引水对尚湖浮游植物群落结构和营养盐浓度的影响

刘文杰[1,2],宋立荣[3],许 璞[2],万 能[2,3],杨家新[1]

(1. 南京师范大学生命科学学院,江苏 南京 210046; 2. 常熟理工学院生物与食品工程学院,江苏 常熟 215500;
3. 中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室,湖北 武汉 430072)

摘要:研究了引污补水作用下小型通江湖泊——尚湖的浮游植物群落和营养盐时空变化。结果表明,尚湖共检出浮游植物8门、39属,从望虞河引水后,尚湖浮游植物群落组成中,蓝藻门富营养化习见种的种类显著增加;引水后尚湖的西湖区营养盐浓度上升2~3倍,东湖区基本维持不变;经过较长时间的沉降和水体自净之后,浮游植物群落中蓝藻门富营养化习见种的种类减少,营养状态降至引水前水平。从望虞河引水补给尚湖,对其浮游植物群落和营养水平有显著影响。

关键词:尚湖;引水;浮游植物;营养盐
中图分类号:Q145 **文献标志码**:A **文章编号**:1674-3075(2012)01-0037-05

太湖流域作为我国经济最为发达,人口高度稠密的地区之一,污染负荷大,水资源紧缺,水质不断恶化。研究表明,该地区85.9%的湖泊处于富营养化状态(杨桂山等,2010)。针对这一现状,太湖流域管理局从2002年起实施了"引江济太"工程,旨在通过望虞河将长江水引入太湖,缩短太湖换水周期,缓解用水紧张状况,改善水环境(吴浩云等,2008)。浅水湖泊引清调水,用来加速水循环,降低水体污染程度的方法在国内外广泛应用。长期引清调水的湖泊在显著降低水体营养盐负荷后,浮游植物群落表现出蓝藻比重下降、生物量下降等现象(Jagtment et al,1992;马玖兰,1996);但将高污染水体引入低营养湖泊进行补给,由此引起的湖泊营养盐浓度变化以及浮游植物群落演替和湖泊稳态转化等生态问题,尚无相关报道。

本研究以江苏省常熟市的尚湖为对象,该湖属于太湖流域望虞河水系,也是长三角地区为数不多的城市中心水源地,水质维持在地表水Ⅱ类标准。尚湖通过西端河道与望虞河相连,并设引水闸门。因城市用水,尚湖蓄水量不足,水位下降,需引望虞河水进行补给。研究表明,2008年望虞河水质常年维持在地表水Ⅳ-Ⅴ类标准(朱桂娥等,2008),远高于尚湖的营养水平;因此尚湖从望虞河引水就带入了大量的外源污染。研究小型中营养化湖泊在引入高营养负荷水体前后营养盐时空分布和浮游植物群落组成的变化,为探究湖泊富营养化发生的机制和过程提供试验依据和理论基础;同时,对此类江河联通小型湖泊引水的研究,能为"引江济太"、"引江济巢"等大规模引水和调水以及流域内水源地保护工作提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 位点分布

尚湖为常熟市重要的备用水源区,地处望虞河的中段,经20世纪90年代大规模整治,现仅留最西端河道与望虞河相通,湖区水域面积近8 km^2,平均水深1.78 m(姜波等,2003),水质维持在地表水Ⅱ类标准。尚湖属于封闭式湖泊,由串湖大堤分隔成东、西2个湖区,主要水源来自望虞河间歇式引水补给和降雨。引入的水体直接进入西湖区,由于串湖大堤的拦截,减缓水流,均化流场,促进污染物沉降,之后通过桥孔进入东湖区。这种特殊的格局使得西湖区成为东湖区的前置库,东湖区为次级单元。前置库可以通过各种物理和生化作用负荷大量污染,显著降低进入下级单元水体的营养水平(Pütz & Jürgen,1998)。

根据尚湖自身格局及其周边的地理环境,选取了由西至东的9个研究点位。于2008年10月至2009年9月进行逐月调查研究,其中藻类活动频繁的春季和夏季,每月采样2次(图1)。

收稿日期:2011-10-10
基金项目:淡水生态与生物技术国家重点实验室开放项目(2010FB15);江苏省产学研联合创新资金计划(BY2010126);常熟市科技计划项目(CS200904)。
通讯作者:万能。E-mail:hbwallon@hotmail.com
作者简介:刘文杰,1985年生,男,硕士研究生,主要从事藻类生理生态学研究。E-mail:lwenjwq@126.com

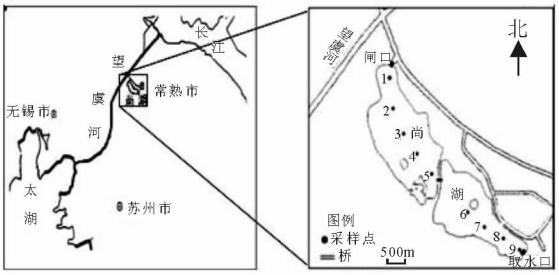

图1 尚湖地理位置及采样点分布

Fig. 1 Location of sampling sites in Shanghu Lake

1.2 引水记录

引水记录由虞山尚湖旅游度假区管委会提供,缺少2009年3月引水记录。研究期间尚湖引水记录见表1。

表1 尚湖引水时间和引水量

Tab. 1 The date and quantity of water intake

引水时间	引水量/万 m^3
2008－11	480
2009－04	232
2009－05	152
2009－06	144

1.3 浮游植物定性

使用25号浮游生物网富集浮游植物,用鲁哥氏溶液固定。充分摇匀固定样品后取0.1 mL在浮游植物计数框中制成装片,在Nikon-YS100光学显微镜下,根据《中国淡水藻类》鉴定到属(胡鸿钧等,1980)。每次按照上述步骤重复3次镜检。

1.4 营养盐含量测定

使用体积2 L的有机玻璃采水器,在各采样点采集表层0.5 m处水样,参照国家标准方法GB-11894-94测定水样总氮(TN),GB-11893-94测定总磷(TP),根据《水和废水监测分析方法》,测定水样叶绿素a(Chl-a)的浓度(国家环境保护总局,2002)。

2 结果

2.1 浮游植物群落组成和生物量

2.1.1 *浮游植物群落组成* 尚湖共检测出浮游植物8门、40属;其中,绿藻门12属,占30%;蓝藻门8属,占20%;硅藻门7属,占17.5%;裸藻门4属,占10%;甲藻门、黄藻门、金藻门和隐藻门共9属,共占22.5%(图2)。

2.1.2 *引水前后浮游植物群落变化* 图形中的前、中、后分别代表引水前、引水中(自引水日7 d内)和引水后(自引水日20 d之后)检测值。定性检测发现,浮游植物群落结构中蓝藻门和绿藻门对引水的响应明显(图3)。秋季引水中检测出7门、16属,其中蓝藻门有微囊藻 *Microcystis*、席藻 *Phormidium*、颤藻 *Oscillatoria*、螺旋藻 *Spirulina*、立方藻 *Eucapsis*、鱼腥藻 *Anabaena* 和柱孢藻 *Raciborskii* 共7属;引水后检测出5门、8属,其中蓝藻门仅有色球藻 *Chroococcus* 1个属;春季引水前检测出4门、9属,引水中检测出6门、16属,绿藻门由2属增加至7属;夏季引水中检测出浮游植物8门、29属,其中蓝藻门有 *Microcystis*、*Phormidium*、*Spirulina*、*Raciborskii*、*Oscillatoria* 和 *Eucapsis* 共6属;在引水后的检测中,浮游植物仅4门、9属,蓝藻门仅剩 *Raciborskii*、*Oscillatoria* 2属;绿藻门由原来的12属降至4属。

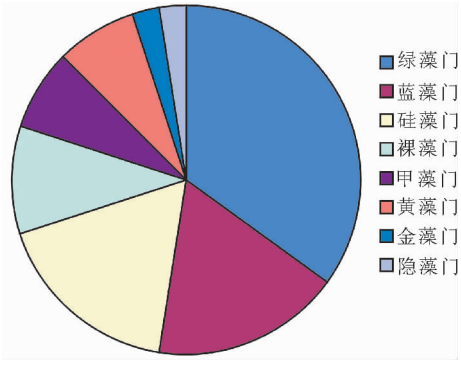

图2 尚湖浮游植物的种类组成

Fig. 2 The species composition of phytoplankton in Shanghu Lake

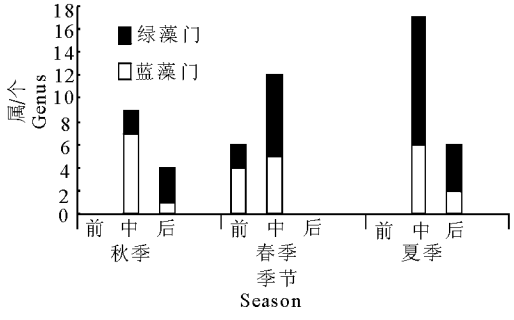

图3 引水前后蓝藻门和绿藻门种类的数量变化

Fig. 3 The change of Cyanophyta and Chlorophyta community before and after water intake

2.1.3 *叶绿素a浓度周年变化* 叶绿素a浓度可以反应浮游植物的生物量。尚湖叶绿素a浓度季节演替规律明显,呈现单一的夏季高峰(图4)。研究期间尚湖浮游植物生物量变化规律为秋季逐渐下降,冬季降至最低,春季逐步升高,夏季到达峰值。

2.2 氮、磷浓度对引水的响应

尚湖营养盐浓度变化受望虞河引水补给影响显著,总氮(TN)、总磷(TP)浓度引水中较引水前升高2~3倍,在经历长时间的沉降和自净后降低至引水

前水平(图 5)。2008 年秋季引水前,TN 浓度是 0.165 mg/L,TP 是 0.0188 mg/L,引水中 TN 浓度为 0.530 mg/L,TP 浓度为 0.0346 mg/L,分别升高 3.21 倍和 1.84 倍,引水后 TN 和 TP 分别降至 0.363 mg/L 和 0.022 mg/L。春季引水,尚湖 TN、TP 浓度与秋季相比呈现相同的变化规律。夏季引水,尚湖 TN 浓度呈现先上升后下降趋势,TP 浓度上升后一直维持整个夏季。

2.3　湖泊不同区域营养盐浓度对引水响应的比较

尚湖东、西 2 个湖区营养盐浓度对引水的响应程度明显不同,西湖区在引水后营养盐上升幅度显著大于东湖区。在经历长时间的沉降和自净后,西湖区营养盐浓度仍高于东湖区(图 6)。秋季引水后,西湖区的 TN、TP 分别是东湖区的 1.7 和 3.5 倍;西湖区 TN、TP 分别上升 0.442 mg/L、0.0240 mg/L,东湖区上升 0.250 mg/L、0.0022 mg/L,此次引水西湖区对 TN 和 TP 的去除率分别为 43.4% 和 90.8%。春季引水后,西湖区营养盐浓度平均上升量均大于东湖区,西湖区对 TN 的去除率远小于 TP。夏季引水后,西湖区 TP 上升 0.0235 mg/L,是东湖区的 2.9 倍,全湖 TN 基本相同且无明显上升趋势。

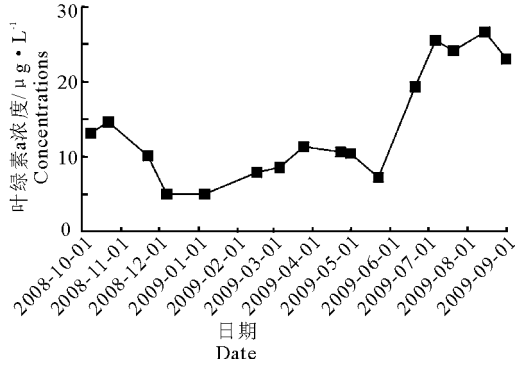

图 4　尚湖叶绿素 a 浓度的周年变化

Fig. 4　Annual fluctuations of Chl-a in Shanghu Lake

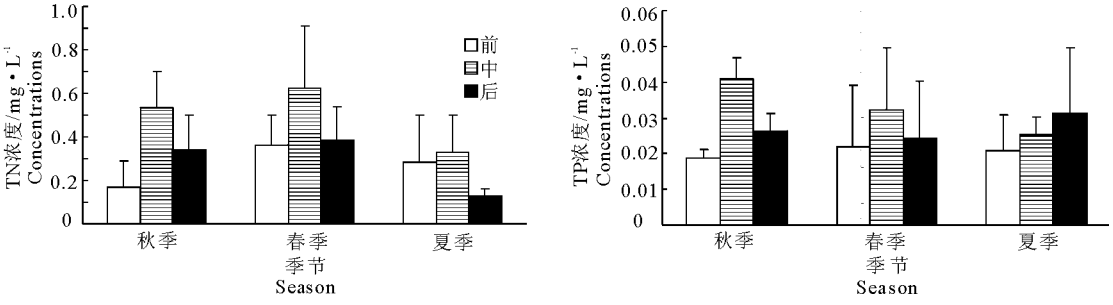

图 5　引水前、中、后期尚湖 TN 和 TP 浓度变化

Fig. 5　The fluctuations of the total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) in Shanghu before, in and after water intake

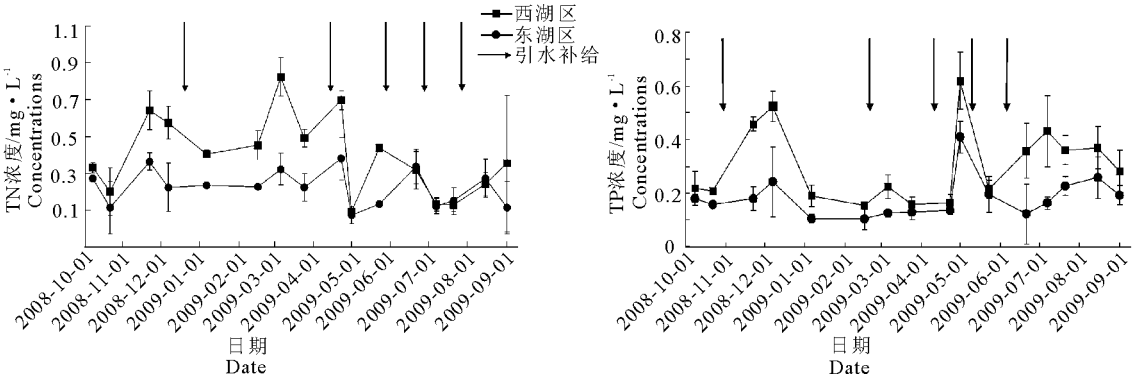

图 6　尚湖东、西湖区营养盐浓度对引水的响应比较

Fig. 6　Comparisons of TN and TP by water intake in eastern and western lake sections

3　讨论

3.1　引水对尚湖浮游植物群落组成的影响

浮游植物作为初级生产者,能对水体营养盐浓度的改变做出迅速反应(Shen et al,1990;Naselli-flores,2000)。温带地区浅水湖泊在由中营养向富营养发展的过程中,随着营养盐浓度上升,浮游植物群落中蓝藻和绿藻所占比例在不断增加(吴庆龙和王云飞,1999;林秋奇等,2003)。尚湖在每次引水后,营养盐浓度上升,浮游植物群落中蓝藻门和绿藻

门种类均显著增加;经过水体自净营养盐降低后,蓝藻门和绿藻门种类也随之降低。这种规律与温带地区中营养化湖泊浮游植物自发演替的 PEG 模型(Sommer et al,1986)不符。

富营养水体中易形成水华的微囊藻 *Microcystis*、席藻 *Phormidium* 和颤藻 *Oscillatoria*,其营养盐生态幅比较广(Viner,1977;董云仙,1999;刘其根等,2007);因此在尚湖中检测到 *Microcystis*、*Phormidium*、*Oscillatoria* 和 *Spirulina* 等蓝藻门浮游植物,其可能来源有:①尚湖本身存在但生物量很少,随着引水后营养浓度上升,生物量增加;②从营养盐浓度高的望虞河直接引入。无论尚湖的浮游植物群落变化是由上述原因之一还是共同作用引起的,该变化规律都与引水紧密相关。

3.2 引水与尚湖营养盐浓度变化的关系

典型的温带浅水湖泊营养盐浓度季节演替规律为夏季 TN 浓度低于其他季节,TP 浓度高于其他季节(李德尚等,1991);Sondergaard 等(1999)通过对丹麦湖泊营养盐季节演替研究也得出相同的结果;但也有研究表明,营养盐浓度变化以外源污染为主要驱动力的浅水湖泊,季节演替引起的变化较之不明显(Heron,1961)。

望虞河作为"引江济太"主河道,水质仅为地表Ⅳ-Ⅴ类(朱桂娥等,2008)。从望虞河引水势必给尚湖集中式输入外源污染。以尚湖 2008 年秋季引水为例,大约引水 480 万 m^3 后,TN 浓度由 0.165 mg/L 增加到 0.530 mg/L,增加了 0.365 mg/L,TP 浓度由 0.0188 mg/L 增加到 0.0346 mg/L,增加了 0.0158 mg/L。尚湖营养盐浓度在春季和秋季的引水后均显著上升,TN、TP 浓度都高于夏季。所以从望虞河引水补给是影响尚湖营养盐变化的主要因素,季节演替引起的变化较之不明显。

3.3 东、西湖区营养盐对引水的响应对比

引入的水体直接冲击尚湖的西湖区,后通过串湖大堤中的桥孔进入东湖区,这种格局使得西湖区成为东湖区的前置库。前置库对进入下级单元或主库的水体中 N、P 有显著的去除效果(Pütz & Jürgen,1998;Tátrúia et al,2000)。尚湖 2008 年秋季引水,西湖区的前置库作用对 TN 去除率为 43.4%,对 TP 去除率为 90.8%。国际上前置库著名案例 Kis-Balaton 系统对进入 Balaton 湖区水体的 TN、TP 的去除率分别为 20% 和 58%(Pomogyi,1993),与本研究显示的前置库对 TP 去除率高于 TN 的结果一致;同时,前置库滞留了大量的污染物负荷,其富营养化进程快于主库。尚湖引水后,西湖区 TP、TN 浓度增加幅度显著高于东湖区,并且在本研究期间始终高于东湖区。西湖区作为引水的直接冲击区和东湖区的前置库,因此受到引水冲击的影响程度和承载营养负荷量均大于东湖区。

3.4 尚湖富营养化防治建议

尚湖由于引入高营养负荷的水体补给,营养盐时空分布差异明显,引水闸口所在的西湖区富营养化程度高于自来水厂取水口所在的东湖区。为防止尚湖在不科学的引水调度指导下引入超出西湖区净化能力的外源污染负荷,进而导致城市生活用水取水湖区水质下降的情况发生;同时解决引水补给和水环境保护之间的矛盾,提出以下建议:① 通过试验计算西湖区不同季节自净能力和自净周期,进行科学调度;② 在引水河道内设置人工湿地和生态浮床,以降低引入水体中的营养盐浓度。通过这 2 项措施,在不减少引水量前提下降低外源污染的引入,并科学地利用湖体自净能力,减少引水对水环境质量和生活用水安全的影响。

志谢:虞山尚湖旅游度假区管委会提供引水数据,常熟理工学院生物与食品工程学院学生徐宏、周顺飞等在试验样品采集和处理中给予帮助,在此表示衷心感谢!

参考文献

董云仙. 1999. 洱海蓝藻水华研究[J]. 云南环境科学, 18(4):28-31.

胡鸿钧, 李尧英, 魏印心, 等. 1980. 中国淡水藻类[M]. 上海:上海科学技术出版社.

姜波, 勾影波, 苏永春, 等. 2003. 尚湖枝角类春季种群空间格局分析[J]. 常熟高专学报, 17(4):61-66.

金相灿, 屠清英. 1990. 中国湖泊富营养化调查规范[M]. 北京:中国环境科学出版社:298-299.

李德尚, 焦念志, 刘长安. 1991. 浅水水库中磷的周年变动及其影响因素[J]. 海洋与湖沼, 22(2):104-110.

林秋奇, 胡韧, 段舜山, 等. 2003. 广东省大中型供水水库营养现状及浮游生物的响应[J]. 生态学报, 23(6):1101-1108.

刘其根, 陈立桥, 陈勇. 2007. 千岛湖水华发生与主要环境因子的相关性分析[J]. 海洋湖沼通报, (1):117-124.

马玖兰. 1996. 西湖引流钱塘江水 9 年后的水质分析[J]. 环境污染及防治, 18(5):31-33.

国家环境保护总局. 2002. 水和废水监测分析方法(第 4 版)[M]. 北京:中国环境科学出版社.

吴浩云,周丹平,何佳,等. 2008. 引江济太工程综合效益的评估及方法讨论[J]. 湖泊科学, 20(5):639 – 647.

吴庆龙,王云飞. 1999. 洱海生物群落的历史演变分析[J]. 湖泊科学, 11(3):267 – 273.

杨桂山, 马荣华, 张路, 等. 2010. 中国湖泊现状及面临的重大问题与保护策略[J]. 湖泊科学, 22(6):799 – 810.

朱桂娥, 吴巍巍, 朱勇, 等. 2008. 西岸有效控制对引江济太作用的分析[J]. 中国水利,(1):26 – 40.

Heron J. 1961. The seasonal variation of phosphate, siliate and nitrate in waters of the English lake district[J]. Limnol Occanogr, 6: 338 – 346.

Jagtment E, Vandermolen D T, Vermij S. 1992. The influence of flushing on nutrient dynamics, composition and densities of algae and transparency in Veluwemeer, The Nethrlands [J]. Hydrobiologia, 233: 187 – 196.

Naselli – flores L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors[J]. Hydrobiologia, 424: 1 – 11.

Pomogyi P. 1993. Nutrient retention by the Kis-Balaton Water Protection System[J]. Hydrobiologia, 251: 309 – 320.

Pütz K, Jürgen B. 1998. The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs[J]. War Sci Tech, 37(2): 317 – 324.

Shen Y F, Zhang Z S, Gong X J, et al. 1990. Modle Biomonitoring Techniques Using Freshwater Microbiota[M]. Beijing: China Agriculture & Building Press.

Sommer U, Gliwicz Z M, Lampert W, et al. 1986. PEG-model of Seasonal Succession of Planktonic Events in Fresh Waters [J]. Archives of Hydrobiology, 106(4): 433 – 471.

Sondergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes[J]. Hydrobiologia, 408/409: 145 – 152.

Tátráia I, Mátyás K, Korponái J, et al. 2000. The role of the Kis-Balaton Water Protection System in the control of water quality of Lake Balaton[J]. Ecological Engineering, 16: 73 – 78.

Viner A B. 1977. Relationships of nitrogen and phosphorus to a trophical phytoplankton population[J]. Hydrobiologia, 52 (2 – 3): 185 – 196.

(责任编辑　万月华)

Impact of Water Intake on Phytoplankton Structure and Concentration of Nutrients in Shanghu Lake

LIU Wen-jie[1,2], SONG Li-rong[3], XU Pu[2], WAN Neng[2,3], YANG Jia-xin[1]

(1. School of Life Sciences, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, China;
2. School of Biology and Food Engineering, Changshu Institute of Technology, Changshu 215500, China;
3. State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China)

Abstract: A research on phytoplankton structure change and spatio-temporal distribution of concentration of nutrients by pollution discharge and water intake in Shanghu Lake, a small Yangtze-connected lake, was conducted during October 2008 to September 2009. The results showed that: phytoplankton of 39 genera in 8 phyla was identified in the lake, but after water intake, common species of eutrophic blue-green algae increased significantly; the nutrients concentration in the western section of Shanghu Lake increased 2 or 3 times while that in the eastern section remained unchanged; common species of eutrophic blue-green algae decreased after long sedimentation and self-purification of water body, and trophic level descended to that prior to the water intake. The phytoplankton structure and trophic status in Shanghu Lake could be significantly affected by the water intake from the Wangyuhe River.

Key words: Shanghu Lake; water intake; phytoplankton; nutrients