

湖泊生态恢复的基本原理与实现

秦伯强

(中国科学院南京地理与湖泊研究所 ,南京 210008)

摘要 :当前我国湖泊污染及富营养化问题非常严重。湖泊治理的一个有效途径就是恢复水生植物 ,通过草型湖泊生态系统的培植来达到控制富营养化和净化水质的目的。但是 ,迄今为止 ,只有在局部水域或滨岸地区获得成功 ,恢复的水生植物主要是挺水植物或漂浮植物。鲜有全湖性的水生植物恢复和生态修复成功的例子。原因是对湖泊生态系统退化及其修复的机理了解甚少。实际上 ,环境条件不同决定了生态系统类型的不同 ,只有通过环境条件的改变才能实现生态系统的转变。利用草型湖泊生态系统来净化水质 ,其实是利用生态系统对环境条件的反馈机制。但是 ,这种反馈无法从根本上改变其环境条件 ,因此其作用是有限的 ,不宜过分夸大。以往许多湖泊生态修复的工作之所以鲜有成功的例子 ,原因就是过于注重水生植物种植本身 ,而忽视了水生植物生长所需的环境条件的分析和改善。实施以水生植物恢复为核心的生态修复需要一定的前提条件。就富营养化湖泊生态恢复而言 ,这些环境条件包括氮磷浓度不能太高 ,富含有机质的沉积物应该去除 ,风浪不能太大以免对水生植物造成机械损伤 ,水深不能太深以免影响水生植物光合作用 ,鱼类种群结构应以食肉性鱼为主等等。因此 ,在湖泊污染很重或者氮磷负荷很高的情况下 ,寻求以沉水植物为核心的湖泊生态恢复来改善水质是不切实际的。为此 ,提出湖泊治理应该遵循先控源截污、后生态恢复 ,即先改善基础环境 ,后实施生态恢复的战略路线。

关键词 :湖泊生态恢复 ,水生植物 ,环境改善

文章编号 :1000-0933 (2007)11-4848-11 中图分类号 :Q146 文献标识码 :A

Principles and approach for lake ecological restoration

QIN Bo-Qiang

Nanjing Institute of Geography & Limnology , Chinese Academy of Sciences , Nanjing 210008 , China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (11) 4848 ~ 4858.

Abstract : Lake pollution and eutrophication have become an important issue in China. Re-establishing macrophyte dominance is thought to be an effective method for eutrophication control and improving water clarity. To date , few cases of lake restoration have been successfully implemented in China. One reason is that lake restoration is often limited to aquatic vegetation planting , and changes in environmental conditions were not evaluated and implemented. Lake restoration practices emphasizing macrophyte restoration without fully understanding relationships between macrophyte growth and environmental conditions are incomplete and short-sighted. In fact , lake ecological restoration requires knowledge of existing environmental conditions. If environmental conditions determine the ecosystem type , then changes in environmental conditions should be emphasized for understanding ecosystem shifts. For a lake ecosystem shift from algal- to macrophyte-dominated systems , these environmental conditions include weak wind-induced waves , high transparency , low nutrient

基金项目 :国家自然科学基金重点资助项目 (40730529) ;中国科学院知识创新方向性资助项目 (kzcx2-yw-419) ;国家十五“863”重大水专项资助项目 (2002AA601011)

收稿日期 :2007-03-01 ; **修订日期** :2007-09-24

作者简介 :秦伯强 (1963 ~) ,男 ,江苏苏州人 ,研究员 ,主要从事湖泊水环境研究. E-mail :qinbq@niglas.ac.cn

Foundation item :The project was financially supported by Key Project of National Natural Science Foundation of China (No. 40730529) , Oriented project of innovation of Chinese Academy of Sciences (No. kzcx2-yw-419) and Key project of “863” program of Ministry of Science and Technology (No. 2002AA601011)

Received date :2007-03-01 ; **Accepted date** :2007-09-24

Biography :QIN Bo-Qiang , Ph. D. , Professor , mainly engaged in aquatic environment and ecology. E-mail :qinbq@niglas.ac.cn

loadings , a decrease in plankti-benthivorous fish and increase in predatory fish , removal of organic-rich sediment , etc. Lake macrophyte restoration is seldom successful when nutrient loading is still high. Therefore , lake restoration must be conducted subsequent to control of nutrient loading , i. e. control the input of pollutant first , then attempt ecological restoration.

Key Words : lake ecosystem shift ; macrophyte ; environmental conditions

我国共有 1 km² 以上的湖泊 2759 个 , 总面积达 91019 km² , 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^[1]。所谓浅水湖泊是指夏季不存在热力分层的湖泊。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。这一地区集中了我国绝大部分的淡水湖泊 , 在国际上也是独一无二的。由于近 20a 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^[2]。湖泊生态系统结构和功能出现退化 , 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。据水利部水文局公布的调查报告 2003 年对 52 个湖泊进行水质评价 , 水质符合和优于 III 类的湖泊有 21 个 , 5 个湖泊部分水体受到污染 , 26 个湖泊水污染严重 , 中营养状态和富营养状态湖泊各占 50% , 几乎看不到贫营养的湖泊。在我国东部地区 , 也很难发现水质清澈的天然湖泊。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 , 引起了从中央到地方各级政府的高度重视。在过去的十几年中 , 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。事实上 , 无论是营养盐控制或蓝藻水华防治 , 都未能取得预期效果 , 这在很大程度上与基础研究及知识储备不足有关。

在富营养化湖泊中恢复水生植物 , 培植草型生态系统 , 被认为是治理富营养化湖泊的有效途径。只要有水生植被存在 , 水质常常是清澈见底。为此 , 在“十五”期间及更早的时间里 , 在许多湖泊进行了湖泊生态恢复的实践^[3-8]。但是 , 只有在湖滨地区、动力作用较弱的湖湾或河道等局部水域获得成功 , 恢复成功的水生植物也主要是挺水植物、漂浮植物及浮叶植物 , 这些植物都只能在浅水水域或滨岸水域生长 , 无法扩展到湖中心水域。迄今为止 , 尚未有全湖性的水生植物恢复成功 , 特别是沉水植物恢复成功的先例。只有沉水植物的恢复才能实现全湖性的湖泊生态系统的修复 , 达到湖泊水质改善的目标。虽然也有部分湖泊在有限的水域内 , 通过围隔隔离和其他水生植物的种植等技术 , 使得水质得到明显的改善^[4,6,7] , 但是这样的生态恢复远远不足以指导整个湖泊的治理和生态恢复。当试验完成 , 特别是在试验初期建立的围隔等隔离措施撤除后 , 试验区刚刚建立的草型生态系统立刻消亡 , 更无法推广到整个湖泊。所有这些都说明原来的湖泊生态恢复存在着认识和实践上的误区。本文的目的是通过湖泊生态恢复、环境条件等基本概念及其相互关系的分析 , 从理论上进一步阐明湖泊水生植物恢复和生态系统修复的方法与途径。

1 湖泊生态恢复的基本原理

由于生态系统结构决定其功能 , 因此 , 湖泊生态恢复是通过改变其生态系统结构 , 使得其功能也发生相应的变化来实现。如果希望一个水体的功能是饮用水水源地 , 希望其营养水平较低 , 相应地生产率也较低 , 水质透明度较高 , 由此生态系统结构应该是与此功能相对应。而如果是用于水产养殖 , 则希望其水体生态系统的生产率较高 , 就会增加水体中的营养水平 , 改变其生态系统结构。湖泊生态恢复中经常遇到的相关的术语有“修复 (Remediation)”、“恢复 (Restoration)”、“重建 (Reconstruction)”等。其中“修复”一般是指在现有生态系统基础上 , 通过对外部环境胁迫的减压等措施 , 修复部分受损的生态系统结构及其功能 ; “恢复”通常是指在群落和生态系统层次上 , 对生态系统的结构原貌或其原有生态功能的再现 ; “重建”则指在已经不可能或不需要再现生态系统原始结构的情况下 , 所重新构建的一个不完全等同于过去的甚至是全新的生态系统^[9] ; 显然 , 上述 3 种表述对于湖泊生态恢复的程度是不同的。目前见诸于各种文献中的生态恢复或生态修复 , 应该是上述 3 种概念的泛指。

水生生态系统修复是指通过一系列的措施将已经退化的水生生态系统恢复或修复到其原有水平,使水生生态系统具有更高的生态忍受性^[0]。水生生态系统修复的最终目的是通过一系列措施创造一个自然的、可以自我调节的并与所在区域完全整合的系统,从而最大限度地减缓水生生态系统的退化,使系统恢复或修复到可以接受的、能长期自我维持的、稳定的状态水平。一般是通过人工干预的方式,包括重建干扰前的物理环境条件、调节水和土壤环境的化学条件、减轻生态系统的环境压力(减少营养盐或污染物的负荷)、原位(*in situ*)处理(采取生物修复或生物调控的措施),包括重新引进已经消失的土著的动物、植物区系、尽可能地保护水生生态系统中尚未退化的组成部分等。这里非常强调通过减缓外部环境胁迫,或改善环境条件,实现生态系统的恢复。通过生态系统的恢复,提高其抵御外部环境变化的能力和自我修复的能力。

由此可以看出,在许多湖泊中开展的种植水生植物的工作,与生态恢复所倡导的在群落或系统的层次上,通过对丧失的物种进行修补,使其生态系统结构恢复到受损害前的状态,从而达到恢复其生态系统功能的目的,相差甚远。即使是通过人工种植方法,譬如群落镶嵌,构建了一个与自然状态相似的生态系统,但是,由于不是在与环境的互动中成长起来的自然生态系统,其系统是缺乏长期的稳定性。

要实现生态系统的恢复,仅仅停留在生态系统群落或系统层次上操作仍然不够。所谓生态系统的结构决定其功能,人们习惯上只看到了草型湖泊清澈见底的现象,而把这种现象简单地与水草的存在联系起来,却没有看到维系水生植物存在的整个生态系统结构及其外部环境条件。正是由于这样的外部环境条件的存在,才维系了这样一个草型湖泊的特征。因此,如果仅仅是生态系统内部结构的调整和水生植物的恢复,而忽视其外部环境的改善,水生植物是很难恢复成功的,生态系统结构和功能的改变也很难实现,即使恢复成功,其系统也是脆弱不堪的,难以实现抵御外部环境胁迫。

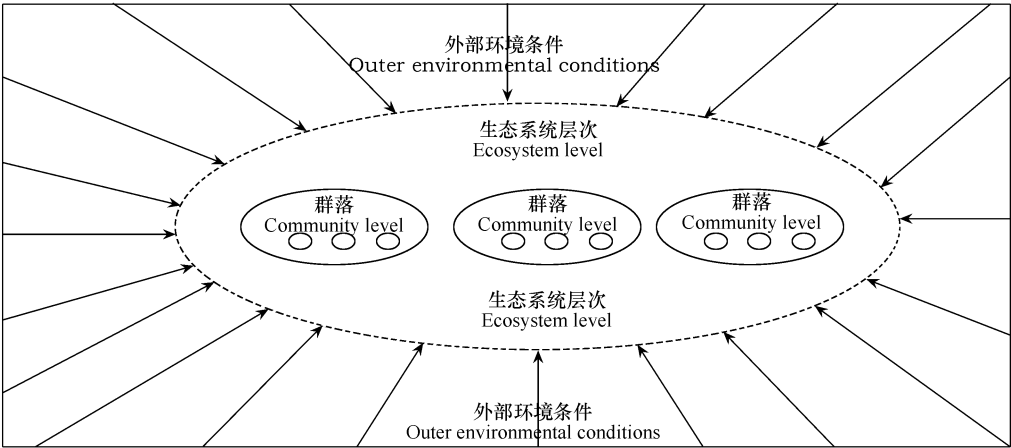


图 1 包括外部环境条件的生态系统结构示意图

Fig.1 Outer environmental conditions determine the ecosystem and its structure, different environmental conditions create different ecosystem. 外部环境条件是影响生态系统的最外部因素,生态系统边界用虚线表示其界限不很明确,生态系统内部是群落、种属等。The outer environmental conditions are the most basic factors affecting the ecosystem. There is no clear boundary between the ecosystem and outer affecting conditions. Ecosystem consists of communities, population and species.

实际上,不同环境条件决定不同生态系统类型的准则在自然界到处可以看到。在陆地生态系统中,气温、降水及其土壤特性等外部环境条件的不同决定了陆生植物生态系统的不同^[1];在湿地生态系统中,水的多寡、水的盐度和地貌类型等决定了湿地生态系统的类型。如果外部环境条件较为稳定,则与之相对应的生态系统,虽然会落后于外部环境条件的变化,但是最终也会达到稳定状态。如果外部环境不太稳定,处于一种调整状态(譬如全球变化所导致的气温、降水变化),那么生态系统也处于相应的调整过程中。图 1 形象地展示了外部环境层次、生态系统层次、系统内部的生物群落层次、以及更低的生物属和种的层次的大生态系统结构。

所谓的生态恢复,无论从可操作性而言,还是从实践需要而言,都应该是在改变外部环境的前提下,才能实现生态系统的改变。也只有改变其决定生态系统结构的外部环境条件,才能改变生态系统的结构,才能实现生态系统功能的改变,达到人类所希望的生态系统服务功能。

但是,生态系统一旦实现演替,反过来又会影响环境条件。全新世中期的湿润气候使得非洲洲撒哈拉与萨赫尔地区植被大规模扩展。而下垫面植被的变化又通过地表反射率变化强化湿润气候的影响^[12]。在湖泊生态恢复中,一旦水生植物恢复成功,将有效遏制沉积物的悬浮和底泥的内源释放,显著提高水体透明度,这又反过来有利于水生植物生长。因此,我国现在正在开展的湖泊生态恢复,目的是通过水生植物的恢复来改善水质,特别是那些污染和富营养化严重的湖泊,本质上是利用水生植物和草型生态系统一旦恢复后,能够反馈于环境条件,即抵御外部污染胁迫,吸收和消化部分污染物质。但是,生态系统的恢复或改善虽然可以影响周边的环境或改善周边的环境,其作用是非常有限的,不可能从根本上改变周边的环境。因此,依靠恢复水生植物,特别是原来没有水生植物的水域来恢复水生植物和净化水质而忽视环境条件的改善,是不切实际的。

2 湖泊生态恢复的途径和方法

生态系统从一种状态转化到另外一种状态,需要完成几个过程。其一是外部环境的扰动或者胁迫(Perturbation)^[13]。以湖泊为例,这种扰动(胁迫),可以是作用于湖泊的一次大的风浪(风浪会对湖泊水生植物造成大范围的机械损伤),或者是一次维持较长时间的高洪水水位(高水位会对植物的光合作用产生不利影响)等事件。当这样的扰动(胁迫),在生态系统可以承受的范围内,没有超出其临界阈值的情况下,生态系统会在这种扰动撤销后恢复到原来的状态。但是,如果这种扰动(胁迫)超过了生态系统转化的阈值,就会导致生态系统发生转换(图2);其二是生态系统的反弹(Resilience)^[13]。当有外部扰动或胁迫的情况下,生态系统内部会产生一些变化,但是,只要这样的胁迫或扰动没有超过生态系统转化的阈值,在这种扰动或胁迫撤销后,生态系统就会恢复到原来的状态。这种特性,就是其反弹的特性(图3)。显然,其反弹能力和大小的衡量,就是从系统平均状态到发生转化的阈值的距离(图3)^[13];其三是阈值,即生态系统从一种状态转化到另一种状态的临界阈值。这个阈值,可以是外部环境条件所能达到导致生态系统转化的阈值,也可能是生态系统内部从一个状态到另外一个状态的度量阈值(图4);其四是生态系统变化的延迟(Hysteresis)^[13]。这种特性是生态系统内部的某个度量相对于外部环境变化而延迟变化的一种度量^[13~14]。

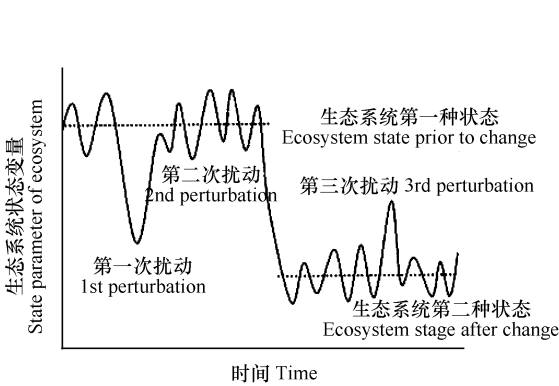


图2 生态系统及其外部扰动^[13]

Fig. 2 Ecosystem shifts related to outer perturbations^[13]

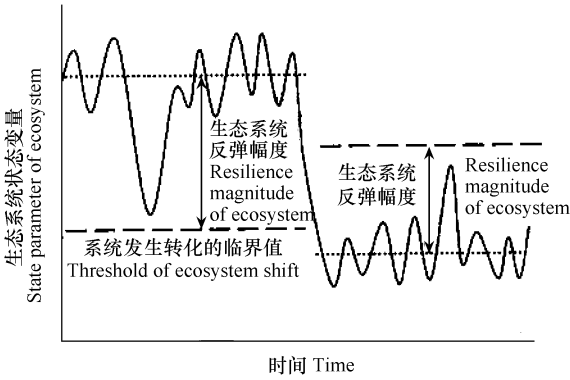


图3 生态系统及其系统反弹^[13]

Fig. 3 The resilience of ecosystem^[13]

对于富营养化湖泊,生态恢复就是把蓝藻水华频发、水质浑浊的富营养化藻型湖泊生态系统通过一定的途径转化为水生植物茂盛、水质清澈的草型湖泊生态系统。理论上,草型和藻型都是湖泊生态系统在一定条件下的稳定状态,这就是所谓的湖泊多稳态理论^[12,15]。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^[15]。如图5所示,随着湖泊

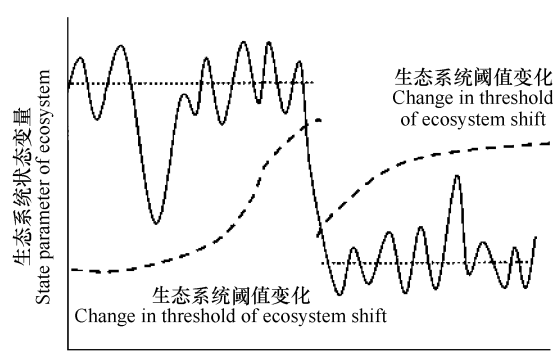


图 4 生态系统及其系统转换阈值 [3]

Fig. 4 The threshold of ecosystem shifts [3]

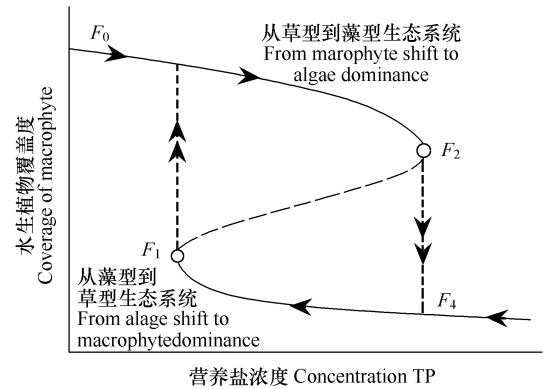


图 5 湖泊草型生态系统与藻型生态系统转化实现的途径 [4]

Fig.5 Shifts between macrophyte dominance system to algae dominance system [4]

中营养盐浓度的增加,水生植物覆盖度在其可以承受的范围内,其变化不大,这就是前边指出的生态系统的延迟特性。而当营养盐浓度继续增加,超过了其阈值,草型生态系统即刻崩溃,代之以藻型生态系统。所谓的水质净化,就是利用了从 F_0 到 F_2 的这样一个区间。但是,如果是在没有水生植物存在的情况下,即原来是一个藻型湖泊生态系统,需要转化为草型生态系统。就需要先恢复水生植物,即生态系统实现从 F_4 到 F_1 的转变,使得藻型生态系统能够为草型生态系统所取代。显然,这样做,需要克服藻型生态系统所具有的反弹特性和延迟特性。也即营养盐浓度需要降低很多(达到 F_1),远低于草型生态系统转化成藻型生态系统的 F_2 。从这个意义上讲,恢复水生植物,首先需要降低营养盐浓度。反过来也说明,利用水生植物恢复转换生态系统,达到净化水质(即改变环境条件)的目的是不现实的。恢复水生植物,首先需要做的是控制排放到湖泊中各种污染源。只有把湖泊水体内的营养盐浓度降低到一定程度,才可以实施生态恢复的工作。需要注意的是,富营养化所导致的高浓度营养盐胁迫,并不能够象风浪或高水位等胁迫那样可以经过一段时间后撤除,生态系统可以很快得到恢复。因此,富营养化所导致的生态系统胁迫是长期发展、很难逆转的变化。

荷兰 Veluwe 湖的生态恢复是一个非常好的例子(图 6)。该湖长期观察结果表明,当营养盐增加到一定程度(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,而是需要当营养盐减少到一个系统无法自我修复的程度,系统才转向草型生态系统(图 6) [4]。

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,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,藻型生态系统也会变得很不稳定,而当外部环境发生改变

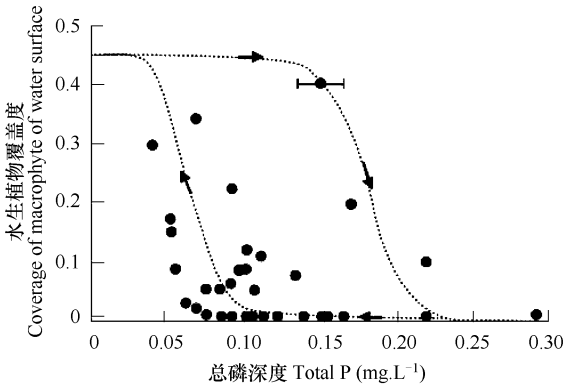


图 6 荷兰 Veluwe 湖在 20 世纪 60 年代至 70 年代时营养盐 (TP) 逐步增加(箭头所示),伴随 TP 的增加到一定程度 (0.15mg/L),湖泊中水生植物覆盖的面积在减少,但是当自 20 世纪 80 年代以后至 90 年代,由于控源措施的实施,营养盐 (TP) 开始下降,但是,相应地水生植物覆盖面积的恢复并非按照其原来的相关路线(图中箭头所示),而是下降到 0.08mg/L 以下时水生植物才得以恢复 [4]

Fig. 6 Increased in TP during 1960's and 1970's in Lake Veluwe, with the TP increase up to 0.15mg/L , coverage of macrophyte decreased significantly. Lately during 1980's and 1990's, TP decreased due to the control of pollution but the macrophyte hadn't restored until the TP dropped below 0.08mg/L [4]

时,草型生态系统就会取代原先的藻型生态系统。由此可以看出,要实现从藻型到草型的生态系统的转变,首先必须降低营养负荷,这就是通常所讲的控制污染负荷,不能指望在没有实现污染负荷控制的前提下,能够取得生态修复的成功。迄今为止,之所以很少有富营养化湖泊或水体的生态修复能够取得成功,也是由于很少有湖泊能够实现真正意义上的截污。

而控制营养负荷,在浅水富营养化湖泊中特别困难,原因是由于“水浅”的原因。湖泊沉积物中积存了几百年来各种污染物质。沉积物中营养盐常常是上覆水中数十倍^[6]。由于风浪的扰动和释放,使得其营养盐负荷在外源全部得到控制的条件下,仍然很难在短时间内迅速下降^[7]。因此,对于浅水富营养化湖泊,不仅需要控制外源污染,同时需要控制内源污染。清除那些有机质含量丰富,还原环境强烈,营养盐释放较多的沉积物。在完成控源截污的前提下,为了保持湖泊生态系统的自净能力,恢复水生植物和培植草型生态系统就成为湖泊污染治理的第二步。同时,由于营养负荷的降低以及其他环境条件的改善,恢复水生植物也成为可能。一旦水生植物恢复成功,沉积物的悬浮和底泥释放将得到有效遏制。如果再辅以流域管理,减少污染源排放,就可以真正实现湖泊污染治理与生态恢复的长期效果。

3 湖泊生态系统转换的主要环境胁迫因子

3.1 营养盐对生态系统转化的胁迫影响

湖泊富营养化导致了許多湖泊水生植物消亡或覆盖度下降,使得许多原先以水生植物为主的草型生态系统转化为以浮游植物为主的藻型湖泊生态系统^[18~22]。最近根据丹麦 204 个湖泊(水深小于 5m,面积大于 5hm²)的湖泊夏季(5~10 月份)的总磷、总氮浓度与水生植物覆盖度的调查,结果显示当总磷浓度达到 0.1mg/L 以上,总氮浓度达到 2mg/L 以上时,水生植物的覆盖度几乎趋于零(图 7)^[23]。

但是,长期以来关于湖泊富营养化高等水生植物的大范围消亡的原因一直模糊不清。2005 年在太湖梅梁湾和贡湖湾进行的水生植物及其附着生物的试验无意中发现了附着生物也许是导致水生植物大量消亡的主要原因^[24]。位于太湖北部的梅梁湾与位于东北部的贡湖湾是两个富营养化水平不同的湖湾。梅梁湾的总氮、总磷浓度为 1.935mg/L 和 0.108mg/L,而贡湖湾的总氮、总磷浓度为 0.772mg/L 和 0.029mg/L。分别从两个湾采取的水生植物样,一部分植株用于光合作用的测定,另一部分植株用于附着生物的分离。附着生物分离是用软毛刷带水刷洗植株表面,刷洗液连同软毛刷冲洗液一并收集。野外采集的植物主要有金鱼藻(*Ceratophyllum demersum* L.)、狐尾藻(*Myriophyllum*)、马来眼子菜(*Potamogeton malaianus*)。把洗刷和没有洗刷的植物分别放入 250ml 玻璃黑、白瓶中,加盖后放在光照培养箱中培养,测定培养前的溶氧含量以及培养 6h 后的溶氧含量。通过测定沉水植物在光合作用或呼吸作用过程中产生或消耗的氧作为衡量光合速率和呼吸速率的指标。没有冲洗的水生植物的光合作用速率是用没有冲洗植物的总的光合作用速率,减去附着生物的光合作用速率获得。结果显示,梅梁湾中的狐尾藻、金鱼藻和马来眼子菜上的附着生物的生产力无论是毛的或净的,都明显大于贡湖湾的同样植物上的附着生物。对水生植物表面进行附着生物的刷洗与不刷洗试验结果表明,梅梁湾的水生植物的初级生产力,刷洗的比没有刷洗的高 60%~90%,即附着生物对水生植物的抑制率达 60%~90%(图 8);而在贡湖湾,刷洗的比没有刷洗的,其初级生产力高 16%~65%(图 8),即在营养盐浓度较低的情况下,附着生物对水生植物的光合作用抑制作用弱。说明越是富营养化严重的水域,其水生植物上的附着生物对其生长的影响越大,而富营养化水平越低的水域,其水生植物所受附着生物的影响也越低。

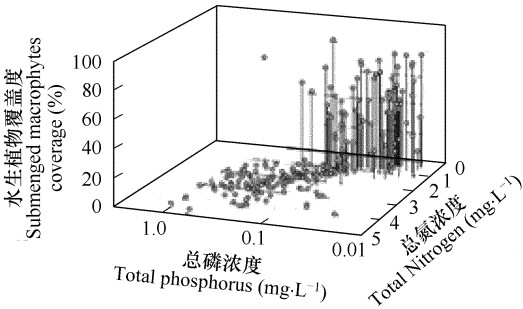


图 7 根据丹麦 204 个湖泊调查得到的水生植物覆盖度(垂直坐标)和总氮(纵坐标)及总磷(横坐标)关系^[23]

Fig. 7 Relationship between the macrophyte coverage and TN and TP based on 204 lakes survey in Denmark^[23]

根据上述结果不难推断 ,高营养盐负荷将导致高附着生物生物量和生产力 ,并遏制高等水生植物的生长。在附着生物严重发展的情况下 ,高等水生植物将趋于消亡。反之 ,当营养盐负荷很低的情况下 ,附着生物的生物量和生产力将受到遏制 ,而高等水生植物的生长条件将得到改善而日益茂盛。因此 ,营养盐负荷通过附着生物的作用成为决定草型生态系统或藻型生态系统是否稳定的先决条件。在营养盐浓度达到与草型 (藻型)生态系统相适应的浓度阈值情况下 ,如果有突然出现的风浪、高洪水位 (水下光照抑制)、鱼的牧食等外部扰动 ,生态系统就会出现转化。但是 ,如果营养盐浓度尚未达到这样的程度 ,即使出现这样那样的扰动 ,一旦这种扰动消失后 ,原来的生态系统仍然可能会恢复 ,即生态系统的反弹。

营养盐除了浓度或负荷通过附着生物对水生植物及其草型湖泊生态系统产生胁迫外 ,营养盐的形态对水生植物也有影响。研究发现硝态氮 ($\text{NO}_3\text{-N}$) 的增加导致丝状藻的大量繁殖 ,将对水生植物的恢复产生影响^[25]。水柱中铵态氮浓度的升高对水生植物也会产生不利的影响^[26]。因此 ,恢复水生植物和草型生态系统来净化水质 ,必须首先降低营养盐负荷^[27]。而这与目前正在实施的湖泊生态恢复来改善水质的初衷相违背。

3.2 风浪对水生植物和草型生态系统恢复的影响

风浪对水生植物的影响有正反二方面的效应。一方面 ,强烈的风浪将会使水生植物根茎折断 ,严重的甚至会连根拔起。美国佛罗里达州的 Apopka 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^[28]。仔细观测一下太湖和洪泽湖等湖泊的水生植物分布^[29-30] ,不难发现 ,水生植物分布一般在沿岸地区、湖湾等水域 ,而且水深一般都在 2m 以内。在开阔的敞水区 ,很难有水生植物存在。在太湖浅水岸边 ,只有周边环境发生本质变化的情况下 ,才会有水生植物生长起来^[31]。利用浅水波模型 (SMB) 模拟太湖地区夏季最盛行的东南风作用的太湖有效波高分布与水生植物分布的范围作了比较 ,可以看出 ,在东太湖、胥口湾、贡湖湾等湖湾风浪普遍很小 ,一般有效波高不超过 15cm ,相应地在这些水域 ,水生植物发育茂盛 ;而在西太湖等开阔水域 ,风浪较大 ,一般有效波高远高于 15cm ,相应地在这些水域几乎看不到任何高等水生植物^[32]。但是 ,对于小的风浪却有助于水生植物的生长^[33]。其原因之一是可以帮助去掉附着在植物叶片和根茎上的附着生物 (Periphyton) ,因为这些附着生物会影响叶片的光合作用 ,原因之二是适度的风浪可以增强植物叶片与水体之间的碳交换而强化光合作用。因此 ,如果是在开阔水域实施水生植物恢复 ,必须首先削弱强风浪可能对水生植物造成的机械损伤 ,同时保持适度的风浪扰动 ,有助于水生植物去掉其附着生物 ,有利于更好地进行光合作用。

3.3 光照对水生植物和草型生态系统恢复的影响

水下光照条件也是影响水生植物生长的主要因素之一。但有关这方面的研究不多^[34-36]。一般用真光层深度 (水下某深度处的光照强度为水面处的 1% 时的水深 ,此处的水生植物均难以维持正的净光合作用)来表征水体透明度。对于太湖这样的浅水湖泊 ,真光层的深度取值范一般为 0.8 ~ 2.0 m^[37]。因此 ,在许多水域 ,就光照条件而言 ,都有可能恢复水生植物。但是 ,实际上由于浅水湖泊中悬浮物浓度较高 ,因此透明度很低 ,加上风浪的影响 ,恢复水生植物仍然很困难。根据太湖湖泊生态系统研究站在梅梁湾的多年调查结果显示 ,水体透明度与悬浮物浓度有着非常好的关系 (图 9)。如果悬浮物浓度从 60mg/L 降低到 40mg/L ,那么

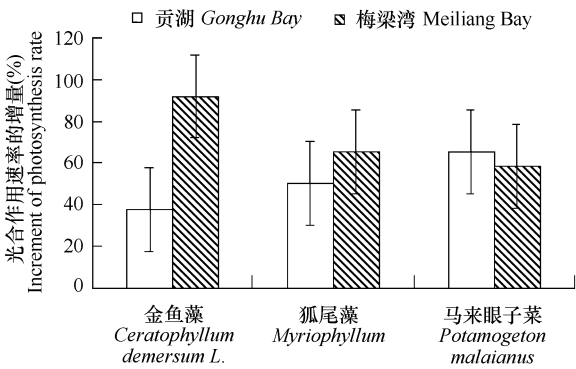


图 8 附着生物对水生植物光合作用的影响

Fig. 8 Periphyte affect the photosynthesis rate of macrophyte
图中光合作用速率的增量是指去除附着生物后光合作用速率相对于没有去除附着生物的光合作用增加量 The increment of photosynthesis is refered as the photosynthesis of macrophyte with no periphyte against the macrophyte with periphyte

透明度将从 25cm 提高到 45cm。而决定水柱中悬浮物浓度的主要是风浪的大小^[16]。

提高水体透明度以解决水下光照不足问题,既可以
通过消浪措施来降低水体悬浮物浓度的办法,也可以通
过降低湖水水位,即降低水深来为水生植物生长创造有
利的光照条件。研究表明,高水位将对水生植物造成损
伤。位于江苏省与安徽省交界的固城湖在 20 世纪 90
年代连续 2a 的高水位导致水生植物大范围的死亡,同
时也使得湖泊水质下降^[38]。位于美国佛罗里达州的
Okeechobee 湖 28a 的观测资料显示,沉水植物生物量与
高水位呈负相关^[28]。1999 年,在 Okeechobee 湖开展的
水生植被恢复试验证实,不光强烈风暴对水生植物有破
坏作用,连续稳定的高水位将延缓水生植被的恢复^[28]。

3.4 鱼类与种群结构对水生植物和草型生态系统恢复
的影响

鱼类对湖泊生态系统转换也有影响。草食性鱼的牧食、生活在底层的鱼的扰动导致沉积物悬浮、捕食浮
游动物等都会成为生态系统转化的一个阻力因素。国外已经有许多湖泊通过生物操纵达到生态恢复和水质改
善的目的^[39~42]。对于这一类湖泊,通过鱼类种群结构的调整,减少草食性鱼类,增加食肉性鱼类,减轻鱼类对
水草的直接牧食,同时,减少小型鱼类以减轻浮游动物的捕食压力和增加对浮游植物的捕食,提高水体透明
度,从而达到恢复水生植物和净化水质的作用。位于荷兰的 Zwemlust 湖是一个浅水富营养化湖泊,叶绿素-a
的浓度曾经达到 250 $\mu\text{g/L}$ ^[43,44],在经过数次改善水质的努力失败后,考虑用生物调控的方法来控制叶绿素浓
度和水体透明度,于 1987 年排干湖水,并将原来的各种食草性鱼全部捕杀,代之以食肉性的鱼,并引入各类浮
游动物,有效遏制蓝藻的浓度,使得水体保持了较高的透明度,很快第 2 年就开始出现高等水生植物,此后水
生植物的覆盖面积虽然有波动,但是稳步增加至占全湖的 80% 左右,水质完全得到了改善^[43,44]。位于武汉的
东湖,在 20 世纪 70 年代以前,是一个水草茂盛的草型湖泊^[45]。其后,由于开始大规模的养殖,产量从 70 年
代初的约 100 kg/hm^2 增加到 90 年代的 1000 kg/hm^2 ^[46]。实际上,由于污染物的大量排入,早在 70 年代末,其
草型生态系统因为营养盐浓度的增加^[47],变得非常不稳定,加上鱼牧食,使得草型生态系统崩溃,而转向藻型
生态系统。

3.5 其他可能影响水生植物生长和生态系统恢复的因素

沉积物的理化性状对于水生植物恢复也有很大的影响。位于荷兰的 Breukeleveen 湖,湖底有很厚的松软的
底泥,由于水较浅,很易发生悬浮,湖水的透明度也很低 (0.4m),但是,在建起围栏后,波浪的影响得以消
除,沉积物不再发生悬浮,底泥逐步压实,湖水透明度得到提高,水生植物生长良好^[15]。此外,沉积物悬浮也
会对水生植物生长产生不利影响^[48]。因此,沉积物过于松软或容易悬浮都是不利于水生植物生长的。

上述针对目前水生植物恢复中可能产生影响的主要因素进行了阐述。也可能还存在其他的胁迫因素尚
未被认识。从上述这些胁迫因素中可以看出。有些胁迫是瞬间发生,而且持续时间较短,如风浪的作用或沉
积物的悬浮,也有的胁迫时间较长,如高水位、鱼类种群结构,甚至有的胁迫从发生时间起,一直在起作用,而
且向逐步加重的方向发展,如营养盐浓度或形态等。在所有这些胁迫因子中,营养盐的胁迫是最持久的。对
水生植物的伤害也是最大的。其他的胁迫,只要撤除,相信水生植物仍然可以恢复。但是,由于营养盐的胁迫
不可能撤除。因此,在这样的环境条件下,水生植物即使仍然在生长,也如同生病的病人一样并不正常。随着
营养盐胁迫的加重,原来的草型湖泊生态系统也会变得很不稳定。当其胁迫超过阈值,生态系统就会发生转
变。或者,当营养盐胁迫很重的情况下,发生其他扰动或胁迫,如风浪、高水位、鱼的牧食等导致水生植物伤
害,也会很快导致生态系统从草型转化为藻型生态系统。

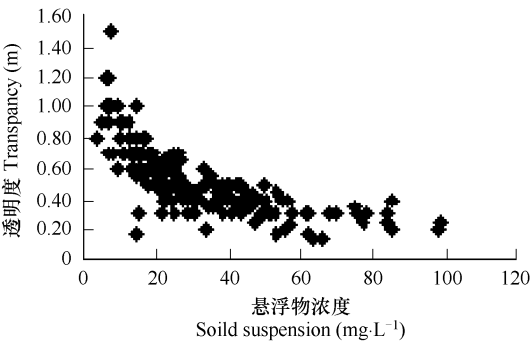


图 9 梅梁湾悬浮物浓度与透明度的关系
Fig. 9 Correlation between transparency and solid suspension in
Meiliang Bay, Lake Taihu

其次,在实现生态系统转换的影响因子中,并非是单一因子在起作用,许多因子是协同作用的。最典型的是美国佛罗里达州的 Apopka 湖。这个湖在 20 世纪 40 年代以前,曾经是一个沉水植物茂盛的浅水湖泊,20 世纪 40 年代以后转为藻型湖泊。开始人们相信是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^[49]。但是最近的古湖沼学证据显示,在 40 年代,大量的营养盐注入湖泊。原因是流域内大面积的湿地被围垦用于农业种植,使得进入湖泊的总磷负荷从原来的 $0.08\text{gTPm}^{-2}\text{a}^{-1}$ 增加到 $0.55\text{gTPm}^{-2}\text{a}^{-1}$ ^[50]。沉积物中的长链碳和短链碳有机物含量所反映的草型湖泊沉积与藻型湖泊沉积说明,该湖转为藻型富营养化湖泊是经过若干年的营养盐积累而实现的^[51],因此,该湖生态系统转化是在营养盐和风浪的协同作用下实现的。此外,武汉东湖从 20 世纪 70 年代的草型湖泊转化为 90 年代的藻型湖泊,也是在营养盐增加的胁迫和渔业养殖胁迫的协同作用下实现的。从许多湖泊生态系统转化来看,营养盐胁迫是最主要,也是最稳定的胁迫。显然,要实现湖泊生态系统向健康生态系统转化,降低营养盐的胁迫是根本。因此,湖泊治理和生态恢复,最主要的是控制营养盐负荷,即控制来自陆地上的外源负荷和沉积物里的内源负荷。由此可以引申出,湖泊治理首先必须控源截污,在此基础上才能进行生态恢复。

4 结语

目前发生富营养化的湖泊大部分位于我国东部平原经济发达地区。这些湖泊大多发育在大江大河的下游或三角洲地区,营养本底较高,一旦发生富营养化,治理的难度较大,治理的时间较长。恢复水生植物和草型湖泊生态系统一度被认为是经济有效的途径。但是,生态恢复必须以环境改善为前提。这些环境改善包括控制污染负荷和输入,去除内源污染释放,在此基础上,再辅以水生植物种植和生态恢复才能取得成效。以往的许多湖泊治理工作之所以没有取得理想的效果,是忽略了基础环境改善(或者说生境条件改善),盲目强调水生植物种植本身。实际上,生态系统的变化取决于环境条件的变化。要实现这样的改变,应该把工作重点放在改善环境条件上。对于富营养化湖泊而言,就是放在控源截污上。在对外源污染进行控制的条件下,对底泥内源污染进行有条件的处理(如有机质含量较高、动力扰动较弱的水域进行底泥疏浚),在此基础上,进行水生植物恢复和草型湖泊生态系统的培植,将有效稳定水质改善的效果。当然,如果是湖泊局部水域的水质改善,即使外源污染或内源没有得到控制,选用漂浮植物、浮游植物及挺水植物也可以达到目的。但是,这不能代替全湖泊的生态恢复。全湖泊的治理仍然应该遵循先控源截污、后生态恢复的战略路线才能实现。

References :

[1] Wang S M , Dou H S. Lake Annals of China. Beijing : Sciences Press , 1998.

[2] Qin B Q. Approaches to Mechanisms and Control of Eutrophication of Shallow Lakes in the Middle and Lower Reaches of the Yangze River. Journal of Lake Sciences , 2002 , 14 (3) : 193 — 201.

[3] Qiu D R , Wu Z B , Liu B Y , *et al.* Macrophyte restoration experiment in Lake Donghu , Wuhan. Journal of Lake Sciences , 1997 , 9 (2) : 168 — 174.

[4] Li W C. Ecological Restoration of Shallow Eutrophic Lake Experiment of macrophyte restoration in Wuli Lake. Journal of Lake Sciences , 8 (supplement) : 1 — 10

[5] Sun G , Sheng L X. Ecological engineering for eutrophication control in lake. Chinese Journal of Applied Ecology , 2001 , 12 (4) : 590 — 592.

[6] Pu P M , Wang G X , Li Z K , *et al.* Degradation of Healthy Aqua-ecosystem and Its Remediation : Theory , Technology and Application. Journal of Lake Sciences , 2001 , 13 (3) : 193 — 203.

[7] Cheng X Y , Li S J , Pu P M. Ecological restoration of urban eutrophic lakes-a case study on the physical and ecological engineering in Lake Mochou , Nanjing. Journal of Lake Sciences , 2006 , 18 (3) : 218 — 224.

[8] Qin B Q , Hu W P , Liu Z W , *et al.* Ecological engineering experiment on water purification in drinking water source in Meiliang Bay. Acta Scientiae Circumstantiae , 27 (1) : 5 — 12.

[9] Jordan W J , Gilpin M E , Aber J D *et al.* Restoration Ecology : A synthetic approach to ecological research. London : Cambridge University Press. 1987.

[10] Allan R J. What is Aquatic Ecosystem Restoration ? Water Quality Research Journal of Canada , 1997 , 32 (2) : 229 — 234.

[11] Holdridge , L. R. Determination of World Plant Formation from Simple Climate Data. Science , 1947 , 105 : 367 — 368.

[12] Kutzbach J E , Bonan G , Foley J. Feedbacks between climate and grassland/soils in N. Africa during the Middle Holocene. *Nature* ,1997 ,384 : 623 — 626.

[13] Carpenter S R. Regime Shifts in Lake Ecosystems : Pattern and Variation. International Ecology Institute , 21385 Oldendorf/Luhe , Germany ,2003.

[14] Scheffer M , Carpenter S R , Foley J A , *et al.* Catastrophic shifts in Ecosystems. *Nature* ,2001 ,413 :591 — 596.

[15] Scheffer M. Ecology of Shallow Lakes. Kluwer Academic Publishers , RIZA , Lelystad , The Netherlands , 1998.

[16] Qin B Q , Hu W P , Gao G , *et al.* The Dynamics of resuspension and conceptual mode of nutrient releases from sediments in large shallow Lake Taihu , China. *Chinese Sciences Bulletin* ,2004 ,49 (1) :54 — 64

[17] Qin B Q , Zhu G W , Zhang L , *et al.* Estimation of internal nutrient release in large shallow Lake Taihu , China. *Sciences in China (Series D)* , 2006 ,35 (Supplement 1) :38 — 50.

[18] Sand-Jensen K , Riis T , Vestergaard O , *et al.* Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the last 100 years. *Journal of Ecology* ,2000 , 88 :1030 — 1040.

[19] Moss B. Further studies on the paleolimnology and changes in phosphorus budget of Barton Broad , Norfolk. *Freshwater Biology* ,1980 ,10 261 — 279.

[20] Blindow I. Decline of charophytes during eutrophication : comparison with angiosperms. *Freshwater Biology* ,1992 ,28 9 — 14.

[21] Best E P H , De Vries D , Reins A. The macrophytes in the Loosdrecht Lakes : A story of their decline in the course of eutrophication. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* ,1984 ,22 :868 — 875.

[22] Körner S. Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in North-Eastern Germany. *International Review of Hydrobiology* ,2002 ,87 :375 — 384.

[23] Gonzales Sagrario M , Jeppesen E , Goma J , *et al.* Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations ?*Freshwater Biology* ,2005 ,50 27 — 41.

[24] Qin B Q , Song Y Z , Gao G. The role of periphytes in the shift between macrophyte and phytoplankton dominated systems in a shallow , eutrophic lake (Lake Taihu , China). *Sciences in China (Series C)* ,2006 ,49 (6) :597 — 602.

[25] Irfanullah H M , Moss B. Factors influencing the return of submerged plants to a clear-water , shallow temperate lake. *Aquatic Botany* ,2004 ,80 : 177 191.

[26] Cao T , Ni L Y , Xie P. Acute Biochemical Response of a Submersed Macrophyte , *Potamogeton crispus* L. , to High Ammonium in an Aquarium Experiment. *Journal of Freshwater Ecology* ,2004 ,19 (2) :279 — 284.

[27] Jeppesen E , Sondergaard M , Meerhoff M. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* ,2007.

[28] 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.

[29] Taihu Basin Authority (TBA) , Nanjing Institute of Geography & Limnology (NIGLAS). *Eco-Environmental Atlas of Lake Taihu*. Beijing :Science Press ,1999.

[30] Nanjing Institute of Geography & Limnology (NIGLAS). *Lake Annals of Jiangsu Province*. Nanjing :Jiangsu Science and Technology Press ,1982.

[31] Yang L Y , Liang H T , Hu W P , *et al.* The study of natural restoration of aquatic vegetation in the northern lakeside , Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences* ,2002 ,14 (1) :60 — 66.

[32] Qin B Q , Hu W P , Liu Z W , *et al.* Experiment on water purification by ecological measures in water sources of Meiliangwan of Taihu Basin. *China Water Resources* ,2006 ,No. 17 :23 — 29.

[33] Madsen J D , Chamber , P , James W F , *et al.* The interaction between water movement , sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* ,2001 ,444 :71 — 84.

[34] Korschgen C E , Green W L , Kenow K P. Effects of irradiance on growth and winter bud production by *Vallisneria americanan* and consequences to its abundance and distribution. *Aquatic Botany* ,1997 ,58 :1 — 9.

[35] Grice A M , Loneraganb N R , Dennisona W C. Light intensity and the interactions between physiology , morphology and stable isotope ratios in five species of seagrass. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* ,1996 ,195 :91 — 110.

[36] Kurtz J C , Yates D F , Macauley J M. Effects of light reduction on growth of the submerged macrophyte *Vallisneria Americana* and the community of root-associated heterotrophic bacteria. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* ,2003 ,291 :199 — 218.

[37] Zhang Y L , Qin B Q , Chen W M , *et al.* Analysis on distribution and variation of beam attenuation coefficient of Taihu Lake's water. *Advances in Water Sciences* ,2003 ,14 (4) :447 — 453.

[38] Gu X H , Fan C X , Yang L Y , *et al.* Investigations of Biological Resource in Winter Gucheng Lake , Assessment of Environmental Quality and

Resource Utilization. *Journal of Lake Sciences* ,2002 ,14 (3):283 —288.

[39] Moss B. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia* ,1990 ,200/201 :367 —377.

[40] Jeppesen E ,Jensen J J ,Kristensen P ,*et al.* Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow ,eutrophic ,temperate lakes 2 :threshold levels ,long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* ,1990 ,200/201 :219 —227.

[41] Scheffer M ,Hosper S P ,Meijer M L ,*et al.* Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* ,1993 ,8 :275 —279.

[42] Meijer M L ,de Boois I ,Scheffer M ,*et al.* Biomanipulation in the Netherlands :an evaluation of 18 case studies in shallow lakes. *Hydrobiologia* ,1999 ,408/409 :13 —30.

[43] 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.

[44] 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 ,251 :19 —26.

[45] Chen H D. Aquatic vascular macrophyte community composition and dynamics in Lake Donghu ,Wuhan. *Oceanologia et Limnologia Sinica* ,1980 ,11 (3):275 —284.

[46] Xie P ,Liu J K. Practical Success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria blooms —— a synthesis of decades of research and application in a subtropical hypereutrophic lake. *The Scientific World* ,2001 ,1 :337 —356.

[47] Wu Z B ,Chen D Q ,Qiu D R ,*et al.* Investigation of the Distribution of the Aquatic Vegetation in Lake Donghu ,Wuhan. *Chongqing Environmental Science* ,2003 ,25 :54 —58.

[48] Xie Y F ,Hu Y H ,Liu Z W ,*et al.* Effects of sediment resuspension on the growth of submerged plants. *Acta Scientiae Circumstantiae* ,2007 27 (1):18 —22.

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

[50] Lowe E F ,Battoe L E ,Coveney M F ,Schelske C L ,*et al.* The Restoration of Lake Apopka in relation to alternative stable states :an alternative view to that of Bachmann *et al.* *Hydrobiologia* ,2001 ,448 :11 —18.

[51] Silliman J E ,Schelske C L. Saturated Hydrocarbons in the sediments of Lake Apopka ,Florida. *Organic Geochemistry* ,2003 ,34 :253 —260.

参考文献：

[1] 王苏民 袁鸿身编著. 中国湖泊志. 北京：科学出版社 ,1998.

[2] 秦伯强. 长江中下游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 ~201.

[3] 邱东茹 吴振斌 刘宝元 ,等. 武汉东湖水生植被的恢复试验研究. *湖泊科学* ,1997 ,9 (2):168 ~174.

[4] 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* ,8 (增刊):1 ~10.

[5] 孙刚 盛连喜. 湖泊富营养化治理的生态工程. *应用生态学报* 2001 ,12 (4) 590 ~592.

[6] 濮培民 王国祥 李正魁 ,等. 健康水生态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.

[7] 成小英 李世杰 濮培民. 城市富营养化湖泊生态恢复——南京莫愁湖物理生态工程试验. *湖泊科学* 2006 ,18 (3):218 ~224.

[8] 秦伯强 胡维平 刘正文 ,等. 太湖水源地水质净化的生态工程试验研究. *环境科学学报* 2007 27 (1) 5 ~12.

[16] 秦伯强 胡维平 高光 ,等. 太湖沉积物悬浮的动力机制与内源释放的概念性模式. *科学通报* 2003 ,48 (17):1822 ~1831.

[17] 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):33 ~44.

[24] 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.

[29] 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. 太湖生态环境图集. 北京：科学出版社 ,1999.

[30] 中国科学院南京地理研究所湖泊室. 江苏湖泊志. 南京：江苏科技出版社 ,1982.

[31] 杨龙元 陈宇炜 高光 ,等. 太湖滨岸区水生高等植物自然修复及生态功能研究. *湖泊科学* 2002 ,14 (1) 60 ~66.

[32] 秦伯强 胡维平 刘正文 ,等. 太湖梅梁湾水源地通过生态修复净化水质的试验. *中国水利* 2006 ,No. 17 :23 ~29.

[37] 张运林 秦伯强 陈伟民 ,等. 太湖水体光学衰减系数的分布及其变化特征. *水科学进展* 2003 ,14 (4) 447 ~453.

[38] 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用评价 ,*湖泊科学* 2002 ,14 (3) 283 ~288.

[45] 陈洪达. 武汉东湖水生维管束植物群落的结构与动态. *海洋与湖沼* ,1980 ,11 (3):275 ~284.

[47] 吴振斌 陈德强 邱东茹 ,等. 武汉东湖水生植被现状调查及群落演替分析. *重庆环境科学* 2003 ,25 :54 ~58.

[48] 谢贻发 胡耀辉 刘正文 ,等. 沉积物再悬浮对沉水植物生长的影响研究. *环境科学学报* 2007 27 (1) :18 ~22.