

城市富营养化湖泊生态恢复——南京莫愁湖物理生态工程试验*

成小英^{1,2}, 李世杰¹, 濮培民¹

(1:中国科学院南京地理与湖泊研究所,南京 210008)

(2:江南大学工业生物技术教育部重点实验室,无锡 214036)

摘要:为了探索城市富营养化湖泊生态修复技术,2000年9月在南京市莫愁湖物理生态工程试验区内,开展了隔离外源污染、覆盖底泥和种植水生植物对湖泊水质平均水平和水体脉动强度影响的比较研究.试验结果表明,通过围隔隔离外源污染可在较短时间内迅速改善湖泊TN的平均水平,但难以提高湖泊生态系统的稳定性;通过覆盖底泥控制内源污染难以改善湖泊水质的平均水平,并且难以提高湖泊生态系统的稳定程度;种植水生植物不仅能够全面改善湖泊水质的平均水平,而且可以提高湖泊生态系统的稳定性.此外,富营养化湖泊中,藻类生长与湖水营养盐浓度并不存在正相关的关系.因此,对城市湖泊富营养化的防治,在控制外源污染降低营养盐浓度的同时,应恢复湖泊原有的以水生高等植物为主的生态系统.

关键词:外源污染;底泥;水生植物;高营养化;生态恢复;莫愁湖

Ecological restoration of urban eutrophic lakes—a case study on the physical and ecological engineering in Lake Mochou, Nanjing

CHENG Xiaoying^{1,2}, LI Shijie¹ & PU Peimin¹

(1: *Nanjing Institute of Geography & Limnology, CAS, Nanjing 210008, P. R. China*)

(2: *Key Laboratory of Industrial Biotechnology, Ministry of Education, Southern Yangtze University, Wuxi 214036, P. R. China*)

Abstract: To study the technologies of ecological restoration for urban eutrophic lakes, the comparative experiments of different influence for external pollution isolating, sediment covering and macrophytes planting to the average level of water quality and the fluctuating intensity of water body were carried out in Lake Mochou of Nanjing in September 2000. The results showed that it can improve the average level of TN in a relatively short period but it is different to increase the stability of the lake ecosystem through isolating the external pollution by the soft wall; it cannot improve the average level of the water quality or increase the stability of the lake ecosystem either through isolating the internal pollution by covering the sediment; it can not only improve the average level of the water quality comprehensively, but also increase the stability of the lake ecosystem through macrophyte restoration. Furthermore, algae growth is not positively correlated with nutrient concentration in eutrophic lakes. In a word, to control the eutrophication of urban lakes, it should be done to restore the pristine ecosystem with macrophytes restoration associated with the priority of external pollution controlling.

Keywords: External pollution, sediment; macrophyte; eutrophication; ecological restoration; Lake modolv

湖泊是人类重要的自然资源,城市湖泊在改善城市生态环境等方面起着极其重要的作用^[1].近十几年来,随着城市的扩大和经济的发展,城市湖泊的富营养化过程受到人类活动的强烈影响而大大加速.目前,中国多数城市湖泊水体已处于严重富营养化状态^[2],恢复富营养化城市湖泊生态系统是目前急需解决的

* 香港理工大学、日本河北泻湖研究所及中国科学院南京地理与湖泊研究所国际合作项目“旅游湖泊生态修复的物理生态工程示范研究”与中科院知识创新工程重大项目(KZCX1-SW-12-13)联合资助.2005-05-27收稿;2005-12-20收修改稿.成小英,女,1977年生,博士;E-mail:chengxiaoy@hotmail.com.

问题^[3]. 湖泊富营养化防治的基本措施主要包括内源污染控制、外源污染控制和生态控制. 对于外源污染, 一般采取截污与集中处理等措施^[4-6]; 对于内源污染, 一般采取疏浚底泥^[7,8]、覆盖底泥^[9]、固定营养盐^[10,11]等措施; 对于生态控制, 一般采取恢复水生植被与控制鱼类等措施^[12,13]. 研究显示, 隔离外源污染是改善湖泊水质的前提, 但难以有效控制湖泊富营养化^[14,15]; 覆盖底泥难以抑止浮游植物生长、降低浮游植物生物量^[16], 例如苏州市若干河道内敷设了水泥板, 但水质未见明显好转^[17]; 种植水生植物可以有效净化湖水^[6]. 上述研究往往局限于对水质平均水平的影响, 同时相互之间缺少明确的对比, 通过对南京城市湖泊莫愁湖物理生态工程试验的研究, 我们探讨并比较了隔离湖泊外源污染、覆盖底泥和种植水生植物对水质平均水平和水体脉动强度的影响, 为城市富营养化湖泊生态恢复提供一定的依据.

1 实验部分

1.1 实验地点及自然状况

莫愁湖位于南京市西南部, 在著名的莫愁湖公园内. 水面面积为 0.3 km^2 , 略呈三角形(图 1). 莫愁湖出水口位于湖泊东部, 通往秦淮河; 无入湖河渠, 有生活污水排入. 莫愁湖除了供游人水上娱乐外, 湖内还放养了大量鲢、鳙鱼及少量青鱼. 目前, 莫愁湖水体已处于超富营养化状态. 实验区位于莫愁湖东北隅, 大致呈西北-东南走向, 离岸约 10 m (图 1). 该湖区地势平坦, 水深在 1.3 m 左右. 附近湖滨带为草林复合生态系统, 无高大建筑物.

1.2 实验设计

用不透水材料、浮体及重压管制成的软隔离带, 围成 5000 m^2 ($100 \text{ m} \times 50 \text{ m}$) 的围隔, 与大湖区完全隔离; 并用同样的材料按图 2 所示将围隔分成 5 个 1000 m^2 的围区(A、B、C、D、E), 围区 A 又分隔为 32 个 25 m^2 ($5 \text{ m} \times 5 \text{ m}$) 的小围区 A1、A2、...、A33 和一个 200 m^2 ($10 \text{ m} \times 20 \text{ m}$) 的中围区 A17; 中围区 A17 用不透水塑料薄膜覆盖底泥, 与四周围隔紧密相接, 防止了水-泥界面的营养盐释放. 自 2000 年 7 月围隔建成后, 围区 E、中围区 A17 和所有小围区未引种水生高等植物, 也未作其它处理. 从 2000 年 10 月初开始, 在围区 B、C、D 内先后引种风眼莲(*Eichhornia crassipes* Solms)、喜旱莲子草[*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb]、伊乐藻[*Elodea nuttallii* (Planch) John]、菹草(*Potamogeton crispus* Linn)、微齿眼子菜(*Potamogeton maackinus* A. Benn.) 等水生高等植物.

总的来说, F 为开敞水域; E 为隔断外源污染的围区; B、C、D 为种植水生高等植物的围区; 中围区 A17 与开敞湖区及其它实验区完全隔离, 并且底部覆盖了塑料薄膜, 可以认为既无外源污染, 也无内源污染; 小围区(如 A11) 则为隔离外源污染的试验区. 将围区 E 或小围区 A11 与开敞水域 F 进行对比, 可以研究控制外源污染对湖泊水质的影响; 将中围区 A17 与小围区 A11 进行对比, 可以研究覆盖底泥对湖泊水质的影响; 将围区 C 与围区 E 进行对比, 可以研究种植水生高等植物对湖泊水质的影响.

1.3 水质监测

采样点: 以围区 C、E 的南端为其采样点, 以围区 E 南部的外部为开敞水域 F 的采样点, 以中围区 A17、小围区 A11 东部边缘的中部为其采样点.

采样频率: 从 2000 年 9 月初到 2001 年 10 月底, 定期对开敞水域 F 及围区 C、E, 中围区 A17 和小围区



图 1 莫愁湖公园平面图

Fig. 1 The ichnography of Lake Mochou Park

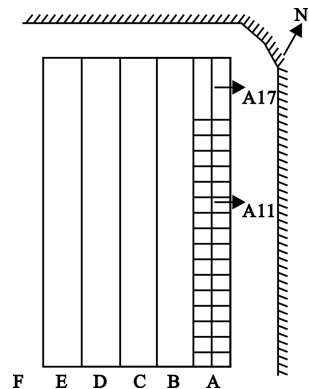


图 2 莫愁湖实验区位置

Fig. 2 The position of the experimental area in Lake Mochou

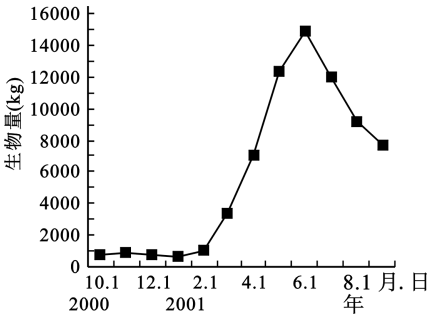


图3 2000年10月至2001年9月,围区B、C、D内水生高等植物各月总生物量的变化
Fig. 3 Change of mensal value of the total biomass of macrophytes in the enclosure B, C and D from Oct 2000. to Sep 2001.

A11 分别取样,测定 DO、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 、TN、TP、 COD_{Mn} 、Chla 等。

化学分析方法:用中国环境监测标准方法^[18]分析 Chla,其它项目依据《湖泊富营养化调查规范》^[19]规定的方法进行分析。

2 结果与分析

2.1 全湖与围隔水质空间变化

2000年7月,在围隔建设之前进行水质本底调查,10个采样点均匀分布于全湖(图1),每点分别取表层(距湖面50cm)与底层水样(距湖底50cm)。利用 Hotelling's Trace 检验方法对试验结果进行多元方差分析,分析结果表明,莫愁湖整个水体内的 DO、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 、TP、Chla 等主要水质指标无显著性差异(对于水平空间因素变量: $P > 0.05$;对于垂直空间因素变量 $P > 0.05$),水质相对较为均匀。5000 m² 围隔仅占水面 16.67%,且分成若干部分,水质较为一致。

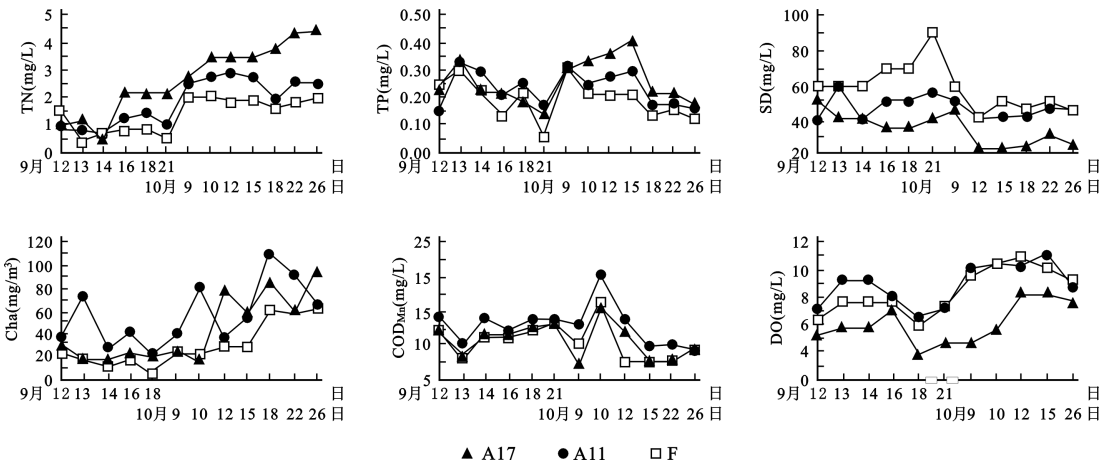


图4 2001年9、10月,开敞水域F、隔离外源污染的围区A11、隔离外源污染并覆盖底泥的围区A17中,主要水质指标的变化

Fig. 4 Change of the main indexes of water quality in F, (open are) A17 (external nutrient isolated) and A11 during September and October in 2001

2.2 水生植被的恢复

图3显示,2000年秋冬季节,由于引种过程中的人为损伤等原因,引入的水生高等植物生长停滞。2001年春季,水温上升,水生高等植物开始萌发生长,水生高等植物生物量呈直线上升趋势;2001年夏季,水生高等植物生物量达到极大值,水生植被水面覆盖率达到80%以上;2001年秋季,水生高等植物生物量略有下降,但仍保持较高水平。反映了引入的水生高等植物恢复良好,实现了自然季相演替。

2.3 对水质平均水平的影响

2001年9、10月莫愁湖的资料显示,隔离外源污染的A11与开敞水域F内水体的TN、TP指标差异极其显著($P_{\text{TN}} < 0.01$, $P_{\text{TP}} < 0.01$),营养盐可得到一定降低。A11与F内SD指标差异极其显著($P < 0.01$),A11内SD有明显改善;Chla指标无显著差异($P > 0.05$),A11略优于F。同时,A11与F内水体 COD_{Mn} 指标无显著差异($P > 0.05$),A11内DO明显高于F(图4,表1)。

自2000年9月至2001年9月,隔离外源污染的E与开敞水域F的水质指标平均值显示了类似的变化趋势(图5,表2)。与F相比,E内水体TN显著降低($P < 0.05$),TP无显著差异($P > 0.05$);SD显著增高($P < 0.01$),Chla无显著差异($P > 0.05$);同时,E与F内DO和COD_{Mn}指标均无显著性差异($P > 0.05$)。

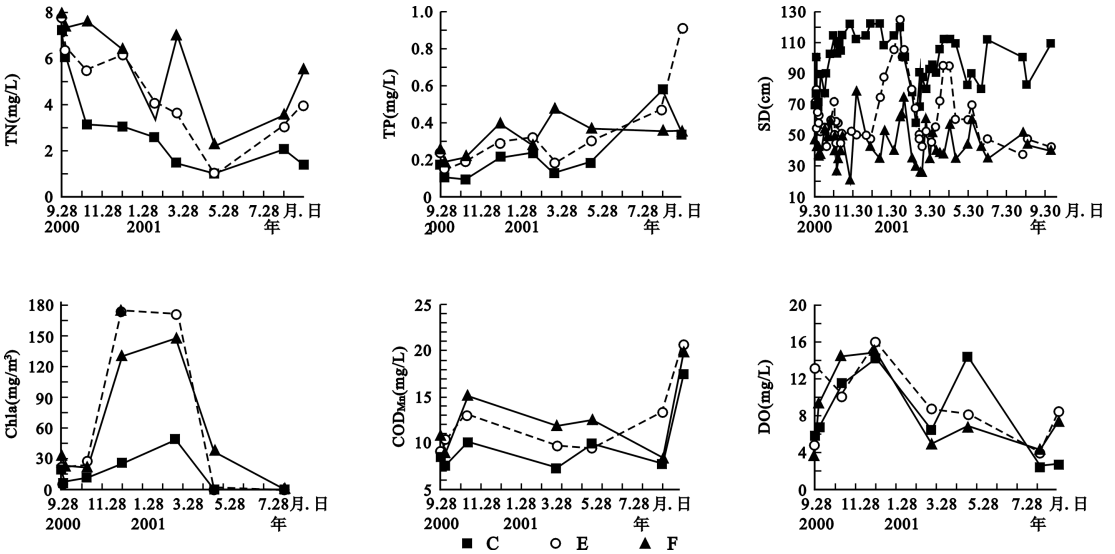


图5 2000年9月-2001年9月,种植水草的围区C、隔断外源污染的围区E、开敞水域F内,主要水质参数的变化过程

Fig. 5 Change of main indexes of water quality in C (macrophyte planted), E (external nutrient isolated) and F (open water) between September 2000 and September 2001

结果表明,控制外源污染可在短期内迅速降低TN,但较难减少TP;可增高SD,但难以减少Chla;同时,可显著改善DO,但未必能减少围区水体内的有机物质。

2001年9、10月,与覆盖底泥的A17相比,未覆盖底泥的A11内TP、TN、SD、Chla、COD_{Mn}指标均明显好于A17,尤其Chla指标与A17有极其显著的差异($P < 0.01$)。但是,A11与A17内水体DO指标无显著性差异($P > 0.05$) (图4,表1)。

表1 2001年9月-2001年10月,莫愁湖围隔试验结果

Tab. 1 The results of the experiments in Lake Mochou from September 2001 to October 2001

| 统计特征 | 试验区 | Chla (mg/m ³) | TN (mg/L) | TP (mg/L) | COD _{Mn} (mg/L) | DO (mg/L) | SD (cm) |
|------|-----|------------------------------|--------------|--------------|-----------------------------|--------------|------------|
| 平均值 | A17 | 56.50 | 1.82 | 0.2320 | 12.77 | 8.84 | 45.92 |
| | A11 | 29.76 | 1.38 | 0.1909 | 10.41 | 8.42 | 58.33 |
| | F | 44.17 | 2.66 | 0.2552 | 10.68 | 6.04 | 34.92 |
| 均方差 | A17 | 26.30 | 0.80 | 0.0615 | 2.75 | 1.45 | 4.89 |
| | A11 | 18.31 | 0.59 | 0.0669 | 2.53 | 1.59 | 13.06 |
| | F | 28.24 | 1.23 | 0.0780 | 2.42 | 1.49 | 10.21 |

试验表明,与未覆盖底泥相比,覆盖底泥非但不能降低水体内营养盐含量,反而显著增加了水体氮磷含量,而且使Chla剧增、SD明显降低。说明覆盖底泥对水体营养盐的控制作用相当有限,有时甚至比未覆盖底泥水体的营养盐含量还高;并且,覆盖底泥难以遏制浮游藻类生长。

自2000年9月至2001年9月,种植水草的C内,除 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 外,其它所有水质指标均有所改善,尤其TN、Chla、SD和 COD_{Mn} .其中,C内的Chla仅为 15.55 mg/m^3 ,而隔离外源污染的E内为 56.95 mg/m^3 ,开敞水域F为 55.99 mg/m^3 (图5,表2).分析表明,种植水草可全面改善水质平均水平,尤其是SD和Chla.

2.4 对水质变化脉动强度的影响

统计结果显示,2001年9、10月,A11、A17和F内水体的水质指标平均变化程度均较大,TN和Chla尤为强烈(表1).A11内Chla的均方差为 18.31 mg/m^3 ,A17为 26.30 mg/m^3 ,F为 28.24 mg/m^3 ,均大于 15 mg/m^3 ;同时,A11、A17和F内水体TN的均方差依次为 0.59 mg/L 、 0.80 mg/L 、 1.23 mg/L ;说明以上三种以浮游植物为第一生产力的水生生态系统,水质指标均有较大脉动,并且由于物理条件的差异(如有无围隔)而并不同步变化.2001年9月,A11内水温平均值为 25.26°C ,F为 25.70°C ;10月,A11为 19.06°C ,F为 19.46°C .两种系统内TP的比值从极小值0.43变化到极大值1.22,TN从0.26变化到1.49,Chla从0.29变化到1.33,SD从1.03变化到2.27,DO从1.08变化到2.13, COD_{Mn} 从0.63变化到1.41,其中TN和Chla波动极其强烈.2000年9月到2001年9月,E和F显示了类似的变化趋势(表2).

2001年9、10月,隔离外源污染的A11内,TN、TP、Chla的均方差均小于开敞水域F,而SD、DO、 COD_{Mn} 的均方差略大于F(图4,表1).自2000年9月至2001年9月,与开敞水域F相比,隔离外源污染的E内除TN和DO的均方差略低于F外,其他主要水质指标均高于F;其中,E内TP的均方差与F相差 0.13 mg/L ,Chla相差 19.75 mg/m^3 ,SD相差 7.38 mg (图5,表2).结果表明,单纯控制外源污染难以全面增高水生生态系统的稳定性,有些指标的脉动强度甚至更大.

2001年9、10月,与未覆盖底泥的A11相比,覆盖底泥的A17内SD的均方差明显小于A11,DO和TP略小于A11,其它水质指标均显著大于A11.其中,A17内Chla的均方差较A11大 7.99 mg/m^3 (图4,表1).分析表明,通过覆盖底泥控制湖泊内源污染非但较难改善水生生态系统的稳定性,有时甚至加剧了某些水质指标的脉动强度,特别是Chla.

自2000年9月至2001年9月,种植水草的C内,TN、SD和DO的均方差均大于隔离外源污染的E和开敞水域F;然而,C内的Chla的均方差仅为 15.22 mg/m^3 ,远远小于E的 73.16 mg/m^3 和开敞水域F的 53.41 mg/m^3 (图5,表2).上述结果显示,在全面改善水质平均水平的同时,种植水草虽然未能全面削弱水中营养物质含量的脉动强度,却大大增加了生态系统的稳定程度.

表2 2000/9-2001/9,莫愁湖试验区C、E、F水质变化

Tab. 2 Change of water quality in C, E and F in Lake Mochou between September 2000 and September 2001

| 统计特征 | 试验场所 | Chla (mg/m^3) | TN (mg/L) | TP (mg/L) | $\text{NO}_2^- \text{-N}$ (mg/L) | $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (mg/L) | $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (mg/L) | $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ (mg/L) | COD_{Mn} (mg/L) | DO (mg/L) | SD (cm) |
|------|------|-----------------------------|-------------------------|-------------------------|--|--|--|---|---|-------------------------|-----------------------|
| 平均 | C | 15.55 | 3.10 | 0.23 | 0.46 | 0.78 | 1.63 | 2.13 | 9.81 | 8.04 | 96.73 |
| | E | 56.95 | 4.61 | 0.34 | 1.27 | 0.92 | 2.34 | 0.08 | 12.14 | 9.13 | 62.99 |
| | F | 55.99 | 5.65 | 0.32 | 1.73 | 0.99 | 3.40 | 0.08 | 12.44 | 8.23 | 44.18 |
| 均方 | C | 15.22 | 2.03 | 0.15 | 1.11 | 0.74 | 1.39 | 0.22 | 3.31 | 4.52 | 21.95 |
| | E | 73.16 | 1.93 | 0.22 | 3.41 | 0.70 | 1.82 | 0.06 | 3.77 | 3.77 | 19.6 |
| 差 | F | 53.41 | 1.99 | 0.09 | 4.71 | 0.77 | 1.99 | 0.07 | 3.70 | 4.10 | 12.23 |

3 结果

由于SD易于监测,每周至少监测一次.对2000年9月至2001年10月的SD数据进行多对配对变量的T检验,结果表明B、C、D的SD无显著性差异,A3、A11、A15的SD也无显著性差异.由于SD是与湖泊营养状态变化关系最为密切的一项参数,可以认为,围区C与小围区A11的结果均具有代表性.

浮游植物生物量和水体透明度是表征湖泊富营养化的重要指标,Chla是表示浮游植物生物量的一种方法.莫愁湖物理生态工程的试验结果显示:隔离外源污染可在短期内迅速降低TN,但不易减少TP;可使SD

有所上升,但难以遏制浮游藻类的生长.覆盖底泥则难以减少氮磷含量,并使 Chla 剧增、SD 明显降低.这两种方法均难以减少湖水中的磷,达到抑制浮游藻类生长、控制城市湖泊富营养化的目的.种植水生高等植物不但可以减少氮磷含量,而且可使 Chla 显著减少、SD 显著增高,换句话说,种植水生高等植物可以全面改善湖泊水质的平均水平.

通过软隔离带隔离外源污染或通过覆盖底泥控制内源污染的水生生态系统,水质指标脉动程度仍然较大,生态系统稳定性极差.水生高等植物种植在显著降低 Chla 平均水平的同时,明显增高了 Chla 的稳定程度,大大改善了水生生态系统的稳定性.

总的来说,通过软隔离带隔离外源污染可在较短时间内迅速改善湖泊部分营养物质的平均水平,但是难以提高水生生态系统的稳定程度;通过覆盖底泥控制内源污染不但难以改善湖泊水质的平均水平,而且也难以提高水生生态系统的稳定程度;而种植水生高等植物不仅能够全面改善湖泊水质的平均水平,而且可以提高水生生态系统的稳定性.

4 讨论

使用围隔隔离外源污染仅仅控制了外源污染的输入,底泥释放并未减少;一些实验室研究表明,在隔离外源污染的条件下,湖泥磷释放明显^[14].因而,通过围隔控制外源污染难以减少湖水 TP 的含量.

覆盖底泥隔离内源污染,在减少水中营养物质的同时,破坏了湖泊生态系统的完整性,减少了底栖生物与微生物,通过降水降尘进入水体的营养物质难以通过生物作用排出水体;同时,底栖生物与微生物对浮游藻类的遏制作用也显著减弱,导致浮游藻类剧增、SD 明显降低、富营养化程度加剧.因此,应辩证的看待底泥的作用,底栖生物与微生物对水质的净化作用不应忽视,通过覆盖底泥控制内源污染不是一种良好的方法.

此外,比较水体营养盐浓度变化与 Chla 或 SD 的相互关系,可以看出富营养化湖泊中藻类的生长与湖水营养盐浓度并不存在正相关的关系;并且中国富营养化湖泊常见的藻类优势种,对营养盐的耐受限较宽,在湖水营养盐浓度较低时也能生长繁殖,甚至形成水华^[14].因而,即使通过控制污染源大幅减少了湖水营养物质含量,如果不采取其它措施,也难以控制浮游藻类生长和湖泊富营养化.

实际上,在富营养化湖泊中,通过隔离外源污染或者覆盖底泥减少营养物质并未从根本上改变以浮游植物为主要初级生产者水生生态系统结构,并未改变湖内营养物质的主要生物地球化学循环过程,因而隔断外源污染或者覆盖底泥虽然可在一定程度上减少湖内营养物质,湖泊生态系统的稳定性仍然极差,这通过 Chla 的脉动程度表现了出来.在富营养化湖泊种植水草,使湖泊成为以水生高等植物为主要初级生产者的水生生态系统,能够改变湖内营养物质的生物地球化学循环过程,从而抑制浮游藻类的生长、提高水生生态系统的稳定性.

因此,对城市湖泊富营养化的防治,在控制水体外源污染降低营养盐浓度的同时,应着眼于中性的恢复湖泊原有的以水生高等植物为主的生态系统,并维持其动态平衡.

5 参考文献

- [1] 孙刚,盛连喜.湖泊富营养化治理的生态工程.应用生态学报,2001,12(4):590-592.
- [2] 赵生才.我国湖泊富营养化的发生机制与控制对策.地球科学进展,2004,19(1):138-140.
- [3] 谢礼国,郑怀礼.湖泊富营养化的防治对策研究.世界科技研究与发展,2004,26(7):7-11.
- [4] 朱季文,季子修,蒋自巽.太湖湖滨带的生态建设.湖泊科学,2002,14(1):77-82.
- [5] 梁威,吴振斌.人工湿地对污水中氮磷的去除机制研究进展.环境科学动态,2001,3:32-37.
- [6] Perrow M R, Davy A J. Handbook of Ecological Restoration. Cambridge: Cambridge University Press, 2002: 53-62.
- [7] O'Meara J, Murray J. Restoration of an urban lake: the newburgh lake project. New Orleans: Wat Environ Federation WEFTEC'99, 1999:1-10.
- [8] 濮培民,王国祥.底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗?湖泊科学,2000,12(3):269-279.

- [9] Stüben D, Walpersdorf E. Application of lake marl at lake Arendsee, NE Germany first results of a geochemical monitoring during the restoration experiment. *The Sci of the Total Environ*, 1998, **218**: 33 – 44.
- [10] Quaak M, van der Does J, Boers P, *et al.* A new technique to reduce internal phosphorus loading by in-lake phosphate fixation in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 1993, **253**: 337 – 344.
- [11] Varjo E, Liikanen A. A new gypsum-based technique to reduce methane and phosphorus release from sediments of eutrophied lakes: Gypsum treatment to reduce internal loading. *Wat Res*, 2003, **37**: 1 – 10.
- [12] Brouwer E, Bobbink R. Restoration of aquatic macrophyte vegetation on acidified and eutrophied softwater lakes an overview. *Aquatic Botany*, 2002, **73**: 405 – 431.
- [13] Qiu D, Wu Z. The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province China. *Ecol Engineering*, 2001, **18**: 147 – 156.
- [14] 王国祥, 濮培民. 若干人工调控措施对富营养化湖泊藻类种群的影响. *环境科学*, 1999, **20**(2): 71 – 74.
- [15] Hosper S H. Stable states, buffers and switches: an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in Netherlands. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(3): 151 – 164.
- [16] Jacoby J M, Gibbons H L, Stoops K B. Response of a shallow, polymictic lake to buffered alum treatment. *Lake Reservoir Manage*, 1994, **10**(2): 103 – 112.
- [17] 王国祥. 富营养化湖泊生态修复的物理生态工程及其机理[学位论文]. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 1999: 1 – 17.
- [18] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会主编. 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 1989: 246 – 285.
- [19] 金相灿, 屠清瑛主编. 湖泊富营养化调查规范. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 138 – 207.