6 围隔的多样性指数则处于 2 者之间.

表 3 浮游植物多样性在不同处理围隔之间的多重比较¹⁾
Tab.3 Multi-comparisons of average phytoplankton biodiversity among different treatments

日期	E1、E2	E3、E4	E5、E6	E7、E8
07-13	3.19a	3.74a	3.30a	3.64a
09-16	0.02a	0.02a	1.28ab	2.65b

1) 表中数据分别为 2 次重复的平均值,同行数据后凡有一个相同字母者,示差异不显著 ($P > 0.05$, 单因素方差分析 LSD 法).

2.2.2 浮游植物的生物量 图2反映了各围隔中

浮游植物生物量在试验期间的变动情况. 在开始阶段,各围隔中的浮游植物都处于相对较低的水平,但随着微囊藻水华的出现,E1 ~ E6 围隔中浮游植物生物量都在 8 月中旬开始上升. E1 ~ E4 围隔中生物量上升尤其显著,E5、E6 围隔中浮游植物生物量虽然也一度上升到较高的水平,但在试验结束时都呈下降的趋势. E7、E8 围隔由于没有发生微囊藻水华,其生物量始终保持在很低的水平. 在试验期间,微囊藻的生物量均值在 E1、E2 与 E3、E4 之间以及在 E5、E6 与 E7、E8 之间均没有显著差异,除了微囊藻以外,其他各类群藻类的生物量在各处理之间均没有显著性差异,且生物量均比较低(表 4).

表 4 各类群浮游植物生物量平均值在不同处理围隔之间的多重比较¹⁾
Tab.4 Multi-comparisons of average phytoplankton biomass among different treatments $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

围隔	微囊藻	蓝藻	绿藻	隐藻	硅藻
E1、E2	13.00ab	13.20ab	0.62a	0.63a	0.84a
E3、E4	14.19a	14.27a	0.24a	0.66a	0.26a
E5、E6	5.42bc	5.61bc	0.26a	0.99a	0.25a
E7、E8	0c	0.04c	0.19a	0.72a	0.20a

1) 表中数据分别为 2 次重复的平均值,同列数据后凡有一个相同字母者,示差异不显著 ($P > 0.05$, 单因素方差分析 LSD 法).

3 讨论

水体中总磷的质量浓度在含有自来水和东湖水的围隔中并没有显著的差异 ($n = 64, P = 0.11$),在添加Ⅲ站底泥的围隔中,水体中总磷的质量浓度显著低于添加Ⅰ站底泥的围隔 ($n = 64, P = 0.000$). E1 ~ E4 围隔的底泥干质量的初始磷质量比为 4.01 mg/g ,而到试验后期,下降到 $2.26 \sim 2.6 \text{ mg/g}$ ^[9],这进一步证明了底泥磷在这 4 个围隔中的释放. 而对于底泥磷含量较低的 E5 ~ E8 围隔,试验初期底泥磷含量与试验后期相比变化不大,表明底泥磷释放不明显. 余天应等^[10]的研究结果表明,在以底泥作为藻类培养的唯一营养源的情况下,沉积物在藻类生长的影响下,具有较强的 P 释放潜力,可以推测,在蓝藻水华大量发生后(8 月份),迅速增殖的微囊藻促发了底泥磷的释放,从而导致水体磷在 8 月份后持续升高. 该围隔试验的结果还表明,对于象武汉东湖这样的浅水湖泊,底泥对水质的影响要远远大于湖水,在富营养的底泥存在的条件下,即使上覆的湖水初始磷质量浓度很低,最终由于底泥营养盐源源不断地释放,导致其上覆水营养盐含量升高. 在杭州西湖进行的实践

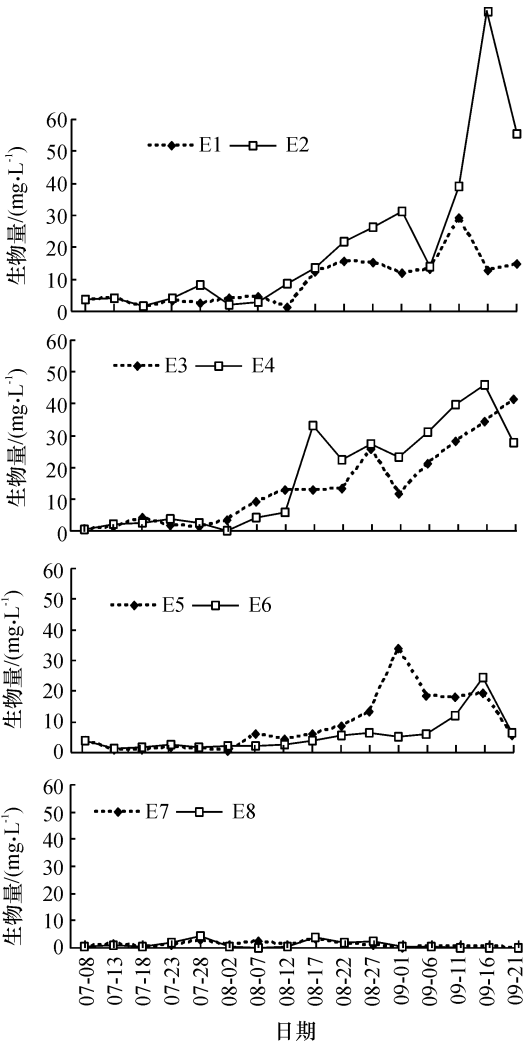


图 2 试验期间围隔中浮游植物生物量的变化
Fig.2 Phytoplankton biomass dynamics in the enclosures

也证实了这一结果,吴洁等^[11]的研究发现,在引钱塘江水入西湖冲污15年后,湖水的TN、TP年均值变化不大,叶绿素a的值反而有所升高.这表明,外源营养盐被控制的情况下,减少来自底泥的内源负荷是湖泊治理的根本.

在本研究中,浮游甲壳动物主要由小型种类所组成,而它本身的生物量也受浮游植物多少的影响^[12],可能对浮游植物的下行影响不大,浮游植物的生物量主要取决于围隔中营养盐的上行作用.磷被认为是导致藻类种群向形成水华的蓝藻种类转变的关键元素^[13],只有E7、E8围隔没有形成蓝藻水华,E5、E6围隔发生了较为轻微的水华,但最后由于缺乏营养的持续供给而导致种群衰竭.关于引起蓝藻水华的磷的域值,很多研究者在不同水体中得出了不同的结论.Downing等^[14]指出当TP在0~0.1 mg/L时,蓝藻占据优势的风险为10%,当TP在0.3~0.7 mg/L之间时,蓝藻占优势的风险为40%.当TP值达到0.1 mg/L时蓝藻占优势的风险为80%.而从本研究结果可以看出,围隔中蓝藻水华发生的磷域值介于E5、E6和E7、E8号围隔中磷含量之间,即0.06~0.10 mg/L.

参考文献:

[1] 苏丽丹,林卫青,杨漪帆,等.淀山湖底泥氮磷释放通量研究[J].上海环境科学,2010,29(5):197-201.

[2] 涂保华,雷春生,魏永,等.竺山湖底泥疏浚对内源磷释放控制作用研究[J].安徽农业科学,2011,39(3):1375-1676.

[3] 沈韞芬,章宗涉.水污染生物学问题[M]//刘建康.高级水生生物学.北京:科学出版社,1999:305-338.

[4] XIE Ping,LIU Jian-kang. Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria

blooms:A synthesis of decades of research and application in a subtropical hypereutrophic lake[J]. Scentific World J,2001,1:337-356.

[5] 谢丽强,谢平,唐汇娟.武汉东湖不同湖区底泥总磷含量及变化的研究[J].水生生物学报,2001,25(4):305-310.

[6] ENINA J,TSUTSUI T,SHIRAI . Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation[J]. Water Research,1983,17:1721-1726.

[7] 胡鸿钧,李尧英,魏印心,等.中国淡水藻类[M].上海:上海科学技术出版社,1979:525.

[8] TANG Hui-juan,XIE Ping,XIE Li-qiang,et al. Effect of enclosure and nutrient enrichment on *Microcystis* blooms in Donghu Lake [J] . Chinese Journal of Limnology and Oceanography,2006,24:278-284.

[9] XIE Li-qiang,XIE Ping,LI Shi-xin,et al. TN: TP ratio, a cause or a result of *Microcystis* blooms [J]. Water Research,2003,37:2073-2080.

[10] 余天应,杨浩.藻类生长对滇池沉积物磷释放影响的研究[J].土壤,2005,37(3):321-325.

[11] 吴洁,虞左明.西湖浮游植物的演替及富营养化治理措施的生态效应[J].中国环境科学,2001,21(6):540-544.

[12] 刘红.水体富营养化和鱼药对浮游动物影响的研究[D].武汉:中国科学院水生生物研究所,2003.

[13] REYNOLDS C S. Cyanobacterial water-blooms [M] // CALLOW J A. Advances in botanical research. London: Academic Press,1987:67-143.

[14] DOWNING J A, WATSON S, McCauley E. Predicting cyanobacteria dominance in lakes[J]. Can J Fish Aqu Sci, 2001,58(10):1905-1908.

【责任编辑 柴 焰】