

DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2024.06.013

湖泊生态系统修复理论与技术研究进展

唱彤¹, 郇建强¹, 陈文学², 郭旭宁¹, 刘为锋¹, 李云玲¹, 吴凤燕³

(1. 水利部水利水电规划设计总院, 北京 100120; 2. 中国水利水电科学研究院, 北京 100038;
3. 湖北省水利水电科学研究院, 湖北武汉 430064)

摘要: 全球范围内湖泊富营养化日益严重, 影响水资源可持续利用, 导致生态系统功能退化, 威胁社会经济可持续发展和生态安全。本文系统综述了稳态转换、营养盐控制、生物操纵和环境基准等湖泊系统修复基础理论和最新研究进展; 结合国内外湖泊修复实践, 对内外源污染物削减、生物措施、水利措施等修复技术方法进行概述。湖泊修复是一项长期艰巨的任务, 针对目前尚未解决的问题和新的变化环境, 提出科学建立修复目标、营养盐阈值确定、水生生物群落定量关系、流域管控体系建立等研究展望, 以期为湖泊修复提供科学支撑。

关键词: 富营养化; 稳态转换; 营养盐控制; 生物操纵; 环境基准; 湖泊修复

中图分类号: X24; P96 **文献标志码:** A **文章编号:** 1001-6791(2024)06-1005-16

湖泊(水库)在水资源供给、防洪抗旱、生物多样性维护、水产品供给、小气候调节等方面具有不可替代的作用。中国天然湖泊数量多、类型全、分布广、生态类型复杂。面积 1 km^2 以上的湖泊有2 670个, 总面积为 8.07 万 km^2 , 面积 10 km^2 以上湖泊总水量为 1.04 万亿 m^3 ; 中国现有水库9.8万座, 总库容为 9 306 亿 m^3 。中国湖库型集中式饮用水源地占比40%, 服务了全国近50%的人口^[1]。20世纪80年代以来, 中国湖泊富营养化加剧。以太湖为例, 从20世纪80年代到21世纪初, 太湖水环境质量平均每10a下降一个等级, 水体逐步趋于富营养化, 导致蓝藻水华爆发频率和范围逐步增大, 一度危及太湖饮用水安全供给服务功能^[2]。1984—2023年, 中国东部湖区和东北湖区富营养化湖泊数量占比分别达54%和47%, 富营养化趋势较为明显^[3]。20世纪80年代以来, 全球68%的湖泊都曾出现过藻华现象^[4]。湖泊富营养化严重影响水资源可持续利用, 导致生态系统功能退化, 威胁社会经济可持续发展和生态安全。

湖泊富营养化发生、发展和演变过程复杂, 影响因素众多。过量营养物输入是导致湖泊富营养化的根本原因, 已开展的湖泊生态系统转换机制、阈值和迟滞效应^[5-10], 氮磷营养盐对藻类的限制作用^[11-13], 基于营养级联效应的生物控制^[14-15]以及修复目标^[16-17]等研究, 从不同角度揭示了湖泊富营养化关键影响要素、重要节点、发生机制以及过程调控, 对湖泊修复具有重要指导意义和科学支撑。国内外在湖泊修复理论研究与实践方面开展了大量工作, 积累了丰富经验, 在作用机制、关键阈值和研究方法等方面有了新进展, 修复技术在适用场景扩展、新技术应用、多种修复方法优化组合等方面有了新的突破与尝试。目前针对上述理论与技术的系统归纳较少。

本文从修复角度对当前较为主流的基础理论和最新研究进展进行系统综述, 结合国内外湖泊修复实践, 总结当前湖泊修复主要技术方法, 针对修复过程中遇到的问题 and 新的变化环境提出湖泊系统修复研究展望。

收稿日期: 2024-06-25; 网络出版日期: 2024-11-21

网络出版地址: <https://link.cnki.net/urlid/32.1309.P.20241121.1455.005>

基金项目: 国家重点研发计划资助项目(2023YFC3206804; 2023YFC3206505)

作者简介: 唱彤(1983—), 女, 北京人, 高级工程师, 博士, 主要从事水利规划与战略、河流生态方面研究。

E-mail: comechang@126.com

1 湖泊生态系统修复理论

稳态转换、营养盐控制、生物操纵和环境基准等理论从不同角度揭示了湖泊富营养化发展演变过程、调控机制和修复目标。稳态转换主要关注生态系统转换前后湖泊结构和功能的变化、湖泊状态转换阈值以及转换路径；营养盐控制侧重湖泊中氮磷营养盐绝对或相对浓度对浮游植物生长的促进或限制作用；生物操纵主要基于湖泊食物网结构，通过调节湖泊中浮游动物、鱼类、沉水植物等动植物物种数量、种群结构等，控制藻类过度繁殖，改善富营养化状态；环境基准则是根据湖泊本底状态，通过分析不至于对水生生物产生危害的入湖污染物浓度，确定湖泊生态系统的修复目标。

1.1 稳态转换

稳态是生态系统在一定时空尺度上保持结构和功能相对不变的状态，且扰动在一定限值内生态系统状态仍能保持不变。稳态转换最初用来描述海洋生态系统的急剧变化^[18]，后被广泛用于表达系统从某一相对稳定状态突然转变为另一稳定状态^[5]。研究发现湖泊与珊瑚礁、森林和干旱区等均存在系统状态的突然变化^[6]。湖泊，特别是浅水湖泊，通常存在以沉水植物为优势的“清水态”和以浮游植物为优势的“浊水态”。van Nes等^[7]认为湖泊生态系统总在2个状态间循环演变；Scheffer等^[6]提出了稳态转换的3种方式，分别是平缓型、突变型和不连续型。

通常，在气候条件、营养物输入、栖息地或生物多样性变化等缓慢作用下，湖泊生态系统呈平缓、连续且趋于线性的变化，这一过程称为平缓型转换。突变型转换主要表现在生态系统响应与驱动变量的非线性关系，驱动变量的微小变化可能被放大，带来生态系统状态的急剧变化。不连续转换呈现为向后折叠的曲线，当驱动变量超过临界点，生态系统脱离原有状态，经过不稳定态后进入另一稳定状态；当驱动变量反向变化时，只有跨越另一不同临界点，系统才会沿不同轨迹回到原有稳定状态^[19]。临界点不同表明驱动变量只有恢复至更高水平才能触发系统转换为原有状态，这一特征又称迟滞效应。迟滞效应在湖泊观测与修复过程中得到普遍印证。Wang等^[20]分析了长江中下游30个浅水湖泊状态转换时总磷阈值变化，当湖泊从清水态转变为浊水态时，临界点阈值为0.08~0.12 mg/L；而从浊水态转变为清水态时，总磷范围是0.04~0.06 mg/L。在荷兰Veluwe湖演变历程中发现^[21]，经过约20 a治理，当总磷浓度降至远低于触发水体浑浊的浓度时，浑浊态才有所改善。导致迟滞效应的原因很多，通常包括沉积物营养盐释放、光照强度、风浪大小、鱼类和群落结构变化等。尤其对于浅水湖泊，沉积物中的营养盐浓度可以达到上覆水的数十倍，在风浪或水生动物扰动作用下，营养盐不断向上覆水释放，即使外源污染得到控制，营养盐浓度在短期内仍难以达到预期效果。由于湖泊稳态转换前后系统结构、驱动因素和关键过程均发生了显著变化，生态系统表现出一定抗逆特性。因此，迟滞效应对于湖泊治理和保护具有重要意义，也是中国在开展新老三湖治理后，专门针对保护较好的湖泊制定相应保护策略的重要原因。

由于湖泊稳态转换存在突发性、非线性和迟滞性等特点^[22]，对稳态转换的模拟和预测十分困难，但仍有学者尝试构建简单或复杂的数学模型^[7,23-24]，描述不连续稳态转换的非线性过程和瞬态折叠曲线。包含少数参数、特定机制和关键过程的简单模型，对于研究某些机制问题、空间异质性或环境扰动等效果较好^[25]。复杂模型针对更大系统、更多参数和潜在过程，通过模拟进行定量预测，例如，建立包含叶绿素、输入磷、溶解有机物和食物网效应的非线性模型^[26-27]，对转换临界点和清水态恢复力进行讨论；建立基于浅水湖泊模型和污染物归趋模型的耦合模型^[23]，模拟巢湖稳态转换期间有机物的变化过程。简单与复杂模型各有优缺

点, 简单模型简便易行, 但容易忽略潜在的其他重要过程; 复杂模型可为大型系统模拟提供重要依据, 但过于复杂的模型可能存在准确性和验证难等问题。

在自然生态系统中, 稳态转换通常较难观测^[28], 很大一部分原因在于观测时间系列长度有限且采样频率较低, 即使采用“以空间换时间”的方式^[29-30]扩大观测范围, 带有时间特征的空间数据仍然难以表达特定研究区的时变序列。另一方面, 当系统接近临界点时, 生态系统会发生临界慢化现象, 即在临界点附近生态系统的变化非常微小甚至难以观测, 系统对微小扰动的恢复能力也趋近于零^[31-32]。慢化现象在远离分叉点时已经开始, 在临界点时恢复力降为零。根据临界慢化的特征和理论模型, Spanbauer等^[33]提出了3个稳态转换早期预警信号, 分别是系统扰动恢复时间增加、系统自相关性增加和系统状态变量方差增加。此外, 还有研究通过水生食物网^[34]和物种体型分布^[33]判别是否即将进入临界状态。根据观测到的早期转换迹象并及时采取干预措施, 一些稳态转换趋势是可以扭转的。

稳态转换理论为湖泊清水态维持和湖泊修复提供了理论基础。由于流域及湖泊自然地理特征和人类活动影响不同, 使得湖泊系统的演变特征、稳态转换特性及敏感性不同。此外, 浅水湖泊与深水湖泊稳态转换机理差异显著。目前, 湖泊生态系统稳态转换机理、阈值以及生态系统变化仍处于深入探索阶段, 稳态转换的观测、模拟以及预测有待进一步加强。

1.2 营养盐控制

氮和磷是重要的限制性营养盐, 决定着浮游植物生长过程、生物量和物种组成等^[35]。营养盐的限制作用通常分为绝对限制和相对限制。绝对限制是水体中氮和磷的绝对浓度对浮游植物的影响。Schindler^[11]认为, 由于磷是限制浮游植物生物量积累的主要营养物质, 减少磷负荷尤为重要。也有研究提出, 氮负荷控制也十分必要^[36], 特别对于浅水湖泊, 氮负荷增加会导致生物多样性丧失, 并最终引发大型植物群落崩溃^[37]。Justic在总结前人研究成果基础上提出营养盐浓度限制浮游植物生长的阈值, 又称营养盐浓度绝对限制法则^[38]。也有不少学者基于不同湖泊的观测与试验, 提出导致水生生物生态失衡或适宜藻类生长等的氮磷阈值^[12, 39], 以及磷氮浓度与水生植物覆盖度的关系等^[40]。

相对限制指氮和磷的相对比例对浮游植物生长的限制作用。Redfield^[13]发现了浮游生物中氮与磷的平均比例关系, 此后Redfield比例被广泛用于判别浮游植物均衡生长, 水生科学家也以此衡量营养供给充足与否。不少学者基于Redfield比例提出类似的营养盐限制标准^[41-43]。由于不同浮游植物和群落组成对氮磷吸收率不同, 限制藻类生长的氮磷比是否一成不变引发了研究者讨论。Vrede等^[44]认为, 无论营养状况如何, 当氮磷比低于阈值时, 可促进固氮蓝藻生长并成为优势物种, 固氮蓝藻通过持续固定大气中丰富的氮, 使浮游植物生长摆脱氮限制。由此可见, 单纯的通过控制氮输入以减轻湖泊富营养化是行不通的^[45]。有研究认为大气氮沉降增加^[46]或磷减少未按氮磷比例进行, 都可能导致生态系统由氮限制向磷限制转变。Xu等^[47]在对太湖的观测中发现, 其中2处观测点受磷限制, 另1处观测点不存在营养盐限制; 在7—9月氮浓度下降磷浓度升高的时段, 浮游植物存在从磷限制向氮限制的转换趋势; 太湖营养盐限制存在动态变化和偶发性。

营养盐控制仅考虑绝对浓度或氮磷比都具有局限性, 应对两者进行综合考虑。丰茂武等^[48]提出, 当磷源充足时, 存在适合藻类生长的最佳比例。许海等^[49]通过试验和对太湖的观测, 提出不同磷浓度下氮磷比对藻类的抑制或促进作用。Klausmeier等^[50]认为Redfield比例不是普遍的生化最优值, 而是表达了物种特异性氮磷比的平均值; 并提出最优氮磷比区间, 具体取值取决于生态环境状况。

从营养盐控制的技术难度和资金投入看, 控制氮或氮和磷相较只控制磷在技术上难度更大, 成本也更高。加拿大Manitoba省Winnipeg市的污水处理厂, 去除磷和氮的费用是只去除磷的4~8倍; 在波罗的海, 控制氮磷以满足欧盟水框架指令目标需要花费约31亿欧元, 而只控制磷则仅需花费2.1~4.3亿欧元^[11]。王洪

铸等^[51]也提出氮磷同时控制的成本是只控磷的4~15倍。Schindler等^[45]通过对加拿大227号湖的长期观测,认为控制磷输入是减少湖泊富营养化的重要管理手段。磷负荷削减是北美和欧洲湖泊管理的主要策略,许多湖泊如美国的Okeechobee湖和Apopka湖、中国的太湖和东湖及日本的霞浦湖等,都通过削减磷负荷改善了水质。如前所述,面对高昂的营养盐控制费用和技术难度差异,需要充分论证单一和双重营养控制的有效性,选择合适的控制策略并制定高效可行的控制政策,如通过实施最佳管理实践提高治理效益。

1.3 生物操纵

生物操纵理论的核心思想是利用水生生态系统食物网结构,通过调整浮游动物、鱼类、底栖动物等控制藻类过度繁殖,提高水体透明度,为沉水植物生长创造条件,从而提高水体自净能力,改善水环境质量,促进湖泊从浊水态向清水态转变。生物操纵又分为经典生物操纵和非经典生物操纵。1975年,Shapiro等^[52]最先提出经典生物操纵,通过去除浮游生物食性鱼类或放养肉食性鱼类,促进枝角类浮游动物生长,增加对浮游植物的摄食效率,从而降低浮游植物数量。1985年,Carpenter等^[14]提出营养级联效应,即在每个营养水平上都有消费者(或称捕食者)控制着物种组成、生物量和生产力,每个营养水平特定的生长速率都表现出相邻营养级上反方向的响应,且响应会在各级之间相互作用。1986年,McQueen等^[15]提出上行/下行理论,也即每一营养级的最大生物量是由下一级营养水平所决定的,处于上层的捕食者数量受下层食物资源限制,浮游植物生物量是由上行效应与下行效应共同决定的。上述理论都是以浮游动物为主要调控对象,通过调整鱼类种群结构,保护或促进浮游动物生长,以控制藻类数量。非经典生物操纵也称“以鱼控藻”学说,是20世纪90年代刘建康等提出的利用东亚特有滤食性鱼类——鲢、鳙控制蓝藻的理论^[53]。鲢、鳙能抵抗藻类的毒素,并通过滤食有效控制蓝藻水华。鲢、鳙密度会影响控藻效果^[54],Kajak等^[55]、刘建康等^[56]通过放养试验得到鲢、鳙密度阈值,低于阈值将导致蓝藻数量增加。

欧洲和北美在20世纪80年代开始利用生物操纵修复湖泊生态系统。通过选择性捕捞、垂钓等方式减少50%~100%的浮游生物食性鱼类或高密度放养肉食性鱼类以减少浮游生物食性鱼类,促进大型浮游动物和底栖食性鱼类的发展,调控生态系统。然而浮游动物只能控制小型藻类,而无法控制丝状藻类和粒径过大的蓝藻^[57];大型浮游动物牧食可暂时降低藻类生物量,却有利于难以被摄食的丝状藻和微囊藻发展^[58]。Reynolds^[59]提出了实施经典生物操纵的条件,包括水面面积、水深、水体停留时间、沉水植物覆盖度以及浮游植物类型等。由此可见,经典生物操纵理论适用条件较多,也有研究得出了类似的结论^[56,60]。

非经典生物操纵被认为可有效去除藻类,20世纪90年代在东湖试验成功。2021年东湖主湖区郭郑湖爆发蓝藻水华,一度覆盖湖面的87%,在2022年极端高温干旱下,基于非经典生物操纵制定并实施量化生态调控方案,成功遏制藻华爆发。鲢能适应高藻生物量和较低溶解氧的环境,且对微囊藻等具有有效的收集、消化能力,对蓝藻的消减量可达20%~90%^[61]。虽然鲢、鳙对微囊藻的水华有强烈控制作用,也会滤食大型浮游生物,导致浮游植物趋于小型化,群落结构趋于简单,同时鲢、鳙代谢增加还将加速氮磷释放。Domaizon等^[62]和刘其根等^[63]对鲢、鳙排泄增加氮磷输入进行了讨论,并以此解释了围隔试验“以鱼控藻”成败差异的原因。刘恩生^[64]明确提出,无论经典生物操纵还是非经典生物操纵都是对蓝藻的控制,不能直接削减氮、磷,原因在于大部分氮、磷都将通过食物链回到湖泊生态系统。因此,污染源控制是湖泊富营养化治理的前提。除了对鱼类的控制,国外还提出对沉水植物和蚌类等的生物操纵。沉水植物可能受到营养盐过高或水体透明度过低的限制,在实施生物操作前要注意对外源污染与鱼类控制等前处理工作,改善水质和底质,促进先锋植物定植和群落形成^[65]。蚌类具有食物链短、耐污和耐重金属能力强等特点,能有效滤食浮游藻类等悬浮质,提高水体透明度,控制浮游植物生长,国外有利用斑马贻贝控制浮游藻类和改善水质的试验^[66]。

湖泊生态系统生物众多,不同生物与环境要素间存在着复杂的影响与反馈关系。从国内外理论研究与实践看,生物操纵技术尚处于经验积累阶段,其内在机理和定量关系仍有待深入研究和揭示。例如,水体营养条件及动植物群落结构对鲢、鳙控藻效率的影响,不同富营养化程度下的鲢、鳙放养阈值,鲢、鳙放养时机的确定等。作为复杂生态系统,依靠单一的湖泊修复措施通常效果不佳,结合不同生物操纵特点将不同措施进行有机结合,形成优势互补,可提高修复成功率和效率。如将鲢、鳙放养与植被恢复相结合,鲢、鳙通过控制藻类改善水体透明度有利于植物光合作用,沉水植物发育可减少内源污染,并通过竞争营养和释放他感物质限制浮游植物生长,还可为鱼类和浮游动物提供栖息场所,从而形成良性循环。在修复过程中应加强观测,根据物种组成、环境因素变化等对修复策略进行适当修正和调整,以改善修复效果。

1.4 湖泊环境基准

湖泊系统状态是长期发展演变的结果,要开展湖泊修复就需要了解湖泊本底状态,对污染物的响应、生态系统退化的发展趋势等进行分析和预测,确定生态修复要达到的目标。湖泊生态系统要恢复到怎样的状态,需要环境基准来回答。美国环境保护局(USEPA)认为环境基准是水环境中污染物对特定对象(人或其他生物)不产生不良或有害影响的最大剂量(无作用剂量)或浓度^[16]。美国于20世纪80年代制定了水质基准技术指南,2000年发布了湖库营养物基准制定导则,并将相关生物保护纳入环境基准中。欧盟水框架指令(WFD)认为^[17,67],环境基准代表湖泊的最佳状态,可以是过去或现在任一好的状态,该状态并非完全没有干扰的自然状况,只要干扰没有或很少带来湖泊系统的显著扰动即可。欧盟水框架委员会在此前只考虑水体理化性质基础上,从流域尺度提出基于鱼类、无脊椎动物、水生植物、浮游动物及浮游植物等5个重要生态组分的生态系统结构和功能的评判体系,并要求欧盟各国根据水体类型提出基准环境,力争在2015年前使大部分水体恢复至“好的状况”。国际上常用来确定湖泊环境基准的方法有空间调查、时间序列监测、试验操纵、统计分析与模型模拟、专家评价以及古湖沼学等^[68]。

营养物基准是湖泊富营养化治理的基础。湖泊营养物基准指湖泊中营养物对水体不产生有害影响的最大可接受浓度,是考虑了营养物对湖泊生态学效应而设定的生态学基准^[69]。由于湖泊自然地理和受人类活动影响差异显著,富营养化成因、演变过程以及水体理化性质不尽相同,通常需要根据不同区域、不同类型水体制定不同的营养物基准。美国和欧洲均通过确定参照状态或选取参照湖泊建立湖泊营养物基准。美国根据湖库所在地的地质地貌、气候、土壤、土地类型、野生生物以及水文水质条件等划分生态分区和亚分区,针对不同亚分区建立参照状态,再综合考虑历史记录、参照状态、模型模拟、专家评价和下游影响等制定营养物基准。欧盟则通过选取覆盖生物分区和湖泊类型的未受扰动(或扰动较少)小型湖泊作为参照湖泊,根据参照湖泊状态制定营养物基准。中国在营养物基准研究方面起步较晚,有学者针对不同湖区典型湖泊提出了营养物基准^[70],中国生态环境部于2017年发布了《湖泊营养物基准制定技术指南》,并在2020年发布了《湖泊营养物基准—中东部湖区(总磷、总氮、叶绿素a)》。

沉积物是湖泊生态系统的重要组成部分,为浮游和底栖生物提供食物来源和生存场所,也是很多污染物最终沉积的地方。湖泊沉积物汇集了流域侵蚀、大气沉降及人为释放等多种来源的环境物质。沉积物基准是特定化学物质在沉积物中对底栖生物或上覆水质量不产生危害的实际允许浓度,它既是对水质基准的完善,也是评价沉积物污染和生态风险的基础^[71]。沉积物包含的丰富的生物和理化信息是了解过去环境变化的窗口,可用来重建湖泊生态系统及其流域发展演变历史^[72]。目前,用于确定沉积物基准的方法较多,如基于化学方法的背景值法和相平衡分配法、基于化学混合物的沉积物质量三元法等^[73],不同方法各有优点和局限性。董旭辉等^[68]认为,以湖泊沉积物为研究对象的古湖沼学可利用物理、化学和生物指标对过去的环境进行推导和重建,在建立沉积物基准方面具有优势。

湖泊环境基准是湖泊污染治理与生态系统修复的科学基础,是制定相应环境标准的理论基础。中国地域广阔,自然地理条件差异显著,湖泊类型多样,湖泊生态系统复杂,加之不同湖泊污染物来源不同、湖泊功能和保护对象也不同,决定了湖泊环境不能以单一基准表达。美国、欧洲等针对不同生态分区建立环境基准的思路为我们提供了很好的借鉴。中国在湖泊环境基准方面开展了不少研究,但还没有专门针对湖泊的环境基准^[71],基于细化分区的湖泊营养物基准研究仍有待加快与深入,既能充分体现湖泊差异,提高基准的适用性,同时可有效利用水环境容量^[74],指导湖泊治理管理。针对沉积物基准的研究尚处于起步阶段且相对分散,缺乏湖泊沉积物基准规范和质量标准^[71,75]。当前中国大多数湖泊已远远偏离基准状态^[68],再加上大气沉降对入湖营养物的贡献^[76],以及气候变化带来的气温、二氧化碳浓度变化和极端天气事件等对湖泊产生的系统影响^[77],加快建立湖泊环境基准对湖泊的评价、治理与保护显得尤为重要。

2 国内外湖泊修复技术方法

过量营养物质输入是湖泊富营养化趋势的根本原因。然而根据营养物入湖路径不同,又可分为外源污染和内源污染,其中,外源污染主要指在流域内通过降水及产汇流过程随地表径流最终进入湖泊的污染物;内源污染指原本沉积在湖底,因受外部因素扰动从湖底释放到湖水中的污染物。湖泊富营养化不光导致水质下降,还体现在蓝藻爆发、水环境恶化、生物量急剧下降以及生态系统功能退化等方面。根据稳态转换理论特别是迟滞效应以及营养盐对藻类的作用,对内外源污染物入湖的削减与控制十分重要,然而单纯依靠削减内外源污染还远远不够,还需要综合利用生物、水利等多种措施改善湖泊生态环境状况,恢复生物多样性,恢复生态系统良性循环。本章节将结合国内外修复案例,按照削减外源污染、控制内源污染、生物措施和水利措施的分类,概述湖泊修复技术方法。

2.1 削减外源污染

湖泊富营养化的根本原因是流域内过量营养物的输入。削减外源污染是湖泊修复的首要任务,可从污染物来源以及输移路径入手,通过源头控制以及在输移路径上进行拦截、阻断等方式削减入湖污染物^[37]。在源头控制方面,加强林草建设与水土流失治理,促进清水产流;在城镇段通过产业结构调整,控制污染物排放量,提高市政污水收集和处理力度,注重污水处理厂尾水等低污染水的净化处理,加强城市初雨的收集与处理;在农业区和村落周边,加强农药化肥等施用和畜禽养殖管理,加强非点源污染治理。在输移路径方面,在农田周边建设草地缓冲带或滞留沟;加强入湖河流和湖泊滨岸带建设,科学设置滨岸带宽度,优化配置乔灌草结构,修复或重建湖滨带,恢复岸线植被多样性,净化陆源污染;恢复天然入河湖湿地,或在入湖库前建设人工湿地或前置库等。在湖泊治理管理过程中,应注意流域污染物控制与湖泊外源污染负荷减少之间存在的时间滞后效应。

在太湖贡湖湾人工湖滨带开展水生植物对富营养化控制的研究中^[78],在设置防浪带且栽植浮叶和沉水植物的研究区内,水体透明度明显好于未设置防浪带且未栽植水生植物的对照区,研究区水体溶解氧增加1倍,总磷、高锰酸盐指数、氨氮、总氮浓度持续下降,相比对照区维持在富营养水平,研究区氮磷水平下降显著,水质改善明显,从之前的富营养降为中营养水平。位于珠江源头的抚仙湖,湖岸陡峭,岸滩不发育,绝大部分岸段为岩石或砾石基质,基本没有适合大型水生植物和底栖动物生存的环境,生态系统十分脆弱,水质一旦被污染很难恢复。针对污染负荷占比超过75%的农业农村面源污染,2017年片区实施了集农村分散式污水拦截、农田尾水调蓄、湿地水质净化、微污染水回用与清洁水资源置换、湿地补水和生态景观建设于一体的抚仙湖北岸生态调蓄带工程^[79],并将78.6 ha农田改建为调蓄带湿地,2018—2021年总氮

和总磷入湖负荷分别减少 245.8 t 和 29.0 t, 调蓄带对抚仙湖北岸片区农田面源负荷削减率均超过 81%。

2.2 控制内源负荷

内源负荷是指在静态或风浪等扰动下从湖底沉积物中释放到水中的营养物。在浅水湖泊中, 内源负荷在总污染负荷中贡献较大, 以太湖为例, 在静态条件下磷的年释放量约为 700~900 t, 接近外源输入的 1/3^[80]。目前很多广泛应用的修复技术都是针对内源污染的, 可分为物理方法和化学方法。

2.2.1 物理方法

对于深水湖泊, 接近湖底的深层水中累积了大量营养物和有毒物, 缺氧环境不仅限制了鱼类等的栖息, 还会加速内部营养源释放。深层水输排或曝气是较常见的用于深水湖泊的修复方法。Alhamarna 等^[81]提出对于水深大于 12 m 的湖泊, 深层水曝气是较为有效的方法。随着技术更新, 国内外均出现了适用于深度大于 15 m 的深水曝气技术, 例如国外的深水层注射空气增氧技术(LIMNO[®])^[82]和中国的扬水曝气技术^[83]等。扬水曝气是利用等温层充氧和人工强制混合技术, 在解决湖库底部因缺氧导致的内源污染释放的同时, 破坏水体热分层, 抑制藻类爆发与富营养化, 在天津于桥水库、西安黑河水库和太原汾河水库等的水质改善中取得了较好效果^[84]。在李家河水库水质改善应用中^[85], 水库水体混合周期延长、混合效果增强, 总氮、总磷浓度削减率分别达到 20.7% 和 57.8%, 从之前的污染严重实现水体水质良好天数达 165 d。

浅水湖泊修复常用方法有底泥疏浚、底泥封盖等。底泥疏浚是将湖床沉积物清除, 为最直接的内源污染去除方法, 可在短时间内显著降低小型湖泊中沉积物营养物质的释放。但很多研究对底泥疏浚能否改善湖泊富营养化仍持保留态度, 在实践中的成败案例均有^[86-88]。如果外源污染无法有效控制, 从长远看底泥疏浚效果有限, 且需要利用挖泥船等设备, 通常成本较高。此外, 疏浚过程应十分注意避免底泥再悬浮, 过量的扰动可能加速内源释放速度, 造成二次污染。瑞典中南部的 Trummen 湖, 是底泥疏浚经典的成功案例^[89]。Trummen 湖曾作为工业废水和城镇污水的接纳水体十余年, 富营养化严重, 难以自然恢复。通过对湖底 1m 深度底泥进行疏浚, 氮磷浓度降低、透明度增加, 大量蓝藻消失, 浮游生物呈现多样化, 再配合鱼类选择性捕捞和外源污染持续控制, 生态系统持续改善。与疏浚的思路相反, 在底泥清除难度较大的情况下, 可将粉煤灰、砂砾石、生物炭等覆盖湖底进行物理封盖, 减少污染物向上覆水扩散, 同时降低沉积物的需氧量和再悬浮。对太湖某富营养化湖湾以沙子和当地无机土壤进行原位封盖, 经观测和模拟, 18 个月后孔隙水中可溶解活性磷酸盐浓度有所降低, 磷酸盐的上覆水通量约为原生沉积物通量的一半, 并且在封盖材料中加入活性材料可进一步减少沉积物释放^[90]。目前很多封盖新材料的应用仍在探索和研究阶段。通常封盖湖底所需材料量大、且均匀覆盖难度大, 同样适用于小型湖库, 且该方法成本较高, 应用范围有限。实施封盖应尽量避免对湖底的扰动。封盖对沉积物释放的阻隔具有短期效应, 如果外源污染无法切断, 阻隔作用将随新的沉积物沉降或植物生长而逐渐减弱。

2.2.2 化学方法

磷钝化, 也称磷絮凝或吸附, 是 20 世纪 60 年代末以来广泛应用的方法, 特别是在美国^[91]。通过向湖泊中添加明矾、钙、沸石等物质吸附水体中的溶解磷并沉降于湖底, 降低水体中的磷含量, 减少磷循环, 被认为是行之有效的水质改善方法。除藻剂是利用硫酸盐、高锰酸盐等化学药剂, 通过直接灭藻、抑制光合作用、磷吸附等控制浮游植物生物量。随着人们逐渐意识到化学药剂可能对湖泊生态系统中其他生物以及人类带来不利影响, 且存在累积效应, 化学方法更多地用于应急情况。

2.3 生物措施

生物措施主要利用动植物调控食物网结构、改善水生生态环境等, 促进生态系统良性循环, 通常包括鱼

类及底栖生物操纵、大型植物收割、人工浮岛、水下植物恢复或重建等。鱼类的去除和放养是利用食物网级联效应减少浮游植物生物量,提高水体透明度,改善水质。在温带湖泊中,通过去除或放养一定密度的鱼类,控制对浮游动物的牧食或对藻类的滤食,从而限制藻类过度繁殖。在2022年武汉东湖的全湖试验中,通过合理配置和放养本地滤食性鱼种鲢、鳙,控藻成效显著,成功遏制了极端高温干旱年份水华爆发^[53]。鱼类去除原本适用于北温带湖泊修复,在亚热带高原深水湖泊洱海,通过去除鱼类控制蓝藻取得了较好效果。经过1 a的围栏原位试验和3 a的全湖试验发现,持续大量的去除洱海中的日本胡瓜鱼,使浮游动物显著增加、体型增大,蓝藻、绿藻生物量显著下降^[92]。去除和放养鱼类要注意达到一定密度阈值才能见效。此外在物种选择和放养过程中要特别注意避免非本地物种的引入,以免带来不可预见的负面影响。

大型植物收割可以一次性去除被植物组织吸收的营养物质,同时避免植物衰败腐烂后形成内源污染。有学者研究了沉水植物、浮水植物和挺水植物在覆盖周期内磷释放的速率以及向底泥迁移、转化的过程^[93]。在白洋淀淀区开展沉水植物收割,对生长期、收割后以及未收割点位的水质进行采样和检测,结果表明植物生长末期收割水域有机物、总氮、氨氮、总磷平均浓度显著减少,水体富营养化程度从轻度/中度富营养降至贫/中营养^[94]。收割过程中要特别注意减轻对湖底的扰动,避免由此带来的沉积物悬浮和内源污染物释放。

人工浮岛以水培方式将挺水植物种植在浮力垫或木筏上并浮于水面,水下植物根系因表面积大而有利于营养物质吸收和细小悬浮颗粒拦截,促进生物膜生长,生物膜可更好拦截悬浮物,加速营养物的氧化降解过程。通过在太湖梅梁湾示范区进行生物浮床围隔试验,在设置浮床的修复区水质净化效果良好,总氮、总磷、叶绿素a和高锰酸盐指数等水体营养盐指标较对照区均降低显著,水体透明度明显增加,并表现出更强的浮游动物多样性恢复能力^[95]。

水下植被恢复或重建是生态修复的关键,通过恢复沉水植物吸收氮磷等,加强光合作用,维持水中溶解氧浓度,抑制底泥再悬浮和营养盐释放,促进硝化/反硝化作用和磷沉降,同时为浮游动物提供避难所,增加食物链长度和复杂性,增强生态系统自净能力,利于平衡稳定的生态系统形成。植物选取应根据当地气候条件、底质特征、水质状态等合理配置,在定植和生长初期通过适当降低水位等方式提高湖底光照强度,维持真光层深度与水深比大于0.8的光照阈值^[2],提高植物成活率;此后加强对植被生长关键环境因素如水位、风浪等的观测或模拟,利用闸坝调度等工程措施和管理措施营造适宜的生长环境^[96]。杭州西湖的五桂潭,2003年以来受富营养化影响,湖水浑浊、透明度低,浮游植物密度高。在湖泊修复试验中^[97],利用水仙、长尾角藻等本地物种恢复和重建水下植物群落,当植被生物量和盖度处于较高水平时,养分负荷显著减低,主要归因于大型植物的直接吸收和对内源间接释放的抑制作用,由于受到大型植物的保护作用,浮游动物体型逐渐增大,且密度和生物量显著增加,浮游植物密度和生物量显著降低。鱼类控制和水下植被重建等措施通常同时开展。惠州西湖湖底沉积物营养物含量高,尽管外源污染已经完全切断,但湖水富营养化程度仍然很高,且几乎没有沉水植物。为改善湖泊状况,通过围网捕捞去除29.7 t浮游食性鱼类,并移栽黑藻、苦草等大型植物,85%的修复区湖底覆盖沉水植物后,水体透明度明显改善,沉积物表层溶解氧含量明显升高,孔隙水中的总溶解性磷和沉积物中释放的磷降低,水质改善明显^[98]。

2.4 水利措施

为满足人们防洪、供水、灌溉和航运等需求,在很多原本通江湖泊上修建闸坝,控制最低、最高水位以及水位波动。由于江湖阻隔,水体更新时间变长,水位天然波动消失,使得水体自净能力减弱,水环境容量降低,加之外源污染更容易引发湖泊富营养化。水利措施是通过调控闸坝工程,恢复江湖连通性、恢复水位天然波动,增加水体流动性,提高湖泊自我修复能力,主要包括引清水入湖、恢复水系连通、加强

水位波动等。引清水入湖可以在短时间内降低湖中营养物浓度, 加速水体交换, 缩短水体滞留时间, 同时促进高营养负荷湖水和浮游生物流出, 从而改善湖泊富营养化状况。引清水入湖的关键是清洁水源的大量引入, 该方法通常更适用于小型浅水湖泊或短期应急。对于大中型湖泊和水资源短缺地区, 受水资源条件的限制, 湖泊修复仍要以截污控污和其他修复措施为主。引清水入湖在美国华盛顿州的 Moses 湖和 Green 湖取得较好效果^[99-100], 在中国太湖、滇池和巢湖也有应用。滇池属于金沙江水系, 位于昆明主城区下游, 随着城市化进程和经济社会发展, 流域内污染负荷增加并最终进入滇池。自 20 世纪 70 年代后期滇池富营养化进程明显加快, 一度处于重度富营养状态, 水质为劣 V 类。为加强流域水环境治理、改善滇池水环境质量, 在加大城镇污水收集、治理农村面源污染的同时, 2013 年通过牛栏江—滇池补水工程将优质的牛栏江水引至滇池, 根据 2023 年生态环境质量公报, 滇池营养状态为中度, 水质为轻度污染, 水环境质量总体改善。

恢复江湖连通和水位天然波动, 可以促进水生植被恢复和良好发育, 发挥植被吸储、滞留和消解污染物的重要功能; 改善湖泊生境异质性, 提高物种多样性, 恢复食物网复杂性^[101]。湖泊高水位有利于减少底泥悬浮、促进湿地恢复; 低水位可改善水下光照条件, 刺激湖床种子萌发^[102-103]; 同时湖滨带季节性变浅或干涸可增加氧化还原电位和光照强度, 促进有机质和污染物分解, 增强底质对磷的吸附能力, 从而增强湖泊自净能力, 抑制富营养化趋势。在荷兰, 为降低洪水风险、满足农业用水和航运需求, 湖泊水位波动受到严格控制, 很多浅水湖泊因天然水位波动消失加之外源污染, 富营养化和生态系统退化严重。为改善湖泊状况, 政府将水位动态管理作为湖泊修复的重要手段之一, 通过扩大允许波动的上下限水位、探索水位瞬时下降的影响等恢复水位近自然波动, 恢复水下植被, 减少底泥悬浮, 改善水体浑浊状态, 也为水禽等提供栖息场所。

3 结论与展望

3.1 结 论

湖泊富营养化发生、发展和演变过程复杂。本文综述了稳态转换、营养盐控制、生物操纵以及环境基准等基础理论和最新研究进展, 其中的稳态转换关键阈值、迟滞效应、早期预警等, 氮磷浓度控制对藻类和水生植物的影响, 利用营养级联效应控制藻类以及修复目标确定可为湖泊修复提供重要支撑。营养物过剩是湖泊富营养化的根本原因, 根据修复理论, 结合国内外修复实践对湖泊修复技术进行讨论, 内外源污染的削减与控制是首要任务, 还需综合利用生物、水利等多种措施改善生态环境状况, 恢复生物多样性, 触发湖泊转换至清水态, 实现湖泊生态环境与生物的良好循环。

3.2 展 望

湖泊修复是一项复杂的系统工程, 要加强长期观测, 针对不同修复阶段特征制定相应的反馈策略。目前国内外开展了大量有关湖泊修复的理论研究, 并积累了较为丰富的实践经验, 但总体来看, 湖泊修复工作仍处于不断探索与深化阶段, 其理论体系尚不够完善, 一些科学问题仍有待深入研究。

(1) 湖泊修复目标研究。科学合理的修复目标是湖泊治理管理与修复的基础。目前中国尚未形成自己的湖泊环境基准。中国气候条件、地形地貌、植被类型等差异显著, 应综合考虑成湖过程、湖泊本底特征、湖泊功能, 结合流域经济社会发展与湖泊演变历程等, 深入研究制定湖泊环境基准的理论与方法, 分区分类制定湖泊营养物、沉积物基准, 既能体现湖泊的特异性, 又能提高基准的适用性, 以更好地确定湖泊修复目标, 可为湖泊修复规划、修复实践和长效管理提供科学依据。近些年, 气候变化加剧和大气污染对湖

泊的系统影响正在逐步深入,为湖泊环境基准建立带来了新挑战。

(2)营养盐限制因子研究。湖泊存在氮和磷的绝对限制和相对限制,但不同湖泊体现出的绝对和相对阈值差异显著。不同湖泊、甚至同一湖泊不同时段体现出的限制因子不同,或出现转换,因此,应进一步研究湖泊系统氮和磷的限制条件、限制阈值以及影响因素。当前,控磷和控氮在技术难度和治理成本上存在较大差异,在营养盐控制方面也尚未取得共识,仍需要通过大规模、长时间的全湖试验分析验证湖泊营养盐限制因子,研究确定营养盐阈值,同时进一步加强单一和双重营养盐控制的有效性论证。

(3)稳态转换阈值研究。湖泊生态系统中的非线性变化广泛存在,特别是稳态转换前后,生态系统结构和功能存在巨大差异,湖泊生态系统如何实现从量变的累积到质变的转换、触发稳态转换的关键因子,临界转换的系统阈值和反馈控制机制如何,以及如何利用稳态转换发出早期预警等,仍然是今后的研究重点,可在湖泊生态环境长期监测、生态安全预警等领域中有所应用,另外也可为湖泊监测—预警—保护—修复机制的建立提供科学依据。

(4)生物操纵理论尚有待完善。环境要素与水生生物间存在着复杂的影响、反馈以及反作用关系。水文过程、营养负荷、水温、光照、风浪等环境要素变化对水生生物的影响如何定量表达;由于食物网结构或营养级联效应,自上而下和自下而上的营养级联效应如何传递;水生生物群落间的定量关系如何建立等,应在生物操纵理论研究中进一步完善。此外,在生物操纵理论应用过程中,经典生物操纵对蓝藻爆发的控制作用,非经典生物操纵过程中出现的浮游植物小型化、幼鱼增加、生物多样性降低等问题,不同富营养化程度下的鲢、鳙放养阈值、放养时机,以及多种生物措施如何优化应用等也需要在理论研究中寻求答案和应对措施。

(5)科学的流域管控体系尚待完善。为更好地认识湖泊历史本底、外部影响、演化过程、管控效果等,应加快建立健全覆盖流域的湖泊监测评估管理体系,加强流域长系列观测和数据采集,利用模型模拟与实测数据分析评估富营养化风险,提前制定控制风险对策措施,实现从被动治理向主动预防、降低富营养化风险转变,为湖泊科学管控提供技术指导。

参考文献:

- [1] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 中国湖泊生态环境研究报告: 内容概要 [R]. 南京: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 2022. (Nanjing Institute of Geography & Limnology Chinese Academy of Sciences. Research report on lake ecological environment in China: summary of contents[R]. Nanjing: Nanjing Institute of Geography & Limnology Chinese Academy of Sciences, 2022. (in Chinese))
- [2] 秦伯强, 朱广伟, 杨宏伟, 等. 新方法、新理论为大湖环境治理和生态修复提供科技支撑 [J]. 中国科学院院刊, 2017, 32(6): 654-660. (QIN B Q, ZHU G W, YANG H W, et al. Support environmental management and ecological restoration in Lake Taihu with new methods and new theories[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2017, 32(6): 654-660. (in Chinese))
- [3] HU M Q, MA R H, XUE K, et al. Eutrophication evolution of lakes in China: four decades of observations from space[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 470: 134225.
- [4] HO J C, MICHALAK A M, PAHLEVAN N. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s[J]. *Nature*, 2019, 574(7780): 667-670.
- [5] SCHEFFER M, JEPPESEN E. Regime shifts in shallow lakes[J]. *Ecosystems*, 2007, 10(1): 1-3.
- [6] SCHEFFER M, CARPENTER S, FOLEY J A, et al. Catastrophic shifts in ecosystems[J]. *Nature*, 2001, 413(6856): 591-596.
- [7] van NES E H, RIP W J, SCHEFFER M. A theory for cyclic shifts between alternative states in shallow lakes[J]. *Ecosystems*, 2007, 10(1): 17-28.
- [8] KONG X Z, DONG L, HE W, et al. Estimation of the long-term nutrient budget and thresholds of regime shift for a large shallow lake in China[J]. *Ecological Indicators*, 2015, 52: 231-244.

- [9] van WIJK D, CHANG M Q, JANSSEN A B G, et al. Regime shifts in shallow lakes explained by critical turbidity[J]. *Water Research*, 2023, 242: 119950.
- [10] 张晨, 王超跃, 杨蕊, 等. 南四湖不同起调水位汛期调水风险传导规律 [J] 水科学进展, 2024, 35(5): 817-829. (ZHANG C, WANG C Y, YANG R, et al. Study on the water environment risk conduction of water diversion during flood season at different starting water levels of the Nansihu Lake[J]. *Advances in Water Science*, 2024, 35(5): 817-829. (in Chinese))
- [11] SCHINDLER D. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes[J]. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2012, 279(1746): 4322-4333.
- [12] RICHARDSON C J, KING R S, QIAN S S, et al. Estimating ecological thresholds for phosphorus in the Everglades[J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(23): 8084-8091.
- [13] REDFIELD A C. The biological control of chemical factors in the environment[J]. *Science Progress*, 1960, 11: 150-170.
- [14] CARPENTER S R, KITCHELL J F, HODGSON J R. Cascading trophic interactions and lake productivity[J]. *BioScience*, 1985, 35(10): 634-639.
- [15] McQUEEN D J, POST J R, MILLS E L. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1986, 43(8): 1571-1581.
- [16] GIBSON G, CARLSON R, SIMPSON J, et al. Nutrient criteria technical guidance manual: lakes and reservoirs[S]. Washington DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water, 2000.
- [17] BENNION H, BATTARBEE R. The European union water framework directive: opportunities for palaeolimnology[J]. *Journal of Paleolimnology*, 2007, 38(2): 285-295.
- [18] HARE S R, MANTUA N J. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989[J]. *Progress in Oceanography*, 2000, 47(2/3/4): 103-145.
- [19] SCHEFFER M, CARPENTER S R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation[J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2003, 18(12): 648-656.
- [20] WANG H J, WANG H Z, LIANG X M, et al. Total phosphorus thresholds for regime shifts are nearly equal in subtropical and temperate shallow lakes with moderate depths and areas[J]. *Freshwater Biology*, 2014, 59(8): 1659-1671.
- [21] MEIJER M L. Biomanipulation in the Netherlands: 15 years of experience[D]. Wageningen: Wageningen University, 2000.
- [22] 赵磊, 刘永, 李玉照, 等. 湖泊生态系统稳态转换理论与驱动因子研究进展 [J]. 生态环境学报, 2014, 23(10): 1697-1707. (ZHAO L, LIU Y, LI Y Z, et al. Survey on theory and driving factors of regime shifts on lake ecosystems[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(10): 1697-1707. (in Chinese))
- [23] KONG X Z, HE W, QIN N, et al. Integrated ecological and chemical food web accumulation modeling explains PAH temporal trends during regime shifts in a shallow lake[J]. *Water Research*, 2017, 119: 73-82.
- [24] BERTANI I, PRIMICERIO R, ROSSETTI G. Extreme climatic event triggers a lake regime shift that propagates across multiple trophic levels[J]. *Ecosystems*, 2016, 19(1): 16-31.
- [25] SCHEFFER M, BASCOMPTE J, BROCK W A, et al. Early-warning signals for critical transitions[J]. *Nature*, 2009, 461(7260): 53-59.
- [26] OFIR E, GAL G, GOREN M, et al. Detecting changes to the functioning of a lake ecosystem following a regime shift based on static food-web models[J]. *Ecological Modelling*, 2016, 320: 145-157.
- [27] BEISNER B E, DENT C L, CARPENTER S R. Variability of lakes on the landscape: roles of phosphorus, food webs, and dissolved organic carbon[J]. *Ecology*, 2003, 84(6): 1563-1575.
- [28] CAPON S J, LYNCH A J J, BOND N, et al. Regime shifts, thresholds and multiple stable states in freshwater ecosystems; a critical appraisal of the evidence[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 534: 122-130.
- [29] SU H J, CHEN J, WU Y, et al. Morphological traits of submerged macrophytes reveal specific positive feedbacks to water clarity in freshwater ecosystems[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 684: 578-586.
- [30] WARD D F L, WOTHERSPOON S, MELBOURNE-THOMAS J, et al. Detecting ecological regime shifts from transect data[J]. *Ecological Monographs*, 2018, 88(4): 694-715.
- [31] MAY R M. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states[J]. *Nature*, 1977, 269: 471-477.
- [32] NES V, SCHEFFER. Slow recovery from perturbations as a generic indicator of a nearby catastrophic shift[J]. *The American Naturalist*,

- 2007, 169(6): 738.
- [33] SPANBAUER T L, ALLEN C R, ANGELER D G, et al. Body size distributions signal a regime shift in a lake ecosystem[J]. *Proceedings Biological Sciences*, 2016, 283(1833): 20160249.
- [34] CARPENTER S R, COLE J J, PACE M L, et al. Early warnings of regime shifts: a whole-ecosystem experiment[J]. *Science*, 2011, 332(6033): 1079-1082.
- [35] CARON D A, LIM E L, SANDERS R W, et al. Responses of bacterioplankton and phytoplankton to organic carbon and inorganic nutrient additions in contrasting oceanic ecosystems[J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2000, 22: 175-184.
- [36] LEWIS W M, WURTSBAUGH W A, PAERL H W. Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(24): 10300-10305.
- [37] ABELL J M, ÖZKUNDAKCI D, HAMILTON D P, et al. Restoring shallow lakes impaired by eutrophication: approaches, outcomes, and challenges[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2022, 52(7): 1199-1246.
- [38] 杨东方, 张经, 陈豫, 等. 营养盐限制的唯一性因子探究 [J]. 海洋科学, 2001, 25(12): 49-51. (YANG D F, ZHANG J, CHEN Y, et al. The uniqueness of nutrient limitation[J]. *Marine Sciences*, 2001, 25(12): 49-51. (in Chinese))
- [39] 陈琼. 氮、磷对水华发生的影响 [J]. 生物学通报, 2006, 41(5): 12-14. (CHEN Q. The effects of elements N and P on water-bloom emergence[J]. *Bulletin of Biology*, 2006, 41(5): 12-14. (in Chinese))
- [40] GONZÁLEZ SAGRARIO M A, JEPPESEN E, GOMÀ J, et al. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations?[J]. *Freshwater Biology*, 2005, 50(1): 27-41.
- [41] 李瑞香, 朱明远, 陈尚, 等. 围隔生态系内浮游植物对富磷的响应 [J]. 生态学报, 2001, 21(4): 603-607. (LI R X, ZHU M Y, CHEN S, et al. Responses of phytoplankton on phosphate enrichment in mesocosms[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(4): 603-607. (in Chinese))
- [42] SMITH V H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton[J]. *Science*, 1983, 221(4611): 669-671.
- [43] ZHANG Y, SONG C L, JI L, et al. Cause and effect of N/P ratio decline with eutrophication aggravation in shallow lakes[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 627: 1294-1302.
- [44] VREDE T, BALLANTYNE A, MILLE-LINDBLOM C, et al. Effects of N:P loading ratios on phytoplankton community composition, primary production and N fixation in a eutrophic lake[J]. *Freshwater Biology*, 2009, 54(2): 331-344.
- [45] SCHINDLER D W, HECKY R E, FINDLAY D L, et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(32): 11254-11258.
- [46] BERGSTRÖM A K, JANSSON M. Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the Northern Hemisphere[J]. *Global Change Biology*, 2006, 12(4): 635-643.
- [47] XU S, WANG Y, HUANG B, et al. Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in different areas of Lake Taihu, China[J]. *Journal of Freshwater Ecology*, 2015, 30(1): 113-127.
- [48] 丰茂武, 吴云海, 冯仕训, 等. 不同氮磷比对藻类生长的影响 [J]. 生态环境, 2008, 17(5): 1759-1763. (FENG M W, WU Y H, FENG S X, et al. Effect of different N/P ratios on algal growth[J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2008, 17(5): 1759-1763. (in Chinese))
- [49] 许海, 朱广伟, 秦伯强, 等. 氮磷比对水华蓝藻优势形成的影响 [J]. 中国环境科学, 2011, 31(10): 1676-1683. (XU H, ZHU G W, QIN B Q, et al. Influence of nitrogen-phosphorus ratio on dominance of bloom-forming cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa*) [J]. *China Environmental Science*, 2011, 31(10): 1676-1683. (in Chinese))
- [50] KLAUSMEIER C A, LITCHMAN E, DAUFRESNE T, et al. Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton[J]. *Nature*, 2004, 429(6988): 171-174.
- [51] 王洪铸, 王海军, 李艳, 等. 湖泊富营养化治理: 集中控磷, 或氮磷皆控?[J]. 水生生物学报, 2020, 44(5): 938-960. (WANG H Z, WANG H J, LI Y, et al. The control of lake eutrophication: focusing on phosphorus abatement, or reducing both phosphorus and nitrogen?[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2020, 44(5): 938-960. (in Chinese))
- [52] SHAPIRO J, LAMARRA V, LYNCH M. Biomaniipulation: an ecosystem approach to lake restoration[C]. *Proceedings of a Symposium on Water Quality and Management through Biological Control*. Gainesville: University Press of Florida, 1975: 85-96.

- [53] 谢平, 陈隽, 刘佳睿. 非经典生物操纵驱动从水华向非水华的稳态转化: 来自武汉东湖的全湖验证实验 [J]. 湖泊科学, 2023, 35(1): 1-11. (XIE P, CHEN J, LIU J R. A regime shift from cyanobacterial steady state to non-cyanobacterial one by using non-traditional biomanipulation: a whole lake testing experiment in Lake Donghu, Wuhan[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2023, 35(1): 1-11. (in Chinese))
- [54] KE Z, XIE P, GUO L. In situ study on effect of food competition on diet shifts and growth of silver and bighead carps in large biomanipulation fish pens in Meiliang Bay, Lake Taihu[J]. *Journal of Applied Ichthyology*, 2008, 24(3): 263-268.
- [55] KAJAK Z, RYBAK J I, SPODNIIEWSKA I, et al. Influence of the planktonivorous fish hypophthalmichthys molitrix (Val.) on the plankton and benthos of the eutrophic lake[J]. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 1975, 22(2): 301-310.
- [56] 刘建康, 谢平. 揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜 [J]. 长江流域资源与环境, 1999, 8(3): 312-319. (LIU J K, XIE P. Unraveling the enigma of the disappearance of water bloom from the East Lake (Lake Donghu) of Wuhan[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 1999, 8(3): 312-319. (in Chinese))
- [57] 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 [J]. 生态科学, 2003, 22(3): 193-198. (LIU J K, XIE P. Direct control of microcystis bloom through the use of planktivorous carp: closure experiments and lake fishery practice[J]. *Ecological Science*, 2003, 22(3): 193-198. (in Chinese))
- [58] TRIEST L, STIERS I, van ONSEM S. Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms[J]. *Aquatic Ecology*, 2016, 50(3): 461-483.
- [59] REYNOLDS C S. The ecological basis for the successful biomanipulation of aquatic communities[J]. *Archiv Für Hydrobiologie*, 1994, 130(1): 1-33.
- [60] 谷娇, 崔小惠, 刘敏, 等. 生物操纵在富营养化湖泊生态恢复中的应用及问题综述 [J]. 生态科学, 2022, 41(2): 237-248. (GU J, CUI X H, LIU M, et al. Review on the applications and problems of biomanipulation in ecological restoration of eutrophic lakes[J]. *Ecological Science*, 2022, 41(2): 237-248. (in Chinese))
- [61] 史小丽, 杨瑾晟, 陈开宁, 等. 湖泊蓝藻水华防控方法综述 [J]. 湖泊科学, 2022, 34(2): 349-375. (SHI X L, YANG J S, CHEN K N, et al. Review on the control and mitigation strategies of lake cyanobacterial blooms[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2022, 34(2): 349-375. (in Chinese))
- [62] DOMAIZON I, DÉVAUX J. Impact of moderate silver carp biomass gradient on zooplankton communities in a eutrophic reservoir. Consequences for the use of silver carp in biomanipulation[J]. *Comptes Rendus de L'Académie Des Sciences-Series III-Sciences de La Vie*, 1999, 322(7): 621-628.
- [63] 刘其根, 张真. 富营养化湖泊中的鲢、鳙控藻问题: 争议与共识 [J]. 湖泊科学, 2016, 28(3): 463-475. (LIU Q G, ZHANG Z. Controlling the nuisance algae by silver and bighead carps in eutrophic lakes: disputes and consensus[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2016, 28(3): 463-475. (in Chinese))
- [64] 刘恩生. 生物操纵与非经典生物操纵的应用分析及对策探讨 [J]. 湖泊科学, 2010, 22(3): 307-314. (LIU E S. Analysis on biomanipulation, non-traditional biomanipulation and discussion of the countermeasures of biomanipulation application in waters[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2010, 22(3): 307-314. (in Chinese))
- [65] 吴锋, 赵建成, 陈小刚, 等. 生物操纵理论在浅水湖泊治理应用中的现状与展望 [J]. 环境科学与管理, 2016, 41(6): 158-160. (WU F, ZHAO J C, CHEN X G, et al. Application status and prospects of biomanipulation in shallow lake remediation[J]. *Environmental Science and Management*, 2016, 41(6): 158-160. (in Chinese))
- [66] DIONISIO PIRES L M, IBELINGS B W, BREHM M, et al. Comparing grazing on lake seston by dreissena and daphnia: lessons for biomanipulation[J]. *Microbial Ecology*, 2005, 50(2): 242-252.
- [67] UNION EUROPEAN. Directive 2000 /60 /EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy(OJ L 327 22.12. 2000 p. 1)[M]//Documents in European Community Environmental Law. Cambridge: Cambridge University Press, 2006: 879-969.
- [68] 董旭辉, 羊向东. 湖泊生态修复基准环境的制定: 古生态学面临的机遇 [J]. 湖泊科学, 2012, 24(6): 974-984. (DONG X H, YANG X D. Establishing reference condition for lake restoration: the opportunity for palaeoecology[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2012, 24(6): 974-984. (in Chinese))
- [69] 霍守亮, 马春子, 席北斗, 等. 湖泊营养物基准研究进展 [J]. 环境工程技术学报, 2017, 7(2): 125-133. (HUO S L, MA C Z, XI B D, et al. Progress in research on lake nutrient criteria[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2017, 7(2): 125-

133. (in Chinese))
- [70] 王莹, 田卫红, 孔德安. 湖泊营养物基准国内外研究进展及展望 [J]. 广东化工, 2022, 49(6): 123-125. (WANG Y, TIAN W H, KONG D A. Progress and prospect of the research on lake nutrient criteria[J]. Guangdong Chemical Industry, 2022, 49(6): 123-125. (in Chinese))
- [71] 吴丰昌, 孟伟, 宋永会, 等. 中国湖泊水环境基准的研究进展 [J]. 环境科学学报, 2008, 28(12): 2385-2393. (WU F C, MENG W, SONG Y H, et al. Research progress in lake water quality criteria in China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(12): 2385-2393. (in Chinese))
- [72] SMOL J P. The power of the past: using sediments to track the effects of multiple stressors on lake ecosystems[J]. *Freshwater Biology*, 2010, 55(s1): 43-59.
- [73] 陈云增, 杨浩, 张振克, 等. 水体沉积物环境质量基准建立方法研究进展 [J]. 地球科学进展, 2006, 21(1): 53-61. (CHEN Y Z, YANG H, ZHANG Z K. Review of approaches for deriving sediment quality guidelines[J]. Advances in Earth Science, 2006, 21(1): 53-61. (in Chinese))
- [74] 富国. 湖库富营养化敏感分级概念及指标体系研究 [J]. 环境科学研究, 2005, 18(6): 75-79. (FU G. Study of concept and indicators system on eutrophication sensitivity classification of lake and reservoirs[J]. Research of Environmental Sciences, 2005, 18(6): 75-79. (in Chinese))
- [75] 范成新, 刘敏, 王圣瑞, 等. 近 20 年来我国沉积物环境与污染控制研究进展与展望 [J]. 地球科学进展, 2021, 36(4): 346-374. (FAN C X, LIU M, WANG S R, et al. Research progress and prospect of sediment environment and pollution control in China in recent 20 years[J]. Advances in Earth Science, 2021, 36(4): 346-374. (in Chinese))
- [76] 胡开明, 逢勇, 王华. 太湖湖体总氮平衡及水质可控目标 [J]. 水科学进展, 2012, 23(4): 555-562. (HU K M, PANG Y, WANG H. On the total nitrogen balance and water quality controllable target in Taihu Lake[J]. Advances in Water Science, 2012, 23(4): 555-562. (in Chinese))
- [77] 刘雪梅, 章光新. 气候变化对湖泊蓝藻水华的影响研究综述 [J]. 水科学进展, 2022, 33(2): 316-326. (LIU X M, ZHANG G X. A review of studies on the impact of climate change on cyanobacteria blooms in lakes[J]. Advances in Water Science, 2022, 33(2): 316-326. (in Chinese))
- [78] 姚程, 胡小贞, 姜霞, 等. 太湖贡湖湾人工湖滨带水生植物恢复及其富营养化控制 [J]. 湖泊科学, 2021, 33(6): 1626-1638. (YAO C, HU X Z, JIANG X, et al. Macrophytes restoration and its effects on eutrophication control in rehabilitated lakeshore zone of Gonghu Bay, Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, 33(6): 1626-1638. (in Chinese))
- [79] 马巍, 李必琼, 杨凡, 等. 抚仙湖北岸生态调蓄带工程入湖污染物减排效益核算 [J]. 中国水利水电科学研究院学报(中英文), 2024, 22(2): 129-137. (MA W, LI B Q, YANG F, et al. Estimation of the benefit of reducing pollutants into lake for the ecological storage zone project in the north shore of Fuxian Lake basin[J]. Journal of China Institute of Water Resources and Hydropower Research, 2024, 22(2): 129-137. (in Chinese))
- [80] 胡开明, 王水, 逢勇. 太湖不同湖区底泥悬浮沉降规律研究及内源释放量估算 [J]. 湖泊科学, 2014, 26(2): 191-199. (HU K M, WANG S, PANG Y. Suspension-sedimentation of sediment and release amount of internal load in Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2014, 26(2): 191-199. (in Chinese))
- [81] ALHAMARNA M Z, TANDYRAK R. Lakes restoration approaches[J]. *Limnological Review*, 2021, 21(2): 105-118.
- [82] 吴昊, 史蒂芬·布伦斯, 赵进勇. 一体化装配式深水曝气平台系统及其在湖泊水库生态修复工程中的应用 [J]. 水利水电技术(中英文), 2023, 54(S1): 251-258. (WU H, BRUNS S, ZHAO J Y. Integrated assembled deep water aerator(TIBEAN) and its applications in lake and reservoir management and remediation[J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2023, 54(S1): 251-258. (in Chinese))
- [83] 马越, 黄廷林, 丛海兵, 等. 扬水曝气技术在河道型深水水库水质原位修复中的应用 [J]. 给水排水, 2012, 38(4): 7-13. (MA Y, HUANG T L, CONG H B, et al. Application of the technology of water-lifting and aeration on water quality in-situ restoration in a deep channel reservoir[J]. Water & Wastewater Engineering, 2012, 38(4): 7-13. (in Chinese))
- [84] 黄廷林, 朱倩, 邱晓鹏, 等. 扬水曝气技术对周村水库藻类的控制 [J]. 环境工程学报, 2017, 11(4): 2255-2260. (HUANG T L, ZHU Q, QIU X P, et al. Algae control by water-lifting aerator in Zhoucun Reservoir[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, 11(4): 2255-2260. (in Chinese))
- [85] 张春晓, 黄廷林, 张轩, 等. 扬水曝气诱导自然混合持续改善水质效果评价 [J]. 环境科学学报, 2024, 44(10): 1-12.

- (ZHANG C X, HUANG T L, ZHANG X, et al. Assessment of water quality improvement through continuous natural mixing induced by WLAs[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2024, 44(10): 1-12. (in Chinese))
- [86] 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[J]. *科学通报*, 2004, 49(15): 1523-1528. (FAN C X, ZHANG L, WANG J J. The processes and mechanism of influences from sediment dredging internal loads on internal loading[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2004, 49(15): 1523-1528. (in Chinese))
- [87] 濮培民, 王国祥, 胡春华, 等. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗?[J]. *湖泊科学*, 2000, 12(3): 269-279. (PU P M, WANG G X, HU C H, et al. Can we control lake eutrophication by dredging?[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2000, 12(3): 269-279. (in Chinese))
- [88] 秦伯强, 杨柳燕, 陈非洲, 等. 湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用[J]. *科学通报*, 2006, 51(16): 1857-1866. (QIN B Q, YANG L Q, CHEN F Z, et al. Mechanism, control technique and its application of lake eutrophication[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2006, 51(16): 1857-1866. (in Chinese))
- [89] BJÖRK S, POKORNÝ J, HAUSER V. Restoration of lakes, streams, floodplains, and bogs in Europe[M]. Dordrecht: Springer, 2010: 101-122.
- [90] XU D, DING S M, SUN Q, et al. Evaluation of in situ capping with clean soils to control phosphate release from sediments[J]. *The Science of the Total Environment*, 2012, 438: 334-341.
- [91] WELCH E B, DEGASPERI C L, SPYRIDAKIS D E, et al. Internal phosphorus loading and alum effectiveness in shallow lakes[J]. *Lake and Reservoir Management*, 1988, 4(2): 27-33.
- [92] YIN C J, HE W C, GUO L G, et al. Can top-down effects of planktivorous fish removal be used to mitigate cyanobacterial blooms in large subtropical highland lakes?[J]. *Water Research*, 2022, 218: 118483.
- [93] 汤志凯, 张毅敏, 杨飞, 等. 3种水生植物腐解过程中磷营养物质迁移、转化过程研究[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(3): 716-721. (TANG Z K, ZHANG Y M, YANG F, et al. Migration and transformation of phosphorus nutrients in the decomposition process of three aquatic plants[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(3): 716-721. (in Chinese))
- [94] 张长平, 王相, 王晓欧, 等. 白洋淀沉水植物机械收割对淀区水质影响分析[J]. *河北工业大学学报*, 2023, 52(3): 69-75. (ZHANG C P, WANG X, WANG X O, et al. Analysis on the effects of submerged plant mechanical harvesting on water quality in Baiyangdian Lake[J]. *Journal of Hebei University of Technology*, 2023, 52(3): 69-75. (in Chinese))
- [95] 梁翼东, 匡箴, 孙宁泽, 等. 不同植物组合的生态浮床对浅水富营养化湖泊水质净化效果及浮游动物群落结构的影响[J]. *大连海洋大学学报*, 2023, 38(2): 302-310. (LIANG Y D, KUANG Z, SUN N Z, et al. Effects of different ecological floating bed plant assemblages on water purification and zooplankton community structure in shallow eutrophic lakes[J]. *Journal of Dalian Ocean University*, 2023, 38(2): 302-310. (in Chinese))
- [96] 陈炼钢, 陈黎明, 徐祎凡, 等. 水位变化对鄱阳湖苦草潜在生境面积的影响[J]. *水科学进展*, 2020, 31(3): 377-384. (CHEN L G, CHEN L M, XU Y F, et al. Effects of water level fluctuation on the potential habitat area of *Vallisneria natans* in Poyang Lake[J]. *Advances in Water Science*, 2020, 31(3): 377-384. (in Chinese))
- [97] ZENG L, HE F, DAI Z G, et al. Effect of submerged macrophyte restoration on improving aquatic ecosystem in a subtropical, shallow lake[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 106: 578-587.
- [98] ZHANG X F, TANG Y L, JEPPESEN E, et al. Biomanipulation-induced reduction of sediment phosphorus release in a tropical shallow lake[J]. *Hydrobiologia*, 2017, 794(1): 49-57.
- [99] WELCH E B. Should nitrogen be reduced to manage eutrophication if it is growth limiting? Evidence from Moses Lake[J]. *Lake and Reservoir Management*, 2009, 25(4): 401-409.
- [100] WELCH E B. The dilution/flushing technique in lake restoration[J]. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 1981, 17(4): 558-564.
- [101] 王洪铸. 引江济湖的主要目的不是稀释污染物, 而是修复自然水文节律及自净能力[J]. *水生生物学报*, 2021, 45(3): 692-699. (WANG H Z. The main target of connection of lakes with rivers is not to dilute pollutants, but to rehabilitate natural hydrological regimes and self-purification function[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2021, 45(3): 692-699. (in Chinese))
- [102] HANSON M A, HERWIG B R, ZIMMER K D, et al. Rehabilitation of shallow lakes: time to adjust expectations?[J]. *Hydrobiologia*, 2017, 787(1): 45-59.
- [103] HAMILTON D, MITCHELL S. Wave-induced shear stresses, plant nutrients and chlorophyll in seven shallow lakes[J]. *Freshwater Biology*, 1997, 38(1): 159-168.

Research progress in theories and approaches for lake ecosystem restoration*

CHANG Tong¹, LI Jianqiang¹, CHEN Wenxue², GUO Xuning¹, LIU Weifeng¹, LI Yunling¹, WU Fengyan³

(1. *General Institute of Water Resources and Hydropower Planning and Design, Ministry of Water Resources, Beijing 100120, China;*

2. *China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China;*

3. *Hubei Water Resources Research Institute, Wuhan 430064, China*)

Abstract: Lake eutrophication is becoming increasingly severe worldwide, not only affecting sustainable development of water resources, leading to degraded ecosystem functions, but also threatening socio-economic development and ecological security. This paper provides a systematic review of basic theories and the latest research progress on lake ecosystem restoration, including regime shift, nutrient control, biological manipulation and environmental criteria. It also outlines the restoration approaches of internal and external nutrient loads reduction, biological measures and water conservancy measures based on domestic and international restoration practices. Lake restoration is a long-term and arduous task, to address the current unresolved issues and the new changing environment, research prospects of setting restoration goals, determining nutrient loads thresholds, quantifying aquatic communities relations, and building watershed management and control system are proposed in order to provide scientific support for lake restoration.

Key words: eutrophication; regime shift; nutrient control; biological manipulation; environmental criteria; lake restoration

* The study is financially supported by the National Key R&D Program of China (No. 2023YFC3206804; No. 2023YFC3206505).