上海大莲湖退渔还湖工程水环境改善效果*

徐 霞 王 庆 刘 华 赵 晖 姜 昊 冷 欣 安树青**
(南京大学生命科学学院, 南京 210093)

摘 要 于2010年4月—2011年2月逐月对上海大莲湖退渔还湖生态修复工程跟踪调查与监测,对工程前后大莲湖水环境理化指标进行分析比较,评估工程修复之后大莲湖水环境的改善效果。生态修复区内TP、TN、NO_3^--N、NH_4^+-N和COD比工程区外对照点分别降低了62.5%、72.2%、92.9%、63.3%和8.9%,溶解氧提高了11.1%,叶绿素a、浮游植物丰度和浮游植物生物量分别比工程区外降低了47.7%、15.3%和48.0%;生态修复工程区综合水质标识指数达到国家Ⅲ类水标准,而工程区外为Ⅳ类水;出水水质明显优于进水水质。修复工程区浮游植物区系得到良好改善,水生态系统具备了一定的自净能力。

关键词 生态修复; 水质; 浮游植物; 标识指数法

中图分类号 X832 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2012)12-3167-07

Improvement effects of ecological restoration project 'returning fishery to lake' on the water environment of Dalian Lake in Shanghai. XU Xia, WANG Qing, LIU Hua, ZHAO Hui, JIANG Hao, LENG Xin, AN Shu-qing** (*School of Life Science*, *Nanjing University*, *Nanjing* 210093, *China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, **31**(12): 3167-3173.

Abstract: From April 2010 to February 2011, a monthly tracking survey and monitoring was conducted on the ecological restoration project 'returning fishery to lake' of Dalian Lake in Shanghai, with the physical and chemical indicators of water environment before and after the implementation of the engineering project compared, aimed to assess the improvement effects of the project on the water environment. As compared with those outside the ecological restoration area, the concentrations of total phosphorous, total nitrogen, NO_3^--N, and NH_4^+-N and the COD in the ecological restoration area decreased by 62.5%, 72.2%, 92.9%, 63.3%, and 8.9%, respectively, while the DO increased by 11.1%. In addition, the concentration of chlorophyll a and the abundance and biomass of phytoplankton in the restoration area decreased by 47.7%, 15.3%, and 48.0%, respectively. The integrated water quality identification index of the ecological restoration area was of National class Ⅲ, while that of the control point was of class Ⅳ, and the outlet water quality of the ecological restoration area was obviously better than the inlet water quality. After the implementation of the restoration project, the phytoplankton flora in the restoration area was improved, and the water ecosystem had definite self-purification capacity.

Key words: ecological restoration; water quality; phytoplankton; marked index method.

城市水源地水质好坏直接关系到人类健康和社会稳定发展(Warner *et al.*,2008;周晓铁等,2010;Mudiam *et al.*,2012)。因石油农业、工业以及城市化进程中人类活动的影响,水源地水质受到严重污染,水生态环境日益恶化(宋慧斌,2008;陈旭卿和刘伟,2009;周晓铁等,2010)。国内外通过立法、建设污水处理厂等措施已有效控制了水源地区的点源污染,面源污染逐渐成为城市水源地关键污染源(Gakstatter *et al.*,1978;Carpenter *et al.*,1998;郑丙辉等,2007),例如,黄浦江作为上海市的重要水源地,其水质主要与其流域内农业面源污染密切相关(金海洋等,2007)。

水产养殖污染作为农业面源污染源之一(金海洋等,2007;郭敏和韩鹏飞,2009),其污染影响主要来源于池塘养殖(黄欢等,2007)。养殖鱼塘由于多

*世界自然基金会(WWF)项目(CN0087901 和 1000078-100559)和国家科技重大专项(2012ZX07204004)资助。
**通讯作者 E-mail: anshq@nju.edu.cn
收稿日期: 2012-05-15 接受日期: 2012-09-18

年使用不干塘,塘中残饵、水生生物排泄物代谢不完全(Degefu *et al.*,2011),池底淤泥积累,加上养殖过程中过多药物施用(王建平等,2008;张文魁,2010),造成氮、磷以及其他有机物或无机物在封闭或半封闭的生态系统中超过水体的自净能力(李绪兴,2007),最终引起水质恶化。李荣刚等(2000)和郑丙辉等(2007)研究表明,水产养殖对湖库型水源地的主要污染贡献是COD、总磷和总氮等大幅增加。由此可见,鱼塘养殖污染问题,已成为湖库型水源区保护中的重大问题。

我国关于治理农业面源污染(尹澄清和毛战坡,2002)、改善退化湖泊(吴甫成等,2003;陈开宁等,2006;胡小贞等,2007)及水源地水质(叶建锋和操家顺,2004)的生态工程技术研究和实践取得了一些进展,但对控制鱼塘养殖污染的水源地生态修复工程研究仍不多见。近30年来,大莲湖水源地已处于严重污染状态,其水源地的功能基本丧失(由文辉,1999;赵爱萍等,2005;刘兴国等,2011)。本文选择对退渔还湖生态工程修复后大莲湖理化指标、浮游植物群落结构变化状况以及工程区内外水环境指标的差异进行野外监测研究,比较评估工程修复之后大莲湖水环境的改善效果,分析理化指标与浮游植物之间的相关性,以期为退渔还湖型生态修复与重建提供参考,为探索从现实可行的局部治理到大范围乃至全流域的水环境治理途径作参考。

1 工程概况

1.1 工程区域概况

淀山湖是黄浦江上游的天然水体及主要水源地之一,黄浦江上游水的30%来自淀山湖。大莲湖是淀山湖下游重要的水体之一,对黄浦江上游水源保护区水质有重要影响。大莲湖周边区域有农田128.8 hm^2、精养鱼塘197.9 hm^2,围网养殖面积为20 hm^2,年排放COD_{cr} 136.7 t,总氮27.9 t,总磷3.4 t,主要污染源为鱼塘废水。

本修复工程位于大莲湖东北角(121°00′19.64″E—121°00′36.86″E,31°04′18.57″N—31°04′19.03″N),属于"上海西郊淀山湖湿地修复工程示范区"中湿地恢复与重建区的一部分,周边河道主要有拦路港、斗鸡港;受鱼塘大量投饵的影响,区内水质均为劣Ⅴ类,主要污染因子为TP、TN、NH_4^+-N及COD_{Mn}。

1.2 修复工程

本工程的目的是恢复与重建退化湿地,构建健康水生态系统,从而净化水质。因此,修复工程首先对原有鱼塘进行微地形改造,建造成适宜植物种植、动物生存的连续而又富于变化的生境基底。其次在该基底上进行植物引种、动物引育工程,营建一个可自我修复和发展的健康水生态系统,提升其净化能力。

1.2.1 鱼塘改建 工程中对各鱼塘间塘埂进行改造,将原有鱼塘群贯通成一个完整的、底部高低起伏的地貌环境。利用鱼塘底泥,在湖中堆积一大一小两个湖心岛,以杜绝底泥外运造成的二次污染。大湖心岛(图1B)位于修复区中部,呈弯月型,既可为水生生物提供不同的水体动力条件,又可对修复区水流进行自然分配;内边坡及外边坡分别按照1∶3和1∶4的坡降比设计,并配置不同的植被带。小湖心岛(图1A)临近进水口,由污染最严重的底泥构成,该岛设计成生态快速渗滤系统,具备强净化能力;坡降比为1∶3,以保障岸坡和植物生长的稳定。

1.2.2 植物配置 塘埂留存区域种植沉水植物;工程区周边配置挺水和沉水植物带;大岛和小岛及其临近水域配置有森林湿地带、灌丛湿地带、挺水和沉水植物带。植物配置一方面可以净化水质,另一方面可以获得一定的经济收益。

1.2.3 健康水生生态系统构建 进一步调整与完善水体中植物类型与数量结构,待水生植物恢复后,根据能量塔原理和食物链的物质流动原理进行当地鱼类引入和种群恢复。工程中配置了腐食性、植食性、肉食性鱼类及其他水生动物20余种。

工程总面积10 hm^2,平均水深1.5~2.0 m。通过西北面进水口从拦路港进水,通过东面的斗鸡闸将多余积水输送到拦路港,从而调整区内水位。

2 材料与方法

2.1 采样点布设

于2008年工程启动前期对区内浮游植物和理化指标进行本底调查。于2010年4月—2011年2月逐月对大莲湖生态修复工程区进行浮游植物和理化样品的采集,根据工程实施和水体分布情况,共设置9个采样点(图1);同期,在生态修复工程区外拦路港(修复区引水口)设置对照点D10。

2.2 样品采集与处理

2.2.1 理化指标 理化指标监测:包括水温(T)、pH、溶解氧(DO)、透明度(SD)、总磷(TP)、总氮(TN)、铵氮(NH_4^+-N)、硝酸盐氮(NO_3^--N)、化学需

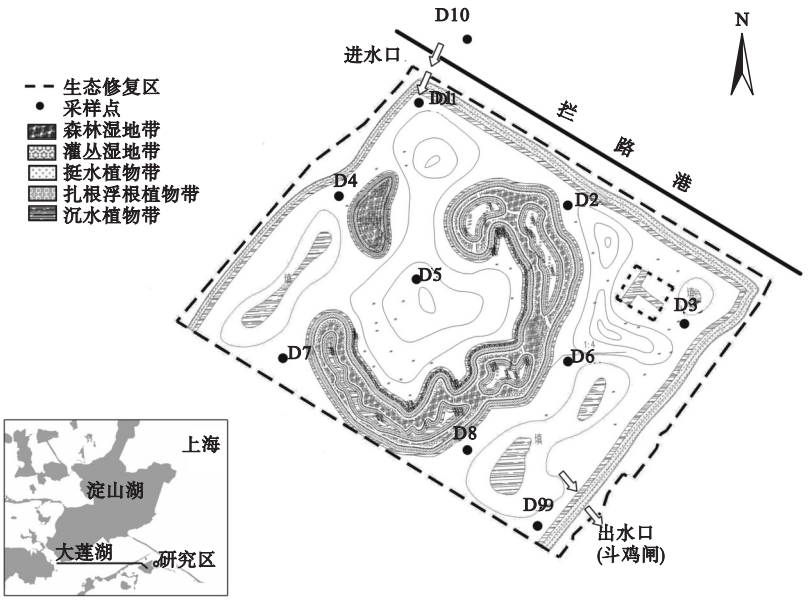


图 1　大莲湖湿地地理位置、工程设计及采样位点示意图

Fig. 1　Geographical position, engineering design and the sample positions of Dalian Lake in Shanghai

氧量(COD_{Mn})和叶绿素(Chl-a)。其中,现场测定指标有:水温、pH、溶解氧、透明度;水温、pH、溶解氧通过六参数水质分析仪(HORIBA,型号 U52,产地日本)测定,透明度通过塞氏盘测定。其余指标均是在野外采集水样,用采样瓶分装带回进行室内实验分析;TP、TN、NH_4^+-N、NO_3^--N、COD_{Mn}均按照《水和废水监测分析方法》(魏复盛,2002)进行测定,叶绿素按照《湖泊富营养化调查规范》(金相灿和屠清瑛,2001)采用丙酮萃取分光光度法进行测定,该法以 90% 丙酮为溶剂,通过反复研磨、萃取、离心和比色来提取测定叶绿素。

2.2.2　浮游植物　定量样品采用 1 L 有机玻璃采水器于水深 0.5 m 处采集,加入 15 mL 鲁哥试液固定,沉淀 24 h 后定容至 30 mL,以备分析;定性样品采用网孔大小为 0.064 mm 的 25 号浮游生物网拖取,在水面以下 0.5 m 处以 1 m · s^{-1} 的速度做"∞"形拖曳 5 min,加入 4% 福尔马林固定样品,以备镜检。

定量采用视野计数法,将处理好的样品在显微镜下观察,选择面积 20 mm×20 mm、容量 0.1 mL 的计数框,观察 20 个视野,密度计数单位为 cells · L^{-1},每个样品计数 2 片,取其平均值;定性鉴定到属(种)(周凤霞和陈剑虹,2005),镜检均使用 10×40 倍光学显微镜。生物量的计算方法按《淡水浮游生物研究方法》执行(章宗涉和黄祥飞,1991),为数量及湿重之积。

2.3　数据分析

采用 Excel 2010 对理化指标和浮游植物的数据统计整理,采用 SPSS 19.0 对不同时段的理化指标和浮游植物指标数据进行 ANOVA 分析、多元比较(Duncan 法),并对理化指标和浮游植物指标数据之间的相关性进行分析(Spearman 法);对工程内外以及进出水的水质和浮游植物指标数据分别进行配对 t 检验;制图在 OriginPro 8.5 支持下完成。

为了评价生态修复区内外水环境质量的差异,引用了水质标识指数法(胡成和苏丹,2011)来计算水质的真实类别,具体算法如下。

综合水质标识指数: $WQI = (\sum P_i/n) X_3 X_4$

式中,$(\sum P_i/n)$ 为单因子水质标识指数总和的平均值;P_i 为单因子水质标识指数;n 为参加水质评价的因子个数;X_3 为水质类别与功能区设定类别比较结果;X_4 为参加整体水质评价的指标中,劣于功能区标准的水质指标个数,通过参评的单因子标识指数 P_i 中 X_3 不为 0 的个数来确定。

其中,单因子水质指数 P_i 由 1 位整数、小数点后 2 位或 3 位有效数字组成,表示为 $P_i = X_1, X_2, X_3$,式中,X_1 为第 i 项水质指标的水质类别;X_2 为监测数据在 X_1 类水质标准下限值与 X_1 类水质标准上限值变化区间中所处的位置,按四舍五入的原则计算确

表1 不同时段工程区内水质和浮游植物指标ANOVA结果和多元比较

Table 1 Results from one-way ANOVA and multiple comparison of water quality and phytoplankton indicators in different seasons in restoration area

指标	ANOVA			多元比较			
	MS	*F*	*P*	春季	夏季	秋季	冬季
透明度(cm)	–	–	0.00(n)	62.6 a	66.3 a	74.1 b	84.3 c
溶解氧(mg·L^{-1})	–	–	0.00(n)	8.44 c	6.42 a	7.58 b	9.46 d
总磷(mg·L^{-1})	–	–	0.008(n)	0.15 b	0.107 ab	0.096 a	0.147 b
总氮(mg·L^{-1})	–	–	0.00(n)	0.472 b	0.504 b	0.346 a	0.333 a
铵氮(mg·L^{-1})	0.034	7.790	0.00	0.064 a	0.107 b	0.113 b	0.171 c
硝酸盐氮(mg·L^{-1})	–	–	0.00(n)	0.018 a	0.077 b	0.043 a	0.083 b
化学需氧量(mg·L^{-1})	2.678	4.409	0.006	4.89 ab	4.91 ab	5.28 b	4.50 a
叶绿素a(μg·L^{-1})	–	–	0.00(n)	1.65 a	3.42 b	1.09 a	1.32 a
浮游植物丰度(×10^6 cells·L^{-1})	–	–	0.00(n)	209.86 a	829.93 b	373.80 a	384.12 a
浮游植物生物量(mg·L^{-1})	–	–	0.00(n)	12.98 b	12.09 b	2.46 a	3.95 a

(n)未通过K-S正态分布检验或未通过齐性检验,采用K-W非参数检验;a、b、c不同字母标注项表示差异显著(P<0.05)。

定;X_3为水质类别与功能区划设定类别的比较结果,视评价指标的污染程度,为1位或2位有效数字。

3 结果与分析

3.1 工程区内理化指标和浮游植物指标的变化

3.1.1 物理指标 研究期间,大莲湖生态修复区年平均水温为20.5 ℃,8月水温最高30.2 ℃,2月水温最低8.9 ℃。水体透明度和溶解氧含量都表现为夏季低,秋冬季显著增高的特点(P<0.05,表1)。其中,透明度在春夏季较低,平均最低值为62.6 cm,秋季增高到74.1 cm,冬季达最高值84.3 cm。溶解氧春季为8.44 mg·L^{-1},夏季伴随温度升高降至最低值5.35 mg·L^{-1},至冬季又显著增高到9.46 mg·L^{-1};而在修复之前,区内鱼塘水体溶解氧平均值仅为3.4 mg·L^{-1},这说明研究区域水体经过1年恢复,溶解氧有较大提高。

3.1.2 化学指标 修复工程区pH在7.0~8.7。水体TP春季平均值为0.15 mg·L^{-1},夏秋季降低,最低在7月达到0.051 mg·L^{-1},冬季又升高到0.147 mg·L^{-1}。TN整体呈现出降低的趋势(表1),春夏季平均值较高,其动态过程为:在5—6月降低,7月开始上升,至8月达最高值0.56 mg·L^{-1};秋冬季显著降低,最低值达0.33 mg·L^{-1}。铵氮和硝酸盐氮呈现在波动起伏中增高的趋势;COD_{Mn}则呈现在波动起伏中降低的趋势:其在春夏季平均值为4.90 mg·L^{-1},秋季略有增高,平均值为5.28 mg·L^{-1},至冬季又显著下降,平均值为4.50 mg·L^{-1}。而在工程修复之前区内鱼塘水体TP、TN和COD_{Mn}平均值分别为1.05、3.07和15.1 mg·L^{-1}。退渔还湖工程的实施使得大莲湖水质化学指标得到了有效改善。

3.1.3 浮游植物 2010年4月—2011年2月,工程区内共检出浮游植物91种,隶属于8门63属。浮游植物种类组成在各时段上有所差异(图2)。春季(4—5月)水体中浮游植物主要由绿藻、隐藻和金藻向蓝藻、硅藻和金藻演替,优势种属为衣藻属、拟脂球藻属、颤藻属、针杆藻属、色金藻属和锥囊藻属;夏季(6—8月)浮游植物主要物种为绿藻和硅藻,优势属种为衣藻属、小环藻属和直链藻属;秋季(9—11月)浮游植物主要由绿藻、硅藻和隐藻逐渐向隐藻、绿藻演替,优势属种为衣藻属和隐藻属;冬季(12月—翌年2月)浮游植物主要由隐藻、硅藻逐渐向隐藻、硅藻和绿藻演替,优势属种为隐藻属和衣藻属。

叶绿素a、浮游植物丰度均呈现春秋冬较低,夏

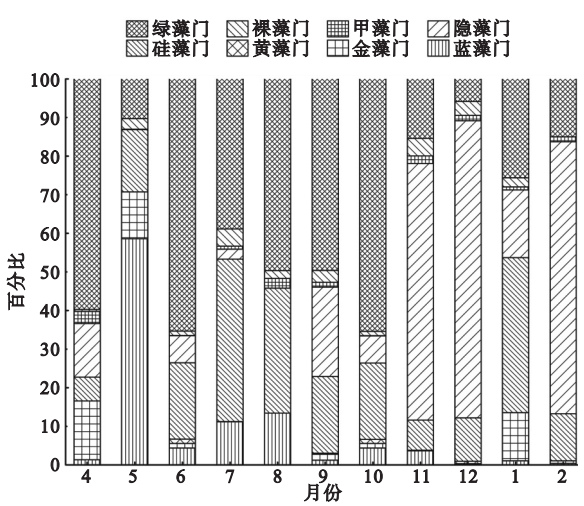


图2 大莲湖生态修复区浮游植物种类组成月变化

Fig. 2 Monthly change of proportion of algae in restoration area in Dalian Lake

表 2　浮游植物指标和水环境因子之间的相关系数矩阵
Table 2　Correlation coefficient matrix between phytoplankton and water quality indicators

	T	SD	COD_{Mn}	TN	TP	NH_4^+-N	NO_3^--N
Chl-a	0.202*	−0.320**	−0.038	0.435**	0.135	0.179	0.073
浮游植物丰度	0.303**	−0.183	0.134	−0.049	−0.370**	0.118	0.132
浮游植物生物量	−0.069	−0.509**	0.130	0.438**	0.006	−0.204	−0.279**

*$P<0.05$, **$P<0.01$。

季显著增高($P<0.05$)的特点;浮游植物生物量则表现春夏高、秋冬低的特点。其中,浮游植物丰度和生物量平均值分别为 5.09×10^6 cells·L^{-1} 和 7.92 mg·L^{-1},并且均在夏季 6 月达到最高值,分别为 15.63×10^6 cells·L^{-1} 和 21.12 mg·L^{-1};平均丰度组成绿藻含量最高达 2.16×10^6 cells·L^{-1},占 42.5%,其次为隐藻、硅藻、蓝藻等。叶绿素 a 在春夏季无显著差异,7 月达到最高水平值 5.46 μg·L^{-1},至秋冬季显著降低。叶绿素 a 极大值出现的时间并非浮游植物丰度和生物量均达到最高值的 6 月,叶绿素 a 与浮游植物丰度、生物量在月变化上不相一致。

修复之前,区内鱼塘水体呈现浅绿色,共检出浮游植物 86 种,隶属于 7 门 48 属;浮游植物总的平均丰度为 2.04×10^7 cells·L^{-1},在丰度组成中蓝藻最高(占 76.6%),依次是绿藻、硅藻、隐藻等;优势种有蓝藻门的席藻、微小平裂藻,隐藻门的啮蚀隐藻,硅藻门的肘状针杆藻,绿藻门的小球藻、三角四角藻、简单衣藻,四尾栅藻等;叶绿素 a 平均含量为 68.93 μg·L^{-1}。综合来看,工程区水生态系统恢复 1 年以来,浮游植物种类数增加而丰度得到有效控制,特别是蓝藻的优势降低,植物区系得到良好改善。

3.1.4　浮游植物和理化因子的相关性　将大莲湖生态修复区内 9 个采样点的叶绿素 a、浮游植物丰度、浮游植物生物量作为生物指标与 T、SD、COD_{Mn}、TN、TP、NH_4^+-N、NO_3^--N 作相关性分析。

研究表明,工程区内水体叶绿素 a 含量与水温呈显著(表 2)、与 TN 极显著正相关,与透明度呈极显著负相关;浮游植物丰度与水温呈极显著正相关,与 TP 呈极显著负相关;浮游植物生物量与 TN 呈极显著正相关,与透明度、NO_3^--N 均呈极显著负相关。这可能是叶绿素 a、浮游植物丰度、浮游植物生物量三者间月变化不相一致的原因之一。

3.2　工程区内外理化指标和浮游植物指标的差异

由于大莲湖工程区水域面积相对较小,区内所有采样点各指标均无显著性差异。因此,修复区内所有采样点(D-1 ~ D-9)可以看成一个整体。将 2010 年 4 月—2011 年 2 月修复区内水质与修复区外对照点水质指标比较,修复区内外 TP 差异极显著(表 3),TN、NH_4^+-N、NO_3^--N 差异显著,修复区内外 COD_{Mn}、DO 并无显著差异。其中,修复区内 TP、TN、NO_3^--N 和 NH_4^+-N 的平均值分别为 0.12、0.42、0.06 和 0.11 mg·L^{-1},比修复区外对照点分别降低了 62.5%、72.2%、92.9%、63.3%;修复区内 COD 平均值为 4.90 mg·L^{-1},比工程区外对照点降低了 8.9%;修复区内 DO 平均值为 8.1 mg·L^{-1},与修复区外相比提高了 11.1%。

对于浮游植物指标进行的比较发现,工程实施后叶绿素 a 和浮游植物生物量均显著降低(表 3),修复区内叶绿素 a 平均含量为 2.13 μg·L^{-1},与修复区外对照点 4.07 μg·L^{-1} 相比降低了约 47.7%,修复区内浮游植物平均生物量为 7.92 mg·L^{-1},与区外对照点 15.24 mg·L^{-1} 相比降低了 48.0%;而修复区内外的浮游植物平均丰度没有显著差异。

根据综合水质标识指数计算方法得知,修复区内水质的综合水质标识指数 WQI=3.412,属于Ⅲ类水,而修复区外拦路港水质的综合水质标识指数 WQI=4.623,属于Ⅳ类、接近Ⅴ类水。综合看来,工程改造之后,生态修复区内水体氮、磷得到了有效的去除,COD 含量降低,溶解氧含量增高,相应地浮游植物生物量也显著降低,修复区水生态系统俨然具

表 3　工程区内外理化指标和浮游植物相关指标的比较
Table 3　Comparison of physical-chemical and phytoplankton indicators between internal and external restoration area

水环境指标	生态修复区外	生态修复区内
TP(mg·L^{-1})	0.32	0.12**
TN(mg·L^{-1})	1.51	0.42*
NO_3^--N(mg·L^{-1})	0.84	0.06*
NH_4^+-N(mg·L^{-1})	0.30	0.11*
COD(mg·L^{-1})	5.38	4.90
DO(mg·L^{-1})	7.30	8.11
叶绿素 a(μg·L^{-1})	4.07	2.13*
浮游植物丰度($\times10^6$ cells·L^{-1})	6.01	5.09
浮游植物生物量(mg·L^{-1})	15.24	7.92*

*$P<0.05$, **$P<0.01$。

备了一定的自净能力。

进一步将工程区进水口(D10)和出水口(D9)水质和浮游植物各项指标进行比较分析,结果表明,出水口TP年平均为0.11 mg·L^{-1},与进水口比差异极显著($P<0.01$),TN、NO_3^--N、NH_4^+-N以及叶绿素a含量也显著降低($P<0.05$),而进出水COD、DO、浮游植物丰度及生物量差异不显著,工程修复达到了净化水质的目的。

4 讨 论

4.1 理化指标和浮游植物的季节变化

水体中氮、磷可反映水体营养状况,对浮游植物生长具有重要的影响(陈永根等,2007)。春季4—5月监测初期,大莲湖中睡莲、茭白、再力花等水生植被和浮游植物尚处于生长期,光合作用大于呼吸作用,水体溶解氧含量较高,区内水体氮磷的变化不明显。夏季6—8月由于水温的逐渐升高,溶解氧显著降低,水生植被生长旺盛、藻类大量繁殖,水体总磷有一定程度的降低,总氮含量则有所增高。至秋冬季,水温开始逐渐降低,水体溶氧显著增高,伴随着藻类的死亡、部分挺水植物的收割,透明度显著提高,总磷、总氮含量均显著降低。

大莲湖生态修复区浮游植物的季节变化模式与Sommer等(1986)提出的PEG模型不完全相同,该模型认为游植物群落季节演替是:从冬春的隐藻和硅藻转变为夏季的绿藻,到夏末秋初则是蓝藻占优势,秋季时硅藻数量再次上升,该模型主要反映中营养水平深水湖泊的情况。而研究区春季主要为蓝藻、绿藻和隐藻占优势;到夏季蓝藻出现频率降低,由绿藻占绝对优势;秋季隐藻数量上升,绿藻占优势;冬季硅藻数量上升,以隐藻为优势种。浮游植物丰度年平均组成为绿藻(42.5%)>隐藻(23.7%)>硅藻(21.0%)>蓝藻(6.5%)>其余各门(6.3%),即蓝藻在大莲湖生长繁殖水平和优势较低,而以绿藻、隐藻和硅藻为主。

4.2 理化指标和浮游植物的相关性

叶绿素a是浮游植物重要的特征之一(朱文昌等,2010),水温主要通过对浮游植物光合作用与呼吸代谢的控制而影响叶绿素a、浮游植物密度的含量(阮晓红等,2008)。在一定范围内,温度越高,浮游植物生长繁殖越快。由于浮游植物生长代谢中所需的N/P为7.2,因而一般认为高于7.2时,磷为浮游植物生长的限制因子,低于7.2时,氮为限制因子(张运林等,2004)。本研究中,全年N/P均值为4.14,这说明藻类生长很大程度上受制于氮营养盐的积累程度;而修复区叶绿素a和浮游植物生物量分别与总氮呈显著正相关则说明了这点。

浮游植物丰度水平较高时,水体总磷的含量反而降低,这说明浮游植物生长繁殖会吸收水中大量的磷营养盐。NO_3^--N含量与浮游植物生物量呈显著负相关,这说明浮游植物的生长同时也会吸收水体中的氮营养元素。而浮游植物的生长与消亡会影响水体的透明度变化,因此叶绿素a和浮游植物生物量分别与透明度呈显著负相关。

营养盐是浮游植物生长繁殖必不可少的因素,其含量变化影响浮游植物的数量,而浮游植物的生长状况又是营养盐含量变动的主要条件(阮晓红等,2008),因此,修复区浮游植物与水环境因子之间存在的反馈关系表明其水生态系统处于可相互制约的状态。

4.3 退渔还湖生态工程效果

大莲湖鱼塘是一个容量较小,相对封闭的生态系统。由于水体和岸边植被构建的缺失、人工鱼塘的陡坡建构形式、原有养殖种类相对单一等,导致食物链不能有效构建。因此,现有污染不但不能在鱼塘中实现自净降解,反而缓慢积聚,最终导致鱼塘生态系统崩溃。国内外对富营养化湖泊治理达成共识:虽然在生态工程修复中水生植物恢复被认为是湖泊生态恢复经济有效的途径之一,但是生态恢复必须以环境改善为前提(秦伯强,2007;邓泓等,2011),因此,湖泊富营养化的生态恢复须以生物净化与生境改善相结合(马剑敏等,2007;秦伯强等,2007)。大莲湖进行退渔还湖生态修复的主要措施包括:开挖河道、塑造地型、生态护坡、构造快速渗滤系统、调整水系、配置动植物等。水体中N、P等营养盐浓度的升高会导致湖泊富营养化,藻类爆发性增长,而水生高等植物为藻类的竞争者,底栖动物、滤食性鱼类也可以对其进行捕食(罗虹,2009)。本工程通过开挖河道、塑造地型等首先联通水系,一定程度去除鱼塘内源污染,改善了水生植被生长恢复的生境条件。再进行水生植被、动物的配置,一方面通过岸上和水中植被恢复,分别吸收土壤和水体中的富营养元素,使水体氮磷显著下降;另一方面根据能量塔原理和食物链的物质流动原理,配置了腐食性、草食性、植食性、肉食性鱼类及其他水生动物,如此构建健康的水生态系统,为水环境改善提供了稳

定的前提条件。

然而,水生态修复工程一般具有长期性、复杂性(邹晶和杨培香,2007),因此,需要加强管理与维护,防止再污染和退化。对于恢复中的水生植被必须注意管理、收割利用和防止种群退化(濮培民等,2001)。本工程完成后,由上海市青浦区政府组成专门机构进行统一管理,继续加强工程区的水质监测,掌握水质变化趋势,从而为发挥出工程最大生态环境效益奠定了基础。

参考文献

陈开宁, 包先明, 史龙新, 等. 2006. 太湖五里湖生态重建示范工程——大型围隔试验. 湖泊科学, **18**(2): 139-149.

陈旭卿, 刘　伟. 2009. 城市饮用水源地水质保护对策浅析. 南水北调与水利科技, **7**(增刊):67-69.

陈永根, 刘伟龙, 韩红娟, 等. 2007. 太湖水体叶绿素 a 含量与氮磷浓度的关系. 生态学杂志, **26**(12): 2026-2068.

邓　泓, 杜　憬, 蔚枝沁. 2011. 淀山湖入湖水质净化的生态工程实践研究. 环境科学与技术, **34**(7): 138-142.

郭　敏, 韩鹏飞. 2009. 农业面源污染的成因及控制对策. 河北农业科学, **13**(4): 93-96.

胡　成, 苏　丹. 2011. 综合水质标识指数法在浑河水质评价中的应用. 生态环境学报, **20**(1): 186-192.

胡小贞, 叶　春, 金相灿, 等. 2007. 云南洱海桃溪河口净化工程的设计思路及初步净化效果. 湖泊科学, **19**(2): 158-162.

黄　欢, 汪小泉, 韦肖杭, 等. 2007. 杭嘉湖地区淡水水产养殖污染物排放总量的研究. 中国环境监测, **23**(2): 94-97.

金海洋, 姚　政, 徐四新, 等. 2007. 黄浦江水源保护区农业面源污染控制对策研究. 上海农业学报, **23**(1): 88-91.

金相灿, 屠清瑛. 2001. 湖泊富营养化调查规范. 北京: 化学工业出版社.

李荣刚, 夏源陵, 吴安之, 等. 2000. 江苏太湖地区水污染物及其向水体的排放量. 湖泊科学, **12**(2): 147-153.

李绪兴. 2007. 水产养殖与农业面源污染研究. 安徽农学通报, **13**(11): 61-67.

刘兴国, 刘兆普, 裴恩乐, 等. 2011. 上海大莲湖水源地污染的生物学评价与生态修复建议. 资源科学, **33**(2): 280-285.

罗　虹. 2009. 沉水植物、挺水植物、滤食性动物对富营养化淡水生态系统的修复效果研究(博士学位论文). 上海: 华东师范大学.

马剑敏, 贺　锋, 成水平, 等. 2007. 武汉莲花湖水生植被重建的实践与启示. 武汉植物学研究, **25**(5): 473-478.

濮培民, 王国祥, 李正魁. 2001. 健康水生态系统的退化及其修复——理论、技术及应用. 湖泊科学, **31**(3): 193-203.

秦伯强, 胡维平, 刘正文, 等. 2007. 太湖水源地水质净化的生态工程试验研究. 环境科学学报, **27**(1): 5-12.

秦伯强. 2007. 湖泊生态恢复的基本原理与实现. 生态学报, **27**(11): 4848-4858.

阮晓红, 石晓丹, 赵振华, 等. 2008. 苏州平原河网区浅水湖泊叶绿素 a 与环境因子的相关关系. 湖泊科学, **20**(5): 556-562.

宋慧斌. 2008. 山西城市饮用水源地保护与污染防治对策. 环境保护, (12): 52-53.

王建平, 陈吉刚, 斯烈钢, 等. 2008. 水产养殖自身污染及其防治的探讨. 浙江海洋学院学报(自然科学版), **27**(2): 192-197.

魏复盛. 2002. 水和废水监测分析方法(第 4 版). 北京: 中国环境科学出版社.

吴甫成, 邓学建, 吕焕哲, 等. 2003. 洞庭湖退耕还湖区水质监测与分析. 水土保持学报, **17**(1): 134-140.

叶建锋, 操家顺. 2004. 生态修复技术在保护水库水源地中的应用. 环境科学与技术, (2): 61-63.

尹澄清, 毛战坡. 2002. 用生态工程技术控制农村非点源水污染. 应用生态学报, **13**(2): 229-232.

由文辉. 1999. 淀山湖着生藻类群落结构与数量特征. 环境科学, **20**(5): 59-62.

张文魁. 2010. 鱼塘养殖污染的原因及防治技术. 现代农业科技, (3): 357-359.

张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 2004. 太湖梅梁湾浮游植物叶绿素 a 和初级生产力. 应用生态学报, **15**(11): 2127-2131.

章宗涉, 黄祥飞. 1991. 淡水浮游生物研究方法. 北京: 科学出版社.

赵爱萍, 刘福影, 吴　波, 等. 2005. 上海淀山湖的浮游植物. 上海师范大学学报(自然科学版), **34**(4): 70-76.

郑丙辉, 付　青, 刘　琰. 2007. 中国城市饮用水源地环境问题与对策. 环境保护, (10A): 59-61.

周凤霞, 陈剑虹. 2005. 淡水微型生物图谱. 北京: 化学工业出版社.

周晓铁, 韩宁宁, 孙世群. 2010. 安徽省河流和湖库型饮用水水源地水质评价. 湖泊科学, **22**(2): 176-180.

朱文昌, 陆　敏, 石浚哲. 2010. 梅梁湖水体浮游植物与环境因子的关系. 环境监测管理技术, **22**(3): 27-30.

邹　晶, 杨培香. 2007. 无锡水源地水质改善的对策与实践. 2007 年中国科学技术协会年会.

Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, *et al*. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, **8**: 559-568.

Degefu F, Mengistu S, Schagerl M. 2011. Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: A case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. *Aquaculture*, **316**: 129-135.

Gakstatter JH, Bartsch AF, Callahan CA. 1978. The impact of broadly applied effluent phosphorus standards on eutrophication control. *Water Resources Research*, **14**: 1155-1158.

Mudiam MKR, Pathak SP, Gopal K, *et al*. 2012. Studies on urban drinking water quality in a tropical zone. *Environmental Monitoring and Assessment*, **184**: 461-469.

Sommer U, Maciej GZ, Lampert W, *et al*. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie*, **106**: 433-471.

Warner NR, Levy J, Harpp K, *et al*. 2008. Drinking water quality in Nepal's Kathmandu Valley: A survey and assessment of selected controlling site characteristics. *Hydrogeology Journal*, **16**: 321-334.

作者简介　徐　霞,女,1987 年生,硕士研究生,主要从事湿地生态环境监测研究。E-mail: xuxia.nju@163.com

责任编辑　魏中青