

基于滇池水生态系统演替的富营养化控制策略

郭怀成, 王心宇, 伊 璇

(北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871)

摘要: 自20世纪80年代以来, 滇池开始爆发大规模蓝藻水华。滇池治理一直以提高水质为主要目标, 以污染控制为主要手段。近10年来, 滇池水质虽呈现明显好转趋势, 但长期实施的污染控制工程并未有效抑制蓝藻水华爆发。通过浅析滇池富营养化特征, 分析当前治理思路和方法中存在的不足, 并结合生态系统稳态转换理论和一些国内外富营养湖泊治理经验, 认为滇池具备在较高营养盐浓度(V类水质)下恢复清水草型生态系统的可行性, 提出滇池治理可以适当降低对水质的要求, 在污染物控制的基础上辅以生态修复措施的治理思路, 最终实现滇池生态系统由浊水—藻型向清水—草型演替。

关键词: 水生态系统; 稳态转化; 富营养化; 控制策略; 滇池

20世纪初, 一些欧美国家的湖泊发生富营养化现象, 开始引起人们对该问题的关注和研究^[1]。到20世纪70年代, 富营养化已逐渐成为困扰全球湖泊治理的首要问题, 各国都开展了针对湖泊富营养化形成机制和控制对策研究^[2,3]。然而目前对于湖泊富营养化与蓝藻水华爆发的关系仍缺乏深入研究, 尤其对浅水湖泊的富营养化机制认识不足, 全球范围内浅水富营养化湖泊的治理效果并不显著^[4]。从现有浅水富营养化湖泊的治理成果看, 较为有代表性的是日本的霞浦湖^[5]、美国的Okeechobee湖^[6]以及匈牙利的Balaton湖^[7]等, 然而这些湖泊虽然成功地削减了湖内营养盐负荷, 但仍未能有效控制水华的爆发。目前, 普遍认为富营养化控制的途径分为3类: 外源削减与控制、内源削减与控制和水生生态系统恢复与重建^[8]。总结国外经验, 富营养化湖泊治理应当首先充分控制外源污染与内源负荷, 并在此基础上结合生态修复从而实现综合治理^[9]。

滇池水质迅速恶化始于20世纪90年代, 蓝藻水华在每年4-11月集中爆发。国家和地方政府对于滇池的治理力度从“九五”以来不断加大^[10-12], 但湖泊富营养化状态和蓝藻水华并未得到有效遏制。回顾滇池治理历程^[13], 主要可以概括为: 工业污染治理、生活污水治理、面源污染治理、内源控制工程和生态治理工程, 其中外源污染控制措施是治理的主要手段。本文试图通过剖析滇池富营养化与蓝藻水华爆发的特征, 基于水生态系统演替及稳态转换的观点, 针对目前滇池治理思路和方法存在的不足, 提出富营养化和蓝藻水华的防控策略。

1 滇池营养状态演替历程

自20世纪70年代以来, 滇池经历了由贫营养向富营养的快速演替过程, 以及生态系

收稿日期: 2012-08-08; 修订日期: 2013-03-08

基金项目: 国家自然科学基金项目(41222002); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07102-001)

作者简介: 郭怀成(1953-), 男, 北京人, 教授, 博士生导师, 从事环境规划与管理方面研究。

E-mail: hcguo@pku.edu.cn

统由清水—草型向浊水—藻型的剧烈退化过程。滇池营养状态的演替与人类活动密不可分, 人类影响主要可以分为两类: 围湖造田对湖滨带生境的破坏和城市生活污水及城市、农业面源等排放对滇池水质的污染。

1.1 围湖造田严重破坏了滇池湖滨带的生境状况

滇池流域的围湖造田始于元朝, 从那时就开始通过降低水位、填湖等方式不断将滇池的浅滩和湿地变为农田。新中国成立后, 填湖造田的力度更大, 尤其是20世纪70年代初的“围海造田”运动, 填去了草海70%的面积。至今, 滇池水面面积从最初的500 km²减少为297 km²^[14]。伴随填湖造田过程, 原有的天然湖滨带、浅水湿地被完全破坏, 流域社会经济活动区域越来越靠近湖体, 从而加大了滇池的防洪压力。从60年代开始在滇池沿岸修筑直立防洪堤坝, 至今滇池84%的湖滨带修筑了水泥堤^①, 导致滇池水生生态系统与陆地生态系统被彻底隔绝。

1.2 污染物超标排放严重恶化滇池水质

滇池流域的工业自20世纪70年代末期开始大规模发展, 初期主要以冶金、化肥等粗放式工业为主^[2], 到80年代中后期, 滇池周边已经是厂矿遍布, 产生的大量污染物未经任何处理就排入滇池, 造成了滇池水质迅速恶化。70年代中后期滇池外海、草海水质为Ⅲ类, 但至90年代, 已全面恶化为劣Ⅴ类^[15]。近年来随着昆明市多座污水处理厂的陆续建成, 滇池流域的点源污染得到了较好控制, 但由于点源污染物的产生量大, 因此入湖负荷仍超过滇池环境容量。相比之下, 农业和城市面源污染物的产生量虽然较小, 但对面源污染控制程度较低, 污染物的排放比例高^[16]。

1.3 滇池营养状态演替历程

湖泊发育都会经历从贫营养到富营养的演变过程, 但人类干预会加剧这一进程, 并催生湖泊生态系统退化。人为污染造成的湖泊营养状态演变过程可分为3个阶段^[17]: ① 初期有机污染阶段, 即有大量城市污水排入湖体, 湖水呈现有机型污染特征 (特征污染物为BOD₅); ② 进入富营养化的第二阶段, 有机污染物被藻类利用, 形成局部水华; ③ 深度富营养化阶段, 此时湖体营养盐 (TN、TP) 浓度高, 藻类成为生态系统的优势种, 并形成更大范围的蓝藻水华。

滇池从20世纪80年代中后期开始出现富营养化, 经历短暂的初期有机污染阶段后, 于90年代进入富营养化的第二阶段, 现已处在深度富营养化阶段。从污染类型看, 2004年以前, 滇池湖体中有机污染物和营养盐浓度均较高, COD、BOD₅、TN、和TP等指标均超过Ⅴ类水标准, 湖水呈有机污染型, 以厌氧、黑臭为主要危害。2004年后, 随着城市污水处理和污染控制工程的实施, 湖内有机污染物得到有效控制。以BOD为例, 1999年滇池外海BOD浓度为6.08 mg/L, 是1998年以来的最高值, 自2001年BOD浓度开始逐步下降, 于2004年首次达到了地表水Ⅲ类 (4mg/L) 标准, 并维持至今 (图1)。然而1998-2010年间营养盐浓度呈增高趋势, 如TN浓度自2002年一直呈现上升趋势, 成为劣Ⅴ类水质的超标污染物 (图2)。当前, 滇池水体主要表现为植物营养 (TN、TP) 型污染, 其特征为蓝藻水华频发, 对水体透明度和溶解氧构成严重影响, 进而对水生生物生存造成伤害 (图3)。

为应对严重的富营养化发展趋势, 自“九五”以来, 国家和地方在滇池开展了大量的

① 郭怀成, 刘永, 周丰, 等. 国家水体污染控制与治理科技重大专项验收技术报告——河流社会经济结构调整及水污染综合防治中长期规划研究。

治理工作。就目前滇池治理的主要途径来看，依然是针对入湖污染负荷的削减和对湖水水质的提高方面。这种治理思路从滇池富营养化初期延续至今，尽管在初期有机型污染的治理中起到了显著的效果，然而滇池现已处于深度富营养化阶段，在主要特征污染物为N、P营养盐的情况下，传统的治理思路是否需要做出调整？本文将在前述分析的基础上，辨析滇池富营养化与蓝藻水华发生机制及当前治理思路存在的风险，提出滇池富营养化与蓝藻水华的防控策略。

2 滇池富营养化特征与稳态转化理论

2.1 滇池进入深度富营养化阶段，蓝藻爆发呈现周年性、全湖性 根据滇池外海 1998-2010 年的水质数据，利用修正卡尔森富营养化指数评价法，对滇池外海营养状态进行评价（表 1）。滇池近 10 余年来一直处于重度富营养状态，且尚未呈现出好转趋势，而滇池蓝藻水华爆发的情况也呈加重之势。滇池自 20 世纪 80 年代出现蓝藻水华，到 90 年代蓝藻水华问题日益突出，到 2001 年滇池首次出现周年性水华，每年 4-11 月为水华爆发的集中期，并在 5-7 月、9-11 月出现两个蓝藻水华爆发高峰期，近年来更发展成为全年性、全湖性蓝藻水华。在水华爆发最严重时，外海水体表层藻类叶绿素含量最高可达 5000 mg/m^3 ，外草海可达 2600 mg/m^3 ^[18]，藻体在水面聚集形成数厘米厚的藻浆，造成水体景观恶化，并且随藻体死亡分解产生恶臭。根据李蒙等^[19]的研究，滇池小面积水华主要分布在外海北部，外海西岸及东岸湖湾区域，但在水华高发期内，水华可蔓延到滇池南部海口一带。

2.2 滇池水质、水生态对流域营养物质负荷削减呈非线性、滞后响应特征 滇池的浅水湖泊特征很大程度决定了其营养盐变化规律和水华爆发机制。通过对浅水湖泊富营养化控制的研究，人们发现浅水富营养化湖泊中藻类，尤其是蓝藻，对于外源性营养盐的控制反映迟缓^[20]。这也导致了滇池水质和水生态系统对流域营养物负荷削减呈现出非线性和滞后响应的特征。究其原因，首先，浅水湖泊的动力扰动造成内源污染物不断释放，从而削弱了外源控制的效果。浅水湖泊水深较浅，风浪过程易导致沉积物悬浮^[21]，有机颗粒物在底

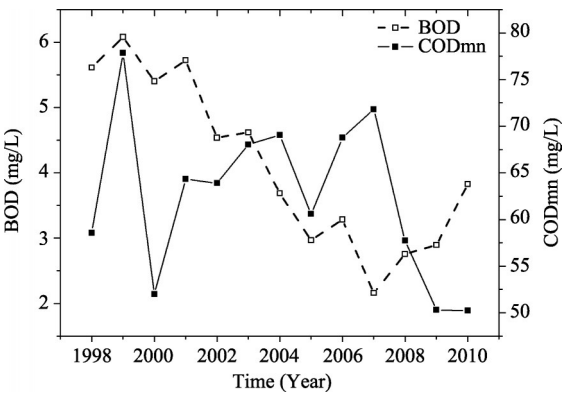


图 1 1998-2010 年滇池外海 BOD、COD_{Mn} 变化趋势^②
Fig. 1 Temporal variations of BOD and COD_{Mn} in the Waihai part of the Dianchi Lake during the period 1998-2010

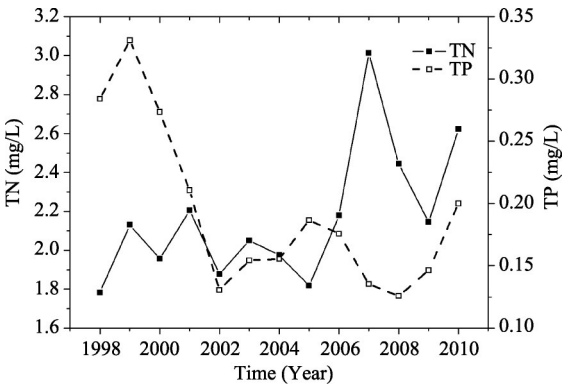


图 2 1998-2010 年滇池外海总氮、总磷浓度变化趋势^②
Fig. 2 Temporal variations of nitrogen and phosphorous in the Waihai part of the Dianchi Lake from 1998 to 2010

② 数据来源：云南省昆明市环境监测中心。图 3 同。

泥中降解后释放营养盐, 成为浅水湖泊营养盐的重要来源^[22]。对滇池这种浅水且水体交换缓慢的湖泊而言, 内源污染物在水—沉积物界面的交换作用, 会对湖体营养盐负荷的削减效果造成严重影响。Liu 等^[23]的研究表明, 在TN 负荷削减达50%的情况下, 滇池湖体的TN 浓度仅下降22%, 若使水质提高到IV类水平, 则TN、TP 均须在现有水平下削减66%。

浅水湖泊水华对外源营养盐控制反应缓慢的另一原因, 是蓝藻对营养盐变化具有很强的适应机制。根据多年资料, 滇池水华的主要藻类是蓝藻^[24], 蓝藻自身的储磷固氮和浮力调节机制可以保证其在营养盐匮乏环境中的生存^[25,26]。荷兰的VESIJARVI 湖, 在20 世纪70 年代初期曾将TP 浓度去除了70%, 维持在0.05 mg/L 的水平, 但水华依然持续肆虐多年^[27]。Liu 等^[28]的研究表明, 在流域负荷削减率达到50%水平下, Chla 浓度仅下降18%, 即使将滇池水质控制在III类, Chla 浓度仍可达37-61 ug/L, 依然存在蓝藻水华爆发的较高风险。

2.3 富营养化湖泊的稳态转化机制 20 世纪80 年代, 湖泊学家提出了浅水湖泊的多稳态理论。多稳态现象是指在相同外界环境条件下, 生态系统有可能出现两种或多种不同的稳定状态^[29]。对于富营养化湖泊, 相同的外界条件主要指营养盐水平、湖区气候等, 不同稳定状态则指“清水—草型”和“浊水—藻型”的生态系统稳定状态。在转化机制研究方面, Scheffer 等^[30,31]提出了经典的湖泊生态系统的稳态转化模型, 认为“清水草型状态”和

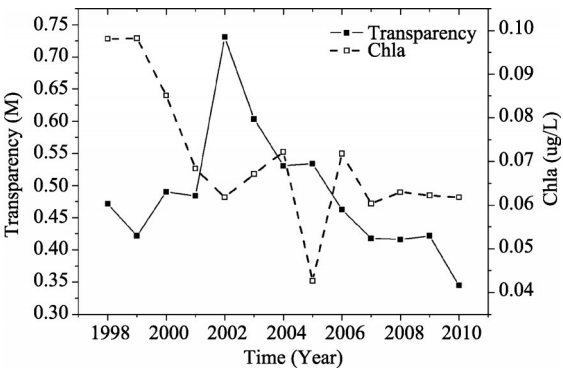


图3 1998-2010年滇池外海水体透明度、叶绿素a浓度变化趋势
Fig. 3 Temporal variations of transparency and chla in the Waihai part of the Dianchi lake during the period 1998-2010

表1 滇池外海富营养化程度评价

Tab. 1 Assessment of the eutrophication in the Waihai part of the Diachi lake during the period from 1998 to 2010 using the modified Carlson TSI

	SD	COD _(Mn)	TP	TN	Chla	综合	营养状态
1998	65.8	109.4	73.9	64.3	74.8	77.6	重度富营养
1999	67.9	116.9	76.4	67.3	74.8	80.7	重度富营养
2000	65.0	106.2	73.3	65.9	73.3	76.7	重度富营养
2001	65.3	111.9	69.1	67.9	70.9	77.0	重度富营养
2002	57.3	111.7	61.3	65.2	69.8	73.0	重度富营养
2003	61.0	113.4	64.0	66.7	70.7	75.1	重度富营养
2004	63.5	113.7	64.1	66.1	71.5	75.8	重度富营养
2005	63.4	110.3	67.1	64.7	65.8	74.2	重度富营养
2006	66.1	113.6	66.1	67.7	71.4	77.0	重度富营养
2007	68.1	114.8	61.9	73.2	69.5	77.5	重度富营养
2008	68.2	109.0	60.7	69.7	70.0	75.5	重度富营养
2009	67.9	105.3	63.2	67.5	69.9	74.7	重度富营养
2010	71.9	105.3	68.2	70.9	69.8	77.2	重度富营养

“浊水藻型状态”在某一营养阶段均有可能出现,在强力的外界干扰下,可以实现两种状态间的相互转化。

营养盐负荷是决定草型或藻型生态系统是否稳定的先决条件^[32],对于湖泊稳态转化发生的营养水平区间的研究很多,秦伯强等^[33]认为,对于水深2 m左右的浅水湖泊,TP区间为0.07-0.09 mg/L。也有学者认为,对于蓝藻水华型湖泊,不同湖泊营养盐的转化区间浓度大致相近,TN为1-10 mg/L,TP为0.01-0.1 mg/L^[4]。在满足稳态转化的营养盐区间内,外界扰动如风浪、高洪水位、鱼类牧食等会引起“草型稳态”向“藻型稳态”的转换。美国佛罗里达州的Apoka湖在20世纪40年代,TP、和TN浓度分别为0.187 mg/L,和4.41mg/L,处在稳态转化区间内,该湖在受到一次强烈的风暴过程后,由清水草型湖泊逐步转为高浊度、蓝藻水华频发的藻型湖泊^[34]。武汉东湖在70年代因鱼类过度牧食,造成草型生态系统崩溃而转向藻型生态系统,也经历了湖泊稳态转化过程^[35]。

若促使“藻型稳态”向“草型稳态”转化,则需给予生态系统强烈的人为干预,主要手段是人工还原湿地系统,人为协助恢复水生植物群落。李文朝等^[36]曾于1992-1993年在五里湖开展了稳态转换围格实验,依次通过控制实验区营养盐负荷、种植水生植物,成功实现了五里湖实验区生态系统从浊水—藻型稳态向清水—草型稳态的转变,并将茂密沉水植物和清澈水质维持了一定时期。“十一五”期间,滇池草海也进行了稳态转化的围格实验^③,在TN浓度为2.2-11.4 mg/L,TP浓度为0.27-0.92 mg/L的条件下,构建并维持了实验区内清水草型的稳定生态环境,区内植物覆盖度达到80%,透明度达到1.5 m。

自然状态下,湖泊生态系统由清水草型向浊水藻型转变的案例很多,但目前所观测到的藻型系统向草型系统的转化只发生在人工构建的小范围水域内,且这种转化需要大量的人为干扰,大面积推广的操作性还有待研究。但稳态转换理论为富营养化湖泊的治理打开了全新的视角。富营养化问题产生的根源是湖泊生态系统遭到破坏,优势物种发生变化。因此要想从根本上解决富营养化,尤其是控制蓝藻水华爆发,更应从生态学角度出发,以改善湖滨带生境状况和生态修复作为主要治理手段,从而实现由浊水—草型向清水—草型稳态生态系统演替。

3 滇池富营养化与蓝藻水华控制策略

3.1 滇池富营养化治理与蓝藻控制的传统思路 自滇池富营养化问题凸显以来,治理的力度不断加大,但蓝藻水华一直未得到有效控制。回顾滇池治理历程,长期以提高水质为主要目标,以污染控制为主要手段。对于滇池这种重污染浅水湖泊,尤其在其污染初期,通过污染控制手段降低污染负荷十分必要,是控制蓝藻水华爆发、恢复湖泊生态环境的必要条件之一。

盛虎等^[37]通过数据反演,研究了滇池外海蓝藻水华的爆发规律,结果表明,将滇池外海的TN、TP浓度控制在Ⅴ类水标准以内可以显著地降低蓝藻水华爆发的频率,但进一步的控制并不一定能确保降低水华爆发频率。滇池外海水质从2001年起就已基本达到Ⅴ类水标准,但水华控制却未见起色。相比之下,同为云南高原湖泊的异龙湖(水质为劣Ⅴ类)却在高营养盐水平下,维持了清水草型生态系统。1998-2008期间异龙湖TN浓度在

③ 宋立荣,李根宝,赵进东,等. 水体污染控制与治理科技重大专项验收技术报告——湖泊生态系统退化调查研究与修复途径的关键技术研究及示范工程。

2-3 mg/L, TP 浓度在 0.3-1.0 mg/L 之间, 而 chl_a 浓度仅在 20 μg/L 左右^④, 且水草生长状态良好。可见, 对于目前的滇池而言, 实施单一的水质目标控制, 难以降低富营养化水平和水华爆发频率。因此, 可以考虑采取提高水质与恢复生态相结合的思路, 最终促进水生态系统的转化。

3.2 滇池富营养化治理与蓝藻控制思路转变的必要性 在滇池污染初期, 尤其在 20 世纪 90 年代有机污染占主导的时期, 进行污染控制是滇池治理的必然选择, 且对于有机污染物, 依靠污水处理可以得到非常好的治理效果。然而目前滇池已处于重度富营养化阶段, 其污染类型从有机型转化为氮、磷营养型, 蓝藻水华呈现周年性爆发。针对滇池的富营养化特征, 若再仅将水质改善作为滇池治理目标, 不仅难以实现对滇池富营养化的控制和生态系统恢复的需求, 而且治理成本也会大大提高。

3.2.1 常规污染控制手段难以满足滇池对营养盐的去除要求 目前滇池流域的污水处理厂的出水水质全部达到一级 A 标准: TP 浓度为 0.5 mg/L, TN 浓度为 15 mg/L。但这一浓度仍远高于污染物在湖体内的浓度: TP 为 0.442 mg/L, TN 为 5.63 mg/L^①。目前, 流域的污染控制措施已较为完善, 城市生活污水和工业废水的处理量达到 110 万 m³/d, 因此若仅通过污染控制进一步改善水质, 将面临较高成本。

3.2.2 滇池流域城市面源和农村面源污染严重 目前滇池流域的面源污染尚未得到很好控制, 现有环湖截污工程可对面源污染的拦截率不到 50%^①, 且被拦截下的污水经雨水处理站处理后, N、P 浓度仍相对较高。对面源控制比较有效的方法是湖滨湿地等生态手段, 白洋淀水陆交错带的研究表明: 芦苇湿地可以截留地表径流 64% 的 TP 和 92% 的 TN^[38]。

3.2.3 滇池湖泊内源释放对营养盐浓度影响大 对滇池这样的重污染浅水湖泊, 即便在外源零排放的情况下, 内源释放也会使水体营养盐浓度居高不下。因此提高滇池水质, 降低营养盐浓度, 必须加强对滇池内源沉积物的治理力度, 控制内源污染的主要手段是清淤和恢复水生植被^[39]。

3.2.4 稳态转化机制将使滇池在较高营养盐水平下恢复健康水生态系统成为可能 根据稳态转换理论, 目前滇池生态系统处于“浊水—藻型”, 而滇池最终目标是恢复“清水—草型”稳态, 因此应促使两种稳态之间发生转换。虽然现有稳态转换成功案例多是围格实验的结果, 大规模推广效果并不确定, 且对转换营养盐阈值仍存在较大争议。然而, 那种一味追求滇池污染控制要实现 III 类水质目标要求, 其治理成本巨大, 在经济上是难以承受的。根据学者们对稳态转化阈值区间的现有认识, 以及对滇池蓝藻水华爆发规律的研究和草海围格试验的结果, 滇池的稳态转化的营养盐浓度可能在 V 类水附近, 在这个阈值范围内, 通过人为生态干扰, 如重建湖滨水陆交错带、恢复湿地系统和水生植物等手段, 从而促使滇池生态系统的转变。

3.3 滇池富营养化与蓝藻水华控制的生态思路 根据对滇池开展生态治理的必要性分析, 滇池治理的任务是进一步削减滇池营养盐负荷, 控制湖体内源污染物释放, 改造滇池湖滨带, 恢复湿地区水生植被, 最终目标是促使滇池现状的“浊水—藻型”生态系统向“清水—草型”生态系统演替。

3.3.1 科学控制滇池内源释放 治理内源污染的主要方法是恢复水生植被和清淤底泥^[40]。水生植被对于内源污染物的控制主要体现在减少沉积物的动力悬浮和吸收底泥中营养盐。20 世纪 60 年代, 滇池植物生长深度达水下 4 m^[41], 但是, 由于沿湖岸修建了大量堤坝, 从

④ 数据来源: 红河州环境监测站。

而极大地破坏了滇池湖滨区的生境状况,使得处于不同生态位的水生植物,如沉水植物—浮水植物—浮叶植物—挺水植物—湿生植物的物种结构消失,导致整个湖体内生物多样性锐减。滇池水生植物的生长需要低水位环境^[42],因此针对目前滇池现状,恢复水生植被应首先进行湿地浅滩的恢复,为植物提供生长空间。底泥疏浚主要是通过疏挖底泥去除其所含的污染物^[43],但底泥疏浚工程需要慎重开展,全湖性清淤更可能大范围削弱湖体自净能力,因此只可作为内源控制的辅助手段。

3.3.2 改造湖滨带,为滇池水生植被恢复提供生存空间 据调查,滇池外海天然湿地仅在部分河口与湖泊连接处有零星分布,总面积仅为 36 hm²,与外海 298 km²的水面相比,其微乎其微。由此可见,与滇池湖体紧密相连的湿地生态系统,现基本荡然无存。虽然自 2008 年以来,陆续开展了“四退三还”的还湖工程,但新修复的湿地多在湖堤之外,并未与湖体真正连接。因此,重建滇池湿地恢复水生植被,必须对现有湖滨带进行改造。

滇池湖岸所修建的直立堤坝有着重要防洪作用,因此改造滇池湖滨带必须考虑到流域的防洪安全。首先,将有可能外迁的社会经济活动迁离滇池,从而降低因拆除堤坝所带来的洪涝风险。其次,拆除或改造湖岸堤坝重建湿地。在社会经济活动外迁的区域拆除直立堤坝,实现水生生态系统和陆地生态系统之间的联通,恢复湿地区域。对于经济活动无法外迁,仍有防洪需求的区域,可以借助人工垫高、消浪等手段搭建坝前次生浅滩,从而建立坝内湿地。坝内湿地虽无法实现水、陆生态系统联通,但逐渐变化的水深可为不同生态位的水生植物提供良好的生存环境。

3.3.3 恢复滇池水生植被群落 在外源性营养盐输入和内源营养盐释放得到有效控制、滇池湖滨带改造基础上,重建水生植被是滇池生态治理中最为关键的步骤。重建水生植被群落的核心是植被选择和水生群落组建^[44]。滇池水生植被恢复可遵循如下步骤:① 水生植被恢复基本条件的创建。即通过改造滇池湖滨带,恢复自然湿地或建立坝内湿地为水生植物提供生长空间。② 先锋物种和建群物种的选择。在本地植物中筛选出具有一定耐受性的、可以适应滇池水质现状的先锋物种。③ 逐步形成包括漂浮植物、沉水植物、挺水植物等在内的完整生态位分布的植物群落。④ 重建植被群落的维护。水生植物群落的恢复具有一定的反复性和不稳定性,水生植被生长初期的抗干扰能力差,如风浪加大、水位升高、水质下降等因素都可能造成所建水生植物的大量死亡。因此,在健康稳定的生态系统尚未真正建立起来之前应持续对植被群落进行维护。

5 结论与讨论

长期以来,滇池治理一直以提高水质为目标,以污染控制为主要手段。但目前滇池已经进入重度富营养化阶段,加之重污染、浅水型湖泊的特征,因而也就决定了再采取传统的治理手段,将无法实现在较低成本下对滇池蓝藻水华的有效控制。基于稳态转化理论有可能在较高营养盐浓度下,实现滇池由“浊水—藻型”向“清水—草型”的生态系统演替。鉴于此,可以考虑转换滇池治理思路,从水生态系统演替的角度出发,将滇池 N、P 负荷控制在湖泊稳态转化的阈值内,而非过度要求提高滇池水质,通过实施人工干扰等各种手段,促进滇池由“浊水—藻型”向“清水—草型”的健康生态系统转变。

参考文献 (References)

- [1] Ryding S O, Rast W. 湖泊与水库富营养化控制. 朱萱, 等译. 北京: 中国环境科学出版社, 1992. 1-265.
- [2] 李文朝. 浅水湖泊生态系统的多稳态理论及其应用. 湖泊科学, 1997, 9(2): 97-104.
- [3] Philips G, Branwell A, Pitt J et al. Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes. *Hydrobiologia*. 1999, 395/396: 61-76.
- [4] 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): 193-201.
- [5] Tomiyama M. Lake Kasumigaura: The origin, the past, present, and the future, of the lake. Tsukuba Uni Network Co Ltd, 1995. 1-153.
- [6] Steinman A D, Havens K E, Aumen N G. Phosphorus in Lake Okeechobee: Sources, sinks, and strategies. In: Reddy K R, O' Connor G A, Schelske, C L et al. Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems: Florida as a case sample. New York: CRC/Lewis Publics, 1999. 527-544.
- [7] 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.
- [8] 王国祥, 成小英, 濮培民. 湖泊富营养化控制技术: 理论及应用. 湖泊科学, 2002, 14(3): 273-282.
- [9] 孔繁翔. 湖泊富营养化治理与蓝藻水华控制. 江苏科技信息, 2007, (9): 7-11.
- [10] 金相灿. 湖泊富营养化研究中的主要科学问题: 代“湖泊富营养化研究”专栏序言. 环境科学学报, 2008, 28(1) : 21-23.
- [11] 王红梅, 陈燕. 滇池近20a 富营养化变化趋势及原因分析. 环境科学导, 2009, 28(3): 57-60.
- [12] 舒庆. “十一五”环境规划汇编. 北京: 红旗出版社, 2008.
- [13] 刘丽霞. 滇池水体富营养化成因及控制措施探讨. 菏泽学院学报, 2008, 30(2): 86-94.
- [14] 黎尔平. 左手搏右手: 以云南滇池1908-2008年治理为例的地方政府环境保护政策研究. 公共管理与地方政府创新研讨会论文. 北京, 2009: 31-36.
- [15] 祝艳. 滇池水质演替趋势及防止对策分析. 云南环境科学, 2004, 23(增): 97-100.
- [16] 邢可霞, 郭怀成, 孙延枫, 等. 流域非点源污染模拟研究: 以滇池流域为例. 地理研究, 2005, 24(4): 549-558.
- [17] 郭怀成, 孙延枫. 滇池水体富营养化特征分析及控制对策探讨. 地理科学进展, 2002, 21(5): 500-506.
- [18] 刘丽萍. 滇池水华特征及成因分析. 环境科学研究, 1999, 12(5): 36-37.
- [19] 李蒙, 谢国清, 鲁韦坤, 等. 气象条件对滇池水华分布的影响. 气象科学, 2011, 31(5):639-645.
- [20] 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.
- [21] Reddy K R, Fisher M M, Ivanoff D. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. *Journal of Environmental Quality*, 1996, 25: 363-371.
- [22] 步青云, 金相灿, 王圣瑞. 长江中下游浅水湖泊表层沉积物潜在可交换性磷研究. 地理研究, 2007, 26(1): 117-124.
- [23] Liu Y, Guo H C, Yang P J. Exploring the influence of lake water chemistry on chlorophylla: A multivariate statistical model analysis. *Ecological Modeling*, 2010, 221(4): 681-688.
- [24] 刘丽萍, 张秀敏, 赵祥华. 滇池水华综合控制对策探讨. 上海环境科学, 2002, 21(12): 745-747.
- [25] 胡传林, 万成炎. 蓝藻水华的成因及其生态控制进展. 长江流域资源与环境, 2010, 19(12): 1471-1475.
- [26] Paerl H W. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnology and Oceanography*, 1988, 33(4): 823- 847.
- [27] Keto J, Sammalkorpi I. A fading recovery: A conceptual model for Lake Vesijarvi management and research. *Aqua Fennica*, 1988, 18(2): 193-204.
- [28] Liu Y, Qin X S, Guo H C et al. ICCLP: An inexact chance-constrained linear programming model for land-use management of lake areas in urban fringes. *Environmental Management*, 2007, 40: 966-980.
- [29] May R M. Thresholds and break points in ecosystems with a multiplicity of stable. *Nature*, 1977, 269: 471-377.
- [30] Scheffer M, Carpenter S R, FOLEY J A et al. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, 413(6856): 591-596.
- [31] William O H, Joy M, Ramstack Hobbs et al. A 200-year perspective on alternative stable state theory and lake management from a biomanipulated shallow lake. *Ecological Applications*, 2012, 22(5): 1483-1496.
- [32] 冯剑丰, 王洪礼, 朱琳. 生态系统多稳态研究进展. 生态环境学报, 2009, 18(4): 1553-1559.
- [33] 秦伯强, 宋芝玉, 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(生命科学)

- 学), 2006, 36(3): 283-288.
- [34] Bachmann R W, Hoyer M V, Canfield D E Jr. Internal heterotrophy following the swith from macrophytes to algae in Lake Apoka, Florida. *Hydrobiologia*, 2000, 418: 217-227.
- [35] 严国安, 马剑民, 邱东茹, 等. 武汉东湖水生植物群落演替的研究. *植物生态学报*, 1997, 21(4): 319-327.
- [36] 李文朝. 浅型富营养湖泊的生态恢复: 五里湖水生植被重建实验. *湖泊科学*, 1996, 8(增刊): 1-10.
- [37] 盛虎, 郭怀成, 刘慧, 等. 滇池外海蓝藻水华爆发反演及规律探讨. *生态学报*, 2012, 32(1): 56-63.
- [38] 王沛芳, 王超, 徐海波. 自然水塘湿地系统对农业非点源氮的净化截留效应研究. *农业环境科学学报*, 2006, 25(3): 782-785.
- [39] 娄云. 富营养化浅水湖泊治理方法初探. *吉林水利*, 2005, (9): 34-37.
- [40] 李敦海, 杨劭, 方涛, 等. 水位调控法恢复富营养化水体陈述植物技术研: 以无锡五里湖为例. *环境科学与技术*, 2008, 31(12): 59-62.
- [41] 陈静, 孔德平, 范亦农, 等. 滇池受损湖滨带堤岸处置及基底修复工程技术研究. *环境科学与技术*, 2012, 35(6): 157-160.
- [42] 邓柳. 城市污染河流水污染控制技术研究. 昆明: 昆明理工大学硕士学位论文, 2005.
- [43] 颜昌宙, 范成新, 杨建华, 等. 湖泊底泥环保疏浚技术研究展望. *环境污染与防治*, 2004, 26(3): 189-192.
- [44] 刘永, 郭怀成. 城市湖泊生态恢复与景观设计. *城市环境与城市生态*, 2003, 16(6): 51-52.

Study on eutrophication control strategy based on the succession of water ecosystem in the Dianchi Lake

GUO huaicheng, WANG Xinyu, YI xuan

(Collage of Environmental Science and Engineering at Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: With rapid increase in local population and of consequences of massive municipal and industrial sewage discharged into the lake, pollution of the Dianchi Lake has been deteriorated since the 1980s. The lake is in a status of heavy eutrophication, accompanied with cyanobacteria bloom. During the past decade, many pollution control projects have been implemented in the Dianchi Lake to eliminate external nutrient loads and improve the water quality. However, after the vast capital has been injected, the nutrient level still stays at an unacceptable level, although external pollutant load has been gradually reduced to a bit lower level. On the other hand, the characteristics of shallow lake dominating the water quality of the lake is insensitive to the reduction of external nutrient loads. In this paper, we analyze the evolution process of eutrophication in the Dianchi Lake and elaborate how human activities damaged the ecosystem in the lakeside zone and accelerated the eutrophication process. The existing pollution control projects, which cost too much, can hardly meet the requirements of nutrients control. According to the stable states theory and the simulation of the relationship between nutrition degree and algae outbreak in the Dianchi Lake, we believe that there exists a probability to recover the ecosystem in Dianchi Lake from turbid state to clear state, from phytoplankton dominated state to plants dominated state. Thus, we suggest that the projects of ecosystem recovery in the Dianchi Lake should be implemented by combining pollutant control with ecological restoration.

Key words: ecological management; stable state theory; eutrophication; Dianchi Lake