

富营养化对湖泊的危害及修复技术探讨

冯太国, 万新南

(成都理工大学环境与土木工程学院, 成都 610059)

**摘 要:** 描述了我国湖泊富营养化污染的现状, 阐述了其特征及危害, 探讨了几种湖泊富营养化的修复技术并比较了各自的优缺点。

**关键词:** 湖泊; 富营养化; 特征; 生物修复

**中图分类号:** X524      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1005-3409(2006)02-0145-02

The Harms of Eutrophication and Analysis of Restoration Method to Lake

FENG Tai-guo, WAN Xin-nan

(College of Environment and Civil Engineering, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China)

**Abstract:** The current situation of the lake eutrophication in China was discussed and the characteristics and damages of lake eutrophication were illustrated. On such a basis, several restoration methods were put forward and their advantages and disadvantages were compared.

**Key words:** lake; eutrophication; characteristics; bioremediation

湖泊的富营养化是指氮、磷等营养物质大量进入水体、浮游植物异常增殖导致水生生态系统的结构破坏和功能异化的过程。富营养化现象通常表现为藻类及浮游生物大量繁殖、水体透明度降低、溶解氧大量减少、水质恶化、鱼类及其它生物大量死亡等, 导致湖泊水资源失去应有的社会效益、环境效益以及经济效益。据调查我国湖泊普遍受到氮、磷等营养物的污染, 1996 年全国有 80% 的湖泊总氮、总磷超标, 且情况仍在恶化, 治理湖泊的富营养化势在必行。

氮磷是衡量湖泊营养状态的关键因素, 其衡量标准如表 1 所示。

表 1 富营养化氮磷指标

营养状态	无机氮/(g·L <sup>-1</sup> )	有机氮/(g·L <sup>-1</sup> )	总磷/(g·L <sup>-1</sup> )
极贫营养	< 0.2	< 0.2	< 0.005
中—贫营养	0.2~0.4	0.2~0.4	0.005~0.01
中—富营养	0.3~0.65	0.4~0.7	0.01~0.03
富营养	0.65~0.3	0.7~1.2	0.03~0.1
重富营养	> 1.5	> 1.2	> 0.1

当湖水的总氮和总磷浓度的比值在 10 : 1~25 : 1 的范围时, 藻类生长与氮和磷的浓度存在直线相关关系。因此, 作为浮游植物生物量指标的叶绿素 a (Chla) 也可以作为湖泊富营养化的衡量指标。贫营养型: Chla < 3 Lg/L; 中营养型: 3~11 Lg/L; 富营养型: 11~78 Lg/L; 重营养型: Chla ≥ 78 Lg/L。其它指标, 如透明度、BOD<sub>5</sub>、COD、DO、水生生物群落结构等, 也可以作为指标作为参照(4)。

我国现有湖泊、水库等水体 2 000 多个, 天然湖水总贮水量约为 7 077 亿 m<sup>3</sup>, 占我国水资源总量的 27%, 这些水体具有饮用、工农业生产用、水产养殖、旅游及水上运输等多项

功能, 尤其作为饮用水水源的功能相当重要。近年来随着工农业迅速发展, 城市人口猛增, 大量的工业废水、生活污水未得到应有的治理就直接排放到水体中, 由此而造成的水体富营养化问题日益受到重视。

1 富营养化湖泊的特征及危害

(1) 水中含藻多。水体富营养化最突出的表现是藻类数量大, 一般富营养化水体中藻体个数在 10 万个/z 以上。这不仅对水体自身的生态结构、功能带来不利的影响, 而且造成以该类水体水为水源的净水厂的运行管理困难, 严重的可以使净水厂出水量和水质得不到保证, 甚至使水厂停止运行。

(2) 臭气强。现已查明富营养化水体中可能产生臭气的物质有 10 余种, 其中藻类是主要的生臭物, 这些藻类能散发出腥味异臭, 并向湖泊四周的空气扩散, 直接影响、烦扰人们的正常生活, 给人以不舒适的感觉。

(3) 向水体释放有毒物质。藻类在代谢死亡过程中能够释放各种藻毒素, 具有较强的毒理作用, 危及湖泊水环境及整个生态系统。如蓝藻门的不定腔球藻(*Coelosphaerium dubium*), 铜锈微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)、水华鱼腥藻(*Anabaena flos-aquae*)等分泌藻青肽(phycyan)、肝毒素和神经毒素等毒性物质。其次, 富营养化水体在缺氧时会产生硫化氢、甲烷和氨等有毒、有害气体。

(4) 底泥中铁、锰释出。由于富营养化湖水溶解氧减少, 可能使深层水体呈厌氧状态, 氧化还原电位降低, 底泥中铁、锰释出, 出现“红水”或水体发黑现象, 造成水源水质恶化。

(5) 恶性循环。藻类过度繁殖, 形成覆盖水面的“水华”, 则水体溶解氧快速下降, 光辐射进入水体深层的比例迅速衰减, 水体呈现厌氧状态, 藻类死亡, 分泌产生藻毒素, 水体发黑发臭。最终导致高等生物窒息死亡, 高等植物病害腐烂, 生

态链丧失了抑制藻类生长的功能;这种现象还加剧了磷元素的转化,从颗粒态转化为溶解态,从底泥释放进入水体,进一步加剧了藻类的疯长;形成了富营养化的恶性循环。

图 1 表示各种富营养化因素及其相互作用。

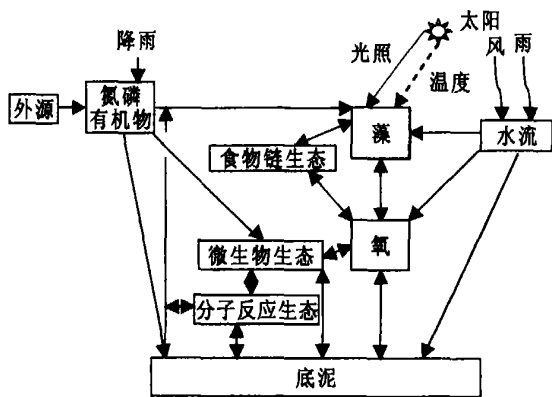


图 1 富营养化过程逻辑分析示意图(1)

## 2 底 泥

底泥是湖泊的重要组成部分,其含有大量的营养元素有机碳、氮和磷,以及活泼元素铁、锰和硫,在有的湖泊氮磷的 90% 分布在底泥中。随着湖泊条件的变化,经常引起底泥中氮磷的吸收和释放,对湖泊富营养化有着非常重要作用,因此,非常有必要对底泥中氮磷的形态进行分析,了解其转化机理,有助于治理湖泊富营养化。

(1) 磷是重要的营养元素,是决定大多数湖泊水库富营养状态的关键元素,得到了广泛深入地研究。在底泥中,磷主要以 5 种形式存在:弱吸附相磷;与铁氧化物或者氢氧化物络合态磷;磷灰石类的磷组分;矿物晶体内的残留相磷;有机态磷。磷的释放方式主要有:有机态磷的转化溶解,湖泊底部往往存在着一个活性有机碎屑层,由于有机碎屑的分解释放磷维持着比较高的  $\text{PO}_4^{3-}$ ,从而驱使  $\text{PO}_4^{3-}$  向沉积物中扩散迁移,在表层沉积物间隙水中形成高于湖水  $\text{PO}_4^{3-}$  的浓度;与铁氢氧化物结合的磷,许多研究表明,湖泊沉积物向水体释放的“活性磷”主要来自与铁氧化物或者铁氢氧化物结合的磷,而且明显与水深或者湖泊的分层有关;沉积物的扰动,导致底泥间隙中的磷被释放出来。对于无机磷,其形态又分为钙型磷(磷酸钙),铝型磷(磷酸铝),铁型磷(磷酸铁或者亚铁)以及还原态磷等。在我国,钙型磷所占的比例最高,铝型磷的比例最低,铁型磷的比例约占 25%,还原态磷主要是硅酸盐晶体格内的磷,比例占 14%~42%<sup>[1]</sup>。

(2) 氮在沉积物中主要是有机氮,无机氮例如氨氮和硝酸态氮容易通过扩散进入水体。调查表面,我国一般的湖泊水库中的凯氏氮浓度为 624~3 441 mg/kg,而城市湖泊水库的凯氏氮含量比较高,达到 2 156~9 008 mg/kg。湖泊中约有 85% 的氮分布在底泥中,而底泥中有机氮平均约占总氮积累量的 90%。

(3) 氮磷的释放。有机态氮和磷主要是被微生物对有机物的代谢过程被释放出来。厌氧条件下,磷的释放速率比好氧条件下快得多,几乎相差 10 倍左右。对于无机磷,在还原条件下,铁型磷首先释放出来;在 pH 呈酸性时,铝型磷容易释放;在二氧化碳比较充足时,钙型磷可能释放,也有的研究认为微生物对钙型磷的释放有促进作用。根据调查研究,杭

州西湖沉积物每年磷的释放量达到 1.3 t,几乎相当于年入湖磷负荷量的 41%;安徽巢湖沉积物磷的释放量 220 t 左右,是入湖磷负荷量的 21%。因此底泥作为“内污染源”的作用是不容低估的。由于沉积物中的氮和磷逐渐被释放,新沉积的底泥含有比较高的氮和磷。

## 3 湖泊富营养修复技术及对策

### 3.1 外源控制

随着流域内工业化、城市化和农业生产水平(表现为化肥的大量使用)的发展,用水量和废污水排放量的相应增加。不同地区的湖泊,其营养盐来源与流域社会经济发展水平密切相关。据统计,在巢湖流域(1995),63% 的 TN 和 73% TP 来于农业面源污染;在太湖流域(1994),60% 的 TN 来自生活污水,TP 来自农业面源和生活污水分别占 37.5% 和 25%。工业的发展和人民生活水平的提高,直接导致了用水量的增加,在污水处理能力远远落后的情况下,入湖营养盐总量逐年增加。

因此,制定相关的政策对流域内面污染源或入湖污染量进行有效的控制,合理使用化肥,将会避免湖泊富营养化或有利于湖泊富营养化修复。

### 3.2 内源治理

(1) 机械清淤。严重污染的湖泊水体都已沉积了大量的淤泥,这些淤泥包含着历年积存的各种有害有毒污染物,如使用清水置换污染水体,淤泥又会成为二次污染源,释放污染物,使清洁水体被污染。因此,在纳污河流和湖泊的某些区域进行工程清淤会获得一定的效果。例如,滇池及其入湖河道的淤泥污染,昆明市踢挖盘龙江淤泥 6 000 hm<sup>2</sup>,疏挖大观河淤泥 4 000 hm<sup>2</sup>,有效地改善了两条河流的水质。疏浚了滇池草海 2.83 km<sup>2</sup>,疏挖底泥 424 万 m<sup>3</sup>,清除了大量的沉积污染物,其中 TP 为 7 900 t, TN 为 39 600 t,各种重金属 5 000 多 t,使疏浚区平均水深增加 1 m,水质明显改善。

但是,机械清淤,其一成本高,以昆明滇池草海为例,近年来,共挖底泥 400 万 t,耗资 2.5 亿元,折合 62.5 元/t。其二不能从根本上控制湖泊富营养化,有些湖泊甚至恶化,疏浚使得泥—水界面间原有的稳定状态被破坏,在重新恢复稳定的过程中,底泥向上覆水体释放污染物,未疏浚底泥已同上覆水长期形成稳定状态,底泥以较为恒定的通量向上覆水体释放污染物<sup>[2]</sup>。若疏浚深度不足以疏浚掉大部分受污底泥,则疏浚对于抑制底泥向上覆水体释放 BOD 的作用是微乎其微甚至是相反的<sup>[6]</sup>。疏浚以后,大型底栖动物的密度和生物量下降显著。但在底泥污染比较严重的地方,疏浚就会达到比较理想的效果<sup>[3]</sup>。

(2) 化学药剂。在湖泊中投加药剂,起到封闭底泥的作用,固定水体和底泥中的营养盐(主要是磷),并在底泥表面形成覆盖层,阻止底泥向水体释放营养物。

如投加混凝剂后,水体中磷的浓度下降,有利于抑制藻类生长,使水体透明度增加,水质得到改善。但藻类受到抑制后,沉水植物等往往会因为透明度增加,光照条件改善而向深水区域发展,引发新的生态问题。

投加  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  消耗碱度, pH 会下降,因此必须控制合理的铝盐投加量。投加  $\text{NaAlO}_2$  可以增加碱度,所以通常将其与  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  一起使用,维持水体合适的 pH 值。很多研究表明,在用铝盐处理并维持 pH 值在 7 以上的湖泊中,没有发现鱼类死亡的现象,也很少发现铝在鱼体内富集。但若长期使用杀藻剂会造成湖泊退化。在美国,铝盐处理的成本约为 0.12~0.25 美元/m<sup>2</sup><sup>[13]</sup>。美国明尼苏达湖曾使用过硫酸铜多

(下转第 161 页)

参考文献:

[ 1] 黄润秋, 王士天, 胡卸文, 等. 澜沧江小湾水电站—高拱坝坝基重大工程地质问题研究[M]. 成都: 西南交通大学出版社, 1996.

[ 2] 张倬元, 王士天, 王兰生. 工程地质分析原理[M]. 北京: 地质出版社, 1994.

[ 3] 张倬元, 黄润秋. 坚硬火成岩岸坡岩体结构的表生改造和时效变形[J]. 地质灾害与环境保护, 1990, 1(1): 12- 18.

[ 4] 朱焕春, Brummer Richard, Adieux Pat rick. 节理岩体数值计算方法及其应用(一): 方法与讨论[J]. 岩石力学与工程学报, 2004, 23( 20): 16- 20.

[ 5] 王毅, 聂德新, 任光明. 一种高边坡岩体卸荷分带方法的探讨[ J]. 工程地质学报, 2004, 12( 1): 84- 86.

[ 6] 王士天. 四川某水库大坝左坝肩边坡变形破坏机制及整治对策探讨[J]. 地质灾害与环境保护, 1999, 10(3): 1- 5.

[ 7] 黄润秋. 某岩石高边坡的时效变形分析及其工程地质意义[J]. 工程地质学报, 2000, 8(2): 148- 153.

( 上接第 146 页)

年, 结果却造成水体溶氧耗尽, 增加了内部氮的循环, 铜在底泥中的积累, 也增强了藻类对铜的抗性, 造成对鱼类及鱼类食物链的不良影响<sup>[9]</sup>。

(3) 生物修复。湖泊生物修复包含微生物修复和水生生物修复两大内容, 两者不可弃一, 互相配合, 才能获取总体治理效果。与机械清淤和化学药剂相比, 生物修复成本低, 处理效果长久彻底, 但是需要运行和维护。

微生物修复成功的例子有: 李雪梅在华南植物园 重度富营养化的人工湖投加的多糖 EM 泥球, 停止投加后会有一定的反弹, 但效果很好; ClearFlo 系列菌剂修复技术, 美国 Alkerr Murry 公司研究的系列产品, 专门用于湖泊和池塘生物清淤、养殖水体净化、河流修复及污泥去除, 效果很好, 接种后非常成功, 可阻止藻类生长, “水花”出现, 污染因子大幅下降, 完全满足治理效果的要求。1993 年, 用 ClearFlo 7 018, 1 200 和 7 000 净化中国昆明的一条河流。这条河由于接纳农家肥、动物粪便、渔场副产品、化粪池渗漏液、工业废水和倾倒的垃圾, 悬浮有机废弃物负荷很高, 导致该河流臭气熏天, 富营养化严重。治理后, NH<sup>3+</sup> 和 H<sub>2</sub>S 降低, 污泥被分解, 并随着鱼副产品所含的 H<sub>2</sub>S 的氧化, 游离氧开始增高<sup>[15]</sup>。

参考文献:

[ 1] 张锡辉. 水环境修复工程学原理与应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002. 56.

[ 2] 李文红, 等. 疏浚对影响上覆水体自净能力的研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(3): 318- 320.

[ 3] 戴雅奇, 等. 疏浚对苏州河底栖动物群落结构的影响[J]. 华东师范大学学报( 自然科学版), 2003, ( 3): 86.

[ 4] 崔文连, 王勇. 崂山水库叶绿素 a 含量与富营养化程度探讨[J]. 山东环境, 1999, ( 4): 50- 51.

[ 5] 中国环境年鉴社. 中国环境保护年鉴[Z]. 北京: 环境出版社, 2000. 474- 476.

[ 6] 孙傅, 等. 富营养化湖泊底泥污染控制技术评估[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4( 8): 36- 38.

[ 7] 郭怀成, 等. 滇池水体富营养化特征分析及控制对策探讨[J]. 地理科学进展, 2002, 21(5): 501- 505.

[ 8] 李雪梅, 杨中艺, 简曙光, 等. 有效微生物群控制富营养化湖泊藻的效应[J]. 中山大学学报, 2000, 39(1): 81- 85.

[ 9] 石岩. 人工湿地系统在垃圾渗滤液处理中的应用[ J]. 水土保持研究, 2005, 12( 1): 138- 140.

[ 10] 孔繁翔, 等. 环境生物学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000. 348- 369.

[ 11] 卢升良. 滇池的污染及其控制对策[J]. 重庆环境科学, 1997, (6): 1- 4.

[ 12] 杨联京. 凤眼莲污水处理工艺研究[J]. 湖南大学学报, 1994, (8): 109- 114.

[ 13] Daldorph, P W G. Management and treatment of algae in lowland reservoirs in Eastern England[ J]. Wat. Sci. Tech. , 1998, 37( 2): 57- 63.

[ 14] Holdren, C, W Flock, et al. Lake and Rerervoir Restoration Guidance Manual[ S]. 3rd edition Prep by N. Am. lake manage. Soc. and Terrene Inst. , in coop. with U. S. EPA, 2001.

[ 15] 顾宗濂. 中国富营养化湖泊的生物修复[J]. 农村生态环境, 2002, 18(1): 42- 45.

[ 16] 彭近新, 陈慧君. 水质富营养化与防治[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1982. 100- 150.

[ 17] 杨清心. 富营养水体中沉水植物与浮游藻类相互竞争的研究[J]. 湖泊科学, 1996, 8( 增刊): 17- 24.

[ 19] 陶思明. 湖泊水污染治理的流域生态保护对策分析[J]. 上海环境科学, 1998, 17(7): 1- 3.

培植水生植物群落, 利用水生植物净化水体。水生植物群落对维持湖体的水质功能具有举足轻重作用。在过去 50 年中, 滇池的水生植物大部分都遭到了严重的破坏, 目前只剩下 12 科 20 种植物零星存在<sup>[11]</sup>。从滇池目前的情况来看, 依靠自然恢复过去原有的植物群落不太可能, 可考虑采用人工培植技术恢复部分水生植物群落。断片繁殖、根状茎繁殖、石芽繁殖以及营养膜繁殖技术是目前常用的人工繁育方式, 它们主要是通过水生植物对营养物质的吸收、植物叶冠遮光以及根区分泌物杀伤藻类等途径, 来控制藻类的快速繁殖, 进而达到治理水体富营养化的目的。

4 结 论

本文论述了湖泊富营养化形成的机理及特点和危害, 湖泊底泥中氮磷的型态及其转化, 比较了机械清淤, 化学药品, 生态修复 3 种修复措施的优缺利弊, 笔者认为水质问题是生态问题, 生态问题要用生态办法解决, 与流域削减污染治理相结合, 立法约束湖周生活污水及养殖废水向湖泊排放, 以确保湖泊生态系统的逐步恢复并步入良性循环状态, 利用生态修复技术, 从局部到大范围中修复水生生态系统是投入少、效益高、可操作, 能实现社会、生态、环境、经济效益的途径。