

〔综述〕

湖泊放养渔业对我国湖泊 生态系统的影晌*

张国华 曹文宣 陈宜瑜

(中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072)

EFFECTS OF FISH STOCKING ON LAKE ECOSYSTEMS IN CHINA

Zhang Guohua, Cao Wenxuan and Chen Yiyu

(Institute of Hydrobiology, The Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072)

关键词 放养渔业, 生物多样性, 富营养化, 湖泊, 中国

Key words Fish stocking, Biodiversity, Eutrophication, Lake, China

根据我国湖泊渔业几十年开发实践及其对生态系统的影响, 可将其经营方式区分为三类, 一类是以天然捕捞为主, 五十年代以前的我国湖泊渔业基本上由此种方式构成, 目前一些大中型湖泊如洞庭湖、鄱阳湖等仍以此种方式为主; 第二类从五十年代开始迅速发展的, 多在中小型湖泊内放养鲢、鳙、草鱼等主体鱼, 以充分利用水体天然生物生产力, 其养殖产量一般超过天然捕捞产量; 由于过量放养草食性鱼类, 生态系统的生产者由水草转变为藻类, 并且占据优势地位, 所以, 常将其称为“藻型”湖泊; 第三类是八十年代初兴起的, 以开发“草型”湖泊为重点的围栏养殖业, 有些湖泊在开发水体资源、发展养殖渔业的同时, 也比较注重增殖和保护天然渔业。由于这类开发方式的推广和发展, 使得我国湖泊渔业进入了一个新的发展阶段, 湖泊养殖产量大幅度提高, 1989年达到24.5万t, 5年翻了一番多, 年递增率达18.7%, 发展速度已赶上同期池塘养殖业^[1]。在后两种经营方式中, 养殖渔业已处于相当重要的地位。鱼类属于湖泊生态系统中食物网的顶级消费者, 放养大量不同食性的鱼类, 势必影响湖泊鱼类的群落结构, 并对其它生物群落特别对饵料生物群落产生极大的影响, 进而影响整个湖泊生态系统的结构和功能。“四大家鱼”为主体鱼的经营方式是我国湖泊养殖渔业中最常用的方式, 即以鲢、鳙、草鱼作为放养主体鱼, 同时搭配其它种类, 如鲤、团头鲂等。依据食性和生活习性, 这些鱼类可分为三类, 一类是滤食

* 中国科学院重大项目资助课题。本文承蒙吴清江研究员、邓中彝研究员、谢平研究员和李辛夫先生审阅, 梁彦龄研究员提出许多宝贵意见, 特此鸣谢。

1996年11月28日收到。

性、营中上层活动的鱼类,如鲢、鳙等;第二类是草食性、营中下层活动的鱼类,如草鱼等;第三类是杂食性或温和肉食性、营底层活动的鱼类,如鲤等。凶猛肉食性的鱼类在湖泊养殖中一般是清除的对象。这种经营方式推广范围大,时间持续四十年之久,因而对我国湖泊生态系统产生了巨大影响。

1 对湖泊生态系统多样性的影响

鲢、鳙、草鱼、青鱼等鱼类是我国东部湖区主要放养对象,具有生长快、竞争力强、耐低氧、适于高密度养殖、产量高等特点,加之,60年代人工繁殖的突破,为大面积的养殖创造了条件。

为了为鲢、鳙提供更多的饵料,同时也有利于捕捞作业,有意识地放养草食性鱼类,限制甚至消灭与浮游植物存在竞争关系的水生植物^[2]。鲢的耙间距主要为15—41μm,其摄食行为极大地影响了浮游生物群落结构。武汉东湖60—80年代浮游植物的优势种类为微囊藻、束丝藻、鱼腥藻等大型种类^[3],80年代小型种类如直径1.5—12μm的平裂藻、纤维藻、小环藻和直径1.5μm的小型颤藻、尖尾蓝隐藻等数量和生物量急剧上升,大型藻类生物量大幅度减少。水草缺乏,兼性浮游动物种类显著减少;藻类大量繁殖,pH值变高,嗜酸性种类减少,浮游动物群落结构趋于简单,多样性指数下降;大型浮游动物种类和数量减少,小型种类则得以发展^[4]。东湖浮游生物向小型化发展的趋势十分明显。

根据1972年以前的调查结果,武汉东湖有鱼类67种,其中近20种具有经济价值,如鲤、鲫、鱊、鳡、鲢、鳙、草鱼、青鱼、鳊、鲌类、鲴类等^[4]。人工放养后,放养鱼类在鱼产量中的比重持续增加,近几年鲢、鳙两种鱼的比例已稳定在98%左右^[5],鱼类群落结构发生了根本性的变化。

这种养殖模式不仅在东部湖区实施,还引入其它湖区的湖泊中,如青藏湖区的可鲁克湖、褡裢海、更尕海和阿拉尔海等,蒙新湖区的岱海等,云贵湖区的杞麓湖、滇池、洱海、星云湖、泸沽湖等。有的湖泊的引种试验遭到了失败,有的湖泊取得成功,形成了新的渔业,如60年代滇池鱼产量以引进的草鱼、鲢、鳙、鲤等放养种类为主^[6],星云湖上述鱼类为44%,1991年抚仙湖鱼产量中,太湖新银鱼、鲢和鳙占82.2%^[7]。这些鱼类的引入,与当地土著鱼类发生食物、空间等方面的竞争,造成了土著鱼类种群数量的减少,甚至绝迹。1958年杞麓湖鱼产量中,大头鲤占了50%左右。大头鲤是浮游动物食性,与湖中的杞麓鲤同为同域分化的鲤属鱼类,取食器官的进化时间和进化程度远不及与其食性相似的鳙。大头鲤口较小,鳃耙短而稀,滤食能力弱;鳙口较大,鳃耙长而密,滤食能力强。取食器官这些结构和功能上的悬殊差异,使得鳙在食物竞争中处于优势的地位。因此,引种而造成的食物竞争是杞麓湖大头鲤种群数量急剧减少的主要原因之一^[8]。

云南湖泊鱼类同域分化的现象较为典型,在世界上也是少见的,具有很高的学术研究价值。非洲的Victoria湖引入尼罗尖吻鲈(*Lates niloticus*),造成许多同域分化的种类消失的事件,曾在国际上引起轩然大波^[9]。五、六十年代云贵湖区在引进四大家鱼苗种时,带进了𫚥虎鱼、麦穗鱼等小型鱼类,由于这些湖泊凶猛性鱼类少,这些小型鱼类的种群得以很快发展,在有的湖泊曾成为优势种群^[10]。它们不仅与土著鱼类发生食物、空间的竞争,而且还大量吞食土著鱼类所产的卵,造成土著鱼类的数量减少甚至绝迹。泸沽湖是我国最

早研究鱼类同域分化现象的湖泊之一,湖中三种裂腹鱼类为同一祖先种分化而来^[1],由于麦穗鱼等小型鱼类吞食鱼卵和鲤干扰产卵场,造成这些裂腹鱼类绝迹。

2 对湖泊富营养化的影响

我国的湖泊环境质量不容乐观,富营养化问题日趋严重。据舒金华^[12]对我国 24 个有代表性的湖泊资料的分析及与国外湖泊的比较,我国富营养湖泊所占的比例明显偏大,叶绿素 a、总氮、总磷的数值普遍较高。我国湖泊富营养化迅速发展的主要原因是人口的增加和工农业的发展,大量的生活污水和工农业废水排入湖泊,污水处理手段的滞后和缺乏。我国湖泊富营养化的发展过程与“四大家鱼”为放养主体鱼的养殖渔业的发展是同步的,这种养殖方式特别是滤食性的鱼类在湖泊富营养化过程中所起的作用,在国内学术界存在分歧。由于国内在这些方面开展的研究较少,作者结合国外有关的工作,就草食性鱼类、滤食性鱼类、底栖肉食性、杂食性鱼类和凶猛性鱼类四方面分别展开讨论。

2.1 草食性鱼类在湖泊富营养化过程中的作用

草食性鱼类以湖泊水生维管束植物(以下简称水草)为食物。水草的生物量很高,在温带,挺水植物(如芦苇等)的地上生物量达 15—35t / hm²,在热带莎草可达 150t / hm²。其有机物质的年净生产量通常是生物量的 1.5—2 倍,生产力可与森林、草地相比,甚至超过它们^[13]。我国的大多数湖泊尤其是东部的湖泊属于浅水湖泊,有着丰富的水草资源,有些湖泊水草分布面积大,可占湖泊面积的 80—100%,最高生物量大于 5000g / m²(表 1)。

表1 东部湖区湖泊的水草最高生物量 (g/m²)
Tab.1 Maximum biomass of aquatic macrophytes in some of eastern lakes

湖泊 Lake	年份 Year	最高生物量 Maximum biomass
东 湖 Donghu Lake	1962—1963	1068.1
东平湖 Dongping Lake	1980	2147
南四湖 Nansihu Lake	1983	2580
保安湖 Paoan Lake	1986	5954
长荡湖 Changdang Lake	1989	5258 (沉水植物)
洪 湖 Honghu Lake	1995	7383.9

水草除了为其它生物提供栖息、繁殖和庇护场所外,还可以有效地吸收湖泊中的营养物质,以及吸收、降解人工合成物质和有害物质,因此,常常作为净化水质的手段之一^[14]。过量放养草鱼,则导致水草的减少甚至毁灭。武汉东湖 1963 年挺水植物带、浮叶植物带和沉水植物带占全湖面积的 83.4%,1964 年以后,面积明显缩小,1975 年三个植物带仅在个别湖湾浅水处呈块状分布,1979 年后,植物带已基本上不存在了,挺水植物带中的莲仅在湖心亭和小龟山附近有少量分布^[4];内蒙古的岱海,1954 年开始人工放流,由于过量放流草鱼,湖内丰富的水草资源在数年内被破坏殆尽,草鱼甚至饥不择食,迫食其它小鱼^[15]。我国浅水湖泊特别是长江中下游湖泊多数已处于富营养型阶段,有的湖泊因水草茂盛,水体自净能力较强;而当水草遭到破坏后,水体的缓冲能力下降,被水草所固定的氮磷重新释放回水体,草型湖泊变为藻型湖泊,水质迅速恶化。

2.2 滤食性鱼类在湖泊富营养化过程中的作用

传统的湖沼学研究途径为物理和化学因素→浮游植物→浮游动物→鱼类,即研究“上行效应”(Bottom-up),与此相反的途径为“下行效应”(Top-down),即鱼类对淡水生态系统结构和功能的影响。“下行效应”是近二十年以来国际湖沼学领域的研究热点之一,其中重点为浮游生物食性的鱼类如何通过对浮游生物的影响,进而对水体的水质产生影响。

鱼类摄食浮游动物,减缓了浮游动物对浮游植物的摄食压力,浮游植物生物量和初级生产力上升^[16,17];鱼类对浮游植物的大量摄食,并不能使浮游植物的生物量降低,这是因为更小型藻类得以增殖^[18];浮游生物食性的鱼类加快了磷的释放速率或循环速度^[19]。因此,降低滤食性鱼类生物量,可以使植食性浮游动物生物量增加,浮游植物生物量减少,叶绿素浓度和初级生产力下降,透明度增加,湖泊中氮、磷的浓度降低^[16,17]。这就是70年代提出的“生物操纵”和80年代的“营养级联动假说”^[20,21]的理论基础。

以滤食和以视觉捕食浮游生物的鱼类“下行效应”的途径是不同的。滤食性鱼类抑制枝角类和大型浮游植物,间接促进桡足类和小型藻类种群增长;捕食性鱼类抑制大型浮游动物,间接促进藻类、小型或快速逃逸的浮游动物种群增长^[22]。

80年代以来,大多数试验证实了“下行效应”的观点^[5,23-25],当然,也有不显著和相反的结论^[26,27]。造成不同结论的原因可能为研究条件的差异^[5,27]、非线性的浮游生物食性鱼类生物量与浮游植物生物量关系^[22]、研究区域和对象的不同^[27,28]、研究尺度(scale)的不同^[21]等。

鲢具有鱼类中最致密的滤食器官,因此,是研究的重点对象之一。在国外,试验一般局限在中型、微型生态系统或池塘中进行。鲢促进了小型藻类的生长,但在能否抑制浮游植物总生物量和控制水华等方面的结论不一。Smith^[18]认为鲢可以有效地控制浮游植物的生长,但是其前提是为浮游动物提供庇护场所,使高密度的浮游动物能与鲢共存。水草是一种理想的庇护场所;浮游生物食性的鱼类多为上层鱼类,因此,深水湖泊和水库也是一种庇护场所,即浮游动物通过昼夜垂直移动,躲避鱼类的摄食。

在自然状况下,当捕食者受到鲢鳙的抑制,同时鲢鳙又不能利用的浮游生物小型种类终究将占领大型种类所遗留下来的生态位,其种群得以发展。东湖的情况说明了这一点。东湖浮游生物群落特别是体型的大小基本上为滤食性鱼类所控制,符合“下行效应”的趋势:

(1) 大型浮游植物生物量下降,小型浮游植物生物量上升,目前在东湖主体湖区中心,小于30μm藻类细胞的叶绿素a量占总浮游植物叶绿素a量的92%,90年代藻类的数量是80年代的7倍^[5];

(2) 小型浮游动物(原生动物、轮虫)数量大幅度上升,大型浮游动物如枝角类数量下降,桡足类则处于相对平衡的状态(表2)^[5];

(3) 80年代中期以后,东湖蓝藻“水华”的消失可能与鲢鳙密度持续增加有关^[29],但是,“水华”消失后,东湖富营养化程度没有降低,而是加速发展^[5]。

通过放养浮游生物食性鱼类,以收获鱼产品的方式可以从湖泊生态系统中输出氮、磷^[30]。这里存在一个误区,我国以“四大家鱼”为主体养殖鱼类的湖泊,基本上是浅水湖泊,这类湖泊在自然状况下,水草的覆盖度一般都很高,若使用生物治理的方法,应采用收

表2 东湖浮游动物不同类群数量的比较^[31] (ind/L)

Tab.2 Comparison in abundance of four groups of zooplankton in the Lake Donghu

年份 站点	Year Station	1962—1963		1974—1975		1979—1985		1986—1991	
		I	II	I	II	I	II	I	II
原生动物	Protozoa	5458	4329	8426	5594	17789	8980	76851	42360
轮 虫	Rotifera	687	332	1703	853	3188	1998	2162	2193
枝 角 类	Cladocera	30	24	19	21	38	45	12	12
桡 足 类	Copepoda	38	20	36	35	112	80	44	51
总 数	Total	6213	4705	10183	6503	21127	11103	79069	44616

获水草的方式,而不是以鱼产品的移出方式,因为前者移出的氮、磷的量要远大于后者。以东湖为例,按渔业年产 800t 计算,以鱼产品输出的氮占东湖年总输入量的 3.5%,输出的磷占年总输入量的 11.0%^[31]。1962—1963 年东湖水草最高生物量(湿重)为 1 068.1g / m²,全湖总生物量 30 440t,与东部湖区其它湖泊相比,单位面积最高生物量处于较低的水平,如仅为洪湖目前的七分之一(表 1)。挺水植物的年生产量是其最高生物量的 1.5—2 倍,沉水植物为 1 倍以上。仅以收获 30 440t 计算,依据张水元等^[31]测定的标准及其它数据,折合可输出氮 91.32t, 磷 16.44t, 分别占东湖年总输入量的 17.0%、18.7%。

东湖富营养化的过程,鱼类起了一定的作用^[3]。目前高密度的鲢鳙对大型浮游植物有极大的抑制作用,而近几年小型藻类在迅速发展,水质愈加恶化。此外,东湖商品鱼存在强烈的腥味和异味感,随着人们生活水平的提高,越来越不受到欢迎,其经济地位也将进一步削弱。这些现象和发展趋势应引起科技工作者的重视,认真反省我国湖泊资源利用和开发的发展方向。

2.3 底栖鱼类在湖泊富营养化过程中的作用

在富营养化湖泊中,底栖鱼类的活动如寻觅食物时搅动沉积物,使之回复悬浮状态或在消化活动中释放磷,可大大增加水柱氮、磷的量。引入底栖鱼类与无鱼的系统相比,总磷增加了 3 倍,藻类鲜重增加了一个数量级^[32];无鱼的系统中总磷仅为放养杂食性鱼类拟鲤(*Rutilus rutilus*)系统的 30%,藻类生物量也较低^[33];Richardson 等^[34]发现鲤使底栖无脊椎动物的丰度大幅度降低,藻类生物量和初级生产力增加。鲤与鲢混养,引起浮游植物生物量和生产力的上升^[35]。由于鲤的直接摄食和寻觅食物时的挖掘行为,试验圈中的水草生物量减少了 67%^[35]。

2.4 凶猛性鱼类在湖泊富营养化过程中的作用

在我国的湖泊养殖中,由于凶猛性鱼类捕食放养鱼类的苗种,因而是除野的主要对象。但是,从国外的研究表明,利用湖泊顶级消费者——凶猛性鱼类,来调控滤食性鱼类种群数量,使之通过营养级的联动效应,可以达到调控湖泊生态系统的目。80 年代以来的试验和实例,证明了这种手段是有效的(表 3)。

Carpenter 等提出“营养级联动假说”时,认为物理、化学因素(如营养物质输入和负荷、换水周期、垂直混合)决定了一个湖泊生产力的长期潜力,围绕这一潜力的年际变动是由种间关系和食物网通过影响营养物质的再循环速率而引起的。也就是说,湖泊生产力长期趋势是由物理、化学因素决定的,而营养级的联动效应影响生产力短期的波动。“营养级

表3 人为操纵鱼类群落结构所产生的营养级联动效应^[2]

Tab.3 Results of whole-lake fish manipulations

湖泊 Lake	鱼类的人为操纵 Fish manipulation	浮游植物的相应变化 Phytoplankton response
Michigan	放养凶猛性鱼类, 滤食性鱼类为初始水平的10—20%	夏季叶绿素减少到初始水平的20%
Tuesday	放养凶猛性鱼类, 滤食性鱼类几乎绝迹	叶绿素和初级生产力减少到初始水平的10—20%
Peter	凶猛性鱼类增殖, 滤食性鱼类密度为峰值的1/15	叶绿素和初级生产力为峰值的1/10

联动假说”或“下行效应”并不是对以往湖沼学研究中有关湖泊生产力决定于营养物质观点(“上行效应”)的否定,而是对其的一种补充,在这一点上,国内学者可能有误解之处。

在这种养殖方式中,其它的一些活动如投饵、施肥、引灌污水和捕鱼方式等,不利于水草的恢复和加大了营养物质的输入^[2]。

从上述几个方面可以得出这样的结论,我国以“四大家鱼”为放养主体鱼的湖泊养殖模式,加速了湖泊的富营养化。

3 湖泊养殖渔业地位的评价

湖泊具有调蓄洪水、工业给水、农业灌溉、生活饮水、渔业、航运、旅游、纳污、水力发电等多种功能,其中有些功能是相互冲突的,如我国的很多湖泊既是生活饮水的来源,又是渔业生产场所,生活污水和工农业污水的排放场所;渔业生产需保持一定的水位要求,与农业灌溉、工业给水、水力发电等用水的要求发生矛盾。几十年来,湖泊养殖渔业在我国一直居于非常重要的地位。发展湖泊养殖可以取得一定的经济效益,为社会提供水产品,提供就业机会等。但是,藻类的增加和富营养化的加速,势必造成其它产业的经济损失,也给社会带来不利的影响(表4)。

表4 湖泊养殖渔业的利弊

Tab.4 Advantages and disadvantages of lake aquaculture

	利 Advantage	弊 Disadvantage
生态效应 Ecological effects	延缓沼泽化	多样性丧失 加速富营养化
经济效应 Economic effects	渔业收入增加	水厂营运费用增加 旅游价值降低 医疗费用增加 治理费用增加 工业生产损失等
社会效应 Social effects	提供水产品 增加就业	患病率上升,身心受损 潜在就业机会丧失(如旅游及相关产业) 湖泊美学损害 水资源危机等

藻类的大量繁殖,造成了水厂的营运费用(如疏通被藻类堵塞的管道、过滤藻类和杀藻)增高,如目前东湖鱼产量1600t^[5],而沿湖八个自来水厂年供水达1.28亿t^[31],只要每吨水因处理藻类多支出0.03—0.05元,即与渔业收入相抵。1990年夏天,大量藻类堵塞了位于太湖湖畔的无锡市自来水厂的过滤池,引起供水告急,造成居民生活用水困难和工业生产的严重损失^[12]。随着工农业生产的发展,一旦类似的事件发生,经济损失将更为巨大。湖水发臭,具有观赏价值的水生植物的消失,破坏了自然景观,湖泊旅游业的价值也大大降低,同时,造成了旅游业和相关产业潜在就业机会的丧失。

湖泊是我国人民饮用水的重要来源之一,如洱海向周围地区提供了70%水源,80年代昆明市近一半的饮用水来自滇池^[36],虽然饮用东湖水的人仅占武汉市人口总数的一小部分,但是,数量达到近百万^[31]。藻类通过分泌各种有机化合物,以及死亡分解,使饮用水的味道和气味变坏、发臭^[12];饮用水消毒过程中,可能产生三十多种副产物^[37],其中有些产物是致癌的,难以去除^[38],产物的浓度与有机污染程度、加氯量、加氯次数和藻类代谢物含量等呈正相关关系^[39—41];藻类的大量繁殖和死亡,加剧水体底层缺氧,厌氧微生物的分解活动产生过多的亚硫酸盐,使之不能饮用;藻类所产生毒素引起动物甚至人中毒死亡^[42]。80%的疾病是由于不充足的水源和不适当的卫生习惯如饮用污染水源所引起^[43],以东湖为水源的武汉男性居民癌症死亡率几乎为饮用长江水的男性居民的一倍^[44]。湖泊富营养化造成患病率上升,带来了难以估量的金钱、时间和劳动力的损失。

Wetzel 预言下世纪世界将面临水资源危机。我国水资源人均拥有量只有世界平均水平的三分之一,目前,在我国一些地方,淡水危机已经成为工农业发展和人民生活质量改善的严峻制约因素。保护水资源和保障人民的健康,治理湖泊富营养化,应该成为我国湖泊工作的首要目标。我们应该认真反省我国湖泊养殖业所走过的道路,重新评估其地位和将来的发展战略。应特别注意近年来将池塘养殖方式引入湖泊的趋势,即高密度、高投入、高产出的形式,如果将之大规模推广到大中型湖泊,结果将是付出高代价,给湖泊生态系统和社会带来一场灾难。

1989年池塘养殖产量为314.4万t,占淡水渔业总产量的64.1%,湖泊养殖产量为24.5万t^[1],约占淡水渔业总产量的5%,比例很低。同时期全国的池塘平均亩产1875kg/hm²^[1],尚有很大的潜力,若增产重点放在提高池塘单产上,适当压缩湖泊养殖面积,并采取保护、增殖天然渔业资源的措施,将不会对我国淡水渔业产生重大的影响。因此,我国湖泊特别是大中型湖泊渔业经营方式应有一个根本性的改变,由放养滤食性鱼类和底栖鱼类转向适当放养凶猛性鱼类,由放养为主转向增殖、保护天然鱼类和土著鱼类资源为主,条件适宜的湖泊可转向游钓鱼业。

4 关于湖泊的生物治理问题

输入湖泊的营养物质一部分随地表径流、工农业和生活用水等途径输出外,有相当部分沉积于湖体中,如每年输入东湖的总溶解氮(TDN)和总溶解磷(TDP)分别达536.3t和87.8t,其中323.3t和67.7t积累于湖中^[31]。当切断外源性营养来源后,由于湖底仍会不断释放出营养物质,富营养化湖泊的水质改善速度往往非常缓慢,Henderson-Sellers^[45]列举16个采用污水改造方法的湖泊中,水质微弱改善和没有改善的湖泊就占了10个,其中大多

为浅水湖泊。Trummen 湖 1959 年污水改道后,水质一直未能恢复,直到 1970—1971 年清除了 0.5m 厚的淤泥后,才得以改善。

采取生物治理的措施往往可以使水质恢复过程大大加快。由于沉积库和浮游生物食性鱼类的存在,丹麦 Væng 湖 1981 年实行污水改道后,水质未见改善。1986 年至 1987 年春季捕捞了约 50% 的浮游生物食性鱼类欧鳊 (*Abramis brama*) 和底栖杂食性鱼类拟鲤,生物结构发生了显著的变化,浮游动物由轮虫占优势转为大型枝角类占优势,生物量显著上升,而浮游植物生物量显著下降,其夏季平均生物量由 1986 年的 $25\text{mm}^3 / \text{L}$ 下降为 1987 年 $12\text{mm}^3 / \text{L}$ 和 1988 年 $7\text{mm}^3 / \text{L}$,优势种从蓝细菌 (*Cyanobacteria*) 和小型硅藻变为较大型硅藻和绿藻及隐藻。氮、磷浓度显著下降,夏季平均透明度由 1986 年 0.6m 上升至 1987 年 1.0m 和 1988 年 1.3m,光照条件得到改善,沉水植物得以发展^[46]。

常用的生物治理方法可分为生物操纵法、收获法(如收获水草、藻类、鱼类等)等。生物操纵法是通过增加凶猛性鱼类数量或植食性浮游动物生物量,或减少浮游生物食性鱼类数量,以减少浮游植物生物量,达到改善水质的目的。大多数事例证明了这种方法是有效的^[24]。但是,这一理论的提出迄今仅十余年,缺乏长期研究的事例,因此,有许多问题尚待研究和解决,如采用这种治理方法所建立的生态系统是否稳定,浮游动物能否有效地控制蓝绿藻水华,甚至这种生物操纵在富营养化湖泊中能否起作用,也存在乐观态度^[25]和悲观态度^[47]。

有人设想通过操纵人工放养的浮游生物食性和草食性鱼类来治理富营养湖泊,以期取得显著和持久的效果^[5],但这一设想在实践中可能难以获得预期效果。凶猛性鱼类、浮游生物食性鱼类、草食性鱼类、杂食性鱼类、底栖动物、浮游动物、浮游植物、水草以及放养鱼类与天然鱼类等之间的关系错综复杂,鱼类放养数量的波动势必对湖泊其它生物类群的种群数量甚至种类更替产生巨大的影响,这种生态系统必然是不稳定的,而其不稳定性又造成鱼类放养数量处于难以确定的状况。但是,生物操纵法原理可以指导湖泊的治理工作,如在治理前期,通过大幅度降低浮游生物食性和草食性鱼类的数量,放养凶猛性鱼类,使透明度上升,改善水体光照条件,为水草的恢复创造有利的环境。

根据我国是一个发展中国家这一实情,以及我国富营养化湖泊一般均为浅水湖泊,采用收获法应成为治理富营养化湖泊的主要途径之一。通过收获鱼类的途径所输出的营养物质较少,而且很难改善水质;藻类的收获、加工等工艺要求高,投入资金大,经济效益不一定好,而且藻类来源的稳定性可能也存在问题。收获湖泊水草资源,是一种投资少并行之有效的治理方法,例如将东湖的水草恢复到浅水湖泊的一般水平如 $3000\text{g} / \text{m}^2$,其输出氮、磷即可占年总输入量一半以上,资金投入远远少于其它治理措施。通过水草的收割,为周围农田提供肥料,扶持湖泊周围的水产养殖业,可以取得较理想的经济、社会和生态效益。同时,只要保持水草合理的收获量,不仅不会加快湖泊的沼泽化进程,而且可能可以大大延缓其进程。

参 考 文 献

- [1] 吴万夫等。论中国湖泊渔业发展趋势。湖泊科学,1991,3(1):82—87。
- [2] 陈洪达。养鱼对武汉东湖生态系的影响。水生生物学报,1989,13:359—368。

- [3] 饶钦止等。武汉东湖浮游植物的演变(1955—1975年)和富营养化问题。水生生物学集刊,1980,7:1—17。
- [4] 刘建康主编。东湖生态学研究(一)。北京:科学出版社,1990。
- [5] 刘建康主编。东湖生态学研究(二)。北京:科学出版社,1995。
- [6] 陈培康。云南滇池水体现状与渔业。淡水渔业,1981,(6):6—8。
- [7] 杨君兴等。抚仙湖鱼类生物学和资源利用。昆明:云南科技出版社,1995。
- [8] 何纪昌。杞麓湖鱼类及鱼类资源开发的生态经济效益。云南大学学报(自然科学版),1987,10(增刊):90—95。
- [9] Barel C D N, et al. Destruction of fisheries in Africa's lakes. *Nature*, 1985, 315:19—20.
- [10] 杜宝汉。洱海生态环境恶化及综合治理对策研究。海洋与湖沼,1994,25:312—317。
- [11] 陈宜瑜等。泸沽湖裂腹鱼的物种形成。动物学报,1982,13:217—224。
- [12] 舒金华。我国主要湖泊富营养化程度的评价。海洋与湖沼,1993,24:616—620。
- [13] Wetzel R G. Limnology. Philadelphia, Saunders College Publishing, 1983.
- [14] Inaba K, et al. Seasonal change of ability of self-purification for synthetic detergents in wetland. *Ibid*, 1988, 119:19—30.
- [15] 王苏民等。岱海:湖泊环境与气候变化。合肥:中国科学技术大学出版社,1990。
- [16] Shapiro J, et al. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwat. Biol.*, 1984, 14:371—383.
- [17] Carpenter S R, et al. Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology*, 1987, 68:1863—1876.
- [18] Smith D W. Biological control of excessive phytoplankton growth and the enhancement of aquacultural production. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1985, 42:1940—1945.
- [19] Henry R L. The impact of zooplankton size structure on phosphorus cycling in field enclosures. *Hydrobiologia*, 1985, 120:3—9.
- [20] Carpenter S R, et al. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 1985, 35:634—639.
- [21] Carpenter S R, et al. Consumer control of lake productivity. *BioScience*, 1988, 38:764—769.
- [22] Lazzaro X, et al. Planktivores and plankton dynamics: effects of fish biomass and planktivore type. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1992, 49: 1466—1473.
- [23] 史为良等。放养鲢鳙对水体富营养化的影响。大连水产学院学报,1989, 4(3):11—23。
- [24] McQueen D J. Manipulating lake community structure: where do we go from here?. *Freshwat. Biol.*, 1990, 23:613—620.
- [25] Sarnelle O. Nutrient enrichment and grazer effects on phytoplankton in lakes. *Ecology*, 1992, 74:551—560.
- [26] 李琪等。鲢鱼对浮游生物群落结构的影响。生态学报,1993, 13:30—37。
- [27] Starling F L R M. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Paranoa Reservoir (Brasilia, Brazil): a mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, 1993, 257:143—152.
- [28] Gliwicz Z M. Relative significance of direct and indirect effects of predation by planktivorous fish on zooplankton. *Hydrobiologia*, 1994, 272:201—210.
- [29] Shei P, et al. Studies on the influence of planktivorous fishes (silver carp and bighead carp) in a shallow eutrophic Chinese lake (Donghu Lake) using enclosure method. *Annual Report of FEEL*, 1991:15—24.
- [30] 陈少莲等。鲢、鳙在东湖生态系统的氮、磷循环中的作用。水生生物学报,1991,15:8—26。
- [31] 张水元等。武汉东湖营养物质氮、磷的主要来源。海洋与湖沼,1984,15:203—213。
- [32] Andersson G, et al. Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 1978, 59:9—15.
- [33] Horppila J, et al. A fading recovery: the role of roach (*Rutilus rutilus*) in maintaining high phytoplankton productivity and biomass in Lake Vesjarvi, southern Finland. *Hydrobiologia*, 1990, 200 / 201:153—165.
- [34] Richardson W B, et al. Foodweb response to the experimental manipulation of a benthivore (*Cyprinus carpio*), zooplanktivore (*Menidia beryllina*) and benthic insects. *Arch. Hydrobiol.*, 1990, 119:143—165.
- [35] Northcote T G. Fish in the structure and function of freshwater ecosystem: a "top-down" view. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1988, 45:361—379.
- [36] 《云南高原湖泊资源不合理开发利用的生态后果调研》课题组。云南高原“四湖”的生态问题与生态后果。昆明:

云南科技出版社, 1987.

- [37] Matsui S, et al. The *Bacillus subtilis* / microsome rec-assay for the detection of DNA damaging substances which may occur in chlorinated and ozonated water. *Water Sci. Technol.*, 1989, **21**:875—887.
- [38] 刘世良等. 自来水中氯化产物的检测及其致癌危险度的评价. 中国公共卫生学报, 1995, **14**: 6—7.
- [39] 占威等. 天然水源水中有机污染指标与氯消毒后三卤甲烷形成的相关性初步探讨. 解放军预防医学杂志, 1994, **12**(2): 99—101.
- [40] 朱柏华等. 饮水有机浓集物致突变活性影响因素的研究. 环境与科学杂志, 1994, **11**(4): 155—157.
- [41] 黄正等. 藻类代谢产物对饮用水致突变性影响的研究. 中国公共卫生学报, 1994, **13**: 315—316.
- [42] 张成武. 淡水蓝藻毒素研究概况. 湖泊科学, 1992, **4**(3):87—94.
- [43] Löffler H. Natural hazards and health risks from lakes. *Int. J. Water Resources Development*, 1988, **4**:276—283.
- [44] 李国光等. 饮用 D 湖自来水的人群癌症危险度的回顾性定群研究. 同济医科大学学报, 1992, **21**(3): 181—184.
- [45] Henderson-Sellers B, et al. Decaying lakes: the origins and control of cultural eutrophication. Chichester, John Wiley & Sons, 1987.
- [46] Søngdægaard M, et al. Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing. *Hydrobiologia*, 1990, **200 / 201**:229—240.
- [47] Harris G P. Pattern, process and prediction in aquatic ecology. A limnological review of some general ecological problems. *Freshwat. Biol.*, 1994, **32**:143—160.