

用生态修复调控浮游植物种群局部控制富营养化——以贵州红枫湖水水质生态修复工程为例*

濮培民^{1**}, 李裕红², 张晋芳³, 马永兵³, 李正魁⁴, 成小英⁵

- (1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)
(2: 泉州师范学院湿地研究所, 泉州 362000)
(3: 贵阳市农业委员会, 贵阳 550081)
(4: 南京大学环境学院污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京 210093)
(5: 江南大学环境与土木工程学院, 无锡 214122)

摘 要: 利用物理生态工程在水深 10 m 左右, 水位变幅 7 m 左右的贵阳红枫湖/水库(正常水位时 57.2 km²)右二湾富营养水体进行局部(围隔水体面积 1.33 hm²)生态修复. 对工程前后和内外水体浮游植物的群落结构、丰度、生物量等进行比较, 结果表明, 当植物浮岛覆盖率超过 1/5 ~ 1/3 时(可视为阈值), 物理生态工程可以调控浮游植物种群结构和丰度, 浮游植物优势种群由生态修复前的微囊藻属、角甲藻属及同期外环境的蓝藻门蓝纤维藻属转变为硅藻门的直链藻属. 工程内与工程外比较, 种属数减少了 29.4%, 特别是减少了蓝藻中可能释放藻毒素的微囊藻、鱼腥藻等属, 蓝藻丰度和生物量分别减少了 55.5% 和 57.9%; 而硅藻的种属数则增多 120.0%, 且其丰度和生物量分别增加了 56.4% 和 60.3%. 从藻类总体统计资料看, 工程内与工程外比较, 藻类丰度减少 53.6%, 生物量减少 39.1%, 透明度提高了数十厘米以上, 稳定在 120 ~ 220 cm. 当工程区外浮游植物优势种群是蓝藻, 暴发蓝藻水华, 且可释放藻毒素的种属有多次检出时, 工程区内仍然以硅藻为优势种, 未曾检测出可释放藻毒素的种属, 从而在红枫湖局部水体实现了水质改善和富营养化控制. 在目前高污染负荷下恢复浅水湖泊沉水植被时, 本项目发展的可全年镶嵌式种植包括香根草、杞柳等高杆植物在内的多种水面植物的浮岛可作为防浪削浪、遏制蓝藻、改善水质、提高透明度的先锋性措施, 以保障局部水面植被覆盖面积超过上述阈值, 成为保护沉水植物生长、遏制暴发蓝藻水华的可操作途径.

关键词: 生态修复; 富营养化控制; 浮游植物种群调控; 物理生态工程; 红枫湖

Eutrophication control in local area through phytoplankton population regulation by eco-remediation: a case study on aqua-eco-remediation engineering in Lake Hongfeng, Guizhou Province

PU Peimin¹, LI Yuhong², ZHANG Jinfang³, MA Yongbing³, LI Zhengkui⁴ & CHENG Xiaoying⁵

- (1: *Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China*)
(2: *Institute of Wetland, Quanzhou Normal College, Quanzhou 362000, P. R. China*)
(3: *Guiyang City Agriculture Committee, Guiyang 550081, P. R. China*)
(4: *State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, School of Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, P. R. China*)
(5: *School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, P. R. China*)

Abstract: A physic-ecological engineering (PEEN) for aqua-eco-remediation was performed in a local area (enclosed water with surface area of 1.33 ha) with depth round 10 m and variation of water level of 7 m in Lake/Reservoir Hongfeng. Results showed that the construction, abundance and biomass of the phytoplankton may be regulated by PEEN, when the ratio of the sum area of floating islands with plant to the total enclosed area is above 1/5 - 1/3 (as the threshold). The dominant phytoplankton population

* 贵阳市政府农业委员会项目“红枫湖水水质生态修复技术示范试验”和国家自然科学基金项目(30770391)联合资助. 2011-11-07 收稿; 2012-02-20 收修改稿. 濮培民, 男, 1936 年生, 研究员; E-mail: pupm1@yahoo.com.

shifted from Cyanophyta (*Microcystis*), Pyrrophyta (*Ceratium hirundinella*) and Cyanophyta (*Dactylococcopsis acicularis*) in surrounding algae-type water to Bacillariophyta (*Melosira*) after the construction of engineering. Species of Cyanophyta in plant-type water were less than that of surroundings at 17.6%–29.4% (especially the species with microcystin, such as *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, were detected in surroundings algae-type water did not been detected in plant-type water); while the species of Bacillariophyta increased to 120.0% in comparison with that in the surroundings. The abundance and biomass of Cyanophyta in the plant-type area of the PEEN decreased by 55.5% and 57.9% in comparison with those in surroundings, respectively. Meanwhile, the abundance and biomass of Bacillariophyta in the plant-type area of the PEEN increased by 56.4% and 60.3% in comparison with those in surroundings, respectively. The total phytoplankton abundance and biomass decreased by 53.6% and 39.1%, respectively in comparison with those of the surroundings. All these facts benefited the increase of transparency in plant-type water, where the water quality improved obviously and the secchi depth is stably observed at 120–220 cm and higher than that in surrounding algae-type water in dozen centimeters. The engineering area appears as the “green island” in the algae bloom occupied surroundings frequently. The eutrophication in local area of Lake Hongfeng with surface area of 57.2 km² at normal water level is controlled without algae bloom. The PEEN including floating eco-islands, which can be used for culturing various water surface plant, including aquatic plant, wetland plant, terrestrial plant (*Vetiver Grass*, *salix integra* linn., etc), for relieving high wind-driven wave, suppressing blue algae, improving water quality and transparency and other techniques is important for guaranteeing the remediation of submerged vegetation in shallow lakes and preventing algae bloom under severe environmental pressure at present.

Keywords: Ecological remediation; eutrophication control; phytoplankton population regulation; physic-ecological engineering; Lake Hongfeng

我国湖泊众多,绝大多数是重要的饮用水源.然而我国有 80% 的湖泊已受到污染(水质多处于 IV ~ 劣 V 类)^[1].湖泊富营养化是当今世界面临的主要水污染问题之一.随着湖泊富营养化程度的加剧,藻类水华暴发的频率也越来越高,规模越来越大,已成为制约我国社会和国民经济持续发展的重大环境问题.

红枫湖是建库 50 a 的水库,为贵阳市 200 多万人提供饮用水源.近二十年来,由于种种原因水体富营养化严重,水华暴发的面积、厚度和时间都日益增加,沿湖许多地区的居民已经无法饮用传统的红枫湖水源.通过在流域上控制污染源以减轻红枫湖富营养化,保障居民的安全饮用水源是远非短期内能够实现的目标.因为流域上污染源的削减速度缓慢(甚至很多情况下尚在增加),而且:1)各地营养水平的时空变异很大,有水团特性差异,平均值、脉动值、碳、氮、磷、硅等营养盐的配比差异等;此外控制因素的变异性也很大,很难制定出比较普遍适用能确切控制富营养化的营养盐阈值;2)根据美国与太湖容积接近的 Okeechobee 湖资料,减少流域上某些地区的总磷输入与该湖总磷输入负荷,该湖水体中的年均总磷浓度与当年输入该湖的总磷负荷,以及当年湖水平均总磷浓度与藻类水华发生频率之间都没有直接线性关系,它们的关系只是趋势性的^[2];3)底泥吸附总磷能力的变异及存在不确定性;4)在减少污染负荷输入、遏制藻类生长的过程中还存在藻类种群小型化等结构性变化问题,使得通过降低叶绿素(藻类生物量)和提高透明度等实现控制富营养化的目标非常困难^[3].因此,控制富营养化不仅是控制营养水平的问题.

实际上,在一定高营养水平时可以存在多种稳定的生态系统^[46],特别是两种有明显差异的稳定生态系统:“藻型浊水状态”和“草型清水状态”;即基本没有高等植物的以蓝藻为优势种的藻型水体和有相当密度覆盖率的高等植物加硅藻为优势种的草型水体.一些附生、附生浮游及浮游性硅藻与大型水生植物共生可以构成水体的草型特征^[79].在高等植物比较丰富的洪湖,2008 年的枯水期和丰水期硅藻均为绝对优势门类,其次为绿藻及蓝藻,在枯水期硅藻的优势更为明显,平均生物量在枯水期和丰水期分别占各门类总生物量的 84.40% 及 94.33%^[10].

这两种状态在营养水平上的差异往往可以有相当的重叠空间.各水体中的碳、氮、磷、硅等营养盐本身及它们之间的比例关系常有巨大差异.例如,关于富营养定义的总磷浓度至少有 0.020~0.110 mg/L 的接近 6 倍的差异, TN/TP 在滇池为 10,太湖为 37,与太湖容积、纬度相近的美国 Okeechobee 湖为 30^[2].可见蓝藻水华暴发的营养盐水平有较宽的空间.关于暴发蓝藻水华的营养盐阈值各地研究结果有很大差异,不确定性比较大.但上述两种富营养状态中在藻类优势种群方面的表现却是根本性的.在暴发蓝藻水华前,蓝藻首

先应该成为优势种群。

饶钦止等^[11]根据1956—1957年、1962—1963年和1973—1975年在湖北省武汉市东湖进行的三次调查资料,总结了期间二十年内在东湖两个代表性采样站上浮游植物群落生态学的主要变化,结果表明该湖在大型高等植物退化的同时,浮游植物由甲藻和硅藻占优势逐步转变为以绿藻和蓝藻占优势。罗民波等^[12]的研究结果表明,滇池藻类的种群优势度向着蓝藻种群优势度不断增加是与滇池草海和外海的物种多样性指数下降、湖面水草面积缩小同步进行的。滇池外海在1950s末,湖水面积90%以上为海菜花群落、马来眼子菜群落等,1970s仅占20%,1990s末水生植物覆盖率不及3%,目前除局部地区尚存在一定面积的土著水生植物群落外,大面积覆盖漂浮植物凤眼莲,藻类则以蓝藻为绝对优势种。

事实上,1960—1980年太湖浮游植物一直以硅藻和蓝藻为主要优势种,而随着富营养化的进程,1987年后演替为以蓝藻和隐藻为优势种,1992年以后优势种仅为蓝藻,蓝藻门中的微囊藻(主要是铜绿微囊藻和水华微囊藻)又成为藻类优势种^[13-14]。草型水体特征比较明显的东太湖、江苏常州洮湖、苏州昆山傀儡湖^①等水质比较好,符合饮用水源要求,其浮游植物均以硅藻为优势种。

在草型水体中没有蓝藻水华,但营养盐高出通常认为的可能发生藻类水华的阈值,例如苏州昆山傀儡湖的资料表明,尽管其总磷已经大大超过阈值(0.04 mg/L)^[2]的若干倍。根据东太湖2006—2007年资料,TN、TP、叶绿素a平均含量分别为 1.38 ± 0.52 mg/L、 0.06 ± 0.04 mg/L、 6.42 ± 4.85 μ g/L;个别点TN、TP平均为 1.71 ± 0.76 、 0.12 ± 0.08 mg/L,分别比敞水区高18.1%、53.9%,但仍能遏制蓝藻水华^[15]。对东太湖各月水生植物生物量和叶绿素a含量作相关性分析,结果表明两者呈负相关;水生植物由于个体大、生命周期长、吸附和储存营养盐能力强,能够通过对光资源和营养盐竞争,以及为食浮游植物的浮游动物提供避难场所和分泌化感物质来抑制藻类生长;由于水生植物对藻类的抑制作用使得东太湖水体叶绿素a含量较太湖其他湖区低。历史和现实都说明大量水生植物的存在可以遏制蓝藻水华的暴发。

因此,采取直接在局部富营养化水体实施物理生态工程修复技术,通过全年种植一定数量的水面植物,使水体具有草型特征,配合运用微生物技术,遏制蓝藻水华,使水质保持清澈的目标是有可能在较短时期内实现的。物理生态工程可以先从入湖河口的局部水域做起。因为入湖河口既是入湖污染源的源头,又是藻类水华的富集区(藻类是在广阔湖面利用太阳能和营养盐转化为生物资源的初级产物)。如果在这些区域建设好能加强吸收入湖污染物并将藻类水华转化为高等植物资源的健康水生态系统,那么从湖湾开始做起,整个湖泊富营养化就会容易被控制。经过数次考察比较,选定了红枫湖右二湾入湖河口作为试验区。正常水位下试验区水深为10 m,变幅7 m,淤泥较少;这在红枫湖湖湾具有代表性。

1 红枫湖及物理生态工程概述

红枫湖(26°26′~26°35′N,106°19′~106°28′E)位于贵州省贵阳市以西32 km,1960年建成蓄水,是贵州高原第一大人工湖,主要功能包括饮用水源、发电、渔业、农田灌溉及旅游。红枫湖中有192个岛屿,以岩溶地貌和湖光山色为特点。1981年被确定为风景名胜区,1988年被国务院批准为国家级风景名胜区,2001年被国家旅游局评定为首批国家4A级旅游区,被誉为贵州腹地的一颗明珠。红枫湖流域面积约1551 km²,正常水位时水库总面积为57.2 km²,最大水深45 m,蓄水量约 6×10^8 m³,换水周期为0.26 a,补给系数26.1,湖面海拔高度1240 m。红枫湖流域处于亚热带季风湿润气候带,年平均气温14.06℃,无霜期达287 d,年平均降水量为1176 mm,主要集中在5—10月,夏季(6—8月)平均降水量一般占全年的80%^[16],近20 a来由于红枫湖周边大量外源污染物的输入,其水质恶化和藻类水华频发,饮用水源安全受到严重威胁,严重影响人们的生活健康。

物理生态工程(Physic-Ecological Engineering, PEEN)修复技术主要利用太阳能加速水质循环净化环节,将水中污染物变为可实际利用资源,将我国受污染的湖泊、河流修复为健康水生态系统的措施^[2,17-20]。污染是从局部到大范围发展过来的,治理也应该从局部开始,逐步扩大到全湖全流域。首先在红枫湖局部水体内

① 中国科学院南京地理与湖泊研究所,昆山市傀儡湖水源生态保护有限公司。傀儡湖本底调查报告,2007。

改善饮用水源,再进一步治理入湖河口及藻类频繁富集的湖湾,逐步使全湖达到安全健康水平. 以此为目
标,贵阳市农业委员会在市政府支持下从 2008 年 9 月起立项,在清镇市红枫镇右二湾进行了 1.33 hm² 红枫
湖水质生态修复实验研究,从 2009 年 7 月起推广到 6.67 hm². 在试验水域,建立能适应水位剧烈大幅度变化
的二圈软隔离带. 内圈围隔核心区(一期为 0.2 hm²,二期为 2.4 hm²),外圈与内圈之间称为外围区(图 1).
采用具有高效防浪削浪、吸附藻类的种植高秆植物浮岛载体^①;可防止鱼类家禽摄食、浮力可调的种植矮秆
植物多功能浮岛载体^②;悬浮于表层水面可种植沉水植物、软体动物的悬浮网箱^[21];固定化氮循环细菌^[22-24]
(Immobilized Nitrogen Cycle Bacteria, INCB)等技术. 核心区植物浮岛覆盖率为 1/3,采用 INCB 技术,具有草
型湖区特征;外围区植物覆盖率最初为 1/10,有遏制藻类功能,但与外环境相比只能延迟而很难遏制蓝藻水
华发生,逐渐加大植物覆盖面积为外围区总水面 1/5 时已基本能遏制蓝藻水华的发生;从而实现在工程内稳
定改善水质,当周围环境经常暴发蓝藻水华时保持工程内水质清澈,成为藻类水华包围下的“绿洲”(图 2).



图1 红枫湖水质生态修复技术工程一期(近 1.33 hm²)、二期(远 6.67 hm²)全貌,右二湾(2010 年 8 月 13 日)
Fig. 1 Overview of the 1st phase (lower part, 1.33 hm²) and 2nd phase (upper part, 6.67 hm²) of the
engineering in Youer Bay, Lake Hongfeng, 13 Aug. 2010



图2 被蓝藻水华包围的一期工程区(2009 年 6 月 4 日)
Fig. 2 View of the 1st phase of the engineering enclosed by cyanobacterial bloom, 4 Jun. 2009

2 试验方法与分析项目

2.1 试验区

试验区位于红枫湖右二湾(26°29′39″~26°29′42″N, 106°22′42″~106°22′48″E),生态修复技术实施前采

① 濮培民等发明专利申请号 No. 201110035542.9,国家知识产权局 2011 年 2 月 10 日受理.
② 濮培民等实用新型专利申请号 No. 201120048592.6,国家知识产权局 2011 年 2 月 28 日受理.

集该区水体进行分析检测(作为背景),物理生态修复技术实施后对一期工程的核心区(草型区)、外围区(藻-草过渡区)及工程外环境(藻型区)的对照水域进行取样研究。

2.2 浮游植物采集与检测方法

依照《内陆水域渔业自然资源调查试行规范》中的方法^[25],进行浮游植物样品采集与检测。2008年10月29日对红枫湖右二湾即将实行生态修复试验水域进行浮游生物采集,共获水生生物定性样品2个,定量样品1个,作为工程前的背景。2010年3月3日对红枫湖右二湾生态修复试验水域进行浮游生物采集,共获水生生物定性、定量样品9个,其中核心区、外围区及工程外环境对照水域样品的定性样品各2个总共6个,定量样品各1个总共3个。

定性样品采集:用25#浮游生物网在水面下0.5 m深处水层中,以20~30 cm/s的速度,作“∞”字形循环缓慢拖网约10 min左右,样品加入1.5%鲁哥氏剂后,再加入4%甲醛溶液固定。

定量样品采集:用定量采样瓶采集1 L水样加15 ml鲁哥氏剂后用4%的甲醛固定。定量水样带回实验室后,在分析前先置入分液漏斗中静置48 h,用虹吸法仔细吸出不含藻类的上清液,浓缩至30 ml,倒入定量瓶中以备计数。

将定量的浓缩水样充分摇匀后,用0.1 ml定量吸管吸出0.1 ml水样,注入0.1 ml计数框内(20 mm×20 mm),在显微镜下观察计数。每瓶进行2次有效计数,取其平均值。

每1 L水中浮游植物丰度的计算公式为:

$$N = \frac{C_s}{F_s F_n} \cdot \frac{V}{U} \cdot P_n \quad (1)$$

式中, N 为1 L水样中浮游植物的丰度(cells/L); C_s 为计数框面积(mm²); F_s 为视野面积(mm²); F_n 为每片计数过的视野数; V 为1 L水样经浓缩后的体积(ml); U 为计数框容积(ml); P_n 为计数所获得的个数(个)。

某 j 种藻类生物量(B_j)的计算公式为:

$$B_j = \sum_{i,j}^{N_j} (c_{i,j} \cdot v_{i,j} \cdot \rho_{i,j}) = N_j \cdot \bar{V}_j \cdot \rho, \quad \rho_{i,j} = \rho = 1 \quad (2)$$

式中, $v_{i,j}$ 、 $\rho_{i,j}$ 、 N_j 分别代表 j 种藻类每个镜检 i 个体 $c_{i,j}$ 的体积、密度和丰度。因浮游植物个体微小,其比重近于所在水体水的比重,即令 $\rho_{i,j} = \rho = 1$,因此将体积值(μm^3)按 $10^9 \mu\text{m}^3 = 1 \text{ mg}$ 换算为重量值。

3 结果和讨论

3.1 生态修复前红枫湖浮游植物物种组成及丰度特征

2008年10月生态修复前红枫湖右二湾水体浮游植物物种组成委托贵州省特种水产工程技术中心采样检测。通过室内镜检,鉴定出浮游植物7门43种。其中蓝藻门14种,占检出总数的32.55%;绿藻门17种,占39.53%;硅藻门8种,占18.60%;甲藻门、隐藻门、金藻门、黄藻门各1种,各占2.33%。检测点浮游植物以蓝藻门和绿藻门为主,占总数的75.08%。浮游植物丰度为 37.675×10^5 cells/L,其中蓝藻门 18.472×10^5 cells/L,绿藻门 15.273×10^5 cells/L,硅藻门 1.320×10^5 cells/L,甲藻门 2.610×10^5 cells/L;隐藻门、金藻门、黄藻门数量太少未统计。浮游植物的生物量为16.454 mg/L,其中蓝藻门5.605 mg/L,绿藻门2.889 mg/L,硅藻门1.411 mg/L,甲藻门6.549 mg/L;隐藻门、金藻门、黄藻门数量太少,未换算生物量。浮游植物优势种属有蓝藻门的可释放藻毒素的微囊藻属(*Microcystis*)和甲藻门的角甲藻属(*Ceratium*)。微囊藻属和角甲藻属在红枫湖的优势地位是水体富营养化的标志之一。

3.2 生态修复对红枫湖浮游植物种属组成及丰度特征的调控

2010年3月在工程外环境对照区(藻型区)、工程核心区(草型区,种植高等植物浮岛面积占该湖区总面积1/3)和外围区(藻-草过渡型区,种植高等植物浮岛面积占该湖区总面积1/5)分别采样,检测分析计数,其浮游植物结构、生物量等特征对比见表1、2。

表 1 生态修复对红枫湖右二湾水体浮游植物种类组成与分布的影响(2010 年 3 月)*

Tab.1 Influences of aqua-ecosystem remediation on the characters of composition and distribution of phytoplankton in Youer Bay of Lake Hongfeng, Mar. 2010

种(属)名	A	B	C
蓝藻门 Cyanophyta;种数合计	17	14	12
水华微囊藻 <i>Microcystis flos-aquae</i>	+	+	
不定微囊藻 <i>Microcystis incerta</i> Lemm	+		
针状蓝纤维藻 <i>Dactylococcopsis acicularis</i>	+	+	+
不定腔球藻 <i>Coelosphaerium dubium</i>	+	+	
柔软腔球藻 <i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>			+
静水隐杆藻 <i>Aphanothece stagnina</i>	+	+	
小形色球藻 <i>Chroococcus minor</i>		+	+
固氮鱼腥藻 <i>Anabaena azotica</i>	+	+	+
多变鱼腥藻 <i>Anabaena uaribilis</i>	+		
细小隐球藻 <i>Aphanocapsa elachista</i>	+	+	+
最小胶球藻 <i>Glorocapsa minima</i>	+	+	+
池生胶球藻 <i>Gloeocalsa limnetica</i>	+	+	
小颤藻 <i>Oscillatoria tenuis</i>	+		
弯曲尖头藻 <i>Raphidiopsis curvata</i>		+	+
螺旋藻 <i>Spirulina</i> sp.	+		+
最细螺旋藻 <i>Spirulina subtilissima</i>	+	+	
玫瑰斯氏藻 <i>Snowella rosea</i>		+	+
浮游胶须藻 <i>Rivularia planctonica</i>	+	+	+
细胶鞘藻 <i>Phormidium tenue</i>	+	+	+
胶刺藻 <i>Gloeotrichia echinulata</i>	+		
毕氏林氏藻 <i>Lyngbya Birgei</i>	+		+
隐藻门 Cryptophyta;种数合计	1	2	2
蓝隐藻 <i>Chroomonas</i> sp.		+	+
尖尾蓝隐藻 <i>Chroomonas acuta</i>	+	+	+
甲藻门 Pyrrophyta;种数合计	1	1	1
角甲藻 <i>Ceratium hirundinella</i>	+	+	+
硅藻门 Bacillariophyta;种数合计	10	22	22
变异直链藻 <i>Melosira uarians</i>		+	+
颗粒直链藻极狭变种 <i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i>		+	+
颗粒直链藻极狭变种螺旋变形 <i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i> f. <i>spiralis</i>	+	+	+
梅尼小环藻 <i>Cyclotella meneghiniana</i>	+	+	+
窗格平板藻 <i>Tabellaria fenestrata</i>			+
匙状尺骨针杆藻 <i>Synedra ulna</i>		+	+
普通等片藻 <i>Diatoma vulgare</i>	+	+	+
美丽星杆藻 <i>Asterionella formosa</i>		+	+
月形藻 <i>Closterium lunula</i>		+	+
湖沼圆筛藻 <i>Coscinodiscus lacustris</i>	+	+	
矮小辐节藻 <i>Stauroneis pygmaea</i>	+	+	+
卵圆双眉藻 <i>Amphora ovalis</i>	+	+	+
尖头布纹藻 <i>Gyrosigma acuminatum</i>		+	+
篦形短缝藻 <i>Eunotia pectinalis</i>		+	
菱形肋缝藻 <i>Frustulia rhomboids</i>	+		+
缢缩异极藻 <i>Gomphonema acuminatum</i>		+	+

续表 1

种(属)名	A	B	C
短小舟形藻 <i>Navicula exigua</i>		+	+
尖头舟形藻 <i>Navicula cuspidata</i>			+
杆状舟形藻 <i>Navicula bacillum</i>	+	+	
同族羽纹藻 <i>Pinnularia gentilis</i>		+	+
小桥弯藻 <i>Cymbella laevis</i>	+	+	+
膨胀桥弯藻 <i>Cymbella tumida</i>		+	+
披针桥弯藻 <i>Cymbella lanceolata</i>		+	
圆孔异菱藻 <i>Anomoeoneis sphaerophora</i>		+	+
线状菱形藻 <i>Nitzschia linearis</i>	+		+
波缘曲壳藻 <i>Achnanthes crenulata</i>		+	+
绿藻门 Chlorophyta; 种数合计	27	23	22
针形纤维藻 <i>Ankistrodesmus acicularis</i>	+	+	+
长绿梭藻 <i>Chlorognium elongatum</i>		+	+
球形四鞭藻 <i>Carteria globosa</i>	+		
金团藻 <i>Volvox aureus</i>	+		+
椭圆衣藻 <i>Chlamydomonas elliptica</i>	+	+	+
杂球藻 <i>Pleodorina californica</i>	+		
球粒藻 <i>Coccomonsa orbicularis</i>	+	+	+
多芒藻 <i>Golenkinia radiata</i>	+	+	
弓形藻 <i>Schroederia setigera</i>	+		
美丽盘藻 <i>Gonium formosum</i>	+	+	+
优美毛枝藻 <i>Stigeoclonium amoenum</i>			+
规则四角藻 <i>Tetrædron regulare</i>	+	+	
月牙藻 <i>Selenastrum bibrainum</i>	+	+	+
拟新月藻 <i>Closteropsis longissima</i>			+
肾形藻 <i>Nephrocytium agardhianum</i>	+	+	
短刺盘星藻 <i>Pediastrum boryanu</i>			+
二角盘星藻 <i>Pediastrum duplex</i>	+	+	
十字藻 <i>Crucigenia apiculata</i>		+	+
尖细栅藻 <i>Scenedesmus acuminatus</i>	+		
韦氏藻 <i>Wesella botryoides</i>		+	+
四链藻 <i>Tetradesmus wisconsinense</i>		+	+
空星藻 <i>Coelastrum sphaericum</i>	+		
韩氏集星藻 <i>Actinastrum hantzschii</i>		+	+
多形丝藻 <i>Ulothrix variabilis</i>	+	+	+
细链丝藻 <i>Hormidium subtile</i>	+		+
方形微孢藻 <i>Miceospora quadrata</i>		+	+
湖生卵囊藻 <i>Oocystis lacustis</i>	+		+
中带鼓藻 <i>Mesotanium entlicherianum</i>	+	+	+
十字柱形鼓藻 <i>Penium cruciferum</i>	+	+	
棒形鼓藻 <i>Gonatozygon monotaenium</i>	+		
中型新月藻 <i>Colsterium intemedium</i>	+	+	+
宽带鼓藻 <i>Pleurotaenium trabecula</i>	+		
梅尼鼓藻 <i>Cosmarium meneghinii</i>	+	+	
圆孔鼓藻 <i>Cosmarium maculatum</i>	+	+	+
颗粒角星鼓藻 <i>Staurostrum punctulatum</i>	+	+	
单角角星鼓藻 <i>Staurostrum unicorne</i>	+	+	+

* “+”表示在该区有分布;A:外环境对照区(藻型),B:外围区(藻—草过渡型),C:核心区(草型)。

表 2 红枫湖示范工程草型湖区、藻-草过渡区及外环境藻型湖区藻类分布特征比较

Tab. 2 Comparison of characteristics of phytoplankton distribution among the plant-type and algae-plant transit type waters in the demonstration engineering area and in its surrounding area (algae-type water) in Lake Hongfeng

湖区	指标	硅藻门	绿藻门	蓝藻门	甲藻门	合计
藻型区	丰度/($\times 10^5$ cells/L)	2.98	8.26	21.90	0.03	33.17
	生物量/(mg/L)	1.89	4.95	4.16	0.67	11.67
藻-草过渡区	丰度/($\times 10^5$ cells/L)	3.21	3.43	11.77	0.02	18.43
	生物量/(mg/L)	2.16	2.06	2.12	0.49	6.83
草型区	丰度/($\times 10^5$ cells/L)	4.66	3.38	9.74	0.01	17.79
	生物量/(mg/L)	3.03	1.99	1.75	0.33	7.10
草型/藻型比值*	丰度/($\times 10^5$ cells/L)	1.56	0.41	0.45	0.34	0.54
	生物量/(mg/L)	1.60	0.40	0.42	0.49	0.61

* 相应量在草型区的值与在藻型区的值之比.

对红枫湖右二湾水体实施生态修复后,实验核心区(草型)和外围区(藻-草过渡型)与外环境对照区(藻型)的浮游植物种类组成与分布情况见表 1. 红枫湖右二湾水体经过生态修复试验后种群种类分布发生明显变化,工程内草型水体与外环境藻型水体相比,种属数减少了 29.4%,特别是减少了蓝藻中可能释放藻毒素的微囊藻、鱼腥藻等属,而硅藻种属增多 120.0%. 在草型区,未检测到在对照区外环境具有的水华微囊藻、不定微囊藻、多变鱼腥藻、铜绿微囊藻^①、小颤藻等能释放藻毒素的种属^[26].

藻型湖区浮游植物总丰度为 33.17×10^5 cells/L,其中蓝藻门 21.90×10^5 cells/L,硅藻门 2.98×10^5 cells/L,绿藻门 8.26×10^5 cells/L,甲藻门 0.03×10^5 cells/L. 藻-草过渡区浮游植物总丰度为 18.43×10^5 cells/L,其中蓝藻门 11.77×10^5 cells/L,硅藻门 3.21×10^5 cells/L,绿藻门 3.43×10^5 cells/L,甲藻门 0.02×10^5 cells/L. 草型湖区浮游植物总丰度为 17.79×10^5 cells/L,其中蓝藻门 9.74×10^5 cells/L,丰度比藻型区减少了 55.52%,硅藻门 4.66×10^5 cells/L,丰度比藻型湖区增加了 56.38%,绿藻门 3.38×10^5 cells/L,甲藻门 0.01×10^5 cells/L,分别比藻型湖区减少了 59.08% 和 65.62%. 浮游植物丰度由多到少依次为工程外藻型环境对照区 > 藻-草过渡湖区 > 草型湖区(表 2). 藻型湖区浮游植物优势属为蓝藻门的蓝纤维藻属. 针状蓝纤维藻是富营养化水体的蓝藻指示种^[27],实验工程藻-草过渡区和草型区的浮游植物优势属为硅藻门的直链藻属.

藻型湖区浮游植物生物量为 11.67 mg/L,其中蓝藻门 4.16 mg/L,硅藻门 1.89 mg/L,绿藻门 4.95 mg/L,甲藻门 0.67 mg/L. 藻-草过渡区浮游植物生物量为 6.83 mg/L,其中蓝藻门 2.12 mg/L,硅藻门 2.16 mg/L,绿藻门 2.06 mg/L,甲藻门 0.49 mg/L. 草型湖区浮游植物生物量为 7.10 mg/L,其中蓝藻门 1.75 mg/L,生物量比藻型湖区减少了 57.86%,硅藻门 3.03 mg/L,生物量比藻型湖区增加了 60.26%;绿藻门 1.99 mg/L,甲藻门 0.33 mg/L,生物量比藻型湖区分别减少了 99.20% 和 50.75%.

与藻型湖区相比,草型湖区浮游植物丰度和生物量降低. 其中硅藻丰度增加,生物量增加;而蓝藻、绿藻丰度、生物量均减少;甲藻丰度减少. 在一定程度上生物量与丰度之比可以反映平均个体大小,检测中的蓝藻种群细胞个体平均体积约为硅藻的 $1/3.74 \sim 1/3.34$ (表 2). 通常情况下小颗粒的沉降速率远小于大颗粒. 加上微囊藻等有假空泡(Pseudovacuoles)的蓝藻更具有上浮优势;所以在无高等植物的藻型水体中,硅藻的丰度和生物量与蓝藻、绿藻相比均处于劣势. 在蓝藻、绿藻竞争中有时绿藻利用个体小型化,在丰度上仍可能占较大份额. 因此在富营养化水体中,长期竞争结果导致蓝藻特别是有假空泡的微囊藻等逐渐成为优势—绝对优势种属. 在有高等植物的水生态系统中,高等植物在空间、光照、营养盐和化感物质等方面与藻类有相生相克作用. 不同种植物对不同种藻类的相互作用可能是不同的. 草型湖泊/区中在遏制藻类总体丰度和生物量的同时,硅藻丰度和生物量比藻型湖区有所增加,说明高等植物对蓝、绿藻类的遏制综合结果超过硅藻. 在高等植物比较丰富的洪湖,硅藻为绝对优势门类^[10]的事实表明,高等植物与若干硅藻附着浮游种

① 在贵州师范大学分析测试中心 2009 年 11 月 27 日报告中,这是红枫湖工程外环境占绝对优势的种.

属可能有一定共生作用。水面高等植物在水中的根茎有利于浮游植物附着滞留水面,对个体较大的浮游植物的竞争相对有利。不同高等植物与不同浮游植物间在不同环境条件下的相互作用及其影响阈值值得进一步研究。

将红枫湖工程示范区的浮游植物分布特点与太湖等湖泊作对比。1960—1980年以来太湖浮游植物以硅藻和蓝藻为主要优势种,随着富营养化发展,1987年后演替为以蓝藻和隐藻为优势种,1992年以后优势种仅为蓝藻,且蓝藻门中的微囊藻(主要是铜绿微囊藻和水华微囊藻)又成为藻类优势种^[13]。根据2007年8月份苏州市昆山草型傀儡湖的资料,浮游植物总生物量中硅藻所占的比重最高,平均值占总藻类生物量的37.9%。其次蓝藻为26.0%,绿藻为23.5%^①。本研究表明红枫湖右二湾生态修复工程的草型核心区与藻—草过渡外围区的藻类以硅藻为优势种,其生物量占浮游植物生物总量的31.6%~41.6%,与草型傀儡湖及太湖1960s—1980s类似,并且未检测到能释放藻毒素的蓝藻;外环境即对照区以蓝藻为优势种则与目前太湖情况类似。从浮游植物种群演替的某种意义上说,生态修复工程在红枫湖局部水体实现了藻类优势种群从目前的西太湖藻型特点演替为目前的东太湖和若干太湖流域草型湖泊的特点,回归了1960s—1970s太湖浮游植物种群特点;实现了局部水体回归历史自然景观和对富营养化的控制。

4 结论

以种植高等植物为主(在浅水湖泊中包括修复沉水植物,在水库主要用多种生态浮岛)加上固定化氮循环细菌技术的物理生态修复技术,当植物覆盖率超过一定阈值(1/3~1/5;高等植物对蓝藻遏制的覆盖率为1/10)后可以在红枫湖这种近年来经常发生蓝藻水华的富营养化局部水体实现对浮游植物种群结构和丰度的调控,使藻类种群以蓝藻为优势转换为以硅藻为优势,遏制有毒蓝藻的出现,从而大大延长暴发蓝藻水华的孕育时间,因为在形成水华前首先必需使蓝藻成为优势种;这样,可以实现对作为水体富营养化主要指标的蓝藻水华的暴发现象加以遏制,极大地降低其发生的频次和规模。生态修复实验减少了红枫湖草型区水体中的蓝藻种类(特别是有藻毒素的种属)、丰度、生物量,增加了硅藻种类、丰度、生物量。浮游植物优势种群由蓝藻门微囊藻属、蓝纤维藻属与甲藻门的角甲藻属变为硅藻门的直链藻属。因地制宜综合运用物理生态工程修复技术可以调控和改善富营养化水体生态结构,改善水质,实现局部控制水体富营养化和藻类水华的发生。由于本项目中发展的可全年镶嵌式种植包括香根草、杞柳等高秆植物在内的多种水面植物(水生植物、湿生植物、陆生可水培植物)的浮岛可作为防浪削浪、遏制蓝藻、改善水质、提高透明度的先锋性措施,以保障局部水面植被覆盖面积超过阈值,成为保护沉水植物生长(特别当可能有长期高水位和低透明度时)、遏制暴发蓝藻水华的可操作途径。

在目前高污染和高环境灾变压力下,浅水湖泊修复沉水植被历史景观是必要的,但简单恢复已经不能持续稳定,需要镶嵌采用能防浪削浪(这对有大风浪的开敞水域很重要)、遏制蓝藻的种植高等植物浮岛,改善水质、遏制蓝藻、提高透明度作为先锋性子系统,加上物理生态工程其它综合措施,以保障植被覆盖面积超过阈值。这是极为重要的环节。当沉水植被有足够面积和季节转换调控能力后,系统才能稳定持续。水面植物浮岛是防止健康水生态系统在高环境灾变下退化的有力支撑子系统。

实践表明,在类似的较高氮磷等营养盐水平条件下,可以存在多种结构的水生态系统,特别是有明显差异的藻型浊水状态和草型清水状态两种较稳定的水生态系统。各地碳、氮、磷、硅等营养盐的水平及其比例有很大差异。各地观测结果和实验室实验表明,控制富营养化的营养盐阈值有较大的变化空间,难以有统一标准。遏制蓝藻成为浮游植物组成中的优势种,可以成为控制藻类水华的充分条件,因为在形成蓝藻水华前,蓝藻首先要成为优势种。将水体实现草型化,从局部到大范围,从入湖河口、湖湾开始,将上游输入的部分污染物及大湖面输移来的藻类(可视为在大湖面上富集水中营养盐,净化水质的初级生产产物)扼杀转化为以高等植物为主的生物资源取出利用,形成不施化肥农药的绿色水体农业,提高水体生产力^[19-20],是一种有较高性价比的治理湖泊水库的途径。红枫湖水质生态修复工程实践表明,这是一种可操作实现的途径。不同高等植物与不同浮游植物间以及浮游植物各种属之间在不同环境条件下存在复杂的相生相克作用,其多

① 中国科学院南京地理与湖泊研究所,昆山市傀儡湖水源生态保护有限公司. 傀儡湖本底调查报告,2007.

种影响阈值值得进一步研究.

5 参考文献

- [1] 吴 宇. 富营养化: 中国湖泊面临的治理难题. 生态经济, 2008, **9**(1): 14-19.
- [2] 濮培民, 李正魁, 王国祥. 提高水体净化能力控制湖泊富营养化. 生态学报, 2005, **25**(10): 2757-2763.
- [3] Dokulil MT, Teubner K. Modifications in phytoplankton size structure by environmental constraints induced by regime shifts in an urban lake. *Hydrobiologia*, 2007, **578**(1): 59-63.
- [4] Roger WA, Cristine AHM, Hoyer V *et al.* Relations between trophic state indicators and plant biomass in Florida lakes. *Hydrobiologia*, 2002, **470**: 219-234.
- [5] May RM. Thresholds and break points on ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 1977, **269**: 471-477.
- [6] 李文朝. 浅水湖泊生态系统的多稳态理论及其应用. 湖泊科学, 1997, **9**(2): 97-104.
- [7] 董旭辉, 羊向东, 潘红玺. 长江中下游地区湖泊现代沉积硅藻分布及其特征. 湖泊科学, 2004, **16**(4): 298-304.
- [8] Charles DF. Relationships between surface sediment diatom assemblages and lake water characteristics in Adirondack lakes. *Ecology*, 1985, **66**(3): 994-1011.
- [9] Hall R, Smol JP. Diatom as indicators of lake eutrophication. London: Cambridge University Press, 1999: 128-168.
- [10] 邓建明, 蔡永久, 陈宇炜等. 洪湖浮游植物群落结构及其与环境因子的关系. 湖泊科学, 2010, **22**(1): 70-78.
- [11] 饶钦止, 章孝涉. 武汉东湖浮游植物的演变(1956—1975)和富营养化问题. 水生生物学集刊, 1980, **7**(1): 1-15.
- [12] 罗民波, 段昌群, 沈新强等. 滇池水环境退化与区域内物种多样性的丧失. 海洋渔业, 2006, **28**(1): 71-78.
- [13] 钱奎梅, 陈宇炜, 宋晓兰. 太湖浮游植物优势种长期演化与富营养化进程的关系. 生态科学, 2008, **27**(2): 65-70.
- [14] 许秋瑾. 太湖藻类生长模拟及微囊藻毒素的研究[学位论文]. 北京: 中国科学院研究生院, 2002.
- [15] 何 俊, 谷孝鸿, 刘国锋. 东太湖水生植物及其与环境的相互作用. 湖泊科学, 2008, **20**(6): 790-795.
- [16] 万国江, 林文祝, 黄荣贵等. 红枫湖沉积物¹³⁷Cs 垂直剖面的计年特征及其侵蚀示踪. 科学通报, 1990, **19**: 1487-1490.
- [17] 濮培民. 改善太湖马山自来水厂水源区水质的物理—生态工程实验研究. 湖泊科学, 1993, **5**(2): 171-180.
- [18] 濮培民, 王国祥, 李正魁等. 健康水生生态系统的退化及修复——理论与技术及应用. 湖泊科学, 2001, **13**(3): 193-203.
- [19] 濮培民, 李正魁, 成小英等. 优化湖泊流域水环境的对策与关键技术——从物质循环及平衡观点看. 生态学报, 2009, **29**(9): 5088-5097.
- [20] 濮培民, 马永兵, 李正魁等. 同步实现振兴西部经济与保护环境的对策——红枫湖水质生态修复工程的启示. 河海大学学报: 自然科学版, 2010, **38**(增2): 9-16.
- [21] Pu PM, Ma YB, Li ZK *et al.* Strategy for synchronous economic development and aqua-environmental protection—Realizing quasi-non-pollution release in a possible least catchment, starting from the upper reaches. Proceedings of 2011 International Conference on Computer Distributed Control and Intelligent Environmental Monitoring (CDCIEM 2011), 19-20 February 2011, Changsha, Hunan, China, Los Alamitos, California, Washington. Tokyo, 2011: 1291-1294.
- [22] 李正魁, 濮培民. 秋冬季环境下固定化氮循环细菌净化湖泊水体氮污染动态模拟. 湖泊科学, 2000, **12**(4): 321-326.
- [23] 李正魁, 濮培民, 宁 安. 生物相容性固定化载体、其制备方法及其在固定化微生物中的应用: 中国专利, ZL 2005 10038831.9. 2008-12-17.
- [24] 李正魁, 濮培民, 宁 安. 高效氮循环细菌人工筛选及其在水生态修复和水处理中的应用: 中国专利, ZL 2005 10038832.3. 2009-10-29.
- [25] 全国渔业自然资源调查和渔业区划淡水专业组. 内陆水域渔业自然资源调查试行规范. 北京: 全国渔业自然资源调查和渔业区划淡水专业组, 1980.
- [26] 谢 平. 微囊藻毒素对人类健康影响相关研究的回顾. 湖泊科学, 2009, **21**(5): 603-613.
- [27] 况琪军, 马沛明, 胡征宇等. 湖泊富营养化的藻类生物学评价与治理研究进展. 安全与环境学报, 2005, **5**(2): 87-91.