

# 长江中下游浅水湖泊 富营养化发生机制与控制途径初探<sup>\*</sup>

秦 伯 强

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

**提 要** 长江中下游地区是我国淡水湖泊比较集中的地区. 该地区绝大多数湖泊为浅水湖泊. 所有的城郊湖泊都已经富营养化, 其他湖泊的营养状况均为中营养—富营养, 处于富营养化的发展中. 这些湖泊富营养化的原因同流域上的人类活动有很大的关系. 一方面, 工业、农业和城市生活污水正源源不断地向湖泊中排放, 另一方面, 人类通过湖泊围垦、湖岸衬砌、水产养殖等破坏自然生态环境, 减少营养盐输出途径. 国际上对于浅水湖泊富营养化治理的经验表明, 即使流域上的外源污染排放降到历史最低点, 湖泊富营养化问题依然突出. 其原因与浅水湖泊底泥所造成的内源污染有关. 动力作用导致底泥悬浮, 影响底泥中营养盐的释放, 也影响水下光照和初级生产力. 控制浅水湖泊富营养化, 除了进行外源性营养盐控制之外, 还必须进行湖内内源营养盐的治理. 治理内源营养盐的有效途径是恢复水生植被, 控制底泥动力悬浮与营养盐释放. 而要进行水生植被恢复, 必须进行湖泊生态系统退化机制及生态修复的实验研究.

**关键词** 长江中下游地区 浅水湖泊 富营养化 机制 控制

**分类号** P343.3

浅水湖泊是相对于深水湖泊而言的湖泊范畴. 所谓深水与浅水湖泊之分, 并无明确的界限. 一般认为, 深水湖泊在夏季都会出现热力分层的现象, 而浅水湖泊则几乎不出现<sup>[1]</sup>. 至于深度, 绝大多数浅水湖泊均不超过 20m<sup>[2]</sup>. 长江中下游平原是我国浅水湖泊分布最集中的地区, 五大淡水湖中有四个湖泊(鄱阳湖、洞庭湖、太湖、巢湖)分布于此. 据统计, 长江中下游平原湖泊面积在 1km<sup>2</sup> 以上的共有 651 个, 其中面积大于 100km<sup>2</sup> 的有 18 个<sup>[3]</sup>. 从湖泊成因来看, 多与洼地蓄水及长江水系的演变有关<sup>[4,5]</sup>, 如江汉湖群诸湖; 在长江三角洲地带, 湖泊的形成与发展, 还与海涂的发育及海岸线的变迁有直接联系<sup>[4]</sup>. 湖泊由于长期泥沙淤积, 面积日趋缩小, 湖床抬高, 洲滩发育, 普遍呈现出浅水湖泊的特点, 多数湖泊水深小于 10m, 平均水深仅 2m 左右<sup>[4,5]</sup>.

长江中下游地区浅水湖泊是我国富营养化湖泊分布的主要地区<sup>[6]</sup>. 针对富营养化发生过程与机制, 国内外已有一些研究报道<sup>[7~9]</sup>, 但是机理目前尚未完全明了. 出于经济及社会可持续发展的需求, 国内外对浅水湖泊富营养化的治理均进行了大量的试验、实践与探索, 但是效果并不理想, 可以说至今尚未有哪个浅水湖泊的富营养化治理取得了显著的成效. 这从一方面突出说明对于浅水湖泊富营养化的机理研究远远落后于生产实际的需求. 根据国

<sup>\*</sup> 中国科学院知识创新项目“太湖水环境预警”(KZCX2—311)、中国科学院战略重大项目“长江中下游地区湖泊富营养化发生机制与控制对策”和国家自然科学基金(40071019)联合资助.

收稿日期: 2002—05—08; 收到修改稿日期: 2002—06—10. 秦伯强, 男, 1964 年生, 博士, 研究员.

家有关部门的安排,我国将在“十五”期间大规模开展湖泊水环境治理,其中“三湖”治理是纳入国家计划的环境治理工作<sup>[10]</sup>,而“三湖”中的太湖与巢湖就位于长江中下游地区,且均为浅水湖泊.面对国际上目前缺乏成功的可借鉴的经验情况下,必须加强我国在浅水湖泊富营养化方面的机理研究,为国家大规模地开展湖泊治理进行技术储备.本文在分析长江中下游湖泊富营养化过程的基础上,结合国际上有关浅水湖泊富营养化研究与治理的认识与实践,探讨我国浅水湖泊富营养化治理的可能途径与技术方案.

# 1 长江中下游地区湖泊富营养化的发展状况与人类活动影响分析

## 1.1 湖泊富营养化状况

长江中下游地区是目前我国淡水湖泊最集中的区域,而且绝大多数为浅水湖泊.在改革开放以前,该地区山青水秀,许多地区如苏南太湖地区均是有名的鱼米之乡.伴随着近 20 年来经济发展,湖泊水环境日趋恶化,不少湖泊富营养化形势严峻,水质性缺水在很多地区已经严重制约了地方经济的可持续发展.纵观诸湖泊的富营养化状况,主要有以下几个特点.

### (1) 富营养化范围扩大、程度加剧、进程加快

20 世纪 80 年代以前,长江中下游地区的浅水湖泊除一些城郊湖泊以外,普遍水质较好.80 年代后期至今,大部分湖泊已经呈现中营养或中富营养化以上水平<sup>[11,12]</sup>,有些湖泊已达超重富营养化,如巢湖、武汉东湖<sup>[10,13]</sup>.一些原本处于中营养化水平的湖泊如固城湖,2000 年监测表明已达中富营养化<sup>[14]</sup>.

以太湖为例(表 1)<sup>[15~18]</sup>,按现行的《地面水环境质量标准(GB3838—88)》,太湖在 20 世纪 60 年代属Ⅰ~Ⅱ类水体;70 年代发展至Ⅱ类;80 年代初平均为Ⅱ~Ⅲ类;80 年代末则全面进入Ⅲ类,局部Ⅳ和Ⅴ类;90 年代中期平均已达Ⅳ类,1/3 湖区为Ⅴ类<sup>[10]</sup>.表现为平均每 10 年左右水质下降一个级别,近 10 多年下降速度明显加快.这种变化在 80 年代以前表现为以 TN 和 COD<sub>Mn</sub>增加为主,与当时的区域农业生产发展密切相关;80~90 年代以 P 和叶绿素的显著增加为特征,受流域内城市化发展和生活水平提高的影响显著.从营养状态来看,太湖在 20 世纪 60 年代处于贫中营养水平,至 80 年代达贫中~中营养水平<sup>[17]</sup>,90 年代初上升到中富营养,至 2000 年已以富营养化为主,监测表明,2000 年全年平均太湖 29%为中富营养水平,71%已达富营养水平<sup>[18]</sup>.

表 1 太湖水体主要环境指标变化

单位:mg/L

Tab.1 Changes of main environmental indexes in Taihu Lake

年份	总无机氮(TIN)	总氮(TN)	总无机磷(PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P)	总磷(TP)	化学耗氧量(COD)
1960 <sup>[15]</sup>	0.05	—	0.02	—	1.90
1981 <sup>[16]</sup>	0.894	0.90	0.014	—	2.83
1988 <sup>[16]</sup>	1.115	1.84	0.012	0.032	3.30
1992 <sup>[17]</sup>	—	2.87	—	0.08	3.7
1993 <sup>[17]</sup>	—	2.62	—	0.09	4.3
1994*	1.135	2.05	0.010	0.086	5.77
1995*	1.157	3.14	0.011	0.111	5.53
1998*	1.582	2.34	0.007	0.085	5.03
1999*	1.79	2.57	0.004	0.105	4.99
2000 <sup>[18]</sup>	—	2.54	—	0.10	5.28

\* 中国科学院太湖湖泊生态试验站在太湖 14 个样点的平均数据.

## (2) 湖泊藻类种群演替、数量上升、水华蔓延

水生植被在浅水湖泊生态系统自然演替过程中具有特殊意义. 过去, 长江中下游湖泊水生高等植物茂盛, 湖水清澈, 水质较好. 近 40 年来, 受围垦、水产养殖、入湖污染物负荷增加等影响, 水生植被大量萎缩. 在富营养化较严重的湖泊中, 藻类已经完全替代高等植物成为优势种群. 在太湖, 近 40 年来, 水质不断恶化, 伴随营养状态向富营养化转变, 除东太湖外, 水生植被严重退化, 而藻类数量不断上升, 但藻类种群数减少<sup>[19]</sup>. 从藻类演替来看, 武汉东湖在富营养化初期(20 世纪 50 年代)主要优势种为甲藻、绿藻, 到富营养化中期(60~70 年代), 演替为绿藻和蓝藻为主, 进入 80 年代优势种为蓝藻, 进入重富营养化时期<sup>[13]</sup>.

伴随着富营养化程度的加剧, 水华现象频繁发生, 损失巨大, 在太湖<sup>[21]</sup>、巢湖<sup>[12]</sup>、淀山湖<sup>[21]</sup>等地爆发的蓝藻水华, 已经严重影响工农业生产和居民生活. 在太湖, 随着富营养化进程的加快, 梅梁湾、竺山湖、西太湖沿岸等水域蓝藻水华频频发生, 到了 90 年代, 在太湖南部和东部也开始出现较明显的水华<sup>[19,20]</sup>.

## 1.2 湖泊富营养化发生原因

长江中下游地区湖泊多为浅水湖, 理论上不会发育贫营养型湖泊, 这与其洪泛平原的背景有关. 在人类活动影响之前, 这些营养充分的湖泊之所以没有呈现富营养化的态势, 主要得益于大量的湿地与水生植被的发育. 正是由于水生植物的存在, 一方面有效地削减了排入湖中的外源营养盐负荷, 同时又大量地遏制底泥中营养盐的释放. 在美国 Okeechobee 湖, 无水生植被的敞水区与有水生植被发育的湖滨区 TP 的浓度分别为 0.095 mg/L 和 5~10 mg/L<sup>[24]</sup>.

湖泊富营养化的主要表现就是湖泊内 TN、TP 含量过高, 超过湖体的自净能力. 人类出于经济生产的需要, 忽视自然规律, 一方面以点、面源形式通过河渠、径流等水文过程向湖体排放工业、生活和农业废水, 另一方面又采取种种措施破坏水生植被(如水产养殖)、缩小湖体自净容量、在沿岸带进行各种工农业生产活动(如围垦、筑堤), 从而加剧了湖泊富营养化进程.

随着流域内工业化、城市化和农业生产水平(表现为化肥的大量使用)的发展, 用水量和废污水排放量相应增加. 不同地区的湖泊, 其营养盐来源与流域社会经济发展水平密切相关. 据统计, 在巢湖流域(1995 年), 63% 的 TN 和 73% 的 TP 来自于农业面源污染<sup>[10]</sup>; 而在太湖流域(1994 年), 60% 的 TN 来自生活污水, TP 来自农业面源和生活污水分别占 37.5% 和 25%<sup>[10]</sup>. 工业的发展和人民生活水平的提高, 直接导致了用水量的增加, 在污水处理能力远远落后的情况下, 入湖营养盐总量逐年增加并不意外. 以太湖流域无锡市<sup>[25]</sup>为例, 1980~2000 年, 生活用水总量从  $8.03 \times 10^4 \text{ t/d}$  提高到  $30.1 \times 10^4 \text{ t/d}$ ; 同期生产用水量就从 1980 年的  $4116 \times 10^4 \text{ t/a}$ , 增加到 2000 年的  $8519 \times 10^4 \text{ t/a}$ , 而目前无锡市区城市污水处理率也仅 42.5% (2000 年), 包括郊县在内的城镇生活污水处理率仅 27.5%. 另一方面, 肥料流失是农业面源的主要形式. 随着工农业生产的发展, 特别是乡镇工业异军突起, 土地利用结构发生了很大变化, 人地矛盾进一步恶化. 在大量耕地流失的同时, 为保证农业(粮食)的总产出在总量上的相对稳定, 除依靠科技进步外, 不得不借助于农业投入的增加如大量施用化肥、农药和除草剂. 在无锡<sup>[25]</sup>, 化肥投入对水稻、小麦产出增长的贡献额分别达 10.3% 和 34.9%, 每年化肥使用量已由 80 年代中后期的  $25 \text{ kg/hm}^2$  增加到  $45 \text{ kg/hm}^2$ , 仅水稻田约 12%~17% 的氮素会随径流流失.

近几十年以来,由于过分地强调改造自然,满足人口增加的物质需要,对湖泊资源的开发利用处于过度的状态,在长江中下游平原,主要表现为修堤筑坝、围垦造田和水产养殖.堤坝建设可以防洪兴利,围垦增加耕地,养殖提供水产……种种眼前利益曾几何时让人们欢欣鼓舞,而随之而来的湖滨湿地大面积受到破坏,入湖营养盐大量增加.在“千湖之省”的湖北江汉平原,20世纪50年代的湖泊有609个,至80年代仅存309个,面积减少2657km<sup>2</sup>;洞庭湖在建国初期有4350 km<sup>2</sup>,因围垦面积减少到2432 km<sup>2</sup>,太湖流域自解放以来,累计围垦湖泊面积达529 km<sup>2</sup> [4].围垦后的湖泊或湿地,在挖渠排水后,改造成农田.由原来的减少营养盐入湖功能改变成增加营养盐输入功能.因此,人类活动不仅在源源不断地向湖泊中排放污染物,同时,又通过对湿地等环境的破坏减少了营养盐的输出途径,从而加剧湖泊富营养化的发展趋势.

## 2 对浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径的若干认识

湖泊富营养化问题的研究与治理开展得比较早 [8],到目前为止,富营养化控制的方法主要有四大类:营养盐控制、直接除藻、生物调控和生态工程修复 [26].但是,由于对浅水湖泊富营养化机制认识不足,这些措施在浅水湖泊的实践,效果并不如意.如日本 [27]、美国 [24,28]、匈牙利 [29]、丹麦 [30],以及其他国家的富营养化浅水湖泊 [31~39],包括中国的太湖、巢湖等湖泊.在对经验和教训的反思过程中,人们逐渐认识到浅水湖泊的特殊性和复杂性,富营养化控制将是一项长期的系统工程,不可一蹴而就.

### 2.1 浅水湖泊中蓝藻水华对外源营养盐控制反映迟缓

在浅水湖泊富营养化控制的过程中,人们发现湖泊生态系统,特别是在富营养化的浅水湖泊成为优势种的蓝藻对于外源性营养盐的控制反映迟缓,有的湖泊几乎没有反映 [29,40].从而使得所有希望通过控制外源性营养盐来控制蓝藻水华的努力难以奏效.蓝藻水华是全世界关注的湖泊富营养化控制的焦点.目前,产生水华的主要是蓝藻门(Cyanophyta),特别是微囊藻(*Microcystis*)和鞭毛藻(*Dinoflagellates*) [27],二者都具有较强的上浮和下沉功能.在浅水湖泊中,有规律的动力扰动使得其中的光照与营养盐浓度梯度发生昼日变化,其他外部动力扰动(风、浪等)产生的变化,也导致营养盐分布和光照不断变化.在这种环境下,即便是营养盐并不十分充分,蓝藻其特有的上浮和下沉功能可以顺应其环境变化而迁移 [41].由于蓝藻具有这种竞争优势,在富营养化的浅水湖泊中出现暴发性的生长是预料之中的.值得注意的是,目前有报道出现蓝藻水华的湖泊,其营养盐浓度范围大致相近,即TN在1~10(20) mg/L,TP在0.01~0.1(0.2) mg/L.而氮磷比值可以判断其中起限制作用的营养元素.如果一个湖泊的营养盐浓度在此范围以外,往往很难再看到蓝藻水华的发生.

### 2.2 浅水湖泊中动力扰动对湖泊生态环境起着复杂而深远的影响

富营养化浅水湖泊在外源性营养盐控制的情况下,其水体中的营养盐浓度变化同蓝藻浓度一样响应迟缓.这也同水体较浅、湖泊沉积物在营养盐赋存、降解和释放等循环过程中扮演着重要角色等因素关系密切.尤其需要指出的是动力过程的作用.风浪过程(特别是波浪过程,在浅水湖泊的底泥悬浮过程中,约70%的动力作用来自风浪过程)导致底泥的悬浮.浅水湖泊底泥悬浮导致释放的问题国际上研究较少.只是近年才有一些有关的报道.位于美国佛罗里达州的Apoka湖是一个浅水湖泊(面积125 km<sup>2</sup>,平均水深1.7m)也是一个极富营养化的湖泊(TP达0.186 mg/L;TN达4.488 mg/L;Chl-a为0.106 mg/L) [28].研究发

现动力作用在湖泊内源磷循环中扮演着非常重要的作用<sup>[42]</sup>。风浪将沉降在湖底的浮游植物悬浮起来<sup>[28]</sup>,也将位于沉积物最顶部的 8cm 的底泥中的可溶性磷(SRP)释放出来。同样地,位于顶部 8cm 的底泥中的有机物质也常常被氧化。在美国佛罗里达州的另一个浅水湖泊 Okeechobee 中,也发现了相类似的情况<sup>[43]</sup>。实际情况可能要复杂得多。因为研究发现在悬浮物浓度较低( $< 2 \text{ g/L}$ )和溶氧较低的情况下( $< 1 \text{ mg/L}$ ),沉积物 P 的释放可以达到静态的浓度扩散的 8~16 倍。但是,在低悬浮物浓度和高溶氧条件下,悬浮物可能吸附溶解性的营养盐而沉入水底。

实验室实验研究发现对氨氮而言,悬浮作用(悬浮+扩散)造成的上覆水营养盐浓度增加可以达到单纯由扩散产生的营养盐浓度的数十倍<sup>[42]</sup>。在 Apoka 湖的研究也发现了动力悬浮对 SRP 的作用没有氮的作用显著,悬浮导致的 SRP 浓度远较没有悬浮情况下的 SRP 浓度为高;在该湖不同地点采取的底泥柱状样中,孔隙水中的  $\text{NH}_4\text{-N}$  和 SRP 的浓度在表层 8cm 之后的沉积物中呈现明显的浓度随深度的变化而增加的情况<sup>[42]</sup>,这种情况在太湖的底泥孔隙水营养盐浓度的垂直变化中也存在<sup>[44]</sup>。对丹麦的 Arreso 湖(面积  $41 \text{ km}^2$ ,平均水深 2.9m)的野外调查发现,动力悬浮产生的营养盐浓度增加可以达到原先的 20~30 倍的数量级,统计显示,悬浮颗粒浓度与 TP、风速相关程度较好,沉积物中的有机物含量随深度的增加而减少,而 SRP 的浓度(主要为  $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ )随深度的增加而增加<sup>[34]</sup>。在 Apoka 湖和 Okeechobee 湖,沉积物中 P 的形态主要为 Fe-和 Al-结合态的磷,或者是 Ca-或 Mg-结合态的磷。前者较易为生物利用,而后者较为稳定。在 Apoka 湖,表层 0~30cm 中,可溶性的及较易吸收的 P 占 TP 的 10%~24%,而在深层(134~138cm),较易吸收的 P 占 TP 的比例不到 1%,大部分为不可吸收的 P<sup>[45]</sup>;在 Okeechobee 湖,底泥中不可吸收的 P 占多数,可吸收的 P 仅占 2%,但是在湖滨地区,可吸收的 P 比例上升到占 TP 的 10%~17%<sup>[45]</sup>。氧化还原环境对沉积物中 P 的形态转化有非常大的影响。在氧化环境下,活性 P 的浓度将减少;在还原环境下则增加;同样地,酸性环境( $\text{pH} < 5$ )有利于活性态 P 的浓度增加;这中间 Fe 与磷的结合在氧化环境下将增加,预示着 Fe 是调节 P 形态的重要环境要素<sup>[46]</sup>。总之,在浅水湖泊中,有机颗粒物质在底泥的掩埋产生的还原环境中发生降解,析出进入孔隙水,动力悬浮使得表层的数厘米至数十厘米底泥发生悬浮,底泥孔隙水中营养盐发生释放,在风浪过程结束后,悬浮沉积物沉降至湖底,有机物继续降解等待下一次风浪的来临。

正是由于浅水湖泊这一特性,使得湖泊富营养化控制在进行外源控制的同时,必须重视对湖内营养盐,即内源负荷的控制。事实上,Okeechobee 湖沉积物中 P 的累积速率在 20 世纪较 19 世纪增加了一倍。而在 20 世纪下半叶,较上半叶增加了四倍,从 1910 年的  $250 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$  增加到 80 年代的  $1000 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ <sup>[24,47]</sup>。显然,这些富含营养盐的沉积物,将源源不断地向湖体输送营养盐。

### 2.3 浅水富营养化湖泊的治理必须营养盐控制与水生植被恢复并举

当前,无论国内和国际上,对于富营养化湖泊外源性营养盐的控制都给予了足够的重视。相应地,发展了一些方法与措施来进行营养盐控制。但是,对于内源性营养盐的控制既没有引起足够的重视,也缺乏有效的办法。国内在若干湖泊采取的清淤的方法,效果并不理想。这说明,单纯地采取挖泥,并不奏效<sup>[48]</sup>。例如,底泥疏浚的深度如何控制,达到多深的情况下,新暴露的沉积物不会再成为内源营养盐的释放源。这些又同湖泊营养状况的历史演化、及营养盐在沉积物中的形态转化与氧化还原环境和微生物环境有关,显然,没有这方面

基础研究的开展与认识的深化,是不可能在内源营养盐控制方面取得切实可行的技术突破。1999年,美国EPA与佛罗里达州水资源管理委员会通过对Okeechobee湖的营养盐来源与负荷的调查,提出的一整套治理方案<sup>①</sup>。在该方案中,特别提出四项措施,即(1)由于外源性的磷输入主要来自于暴雨径流,因此建议建立类似于水库一样的蓄水区来大规模地削减因暴雨径流造成的外源性磷的输入;(2)确定不同来源磷的负荷,并针对不同的来源负荷确定不同的处理办法;(3)通过疏浚等办法来降低内源磷负荷;(4)恢复湖滨湿地,降低湖泊水位以保护湿生植物不被破坏。但是报告同时指出,该湖泊治理将需要较长时间,许多问题尚需进行试验与研究。

富营养化浅水湖泊的治理,最易使人们联想到水生植被的恢复。事实证明,在有沉水植物存在的水域,底泥营养盐的释放可以有效得到控制,水质可以有效得到改善<sup>[49]</sup>。原因是水生植物可以遏制沉积物的动力悬浮过程,同时可以吸收水体与沉积物中的营养盐,降低营养盐负荷,遏制蓝藻水华发生。在太湖地区,80年代高等水生植物的分布范围较60年代大为缩小<sup>[50]</sup>。这一现象在国外也有报道<sup>[51]</sup>。这是湖泊富营养化对高等水生植物损害的结果。在Okeechobee湖,约有400 km<sup>2</sup>,为茂密的沉水植物所覆盖<sup>[24]</sup>。湖泊或水域中只要有水生植物存在,水质往往清澈透明。历史上,许多浅水湖泊都有不同程度的水生植被发育。但是,由于湖泊的富营养化,使得许多湖泊从草型湖泊转化为藻型湖泊。是什么原因导致湖泊从草型向藻型转化?这是水生植被恢复的一个关键技术,是富营养化湖泊生态修复必须解决的问题。美国的Apoka湖在1947年之前,曾经是一个沉水植物茂盛的浅水湖泊,一次强烈的风暴过程,破坏了湖泊原有的水生植物群落,使得湖泊逐步转向高浊度、蓝藻水华频繁发生的藻型湖泊<sup>[52]</sup>。一旦水生植被遭到破坏,底泥将非常容易被悬浮起来,底泥悬浮将导致沉积物中的营养物质释放出来,悬浮过程也将改变水体原来的光学特性,使得蓝藻水华频繁发生。这是一个正反馈的效应<sup>[53,54]</sup>。要恢复水生植被,就是要打破这个循环过程。一旦水生植被恢复成功,将形成新一轮反馈过程,保持相对的稳定,除非外部的强烈作用改变这种过程。除了强烈的动力作用外,高水位也将对湖泊沉水植物产生不利的影响。在Okeechobee湖28年的观测资料显示,沉水植物生物量与高水位呈负相关,与透明度呈正相关<sup>[54]</sup>。1999年,在Okeechobee湖开展的水生植被恢复试验证实,不光强烈风暴将对水生植被有破坏作用,连续稳定的高水位将延缓水生植被的恢复<sup>[54]</sup>。

### 3 结语

长江中下游地区是我国淡水湖泊较为集中的地区,也是目前湖泊富营养化较为严重的地区。全国约有一半以上的富营养化湖泊位于长江中下游地区。国家计划在“十·五”期间开展治理的“三湖”,有两个湖泊(太湖、巢湖)就位于该地区。纵观整个地区的湖泊营养状况,绝大多数湖泊营养水平平均比较高。虽然近年来,各级管理部门采取一些环境治理的措施,但是,湖泊生态环境问题依然非常突出。而国际上近年来开展的以外源污染治理为主的措施,在深水湖泊中取得了较好的效果,但在浅水湖泊治理方面,却很不理想。这同我们对于浅水湖泊富营养化的发生机制缺乏了解有很大的关系。实际上,浅水湖泊由于水浅的特点,湖泊沉积物在动力作用下,积极参与水体中营养盐的分布与循环过程,从而成为浅水湖泊营养盐来源

<sup>①</sup> Harvey R, Havens K, *et al.* Lake Okeechobee Action Plan, developed by lake Okeechobee Issue Team for the South Florida Ecosystem Restoration Working Group, 1999

的一个重要途径. 因此, 单纯对外源营养盐控制采取措施是无法解决浅水湖泊富营养化问题. 必须重视对于湖体内部的营养盐控制. 对湖泊本身的营养盐进行控制, 不外乎挖泥和种植沉水植被. 前者必须对湖泊营养演化的历史有一个较为系统的了解, 才能确定挖泥的区域和深度, 避免使得新暴露的沉积物成为内源营养物质的来源. 恢复水生植被, 既可以控制底泥因动力作用而发生悬浮, 使得内源营养盐得以释放, 又可以吸收水体中的营养盐, 降低内源负荷. 湖泊富营养化, 有的可以表现为茂盛的水生植被, 有的却表现为频繁发生的蓝藻水华. 是什么原因导致湖泊从草型转向藻型, 如何才能使湖泊转回草型, 这是水生植被恢复需要解决的关键问题. 国外的研究表明, 强烈的外部扰动加上高水位将导致草型湖泊逐步退化为藻型湖泊, 而一旦, 藻型湖泊形成后, 将维持较为稳定的循环过程. 恢复水生植被, 就是要打破这个循环, 使得水生植被得以恢复, 水质得到改善. 有鉴于此, 建议加强有关浅水湖泊富营养化发生机制与控制对策的相关问题的研究, 为国家大规模地开展湖泊富营养化治理提供理论储备与技术支持.

致谢: 张运林同志帮助收集资料, 陈伟民同志帮助审阅和修改了有关内容, 谨致谢意.

参 考 文 献

1 Jorgensen S E. Lake management. Oxford: Pergamon Press, 1980:15—21

2 Wetze R G. Lomnology. 2nd Edition. Fort Worth: Saunders College Publishing, 1983:35

3 中华人民共和国行业标准(SL261—98). 中国湖泊名称代码. 北京:中国水利电力出版社,1998

4 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京:科学出版社,1998

5 杨达源, 李徐生, 张振克. 长江中下游湖泊的成因与演化. 湖泊科学, 2000, **12**(3): 226—232

6 Jorgensen S E, Vollenweider R A. Guidelines of lake management, Volume 1: Principles of Lake Management. In: International Lake Environment Committee and The United Nations Environment Programme, 1989

7 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

8 Ryding S-O, Rast W. 湖泊与水库富营养化控制. 朱萱等译. 北京:中国环境科学出版社,1992:1—265

9 Philips G, Bramwell A, Pitt J, *et al.* Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 1999, **395/396**: 61—76

10 国家环境保护总局编. “三河”“三湖”水污染防治计划及规划. 北京:中国环境科学出版社,2000

11 舒金华, 黄文钰, 吴延根. 中国湖泊营养类型的分类研究. 湖泊科学, 1996, **8**(3):193—200

12 金相灿等. 中国湖泊富营养化. 北京:中国环境科学出版社,1990

13 刘建康主编. 东湖生态学研究(一). 北京:科学出版社,1990

14 谷孝鸿, 范成新, 杨龙元等. 固城湖冬季生物资源现状及环境质量与资源利益评价. 湖泊科学, 2002, **14**(3):285—288

15 中国科学院南京地理研究所. 太湖综合调查报告. 北京:科学出版社,1960

16 黄漪平主编. 太湖水环境及其污染控制. 北京:科学出版社,2001

17 诸敏. 太湖水质变化趋势及其保护对策. 湖泊科学, 1996, **8**(2):133—138

18 林泽新. 太湖流域水环境变化及缘由分析. 湖泊科学, 2002, **14**(2):97—103

19 范成新. 太湖水体生态环境历史演变. 湖泊科学, 1996, **8**(4):297—304

20 李旭文, 季耿善, 杨静. 太湖藻类的卫星遥感监测. 湖泊科学, 1995, **7**(1):65—68

21 阮仁良, 王云. 淀山水体环境质量评价及污染防治研究. 湖泊科学, 1993, **5**(2):153—158

22 窦鸿身, 姜加虎. 洞庭湖. 合肥:中国科学技术大学出版社,2000

23 吕兰军. 鄱阳湖富营养化调查与评价. 湖泊科学, 1996, **8**(3):241—247

24 Steinman A D, Havens K E, Aumen N G. Phosphorus in Lake Okeechobee: sources, sinks, and strategies. In: Reddy K R, O'Connor G A, Schelske C L, eds. Phosphorus biogeochemistry of subtropical ecosystems: Florida as a case example. CRC/Lewis Publishers, New York, 1999:527—544

- 25 许 刚,朱振国,黄建光等. 无锡市社会经济发展对水环境的影响. *湖泊科学*, 2002, **14**(2):173—179
- 26 王国祥,成小英,濮培民. 湖泊藻类富营养化控制技术、理论及应用. *湖泊科学*, 2002, **14**(3):273—282
- 27 Tomiyama M. Lake Kasumigaura: the origin, the past, present, and future, of the lake. Tsukuba Uni Network Co Ltd., 1995. 1—153
- 28 Carrick H J, Aldridge F J, Schelske C L. Wind influences phytoplankton biomass and composition in a shallow, productive lake. *Limnology and Oceanography*, 1993, **38**: 1179—1192
- 29 Padisak J, Reynolds C S. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia*, 1998, **384**: 41—53
- 30 Martin Sondergaard, Jeppesen E, Jensen J P, *et al.* Lake restoration in Denmark. *Lakes & Reservoirs: Res and Management*, 2000, **5**: 151—159
- 31 Sfriso A, Pavoni B, Marcomini A. Nutrient distributions in the surface sediment of the central lagoon of Venice. *Science of the Total Environment*, 1995, **172** (1):21—35
- 32 Varis O. Cyanobacteria dynamics in a restored Finnish lake: A long term simulation study. *Hydrobiologia*, 1993, **268** (3): 129—145
- 33 Jacobsen, B. A. Bloom formation of *Gloetrichia echinulata* and *Aphanizomenon flos-aquae* in a shallow, eutrophic, Danish lake. *Hydrobiologia*, 1994, **289** (1—3): 193—197
- 34 Sondergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia*, 1992, **228**: 91—99
- 35 Marion L, Clergeau P, Brient L, *et al.* The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France. *Hydrobiologia*, 1994, **279—280**: 133—147
- 36 Holz J, Hoagland KD, Spawn R L, *et al.* Phytoplankton community response to reservoir aging, 1968—92. *Hydrobiologia*, 1997, **346**: 183—192
- 37 Hoeg S, Kohler J. Phytoplankton selection in a river-lake system during two decades of changing nutrient supply. *Hydrobiologia*, 2000, **424**: 13—24
- 38 Maasdam R, Claassen T H L. Trends in water quality and algal growth in shallow Frisian Lakes, the Netherlands. *Water Science & Technology*, 1998, **37** (3): 177—184
- 39 Chmielewski T J, Radwan S, Siewiewicz B. Changes in ecological relationships in a group of eight shallow lakes in the Polesie Lubelskie region (eastern Poland) over forty years. *Hydrobiologia*, 1997, **342/343**: 285—295
- 40 Nixdorf B, Deneke R. Why "very shallow" lakes are more successful opposing reduced nutrients loads. *Hydrobiologia*, 1997, **342/343**: 269—284
- 41 Paerl H W. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnology and Oceanography*, 1988, **33** (4): 823—847
- 42 Reddy KR, Fisher MM, Ivanoff D. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. *Journal of Environmental Quality*, 1996, **25**: 363—371
- 43 Csanfield DE Jr, Hoyer MV. The eutrophication of Lake Okeechobee. *Lake and Reservoir Management*, 1988, **4**: 91—99
- 44 范成新, 杨龙元, 张路. 太湖底泥及其间隙水中氮磷垂直分布及相互关系分析. *湖泊科学*, 2000, **12**(4): 359—366
- 45 Olila O G, Reddy K R, Harris W G. Forms and distribution of inorganic phosphorus in sediments of two shallow eutrophic lakes in Florida. *Hydrobiologia*, 1995, **302**: 147—161
- 46 Moore P A, Reddy K R. Role of Eh and Ph on Phosphorus Geochemistry in Sediments of Lake Okeechobee, Florida. *Journal of Environment Quality*, 1994, **23**: 955—964
- 47 Brezonik P L, Engstrom D R. Modern and historic accumulation rates of phosphorus in Lake Okeechobee, Florida. *Journal of Paleolimnology*, 1998, **20**: 31—46
- 48 濮培民, 王国祥, 胡春华等. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗? *湖泊科学*, 2000, **12**(3): 269—279
- 49 Drenner R W, Day D J, Basham S J, *et al.* Ecological water treatment system for removal of phosphorus and ni-

trogen from polluted water. *Biological Application*, 1997, **7** (2): 381—391

50 水利部太湖流域管理局、中国科学院南京地理与湖泊研究所. 太湖生态环境地图集. 北京: 科学出版社, 2000

51 Petr K, Arnulf M. Chronological relationship between eutrophication and reed decline in three lakes of southern Germany. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, 1997, **32** (1): 15—23

52 Bachmann R W, Hoyer M V, Canfield D E Jr. Internal heterotrophy following the switch from macrophytes to algae in Lake Apoka, Florida. *Hydrobiologia*, 2000, **418**: 217—227

53 Havens K E, Aumen N G, James R T, *et al.* Rapid ecological changes in a large subtropical lake undergoing cultural eutrophication. *AMBIO*, 1996, **25** (3): 150—155

54 Havens K E, Jin K R, Rodusky A J, *et al.* Hurricane effects on a shallow lake ecosystem and its response to a controlled manipulation of water level. *The Scientific World*, 2001, **1**: 44—70

Approaches to Mechanisms and Control  
of Eutrophication of Shallow Lakes  
in the Middle and Lower Reaches of the Yangze River

QIN Boqiang

(Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China )

Abstract

The middle and lower reaches of the Yangtze River are one of the central areas of freshwater shallow lakes in China. Most of the lakes have been under mesotrophic or eutrophic conditions, the latter are especially common in urban lakes. Human activities have played a key role in the eutrophication process from at least two aspects: continuous effluents of industrial, agricultural and domestic wastewater could add nutrient to the lake; and reclamation, stone-built dikes, cultivation could damage natural habitats and reduce nutrient output from the lake.

The seriousness of eutrophication has aroused attention of national government. Two of the "Three Lakes" Water Pollution and Prevention Control Program that give priority to the Tenth-Five-Year-Plan of China are situated in the plain, i. e. , Taihu Lake and Chaohu Lake. The nutrient status has been under a relative high level in most lakes. The eco-environmental questions in lakes are conspicuous even though local governments have taken some measures to prevent further environmental deteriorations. Steps dealing with external nutrient loadings have achieved good results in deep lakes internationally, while they are no longer so effective in shallow lakes, because we lack a through understanding of mechanisms of eutrophication in shallow lakes. World-acknowledged experiences of shallow lakes eutrophication control have proved that eutrophication still prevails even though area-source nutrient loading to the lake could be reduced to a minimum level. Internal sources from the sediment may certainly relate to the maintenance of eutrophication. The kinetics of water could re-suspend sediments,

and effect the nutrient release process, underwater light intensity and primary production as well.

To control eutrophication in shallow lakes must take both external loading of nutrient and internal loading into consideration. One of the effective measures for internal loading is the restoration of aquatic plants in order to inhibit the re-suspension and sediment release. Researches on the experimental ecological restoration and functions of ecosystem deterioration are needed. As a result, external control on nutrient source pollution is not enough in shallow lakes; internal nutrient within lakes must be emphasized. Two techniques have been applied in internal loading control, i. e., dredging and macrophytes restoration. The former requires a complete knowledge on the trophic history in lake ecosystem so that an exact schedule on the scope and depth of dredging could be determined lest newlyexposed sediments become fresh internal release source. The latter could inhibit sediment suspension under dynamic conditions, and absorb nutrient within lakes so as to diminish nutrient load as well. Macrophytes flourishing and algae bloom outbreak are two aspects of eutrophication in lakes. Why macrophytes-dominated lake could be evolved into an algae-dominate one? How to revolve the process? Future macrophytes restoration must answer them. Researches abroad prove that a macrophytes-dominated lake could be turned into an algae-dominated one under strong external disturbances and steady high lake level; once algae-dominated, the lake would come to another steady state for nutrient cycling. To restore macrophytes and get cleaner water, this cyclic process must be broken down. Consequently, it is strongly recommended that researches on the mechanisms and control of eutrophication in shallow lakes be initiated, so that a theoretical and technical basis could be provided for future launching national programs on eutrophication control in China.

**Keywords:** Middle and lower reaches of the Yangtze River; shallow lakes; lake eutrophication; control; mechanism