

# 湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用

秦伯强<sup>①</sup> 杨柳燕<sup>①②</sup> 陈非洲<sup>①</sup> 朱广伟<sup>①</sup> 张路<sup>①</sup> 陈宜瑜<sup>③</sup>

(<sup>①</sup> 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008; <sup>②</sup> 南京大学环境学院, 南京 210093; <sup>③</sup> 国家自然科学基金委员会, 北京 100085. E-mail: qinbq@niglas.ac.cn)

**摘要** 从湖泊富营养化的自然演化、湖泊沉积物中营养盐的释放及其内源污染机制、湖泊蓝藻水华暴发机理和湖泊富营养化控制与治理等方面进行了回顾与总结。特别是围绕占中国淡水湖泊总数达 70% 左右的浅水湖泊富营养化机制与控制进行了探讨。研究表明, 自然条件下湖泊也有可能富营养化, 特别是浅水湖泊更容易富营养化。推断其原因可能与洪水有关。浅水湖泊中的沉积物在风浪作用下发生悬浮, 致使沉积物中大量的营养盐释放出来并进入上覆水, 为生物生长所利用, 这是浅水湖泊内源污染负荷较深水湖泊重的原因所在。蓝藻水华暴发是湖泊富营养化之后生态系统的一种异常响应, 其发生的原因与湖泊物理环境如光照(或透明度)、温度和适宜的水动力条件有关, 也与湖泊化学环境, 如氮、磷浓度及其氮、磷比值等有关, 还有形成水华的蓝藻本身的某些生理特性有关, 如伪空泡及抗拒紫外线伤害的能力, 从而在对光照和营养盐的竞争中处于优势地位等特性, 这种竞争优势在浅水湖泊中尤为明显。而浅水湖泊“水浅”的特性, 也使得营养盐负荷和蓝藻水华的控制难度加大。对于湖泊富营养化的治理与控制应该遵循控源、湖泊生态修复和流域管理的原则。对于湖泊沉积物中营养盐释放导致的内源污染控制, 既可以采用物理化学的方法、机械的方法和生物的办法, 甚至是仿水生植物的方法。实施湖泊生态修复, 就是把富营养化的藻型湖泊生态系统转化为草型生态系统。要实现这样的改变, 必须首先改善环境条件。在现阶段, 把生态修复的重点放在水生植物种植上是有盲目性的, 而应该放在环境改善上。由于各个湖泊类型不同, 因此, 各种治理的技术应该结合具体的情况来实施。

**关键词** 湖泊富营养化 营养本底 浅水湖泊 内源污染 治理 生态恢复

中国是一个多湖泊的国家, 全国共有 1 km<sup>2</sup> 以上的湖泊 2759 个, 总面积达 91019 km<sup>2</sup>, 占国土面积的 0.95%, 其中约三分之一为淡水湖泊, 主要分布在东部沿海与长江中下游地区, 占全国淡水湖泊总数的 60%~70%, 且绝大多数为浅水湖泊<sup>[1]</sup>。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, 并没有明确的定义。一般认为, 深水湖泊在夏季都会有热力分层的现象, 即在水下若干米存在温跃层, 该层上、下往往是化学物质与生物物质截然不同、也不发生交换的两个水体。而浅水湖泊则不存在上述现象。一年四季, 无论何时, 都没有上下两个化学、生物特性截然不同的水体存在, 即上下理化特征相同。位于长江中下游地区的众多湖泊, 均可以纳入浅水湖泊这一范畴。这一地区集中了中国绝大部分的浅水湖泊和淡水湖泊, 在国际上也是独一无二的。由于近 20 年来经济的高速发展和不适当的湖泊资源开发利用, 这些湖泊中多数已经富营养化或正在富营养化中<sup>[2]</sup>。湖泊生态系统结构和功能退化, 蓝藻水华频繁暴发, 水质性缺水日趋严重, 并造成巨大

经济损失。由于日趋严重的湖泊水环境恶化与富营养化问题正在严重制约着社会和经济的可持续发展。过去的十几年中, 围绕湖泊富营养化治理, 各级政府投入了大量的人力与物力, 但迄今为止, 收效并不理想。这在很大程度上与基础研究不够和认识不足有关。本文通过“十·五”期间开展的有关湖泊富营养化的系列研究项目所获得的一些新认识, 结合国内外文献的搜集与整理, 试图就当前生产实践中的一些热点问题加以总结, 为湖泊生态环境整治和湖泊管理提供技术指导。

## 1 湖泊富营养化的自然演化

在长江中下游地区, 贫营养的湖泊是非常少的。这是否与洪泛平原的浅水湖泊容易富营养化有关? 回答这个问题, 必须重建一个湖泊的营养演化历史, 就是从沉积物中寻找证据。但是, 非常棘手的是, 现在看到的沉积物中的营养盐, 不管是何种形态, 与湖泊水体中的营养盐没有多少联系。原因是这些指标所反映的营养盐状况还包含有流域上的营养状况及有机物来源。因此, 沉积物中的营养盐含量是

无法用来恢复湖泊的古营养状况的。

古湖沼学中恢复古营养的技术主要有两个基本的方法。其一是利用湖泊沉积物测年技术，其二是湖泊营养状况沉积记录辨识技术，通过这两种技术来推断历史上湖泊水体营养状况。其中沉积物测年技术是古湖沼学中常用的  $^{14}\text{C}$ 、 $^{210}\text{Pb}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、地磁学和沉积层序等。在对不同层位沉积物进行准确定年以后，根据该层位沉积物记录的古湖泊营养状况指标，进行湖泊营养状况演化历史的重建。

沉积物中能够指示湖泊营养状况的指标主要有地球化学指标和生物化石指标两大类。地球化学指标包括沉积物中营养盐(C、N、P和S)含量及其比例、各种植物色素含量、营养盐及色素的沉积通量、有机质 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 等。生物化石指标包括硅藻的数量及其种类序列、摇蚊种属、枝角类浮游动物如象鼻溞等。在这些指标中，应用最广，也最具说服力的是硅藻组合和色素两个指标，其余的指标大多用于佐证这两个指标的推断结果。在加拿大的 227 号湖泊进行了大量的试验论证沉积物中古营养指标的准确性问题。227 号湖是加拿大安大略省专门用于科学试验的湖泊群(ELA, Experimental Lake Area)中一个水面面积为 5  $\text{hm}^2$  的小湖。专门进行湖泊营养盐效应研究。从 1967 年起至今，每年向湖中投放高于自然水体数倍的N和P营养盐，使得该湖目前已经成为一个富营养化湖泊。Leavitt等人<sup>[3]</sup>综合分析了加拿大 227 号试验湖泊的古湖沼学记录验证试验结果后，对各种环境记录指标的可靠性进行了评比，结果如表 1。

从 227 号湖泊多年来的监测结果与沉积物中生物指标可以看出，沉积物中的生物化石能够较好地反映湖水中生物状况的变化。上述判别指标在 20 世纪 50~60 年代就被应用于湖泊营养状态演化方面的

研究中，如Stockner和Benson应用硅藻类别的A/C比，成功恢复了美国西雅图华盛顿湖近代营养状况演化历史<sup>[4]</sup>，又如Wetzel等<sup>[5]</sup>利用色素指标，恢复了美国印第安纳州东北部Pretty湖营养状况演化。

中国研究工作者也一直在研究利用古湖沼学技术重建湖泊古营养演化历史。例如沈吉等利用色素和有机碳的 $\delta^{13}\text{C}$ 指标推断了山东南四湖的成湖年代、湖泊生产力演化等指标，发现了南四湖东部的独山湖历史上也存在蓝藻繁盛时期<sup>[6]</sup>。羊向东等利用硅藻组合重建了位于长江中下游地区安徽省境内的龙感湖、太白湖近 300 年来的营养演化序列<sup>[7,8]</sup>。结果表明，龙感湖在 1770~1815 年和 1906 年至今，发生过 2 次明显的富营养化过程。特别是 20 世纪 50 年代以后，湖泊富营养化趋势加快，显示人类活动强度的加大，对湖泊水环境的影响加强<sup>[8]</sup>；太白湖的沉积物硅藻种群组合显示，该湖在 20 世纪 50 年代以前与龙感湖特征基本相似，此后，湖水的总磷浓度迅速增加，一度达到 120  $\mu\text{g/L}$ ，伴随营养盐浓度的增加，湖泊水生植物开始消退，水质趋于浑浊，说明人类活动的影响增强。在此基础上，提出了长江中下游地区浅水湖泊从草型生态类型转向藻型生态类型的阈值为 90  $\mu\text{g/L}$ 左右<sup>[8,9]</sup>，与国际上相关研究非常接近<sup>[10]</sup>。上述工作的意义在于证明了像长江中下游地区这样的泛滥平原上的浅水湖泊，是非常容易富营养化的。

关于湖泊自然状态下的富营养化原因，尚未有明确的定论。更多的解释是气候导致的。由于浅水湖泊或湖泊的浅水区域常常有茂盛的水生植物发育，在大洪水期间，持续一定时间的高水位将导致水生植物大面积的消亡<sup>[11]</sup>(Dokulill, 个人通讯)，而洪水泛滥所带来的大量的悬浮物都沉降在这些水域中，这些悬浮物所携带营养盐(特别是磷，多数以颗粒态存

表 1 不同环境记录指标的可靠性比较 (引自Leavitt等人<sup>[3]</sup>)

| 可靠性   | 指 标                                                                                                                                                                                                                                        |
|-------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 不可靠   | 双边甲藻类胡萝卜素 (Dinoflagellate carotenoids)<br>非壳质浮游动物(桡足类, 轮虫) (Nonchitinous zooplankton (copepods, rotifers))<br>沉积物积累速率 (Sediment accumulation rate)                                                                                         |
| 可靠性未知 | 隐藻和硅藻分解后的类胡萝卜素 (Carotenoids from cryptophytes, siliceous algae)                                                                                                                                                                            |
| 可靠的   | 氮、磷含量<br>有机质含量                                                                                                                                                                                                                             |
| 最可靠的  | 藻类微体化石 (Algae Microfossils)<br>有甲壳的枝角类(如象鼻溞) (Chitinous Cladocera (e.g., <i>Bosmina</i> ))<br>来自绿藻和蓝细菌的类胡萝卜素(Carotenoids from chlorophytes and cyanobacteria)<br>各种色素 (Ubiquitous pigments (e.g. $\beta$ -carotene, pheophytin $\alpha$ )) |

在于水体中)也都伴随悬浮物而沉入湖底,在以后的数年中,没有水生植物覆盖的沉积物将在风浪作用下大量悬浮,并带入大量的营养物质到上覆水中,导致湖泊逐步趋于富营养化。当然,洪水径流所携带的营养物质的多少与上游集水区域内的土壤类型、土地利用状况、植被类型和覆盖度等有关。但是,就更大的尺度而言,这一现象也说明了地质构造塑造了长江中下游洪泛平原的地貌特征,在这样的洪泛平原上所发育起来的浅水湖泊决定了湖泊生态环境的演化。

## 2 湖泊沉积物的营养盐释放与内源污染

湖泊富营养化实际上是氮、磷等生源要素增加、积累的过程,而湖泊沉积物实际上就是营养盐的蓄存库。如美国威斯康星州的Wingra湖,表层10 cm沉积物中的氮占系统总氮的23%,表层10 cm以下、30 cm以上沉积物中的氮占74%,而且绝大部分为有机氮<sup>[12]</sup>。武汉东湖的研究显示,水体中的磷大部分来自城市生活污水的排放,约60%滞留在湖内,导致沉积物中磷的含量快速上升<sup>[13]</sup>。

磷在湖泊中的浓度的高低常常被用来衡量一个湖泊生产力高低及富营养化水平的重要指标<sup>[14]</sup>。在天然湖泊中,大部分磷以有机态方式存在。而在有机磷中,约70%以上是以颗粒态磷存在<sup>[5]</sup>。磷的这种颗粒态特性使得其进入水体后,绝大多数容易沉降在湖底,使得湖底沉积物中营养盐的含量远高于上覆水。在一定的条件下,这些营养物质就会释放进入上覆水而形成内源负荷。沉积物中营养盐释放进入上覆水的途径主要有分子扩散(主要依靠从沉积物孔隙水中营养盐浓度与上覆水的浓度梯度差)、风浪等动力扰动、底栖生物的扰动、气泡溢出、浮游植物的上浮及水生植物根部的传递等<sup>[5]</sup>。影响沉积物内源释放的外部因素很多,主要有温度、pH、氧化还原电位、铁和锰含量等<sup>[15-18]</sup>,温度的影响主要通过影响分子运动进而影响分子扩散,以及通过影响微生物的活性来影响营养盐的状态和析出;pH对于营养盐释放有影响,当pH很低(低于2)时,沉积物释放将明显增加,而当pH大于9时,其营养盐释放也会明显增加<sup>[16,18]</sup>。研究发现,在富营养化的水域,当夏季蓝藻水华暴发时,由于蓝藻的光合作用,致使水体pH升高,使得沉积物营养盐释放增加<sup>[19]</sup>。水土界面上的氧化还原环境对磷的释放有很大影响,还原条件下,沉积物中营养盐的释放速率甚至比氧化环境下高一个数

量级<sup>[15]</sup>。在太湖的研究中也发现,沉积物中的pH和氧化还原电位(Eh)对元素的释放、迁移、吸附和富集有重要的影响<sup>[20]</sup>。

对于浅水湖泊而言,沉积物中的磷的释放除了受上述因素影响之外,还有风浪的影响。由于浅水湖泊较浅、动力作用对于湖泊沉积物中营养盐赋存、降解和释放等环节都有影响。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,大量的营养盐也由于沉积物的悬浮而导致释放<sup>[21-25]</sup>。日本琵琶湖在一次台风过程前后,其浅水水域的悬浮物浓度从4.5 mg/L增加到17.0 mg/L,而磷的浓度从1.0  $\mu\text{g/L}$ 增加到2.5  $\mu\text{g/L}$ <sup>[26]</sup>。位于美国佛罗里达州的Apopka湖是一个浅水湖泊(面积125 km<sup>2</sup>,平均水深1.7 m)也是一个超富营养化的湖泊(TP达0.186 mg/L; TN达4.488 mg/L; Chl-a为0.106 mg/L)<sup>[23]</sup>。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>[24]</sup>。风浪将沉降在湖底的浮游植物悬浮起来<sup>[23]</sup>,也将位于沉积物最顶部的8 cm的底泥中的可溶性磷(SRP)释放出来。同样地,位于顶部8 cm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,也获得了相类似的研究结果<sup>[27]</sup>。丹麦的Arresø湖(面积41 km<sup>2</sup>,平均水深2.9 m)的野外调查也发现,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<sup>[25]</sup>。

进一步的研究发现,虽然动力扰动将大幅度增加总磷浓度,但是对于水柱中的溶解性磷或反应性磷(SRP)浓度在再悬浮发生的初期有所增加,随着时间的延长而逐步减少增加的幅度。在太湖的野外调查也发现,动力扰动将大幅度增加水柱中的总磷浓度<sup>[22]</sup>,但是,溶解性磷及反应活性磷增加并不显著<sup>[28]</sup>,这可能与沉积物悬浮的同时,由于水体复氧而导致有些颗粒物质如铁、锰等结合物氧化,增强了其吸附溶解性磷的能力并最终沉降带入沉积物中有关。但是,由于这样的风浪过程导致的沉积物悬浮和营养盐释放是如此的频繁,其累积效应将是非常可观的。正是由于浅水湖泊这一特性,使得富营养化浅水湖泊在外源性营养盐得到控制的情况下,其水体中的营养盐浓度减少并不明显。一个非常鲜明的对比是位于德国和瑞士交界的深水湖泊Constance湖和位于丹麦的浅水湖泊Søbygård湖。Constance湖的总磷(TP)



浓度从 80  $\mu\text{g/L}$  降到 20  $\mu\text{g/L}$  仅用了十几年时间, 相应的浮游植物的生物量也显著下降<sup>[29-31]</sup>; Søbygård 湖通过几十年的治理, 其外源营养盐虽然已经完全控制, 但是水体中的营养盐浓度和浮游植物的生物量依然很高, 根据测算, 其恢复到富营养化前的水平可能还需要十多年, 远远高于深水湖泊所需要的时间<sup>[32,33]</sup>. 因此, 对于浅水湖泊的治理, 由于在外源控制的同时, 还须控制湖内沉积物的内源释放, 其难度就更大.

有关不同形态和不同性状的营养盐在湖泊沉积物和水体中的转化机理, 目前仍然是一个工作难点. 困难之处在于对生物参与的机制、特别是微生物作用下的营养盐转化机制了解不够. 随着分子生物学的技术, 如基因探针等<sup>[34]</sup>在湖沼学中的应用, 该领域必将成为营养盐循环、转化研究的一个发展方向.

### 3 富营养化湖泊蓝藻水华发生机制与生物控藻技术的研究

蓝藻水华的暴发是水体富营养化特征之一. 蓝藻水华的发生可以是由于水体中营养物质增加导致的上行效应的结果, 也可能是由于控制浮游植物的浮游动物缺失导致的下行效应的结果. 但在绝大多数情况下, 蓝藻水华的暴发是营养盐增加的结果. 因此, 控制蓝藻水华和湖泊富营养化发展, 控制营养负荷是第一位的.

形成蓝藻水华的藻类包括微囊藻(*Microcystis*)、鱼腥藻(*Anabaena*)、颤藻(*Oscillatoria*)和束丝藻(*Aphanizomenon*)等, 有时直链硅藻(*Melosira*)也伴随蓝藻大量滋生. 中国已有很多水体暴发蓝藻水华, 如太湖, 巢湖和滇池等<sup>[35]</sup>, 国外也有很多记载<sup>[36]</sup>, 绝大部分水体的水华是微囊藻水华. 虽然有关蓝藻水华暴发原因的探讨已有很多, 但至今没有弄清其形成的确切机理. 对蓝藻水华暴发原因的探讨主要包括三个方面, 一是物理因素, 主要包括水深、温度、光照和动力悬浮等. 由于中国绝大部分发生蓝藻水华的水体都是浅水水体, 在浅水湖泊中, 频繁的动力扰动导致沉积物悬浮并进一步影响底泥中营养盐的释放和水体透明度, 使得其水中的光照与营养盐浓度在时间和空间的分布上很不均匀<sup>[21,37]</sup>, 这种不均匀而且多变的外部环境, 使得微囊藻由于其特有的上浮和下沉功能可以顺应其环境变化而迁移<sup>[38]</sup>. 加上浅水湖泊水柱中悬浮物浓度较高, 光合作用只能在

表层几十厘米深的水柱中进行<sup>[39]</sup>, 而在这样的深度, 紫外辐射影响较大. 由于微囊藻具有抗紫外辐射的能力, 使得它在竞争中具有优势. 因此微囊藻在这样的浅水环境中出现暴发性的生长就不是偶然的; 二是化学因素, 主要涉及N/P问题, 虽然Smith早在1983年就提出 $N/P < 29$  易形成蓝藻水华的观点<sup>[40]</sup>, 但此后这个观点受到许多质疑, 新近的研究表明 $N/P < 29$  只是蓝藻水华暴发的结果, 而非原因<sup>[41]</sup>. 唐汇娟比较了国内 35 个湖泊(23 个发生蓝藻水华)后发现, 发生蓝藻水华的湖泊中N/P在 13~35 之间, 而没有发生蓝藻水华的湖泊中N/P则小于 13<sup>[42]</sup>.

对于富营养化湖泊蓝藻水华的控制技术的研究推动了生物操作理论研究的深入. 经典的生物操纵理论主要是通过调控食物链, 即增加肉食性鱼类(piscivores)减少滤食性鱼类(planktivores)来调节浮游动物的结构和种群数量来实现的<sup>[43]</sup>, 强调用浮游动物对藻类的牧食来控制水体中藻的含量, 从而改善水质. 这一理论自从Shapiro等人1975年提出来以后, 被广泛地应用到湖泊管理中<sup>[44-48]</sup>. 美国明尼苏达州Round湖在投放了蓝鳃鱼*Lepomis macrochirus*和肉食性鱼类大口黑鲈*Micropterus salmoides*、大眼梭鲈*Stizostedion vitreum*, 驱除了原来的五种鱼类, 调整了鱼类群落构成, 湖水透明度增加, 叶绿素浓度减少, 浮游动物总密度降低, 但大型浮游动物的数量增加了<sup>[45]</sup>. 虽然经典的生物操纵理论有很多成功的例子, 但不是对每一个湖泊都适用, 尤其是蓝藻水华暴发的富营养化湖泊, 因为高浓度和大个体的蓝藻会抑制浮游动物的取食<sup>[49]</sup>, 经典生物操纵的应用就受到了限制<sup>[50,51]</sup>. 针对中国富营养化湖泊蓝藻水华严重的问题, 中国的科学家提出了非经典的生物操纵理论<sup>[52]</sup>, 即通过调节滤食性鱼类(如鲢和鳙)数量直接控制蓝藻. 通过在武汉东湖进行的原位围隔实验证实鲢*Hypophthalmichthys molitrix*和鳙*Aristichthys nobilis*能有效地去除蓝藻, 鲢和鳙遏制水华的有效放养密度为 $46 \sim 50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ , 揭开了东湖蓝藻水华在20世纪80年代末的消失之谜<sup>[52-54]</sup>. 此后, 这一理论被应用到太湖、巢湖和滇池的蓝藻水华治理中, 并取得一定的效果. 尽管非经典的生物操作技术可以有效控制富营养化水体的蓝藻浓度, 但其应用中也存在着一些问题, 如滤食性鱼类大量放养可能改变湖泊食物网和微食物网的结构, 这些结构的改变对水体生态系统有何影响尚不清楚.

## 4 湖泊富营养化的控制技术研究

湖泊富营养化治理一般应该遵循的路线是控源、生态修复和流域管理。控源包括流域上的各种外源负荷以及沉积物释放所产生的内源负荷,这对浅水湖泊富营养化控制非常必要。在控源的基础上,进行以水生植物恢复为核心的生态修复工作,湖滨带的生态修复可以有效拦截来自陆地的污染物质,而湖泊内部各种类型水生植物的恢复可以有效地降低沉积物悬浮和内源污染释放。因此,在所有针对湖泊富营养化控制的技术中,主要有营养负荷控制和湖泊生态系统恢复两大类技术。

### 4.1 湖泊内源营养负荷控制技术

在浅水的富营养化湖泊中,要恢复湖泊生态系统良好功能,内源营养盐负荷控制是治理的关键,因为治理的实践表明,浅水湖泊营养负荷及蓝藻水华对于外源营养盐控制的响应非常缓慢,甚至没有响应,其原因就是浅水湖泊沉积物营养盐释放<sup>[55,56]</sup>。控制湖泊内源污染,应当根据水深、pH值、水体的规模及复氧能力、内源营养盐释放特点以及水文条件,选择经济有效的控制内源释放的措施。同时控制措施能否取得成效还依赖于水环境的综合整治,包括湖外污染源的控制、水体生态的恢复和水环境的行政管理。

#### (i) 控制内源释放的物理化学方法

物理化学方法包括沉积物氧化、化学沉淀、底泥覆盖等,使底泥处于氧化状态或增加沉积物对磷的束缚能力或在沉积物表面形成覆盖层,从而抑制内源磷的释放。这种方法主要用于面积较小、风浪搅动较弱、湖底处于厌氧状态的水域。例如,通过水底曝气、投加铝、铁、钙盐等方法<sup>[57]</sup>,改变沉积物表面的氧化还原条件,使易变价的金属磷酸盐,尤其是Fe-P,处于稳定的氧化状态,抑制因还原而引起的内源磷释放<sup>[58-61]</sup>;同时覆盖在沉积物表面的新的氧化层还可以减小扰动、增加沉积物的稳定性。一般而言,当水体pH值小于9时,氧化还原条件为内源磷释放的主要控制因子(Fe-P的还原释放),该方法可以有效地抑制磷的释放;当水体pH值较高时(大于9),使用沉积物氧化和化学沉淀均不能抑制内源磷的释放,此时需要考虑其他的方法。

#### (ii) 控制内源释放的物理机械方法

引水冲刷是减少和稀释湖泊水体营养物质的有

效方法,其前提是要有清洁的水源和足够的冲刷强度。一般认为,每天冲入湖泊体积10%~15%的水就足够了。采用冲刷的方法对小型浅水湖泊(如南京玄武湖、杭州西湖)有效,而对于大型湖泊从技术和经济上都有一定的难度。对于有热分层的富营养型湖泊,深层水中的营养物浓度一般比上层水的大,因此,将深层水导出成为另一条除磷途径。国际上,也有采用换水的方法减轻湖泊富营养化程度,如荷兰的Veluwe湖<sup>[62]</sup>。该方法由于会排放出营养盐含量高的湖水,将加重下游受纳水域的污染,因此是治表不治本的临时性方法。

底泥疏浚也是治理富营养化湖泊内源负荷的一种重要措施,但尚未见在中等以上湖泊中通过疏浚底泥控制湖泊富营养化的成功实例。分析表明,适当的疏浚可在短期内改善水质,但长期结果表明疏浚底泥不是控制湖泊富营养化的充分必要条件<sup>[63]</sup>。决定一个湖泊是否适合疏浚,要综合分析这个湖泊底泥释放情况、底泥中营养盐含量、是否有悬浮和复氧过程、pH及氧化还原环境,及沉积物中铁、锰等重金属的含量。具体而言,对于面积较大的湖泊或者是湖泊敞水区,由于动力扰动较强,沉积物容易悬浮,沉积物中的营养盐易于在短时间内大量释放,水体也容易复氧,如果沉积物中的铁含量又很丰富,那么,这样的水体,采用疏浚的方法来控制内源污染并非好的方法<sup>[64]</sup>;但是,对于面积较小的水域或者是风浪作用较弱的湖湾等地区,水底常常呈现较强的还原环境,空隙水中的营养盐含量较高,静态释放较开阔水域强烈,这样的水域可以考虑疏浚的方法<sup>[64]</sup>。至于多大的水域面积可以认为是动力扰动较强,可以按照Bachmann等人<sup>[65]</sup>定义的湖泊动力比(Dynamic Ratio,定义为湖泊面积的平方根除以深度)来判断。或者按照Schauser等人<sup>[66]</sup>的定义,通过比较湖泊平均水深与风浪影响的水深来决定是否有沉积物再悬浮发生。

#### (iii) 控制湖泊内源营养负荷的生物技术方法

对于小型水体,微生物制剂对去除水中的有机物、叶绿素a、氨氮和提高溶解氧等有一定效果。固定化亚硝化菌和硝化菌能将水、土中的氨氮转化成硝酸盐氮,固定化反硝化菌能利用水中的部分有机物作碳源,进行反硝化作用,可以去除湖水中的氮<sup>[67]</sup>。在小型湖泊中加入微生物制剂后,水中的溶氧(DO)大幅增加,而COD、总氮、总磷等则明显降低。随着

水体中藻类的减少和下沉,水体的浊度明显下降,水质感官得到改善<sup>[68]</sup>。

无论大型或小型水体,水生植物具有净化富营养化水体的作用。植物净化水体的作用包括植物本身(叶片和茎干等)对水体中颗粒物质的捕获使之吸附在叶片上为附着生物所吸收和同化<sup>[69]</sup>、或者是使悬浮物沉积至湖底(消除颗粒态营养盐)并不再悬浮、或者是植物根系的吸附作用。生物浮床技术是把高等水生植物或改良的陆生植物种植到富营养化水域水面上,其净化原理就是通过植物根部的吸收、吸附作用和对悬浮物的拦截作用来净化水质,富集水体中氮、磷及有害物质,从而达到净化水质的效果<sup>[70]</sup>。对于沉水植物而言,其净化原理就是通过叶片上的附着生物来拦截净化水质、通过拦截和降低水柱中的悬浮物浓度来消除颗粒态污染物质、通过根部来吸收和同化沉积物中的营养盐。

基于水生植物净化水质的原理,出现了用人工介质模仿水草来拦截颗粒物使之沉积,和通过其附着生物来净化水质,可以取得与水生植物相同的效果。这方面的尝试正在国家“十·五”期间重大科技专项“太湖梅梁湾水源地水质改善技术”中进行。初步的结果显示,在去除悬浮物、提高透明度、去除TN、TP等方面效果显著<sup>[71,72]</sup>。

#### 4.2 控制湖泊富营养化的湖泊生态修复技术

湖泊生态修复的目的,一方面是为了控制底泥内源污染,另一方面是控制蓝藻水华<sup>[73,74]</sup>。事实证明,在有沉水植物存在的草型湖泊生态系统中,底泥营养盐的释放可以有效得到控制,水质可以得到有效改善<sup>[75]</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。关键是如何才能实现湖泊从藻型到草型的转变。根据Scheffer等人的理论,草型和藻型都是湖泊生态系统在一定条件下的稳定状态<sup>[62]</sup>。当外部环境发生变化时,将对湖泊生态系统产生胁迫,而湖泊生态系统具有一定的抗拒外部环境变化的自我恢复能力(Resilience),但是,当外部环境胁迫增加到一定程度将导致系统破坏,生态系统转化到与新的环境条件相适应的系统状态<sup>[76]</sup>。

荷兰Veluwe湖的长期观察结果表明,当营养盐浓度增加到一定程度(即外部环境压力达到了其系统自我修复的极限),原来的草型生态系统就会崩溃,

而转向新的以藻型为主的生态系统,并趋于稳定。但是,反过来,当营养盐减少时生态系统不会马上回复到草型生态系统,而是需要营养盐减少到一个系统无法自我修复的阈值,系统才转向草型生态系统(图1)<sup>[77]</sup>。这个著名的例子非常清楚地解释了在湖泊生态系统转化中间,环境胁迫(这里是营养盐浓度)与生态系统响应之间的关系。

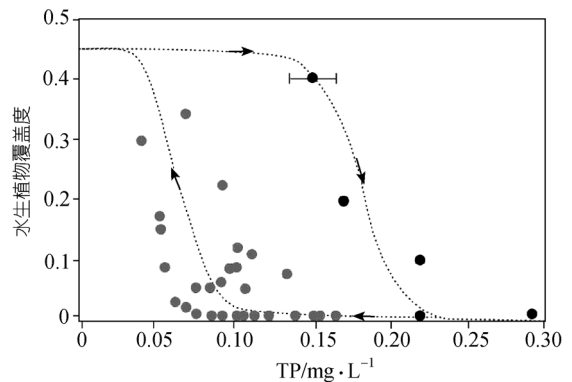


图 1

荷兰 Veluwe 湖在 20 世纪 60~70 年代时营养盐(TP)逐步增加(箭头所示),伴随 TP 的增加到一定程度(0.15 mg/L),湖泊中水生植物覆盖的面积在减少;但是当自 20 世纪 80 年代以后至 90 年代,由于控源措施的实施,营养盐(TP)开始下降,但是,相应地水生植物覆盖面积的恢复并非按照其原来的相关路线(图中箭头所示),而是下降到 0.08 mg/L 以下时水生植物才得以恢复<sup>[77]</sup>。

Veluwe湖的例子清楚地表明,在湖泊富营养化发展过程中,当营养盐增加到一定程度(~0.15 mg/L),草型生态系统就会变得非常不稳定,此时任何一个外部的扰动(Perturbation)都可以造成草型生态系统崩溃;反过来,在湖泊生态恢复中,只有当营养盐下降到一定程度(~0.08 mg/L),藻型生态系统才会变的不稳定而开始为草型生态系统所取代。这里,所谓的扰动包括附着生物的发展、强烈的风暴、高水位、底泥条件和鱼的牧食等<sup>[78]</sup>。虽然附着生物能够有效净化水质,但是在富营养化水体中,附着生物的发展将严重影响水生植物的光合作用。根据太湖梅梁湾的试验,附着生物的存在将遏制水生植物的光合作用达 50%,最大可达 90%<sup>[79]</sup>。正是附着生物的存在并随营养盐浓度的增加而增加,最终导致水生植物消亡和草型生态系统的崩溃;风浪的扰动对水生植物有机械的损伤,当草型湖泊生态系统不太稳定的情况下,一次强烈的风暴过程可以把湖泊生态系统从草型转化为藻型生态系统,如美国佛罗里达州的 Apopka 湖<sup>[65]</sup>和新西兰的 Ellesmere 湖<sup>[80-82]</sup>。除了附着



生物和风浪的影响外,水深和洪水引起的高水位也会导致湖泊生态系统发生转化,如位于美国佛罗里达州的Okeechobee湖<sup>[11]</sup>、位于瑞典斯德哥尔摩西北方向的Tamnaren湖<sup>[83,84]</sup>和位于美国威斯康星州的Rice湖<sup>[85]</sup>。此外,鱼的牧食也是生态系统转化的重要因素,如位于荷兰中部的Zwemlust湖<sup>[86,87]</sup>和位于武汉的东湖<sup>[88]</sup>。这些都是湖泊在外部环境改变的情况下,生态系统发生转化的非常典型的例子。

中国早在20世纪90年代初就开始水生植物恢复的试验工作,但是长期以来一直没有太大的突破。例如在无锡太湖马山<sup>[89]</sup>、无锡的五里湖<sup>[90,91]</sup>、南京玄武湖、南京莫愁湖、贵州红枫湖<sup>[92]</sup>等水域都实施了生态工程来改善水质。上述这些工作,基本上都采取了软围隔挡藻、降低悬浮物浓度、提高透明度等措施。在水生植物恢复方面,提出水生植物的群落镶嵌技术等<sup>[92]</sup>。所有这些工作,在工程实施时期,随着水生植物的生长和发展,水质都得到了显著的改善。但是,随着工程的结束,特别是改善基础环境的软围隔的撤除,刚刚建立起来的以高等水生植物为优势的生态系统立刻崩溃(Collapse)。这说明健康稳定的生态系统需要与之相对应的环境条件,为了维持这样的健康生态系统,有的设施可能是永久需要的。但是,目前我们对于水生植物与湖泊中水生动物、植物之间的关系,与微生物及营养盐之间的关系了解不够,无论种植水生植物成功与否,都无法确定其原因,在这样的情况下,把工作重点放在水生植物种植上,是有一定的盲目性。如果把工作重点放在环境改善上,引导生态系统向草型生态系统发展是目前现阶段湖泊生态修复的明智的选择。而这样的生态工程试验目前正在太湖梅梁湾水源地水质净化试验中进行<sup>[78]</sup>。

## 5 对湖泊生态环境整治与管理的启示

湖泊富营养化既可以是一个自然演化的过程,也可以是人类活动影响下的快速发展过程。前者是在百年尺度上进行的,后者是在十年级尺度上发生的,是叠加在前者基础上<sup>[93]</sup>。对于浅水湖泊而言,由于其营养本底较高,因此更容易富营养化。长江中下游地区的湖泊沉积物中古营养重建所恢复的湖泊营养演化历史证实了这一点。推断其原因,盖出于浅水湖泊低洼的地形,在洪水泛滥时接纳大量的悬浮颗粒物沉积在底部,许多颗粒态营养盐也随着悬浮物的沉降而沉积在湖底。因此,其沉积物中的营养盐含量较一般湖泊高就并不奇怪了。从中国的地貌构造

特征可以看出,东部地区不仅是低洼平原地区,同时也是许多河流水系的下游地区,土质肥沃,这是中国东部地区浅水湖泊分别集中、营养本底高的原因所在。正是由于浅水湖泊容易富营养化,因此,一旦这些湖泊富营养化,其治理的时间比深水湖泊要长,治理的难度要比深水湖泊大。此外,浅水湖泊风浪所导致的底泥悬浮,把大量的营养物质释放进入上覆水中,使得我们即使控制了所有外源污染,仍然无法指望在短期内把湖泊营养负荷降下来。这也可以部分说明为什么我们国家湖泊富营养化的程度比西方国家严重,而已治理成功的例子比较少的原因。因此,预防其富营养化远比富营养化后去治理它来得经济和可行。这也应该成为湖泊生态环境管理者的共识。

湖泊富营养化治理,控制污染物进入水体是最基本和最优先的环节。不能指望在没有实现外源性污染源控制的前提下,进行湖泊生态恢复能够显著改善水质。污染物的控制应该充分利用营养盐的转移和循环的各种特性,特别是磷的颗粒态的特性。事实上,我们现在正在采用的许多方法都利用了这个特性。譬如,美国Okeechobee湖流域污染物控制中,建议用沉埋在河道底部的低坝来拦截颗粒物,通过拦截颗粒物来有效去除营养盐,特别是磷的入湖负荷<sup>[94]</sup>。因为,大部分悬浮搬运的颗粒物都集中在近水底数十公分的范围内。无论是湖滨的湿地、还是漂浮植物、或沉水植物,其净化水质的作用中,很大一部分是靠拦截悬浮在水中的颗粒物,或者是遏制沉积物再悬浮作用来达到净化水质之目的。这个作用可以启发我们利用仿生的原理,在需要治理的水域放置类似于水生植物的人工介质,增加其附着生物的数量、促进悬浮物沉降和遏制沉积物再悬浮,也可以有效降低水柱中的营养盐负荷,而这方面的工作尚未引起足够的重视。

湖泊蓝藻水华的暴发,首先是水体营养盐含量增加的结果。但具体就某一次水华而言,其影响因素非常复杂,既有物理的因素如温度、风浪悬浮、光照等,又有环境化学的因素如磷的限制和有机磷的转化,又有生物方面的因素如种群竞争以及食物链控制等。而微囊藻成为水华的优势种,有生理特性方面的原因。微囊藻有伪空泡,使得其具有上浮和下沉的能力,这在营养盐与光照分布极不均匀的浅水湖泊中具有竞争优势,而其所具备的抗拒紫外伤害的特性,使得其在透明度很低的浅水湖泊中同样具有竞

争优势。最后,需要指出的,浅水湖泊蓝藻水华的治理同样要比深水湖泊困难,原因也是由于浅水湖泊“水浅”的特点。

在中国以浅水湖泊为主、富营养化比较严重的东部地区,实施湖泊生态恢复,有着非常重要的作用。风浪导致沉积物悬浮不仅将营养盐带入上覆水中,也降低水体的透明度和景观效果。但是,一旦水生植物生长起来,将有效遏制沉积物悬浮,增加透明度。恢复水生植物和草型湖泊生态系统,必须为一个草型湖泊生态系统的培植创造良好的环境。这些条件包括降低营养负荷(从而减少附着生物对水生植物光合作用的遏制)、减少风浪的机械伤害、提高水体透明度(降低悬浮物浓度和水深)、改变底泥类型和减少鱼的牧食等。但是,各个湖泊类型不同,环境条件也不相同,需要对其生态系统进行诊断,根据具体情况设计相应的方案。机械地照搬或堆砌各种技术手段是不足取的。就现阶段而言,把工作重点放在种植水草上,多少有点盲目性。这是因为人们目前对湖泊生态系统中水生植物与其他水生植物、水生动物、微生物系统结构和营养盐之间的关系并不十分清楚。对水生植物种植成功或失败,都很难说明其原因。在这样的情况下,把工作重点放在环境改善上,让草型生态系统在环境改善的基础上,逐步自然恢复,不失为一种明智的选择。而在草型生态系统培植成功后,有些环境改善的设施可以撤除,有些则需要保留,这需要视情况而定。相信以这种新的科学理念为主导,中国湖泊富营养化防治和治理成效将会更加显著。

致谢 中国科学院水生生物研究所谢平研究员对于本论文的撰写和修改都提出许多建议,在此谨表诚挚谢意。本研究受中国科学院知识创新重大项目(批准号:KXCZ1-SW-12)和国家高技术研究发展计划项目(批准号:2002AA601011)的资助。

## 参 考 文 献

- 1 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998. 3—21
- 2 秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. 湖泊科学, 2002, 14(3): 193—202
- 3 Leavitt P R, Hann B J, Smol J P, et al. Paleolimnological analysis of whole lake experiments: an overview of results from Experimental Lakes Area Lake 227. Canad J Fishery Aquatic Sci, 1994, 51: 2322—2332
- 4 Stockner J G, Benson W W. The succession of diatom assemblages in the recent sediment of Lake Washington. Limnol Oceanogr, 1967, 12: 513—532
- 5 Wetzel R G. Limnology, Lake and River Ecosystems. London, Academy Press, 2001. 245—260
- 6 沈吉, 张祖陆, 孙庆义, 等. 南四湖沉积剖面中色素与有机碳同位素特征的古环境意义. 湖泊科学, 1998, 10(2): 17—22
- 7 羊向东, 王苏民, 沈吉, 等. 近 0.3 ka 来龙感湖流域人类活动的湖泊环境响应. 中国科学, D 辑, 2001, 31(12): 1031—1038
- 8 羊向东, 沈吉, 董旭辉, 等. 长江中下游浅水湖泊历史时期营养态演化及其与水生生态系统的关系——以龙感湖、太白湖为例. 中国科学, D 辑, 2005, 35(增刊 II), 45—54
- 9 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基本特征. 湖泊科学, 2004, 16(4): 298—304
- 10 Jeppesen E, Jensen J P, Kristensen P, et al. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes 1: cross-analysis of three Danish case-studies. Hydrobiologia, 1990, 61: 205—218
- 11 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. Sci World, 2001, 1: 44—70
- 12 Isirimah N O, Keeney D R, Dettmann. Nitrogen cycling in Lake Wingra. J Environ Qual, 1976, 5: 182—188
- 13 Xie L, Xie P. Long-term (1956—1999) dynamics of phosphorus in a shallow, subtropical Chinese lake with the possible effects of cyanobacterial blooms. Water Res, 2002, 36: 343—349[DOI]
- 14 Vollenweider R A. Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication. OECD Report No. DAS/CSI/68.27, Paris, 1968, 192; Annex, 21; Bibliography, 61
- 15 Mortimer C H. Chemical Exchanges between Sediments and Water in the Great Lakes—Speculations on probable regulatory mechanisms. Limnol Oceanogr, 1971, 16(2): 387—404
- 16 Moore P A, Reddy K R. Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. J Environ Qual, 1994, 23: 955—964
- 17 王庭健, 苏睿, 金相灿, 等. 城市富营养湖泊沉积物中磷负荷及其释放对水质的影响. 环境科学研究, 1994, 7(4): 12—19
- 18 王晓蓉, 华兆哲, 徐菱, 等. 环境条件变化对太湖沉积物磷释放的影响. 环境化学, 1996, 15(1): 15—19
- 19 谢平. 浅水湖泊内源磷负荷季节变化的生物驱动机制. 中国科学, D 辑, 2005, 35(增刊 II): 11—23
- 20 秦伯强, 胡维平, 陈伟民, 等. 太湖水环境演化的过程与机理. 北京: 科学出版社, 2004
- 21 秦伯强, 胡维平, 高光, 等. 太湖沉积物悬浮的动力机制及内源释放的概念性模式. 科学通报, 2003, 48(17): 1822—1831
- 22 朱广伟, 秦伯强, 高光. 风浪扰动引起大型浅水湖泊内源磷暴发性释放的直接证据. 科学通报, 2005, 50(1): 66—71
- 23 Carrick H J, Aldridge F J, Schelske C L. Wind influences phytoplankton biomass and composition in a shallow, productive lake. Limnol Oceanogr, 1993, 38: 1179—1192
- 24 Reddy K R, Fisher M M, Ivanoff D. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. J Environ Qual, 1996, 25: 363—371
- 25 Søndergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark. Hydrobiologia, 1992, 228: 91—99[DOI]
- 26 Robarts R D, Waiser M J, Hadas O, et al. Relaxation of phospho-



- rus limitation due to typhoon-induced mixing in two morphologically distinct basins of Lake Biwa, Japan. *Limnol Oceanogr*, 1998, 43(6): 1023—1035
- 27 Ccanfield D E Jr, Hoyer M V. The eutrophication of Lake Okechobee. *Lake Reservoir Management*, 1988, 4: 91—99
- 28 秦伯强, 朱广伟. 长江中下游地区湖泊水和沉积物中营养盐的赋存、循环及其交换特征. *中国科学, D 辑*, 2005, 35(增刊): 1—10
- 29 Bauerle E, Gaedke U. Lake Constance: Characterization of an Ecosystem in Transition. *Advance in Limnology* 53, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1998, 610
- 30 Gude H, Rossknecht H, Wagner. Anthropogenic impacts on the trophic state of Lake Constance during 20th century *Arch Hydrobiol. Special Issues, Adv Limnol*, 1998, 53: 85—108
- 31 Jeppesen E, Søndergaard M, Jensen J P, et al. Restoration of Eutrophic Lakes: a Global Perspective. In: Kumagai M, Vincent M F, eds. *Freshwater Management: Global vs Local Perspectives*, Tokyo: Springer-Verlag, 2003. 135—150
- 32 Jeppesen E, Søndergaard M, Jensen J P, et al. Cascading trophic interactions from fish to bacteria and nutrient after reducing sewage loading: a 18-year study of shallow eutrophic lake. *Ecosystem*, 1998, 1: 250—267[DOI]
- 33 Søndergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. Internal phosphorus loading in a shallow eutrophic Danish lake. *Hydrobiologia*, 1999, 408/409: 145—152[DOI]
- 34 Bodelier P L E, Meima-Franke M, Zwart G, et al. New DGGE strategies for the analyses of methanotrophic microbial communities using different combinations of existing 16S rRNA-based primers. *FEMS Microbiol Ecol*, 2005, 52(2): 163—174[DOI]
- 35 金相灿, 屠清瑛. 中国湖泊富营养化. 北京: 中国环境科学出版社, 1995
- 36 Rohrlack T, Dittmann E, Henning M, et al. Role of Microcystins in poisoning and food ingestion inhibition of *Daphnia galeata* caused by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Appl Environ Microbiol*, 1999, (65): 737—739
- 37 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 悬浮物浓度对水下光照和初级生产力的影响. *水科学进展*, 2004, 15(5): 615—620
- 38 Paerl H W. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnol Oceanogr*, 1988, 33(4): 823—847
- 39 张运林, 秦伯强, 陈伟民. 模拟水流条件下的初级生产力及光动力学参数. *生态学报*, 2004, 24(8): 1808—1815
- 40 Smith V H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 1983, 221: 669—671
- 41 Xie L Q, Xie P, Li S X, et al. The low TN: TP ratio, a cause or a result of *Microcystis* blooms? *Water Res*, 2003, 37: 2073—2080[DOI]
- 42 唐旭娟. 武汉东湖浮游植物生态学. 武汉: 中国科学院水生生物研究所博士学位论文, 2002. 1—99
- 43 Shapiro J, Lamarra V, Lynch M. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonik P L, Fox J L, eds. *Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control*. Univ Fla Gainesville, 1975: 85—69
- 44 Henrikson L, Nyman H G, Oscarson H, et al. Trophic changes without change in the external nutrient loading. *Hydrobiologia*, 1980, 68: 257—263[DOI]
- 45 Shapiro J, Wright D I. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshw Biol*, 1984, 14: 371—383[DOI]
- 46 Shapiro J. Biomanipulation: the next phase—making it stable. *Hydrobiologia*, 1990, 200/201: 13—27
- 47 Hansson L A, Annadotter H, Bergman E, et al. Biomanipulation as an application of food chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems*, 1998, 1: 558—574[DOI]
- 48 Drenner R, Hambright D. Review: Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique. *Arch Hydrobiol*, 1999, 146: 129—165
- 49 Rohrlack T, Dittmann E, Henning M, et al. Role of Microcystins in poisoning and food ingestion inhibition of *Daphnia galeata* caused by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Appl Environ Microbiol*, 1999, 65: 737—739
- 50 Carpenter S R, Christensen D L, Cole J J, et al. Biological control of eutrophication in lakes. *Environ Sci Technol*, 1995, 29: 784—786[DOI]
- 51 Kobayashi T, Church A, Hardiman S, et al. Grazing by a resident macrozooplankton community and non-resident *Daphnia carinata* King: A preliminary in situ incubation study. *Lakes and Reservoirs: Res Management*, 1998, 3: 193—203[DOI]
- 52 Xie P, Liu J K. Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacterial blooms. *The Scientific World*, 2001, 1: 337—356
- 53 刘建康, 谢平. 用鲢鳙直接控制微囊藻水华的围隔试验和湖泊实践. *生态科学*, 2003, 22(3): 193—196
- 54 谢平. 鲢、鳙与藻类水华控制. 北京: 科学出版社, 2003
- 55 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[DOI]
- 56 Nixdorf B, Deneke R. Why “very shallow” lakes are more successful opposing reduced nutrients loads. *Hydrobiologia*, 1997, 342/343: 269—284[DOI]
- 57 Kopacek J, Hejzlar J, Borovec J, et al. Phosphorus inactivation by aluminum in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnol Oceanogr*, 2000, 45 (1): 212—225
- 58 Wauer G, Gonsiorczyk T, Kretschmer K, et al. Sediment treatment with a nitrate-storing compound to reduce phosphorus release. *Water Res*, 2005, 39 (2-3): 494—500[DOI]
- 59 Walpersdorf E, Neumann T, Stuben D. Efficiency of natural calcite precipitation compared to lake marl application used for water quality improvement in an eutrophic lake. *Appl Geochem*, 2004, 19 (11): 1687—1698[DOI]
- 60 Reitzel K, Hansen J, Jensen H S, et al. Testing aluminum addition as a tool for lake restoration in shallow, eutrophic Lake Sønderby, Denmark. *Hydrobiologia*, 2003, 506 (1-3): 781—787[DOI]
- 61 Deppe T, Benndorf J. Phosphorus reduction in a shallow hypereutrophic reservoir by in-lake dosage of ferrous iron. *Water Res*, 2002, 36 (18): 4525—4534[DOI]
- 62 Scheffer M. *Ecology of Shallow Lakes*. Dordrecht (Netherlands):

- Kluwer Academic Publishers, 1998. 1—313
- 63 范成新, 张路, 王建军, 等. 湖泊底泥疏浚对内源释放影响的过程与机理研究. 科学通报, 2004, 49(15): 1523—1528
- 64 秦伯强, 朱广伟, 张路, 等. 大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法——以太湖为例. 中国科学, D 辑, 2005, 35(增刊 II): 33—44
- 65 Bachmann R W, Hoyer M V, Canfield Jr D E. The potential for wave disturbance in shallow Florida lakes. J Lake Reservoir Management, 2000, 16: 281—291
- 66 Schauer I, Lewandowski J, Hupfer M. Decision support for the selection of an appropriate in-lake measure to influence the phosphorus retention in sediments. Water Res, 2003, 37: 801—812[DOI]
- 67 李正魁, 濮培民. 净化湖泊水体氮污染的固定化硝化-反硝化菌研究. 湖泊科学, 2000, 12(2): 119—123
- 68 李雪梅, 杨中艺, 简曙光, 等. 有效微生物群控制富营养化湖泊蓝藻的效应. 中山大学学报(自然科学版), 2000, 39(1): 81—85
- 69 Jobgen A M, Palm A, Melkonian M. Phosphorus removal from eutrophic lakes using periphyton on submerged artificial substrata. Hydrobiologia, 2004, 528 (1-3): 123—142[DOI]
- 70 刘士哲, 林东教, 唐淑军, 等. 利用漂浮植物修复系统栽培风车草、彩叶草和茉莉净化富营养化污水的研究. 应用生态学报, 2004, 15(7): 1261—1265
- 71 李先宁, 吕锡武, 宋海亮. 生态工程富营养化水体净化技术. 见: 中国水环境污染控制与生态修复技术高级研讨会, 浙江杭州, 2004. 257—262
- 72 纪荣平, 李先宁, 吕锡武, 等. 人工介质富集微生物对太湖梅梁湾水源地水质改善效果试验研究. 见: 中国水环境污染控制与生态修复技术高级研讨会, 浙江杭州, 2004. 120—124
- 73 Mehner T, Benndorf J, Kasprzak P, et al. Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. Freshw Biol, 2002, 47(12): 2453—2465[DOI]
- 74 Meijer M L, de Booij I, Scheffer M, et al. Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. Hydrobiologia, 1999, 409: 13—30[DOI]
- 75 Drenner R W, Day D J, Basham S J, et al. Ecological water treatment system for removal of phosphorus and nitrogen from polluted water. Biol Appl, 1997, 7(2): 381—391
- 76 Scheffer M, Carpenter S, Foley J, et al. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature, 2001, 413: 591—596[DOI]
- 77 Meijer M L. Biomanipulation in the Netherlands-15 Years of Experience. Wageningen (Netherlands), University of Wageningen, 2000, 1—208
- 78 秦伯强, 高光, 胡维平. 湖泊生态系统恢复的理论与实践. 湖泊科学, 2005, 17(1): 9—16
- 79 秦伯强, 宋玉芝, 高光. 附着生物在浅水富营养化湖泊藻——草型生态系统转化过程中的作用. 中国科学, C 辑, 2006, 36(3): 283—288
- 80 Mitchell S F, Hamilton D P, MacGibbon W S, et al. Interrelations between phytoplankton, submerged macrophytes, black swans (*Cygnus atratus*) and zooplankton in a shallow New Zealand lake. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie, 1988, 73: 145—170
- 81 McKinnon S L, Mitchell S F. Eutrophication and black swan (*Cygnus atratus*) populations: tests of two simple relationships. Hydrobiologia, 1994, 279/280: 163—170[DOI]
- 82 Hamilton D P, Mitchell S F. An empirical model for sediment resuspension in shallow lakes. Hydrobiologia, 1996, 317: 209—220[DOI]
- 83 Wallsten M, Forsgren P O. The effects of increased water level on the aquatic macrophytes. J Aquat Plant Manage, 1989, 27: 32—37
- 84 Bengtsson L, Hellstrom T. Wind-induced resuspension in a small shallow lake. Hydrobiologia, 1992, 241: 163—172
- 85 Engel S, Nichols S A. Aquatic macrophyte growth in a turbid windswept lake. J Freshw Ecol, 1994, 9: 97—109
- 86 van Donk E, Grimm M P, Gulati R D, et al. Whole-lake food web manipulation as a means to study community interactions in a small ecosystem. Hydrobiologia, 1990, 200/201: 275—290
- 87 van Donk E, Gulati R D, Iedema A, et al. Macrophyte related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. Hydrobiologia, 1993, 25(1-3): 19—26[DOI]
- 88 陈洪达. 养鱼对武汉东湖生态系统的影响. 水生生物学报, 1989, 13: 359—368
- 89 濮培民, 胡维平, 逢勇, 等. 净化湖泊饮用水源的物理——生态工程实验研究. 湖泊科学, 1997, 9(2): 159—167
- 90 李文朝. 浅型富营养湖泊的生态恢复-五里湖水生植被重建试验. 湖泊科学, 1998, 8(增刊): 1—10
- 91 胡维平. 湖泊生态修复与水质净化试验研究. 见: 秦伯强, 胡维平, 陈伟民编著. 太湖水环境演化的过程和机理. 北京: 科学出版社, 2004. 328—330
- 92 濮培民, 王国祥, 李正魁, 等. 健康水生系统的退化及其修复——理论、技术及应用. 湖泊科学, 2001, 13(3): 193—203
- 93 Carpenter S, Caraco N F, Correll D L, et al. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. Issue in Ecology, 1998, 3: 1—12
- 94 Harvey R, Havens K, et al. Lake Okeechobee Action Plan. Lake Okeechobee Issue Team for the South Florida Ecosystem Restoration Working Group, 1999. 1—43

(2005-11-23 收稿, 2006-04-11 接受)