

南京玄武湖菹草种群的环境效应*

杨文斌^{1,2}, 王国祥^{1**}

(1: 南京师范大学地理科学学院, 江苏省环境演变与生态建设重点实验室, 南京 210046)

(2: 安徽师范大学环境科学学院, 芜湖 241000)

摘要: 为了解玄武湖菹草种群的环境效应, 对玄武湖 2006 年春季水质变化、菹草区内外水质差异进行了监测, 并分析了 2003–2006 年春季水质监测资料, 结果表明: 菹草区 DO 高于 菹草—水交界区及开阔水域; 从菹草区到菹草—水交界区、开阔水域 TP、TN 逐渐升高, TP 均值分别为 0.062、0.098、0.105 mg/L, TN 均值分别为 1.674、2.202、2.412 mg/L; 与 2003–2005 年同期均值相比, 2006 年 3–5 月份 TP 分别下降了 15.4%、45%、43.3%, TN 分别下降 58.2%、43.9%、51.3%, SD 保持在 65 cm 以上; 说明菹草在改善湖泊环境和净化水质方面有重要作用。最后提出了改善、维持玄武湖健康稳定水生生态系统的措施和建议。

关键词: 玄武湖; 菹草 (*Potamogeton crispus* L.); 环境效应

Environmental effects of *Potamogeton crispus* population in Lake Xuanwu, Nanjing

YANG Wenbin & WANG Guoxiang

(1: School of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, P. R. China)

(2: College of Environmental Science, Anhui Normal University, Wuhu 241000, P. R. China)

Abstract: To investigate the environmental effects of *Potamogeton crispus* population in Lake Xuanwu, water quality in and out *Potamogeton crispus* population area were monitored from January to June of 2006, and were compared from 2003 to 2006 in Lake Xuanwu. The results showed: 1) From *P. crispus* population area to open water area, concentration of DO gradually decreased; 2) From “*P. crispus* population area”, “transition area” to “open water area”, concentration of TP and TN increased gradually. Average concentration of TP in those area were 0.062, 0.098 and 0.105 mg/L respectively, and average concentration of TN in those area were 1.674, 2.202 and 2.412 mg/L respectively; 3) TP concentration from March to May in 2006 decreased by 15.4%, 45% and 43.3%, compared with the same months from 2003 to 2005; these told us that *Potamogeton crispus* population had vital roles in improving lake environment and purifying water quality. Finally, some suggestions about improving and maintaining stable aquatic ecosystems of Lake Xuanwu were put forward in the article.

Keywords: Lake Xuanwu; *Potamogeton crispus* L.; environmental effect

南京玄武湖属于城市天然小型浅水湖泊, 面积约 3.7 km², 平均水深 1.3 m。其水面被梁洲、翠洲、环洲等分割成北湖区、东南湖区、西南湖区三部分, 彼此通过桥、涵相连。自上个世纪 50 年代开始, 玄武湖经历局部清淤、筑堤修闸和投饵养鱼等影响, 这些人为干预破坏了玄武湖原有的水生生态系统, 大型水生植物消失, 形成了以浮游植物为唯一初级生产者的生态系统^[1]。20 世纪 80 年代起, 玄武湖水体呈现严重的富营养化状态, 此后采取了包括污染源控制、引水、清淤等一系列措施, 但是 2005 年夏季首次发生大面积以微囊藻为主要优势种群的蓝藻水华^[2], 2005 年底开始至 2006 年春又出现大量的菹草, 东南湖区盖度最大时达到

* 国家“十五”“211”工程重大项目“不同时空尺度环境演变和生态建设”、国家“863”“十五”重大科技专项 (2003AA601100–2) 和江苏省重点科技专项 (BM2002701) 联合资助。2006–08–14 收稿; 2006–11–14 收修改稿。杨文斌, 男, 1968 年生, 博士研究生, 讲师。

** 通讯作者; E-mail: wangguoxiang@njnu.edu.cn.

70%,密度最大达 792 株/m²,东北湖区盖度 30%,西北湖区和西南湖区盖度 20%–30%。这是 50 多年来,玄武湖首次出现的现象^[1]。玄武湖水生生态系统在短期内出现如此剧烈的波动,标志着此水环境正在发生变化。但是,究竟发生了什么样的变化,尤其是菹草的大量出现将会产生什么样的环境效应,尚不清楚,有必要开展深入研究,为同类湖泊富营养化治理及生态调控提供参考。

1 研究区概况和调查方法

1.1 监测点布设

在玄武湖 4 个湖心布设 4 个监测点进行常规监测,监测项目: T (水温)、SD、DO、H、TP、TN、 NH_4^+-N 等。2006 年 4 月 17 日 13:30–4 月 18 日 15:30 对菹草集中分布区和无草区的环境因子及水质指标进行了 26 h 连续监测。监测点位于玄武湖西北湖,选择一岸边带菹草区,该水域没有外源污染,受到人为干扰较小,菹草植株分布均匀且南北连续成片,菹草平均高度 1.30 m,分枝数达 650 株/m²。监测点位如图 1 所示,在菹草种群内部设立 2 个监测点,离岸距离为 26.0 m、59.0 m,监测数据求其平均值,记为“菹草区”;在离岸 84.0–107.5 m 菹草种群与开阔水域交界处每隔 10 m 设一个监测点,监测数据求均值,记为“菹草–水交界”区;无草开阔水域设 2 个监测点,离岸距离分别为 157.5 m、217.5 m,监测数据求均值,记为“开阔水域”。为保证监测结果的准确,所有监测点事先用竹竿在湖中标记好,用长绳将湖中原有木桩及竹竿相连,尽量减少测船对水体的扰动。

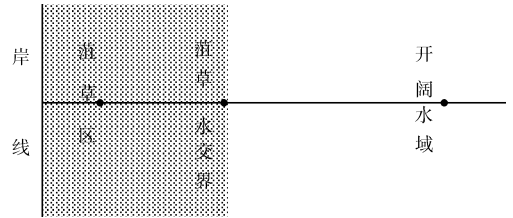


图 1 监测点分布示意图

Fig. 1 Location of monitoring points

1.2 监测频率和方法

常规监测频次:1 次/周。日变化监测频次: T 和 DO 监测时间从 2006 年 4 月 17 日 13:30–4 月 18 日 15:30,1 次/2 h; TN 和 TP 监测时间为 2006 年 4 月 18 日的 1:30、7:30、11:30、15:30。监测方法: T 和 DO 采用美国 YSI-55 型溶解氧仪于水下 20 cm 测定; SD 由透明度盘测定; pH 采用 HANNA 便携式防水型 pH 计测定; TN、 NH_4^+-N 和 TP 均取表层 30 cm 的水样由 Skalar 流动水质分析仪(荷兰)测得。

2 结果

2.1 菹草种群区内外水质差异

2.1.1 DO 从时间分布分析,整个监测时段,17 日及 18 日 13:30–15:30 水体 DO 达到峰值,各点 DO 均在 10.50 mg/L 以上(图 2a),而到晚间的 19:30,水体 DO 出现一个低谷,各点 DO 均在 10.50 mg/L 以下,至 21:30 时,略有恢复,然后持续下降,到凌晨 5:30–7:30 之间水体 DO 又出现一个低谷,各点的 DO 均在 8.00–10.00 mg/L 之间,待日出后水体中 DO 持续上升,即各监测点 DO 从时间上看,具有“同相”性,这与光照周期变化密切相关;中午光照强,菹草、藻类光合作用强,向水体中放氧多,傍晚和早晨光照弱,则光合作用弱,向水体中放氧少。根据 Jørgensen N. O. G 等人的研究,湖泊水体受太阳光照射能导致自由基,碳水化合物与氨基酸等参与生化反应,并直接影响细菌的代谢,被太阳光连续照射 7h 的实验水体中的细菌数量相对于无太阳光照射的水体增长了 35%–80%^[3];由此推断,水体在太阳光持续照射下,水体中细菌数量增加,日落水体中光合作用停止,细菌持续快速分解水体中的营养物质消耗水体中 DO,所以在 19:30 附近出现一个明显的低谷,后通过大气复氧略有恢复,但量较少,之后水体中水生动植物持续不断消耗 DO,直至日出 DO 才开始快速回升。

从空间分布看,由于旺盛生长的菹草光合作用产氧量大于开敞区藻类等光合作用产氧量,所以菹草区水体 DO 总是高于菹草–水交界区及开阔水域(图 2a)。

2.1.2 TP 从菹草区、菹草–水交界区向开阔水域水体中 TP 逐渐升高,平均值分别为 0.062 mg/L、0.098 mg/L、0.105 mg/L。四个采样时间点,即 4 月 18 日的 1:30、7:30、11:30、15:30,开阔水域的 TP 比菹草区分别高 150.29%、41.45%、65.85%、80.25%,夜间 1:30 菹草区外外的 TP 差别最大,清晨 7:30 差别最小。由图 2b 可知,不管白天和夜间,由于旺盛生长的菹草对各种形态磷的吸收、对水体中悬移物质吸附作用,“菹草

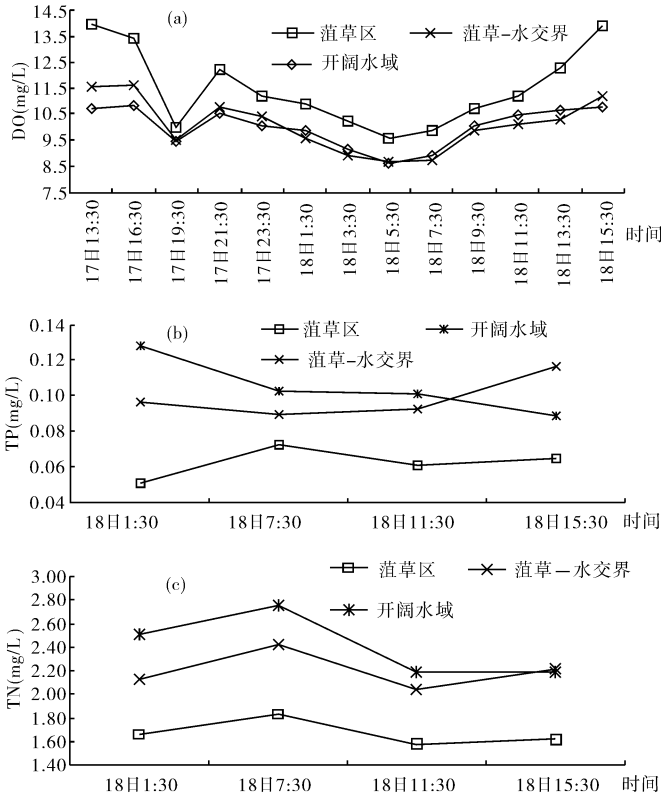


图2 各点的 DO(a), TP(b) 及 TN(c) 变化

Fig. 2 Temporal and spatial variations of DO (a), TP (b) and TN (c)

作用, 光合作用较弱, 吸收水体中的氮元素较少, 故 1:30 - 7:30 的水体 TN 要高于 11:30 - 15:30 时。

2.2 玄武湖 2006 年春季主要水质指标的改善

由于 2005 年秋季中科院海洋研究所和上海三爱环境水务工程有限公司分别采用高岭土和圣三 A 综合方法对玄武湖蓝藻水华实施了应急治理, 2006 年 1 - 2 月玄武湖水体 TP 低于 2003 - 2005 年同期水平 (图 3a), 3 月份 TP 浓度已经稳定上升到 0.11 mg/L, 达到与它最近的 2005 年 3 月的水平 (0.11 mg/L), 透明度 (SD) 高于往年同期 (图 3c), 但 2006 年 1 - 3 月 TN 含量高于 2003 - 2005 年同期水平 (图 3b), 此时是菹草生长初期, 菹草分布的范围以湖边浅水区为主, 总生物量小, 菹草对水体氮磷营养盐吸收作用不明显。2006 年 3 - 4 月, 菹草由岸边向湖中央扩展速度加快, 2006 年 4 月, 菹草生长旺盛, 菹草种群布满东南湖区, 整体盖度达 70%; 东北湖区盖度 30%; 西北湖区和西南湖区盖度均为 20% - 30%; 东南湖区菹草密度最大达 792 株 (分枝)/m²。此时, 玄武湖水体 TP 比 2003 - 2005 年 3 - 5 月份均值分别下降了 15.4%、45%、43.3% (图 3a), 3 - 5 月份 TN 比 2003 - 2005 年同期分别下降了 58.2%、43.9%、51.3%, SD 一直保持在 65 cm 以上, 这是由于菹草吸收水体和沉积物中的营养盐, 减少沉积物及其中的营养盐再悬浮释放, 从而降低浅水湖泊的浊度、改善水体透明度及水质^[4]; 同时玄武湖菹草对水体中的氮磷营养盐在 3 - 5 月份表现出最大吸收作用, 表明菹草在生物量最大时对水体中氮磷营养盐吸收速率增大^[5]。随着夏季的来临, 温度升高, 有利于 Fe³⁺ 向 Fe²⁺ 转化, 促进底泥磷释放^[6-7], TP 逐渐升高 (图 4); 玄武湖浮游植物数量夏季 > 秋季 > 春季 > 冬季^[1], 透明度发生相反变化, 即夏季 < 秋季 < 春季 < 冬季; 2006 年 3 - 6 月 TP、TN、SD 指标明显优于 2003 - 2005 年, 说明了菹草在改善湖泊环境和净化水质方面有重要作用。

区”的 TP 较“种群 - 水交界”和“开阔水域”的要低, 即向开阔水体中吸收、吸附作用减弱, 显示出明显的梯度变化; 菹草区水体流动性差, 同一点位, TP 随时间的变化要小, 菹草区外水体流动性略好, TP 的变化要大。

2.1.3 TN 从菹草区、菹草 - 水交界区向开阔水域水体中 TN 逐渐升高, 平均值分别为 1.67 mg/L、2.20 mg/L、2.41 mg/L。四个采样时间点, 即 4 月 18 日的 1:30、7:30、11:30、15:30, 开阔水域的 TN 比菹草区分别高 26.6%、27.3%、22.7%、23.9%。一天内, 1:30 和 7:30 水体中的 TN 要显著高于 11:30 和 15:30 时水体中的 TN (图 2c)。由于监测时间正是菹草旺盛生长的季节, 菹草生长过程中可从水体中大量吸收氮元素, 使得水体中 TN 含量下降, 菹草区的氮元素吸收最多, 向开阔水体中吸收逐渐减弱, 故从菹草区 - 开阔水域水体中 TN 越来越高。从监测结果可以看出菹草对水体中氮元素吸收有明显的梯度变化。从时间上分析, 菹草种群在 11:30 - 15:30 光合作用最强烈, 吸收水体中的氮元素也最多, 而 1:30 - 7:30 菹草主要表现为呼吸

3 讨论与建议

2006年春季玄武湖菹草的旺盛生长是水质变好的一个转折点.由于物种单一,菹草6月份死亡后还没有其它耐污性强的水生植物取代菹草以保持玄武湖水生植物种群季节演替和水生生态系统长期稳定,缺乏自我维持和更新的能力,因而,还不是健康的湖泊生态系统^[8,9].

3.1 菹草死亡容易产生二次污染

菹草属于耐寒植物,耐高温能力较差,温度超过25℃或光照超过 7.0×10^4 lx将对菹草生长、生存产生剧烈抑制作用,进而促进菹草衰亡^[10].菹草死亡后腐败分解,消耗水体中的溶解氧,释放大量的营养盐,为夏季浮游植物的增殖创造了营养条件,如果让大约6000 t的水草在水里自然腐烂,会造成严重的二次污染.那么,是毁灭还是保存这些水草?从上文分析结果可以看出菹草对玄武湖水体有明显的净化作用和稳定水质的作用,从过去的经验看,太湖花了很大精力也种不出来这些水草,玄武湖试验了几次也没有成功,毁灭菹草将破坏水体生态系统.但菹草疯长必须适度收割、打捞,否则难以控制菹草死亡后造成的二次污染,可以采用人工割草、机械除草控制玄武湖菹草的发展,理想的除草时间为菹草生长的中期^[11],此时菹草的生物量最大,芽殖体尚未发育成熟,可以减少当年芽殖体基数,避免来年菹草再次大面积发生.若选择生长发育后期除草,芽殖体已经成熟沉入水底,来年有可能再次出现菹草暴长;另一方面,部分植株开始腐烂分解,水质很快变差,达不到预期除草效果.

3.2 大量菹草存在减少了水生生态系统的多样性和水生生态系统的长期稳定性

近年来,玄武湖挺水植物芦苇、菖蒲,沉水植物金鱼藻、苦草等都变得十分稀少,而夏季以蓝藻为代表的浮游植物却大量滋生,湖水的富营养化严重.沉水植物菹草的适度生长,可以改善玄武湖水质状况,抑制藻类生长,但是玄武湖菹草分布的范围、面积和现存量过大,湖泊水生高等植物单一化,与自然湖泊水生植物结构比例不协调,抑止其它水生植物的生存空间,不利于其它水生植物的正常生长和种群的季节演替,不利于湖泊水生生态系统的长期稳定.

3.3 实施生态修复,构建健康稳定的湖泊生态系统

近年来,采取了截污、清淤、引水冲污等一系列措施,尽管投入了巨额资金,但是,在2005年夏季玄武湖在营养盐水平较低的情况下还是爆发了蓝藻水华,说明仅依靠控制外源污染而忽视内源物质循环不能有效控制藻型湖泊富营养化,在外源污染得到控制的前提下,实施生态修复,建立健康稳定的湖泊生态系统

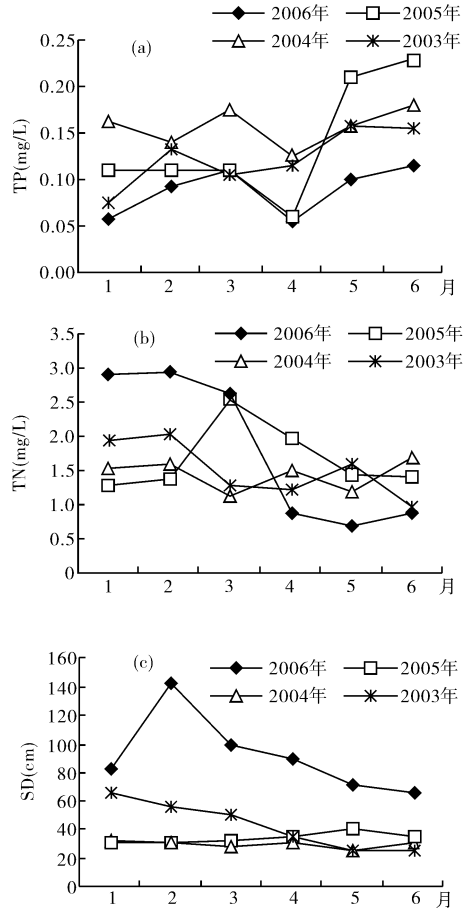


图3 近4年(2003-2006年)玄武湖春季TP(a),TN(b),和透明度(c)变化
Fig.3 Variations of TP(a),TN(b)and SD(c) of Lake Xuanwu during 2003-2006

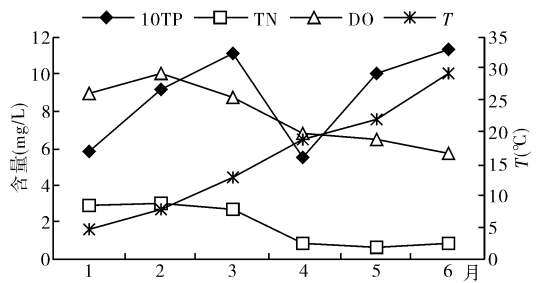


图4 玄武湖2006年春季水质指标变化
Fig.4 Water quality variations of Lake Xuanwu in 2006

是富营养化湖泊治理的必要措施^[12,13]。

要建立健康稳定的玄武湖湖泊生态系统,首先要控制外源污染,利用生态学原理与方法,通过生态工程和生态管理措施,构建以水生高等植物为优势群落的水生生态系统。这不仅是优良水质的保障,也是优美景观建设、生物多样性维持的基础。在岸边带恢复由菹草、伊乐藻、野菱、水鳖等所构建的季相交替的水生植物群落能在水质变化剧烈、藻类容易爆发的阶段(初春至夏末)持续有效的抑制浮游植物生长繁殖,对水体中的营养盐有较高的去除作用,并能有效缓解因前一种植物死亡给水质带来的不利影响,使水质保持相对稳定^[14],同时兼顾到玄武湖是景观水体,适当配置一定数量的苦草、荷、梭鱼草等,保持不同水生植物种群季节演替,逐步建立时空镶嵌群落。

4 参考文献

- [1] 金相灿,屠清瑛. 中国湖泊环境(第二册). 北京:海洋出版社,1990:609-616,624-625.
- [2] 张哲海,梅卓华,孙洁梅等. 玄武湖蓝藻水华成因探讨. 环境监测管理与技术,2006,(2):14-15.
- [3] Jørgensen N O G *et al.* Effect of sunlight on occurrence and bacterial turnover of specific carbon and nitrogen compounds in lake water. *FEMS Microbiology Ecology*,1998,**25**:217-227.
- [4] Schulz M, Kozerski HP, Pluntke T *et al.* The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree(Germany). *Water Research*, 2003, **37**(3): 569-578.
- [5] 金送笛,李永函,倪彩虹. 菹草(*Potamogeton crispus*)对水中氮、磷的吸收及若干影响因素. 生态学报,1994,**14**(2):168-153.
- [6] 张智,刘亚丽,段秀举. 湖泊底泥磷释放影响因素显著性试验分析. 植物资源与环境学报,2006,**15**(2):16-19.
- [7] 龚春生,姚琪,范成新等. 城市浅水型湖泊底泥释磷的通量估算——以南京玄武湖为例. 湖泊科学,2006, **18**(2):179-183.
- [8] 李瑾,安树青,程小莉等. 生态系统健康评价的研究进展. 植物生态学报,2001,**25**(6):641-647.
- [9] Raport D J. Ecological footprints and ecosystem health; complementary approaches to a sustainable future. *Ecological Economics*,2000, **32**:367-370.
- [10] 苏胜齐,沈盎绿,唐洪玉等. 温度光照和 pH 对菹草光合作用的影响. 西南农业大学学报,2001,**23**(6):532-534.
- [11] 任久长,乔建荣,董巍等. 菹草(*Potamogeton crispus*)的生态习性和在京密引水渠的发生规律研究. 北京大学学报(自然科学版),1997,(6):749-755.
- [12] 王国祥,成小英,濮培民. 湖泊藻型富营养化控制——技术、理论及应用. 湖泊科学,2002,**14**(3):273-282.
- [13] 濮培民,王国祥,李正魁等. 健康水生态系统的退化及修复——理论与技术及应用. 湖泊科学,2001,**13**(2):199-210.
- [14] 王文林,马婷,李强等. 水生高等植物季相交替群落对富营养化水体净化效果调查. 环境监测管理与技术,2006,(1):16-19.