

草海底泥原位钝化工程示范及其生态环境效应

杨海全^{1,2} 陈敬安^{1,*} 刘文³ 王敬富¹ 李键⁴ 张红^{1,2} 杨永琼¹

1. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室 贵阳 550081
2. 中国科学院大学 北京 100049
3. 贵州草海国家级自然保护区管理局 威宁 553100
4. 济南市环境监测中心站 济南 250014

摘要 选取贵州草海重污染湖区,利用改性粘土钝化剂开展底泥原位钝化技术示范,对示范区内主要水质参数、浮游生物和底栖动物等进行了对比监测与研究。结果表明:示范工程实施一年后钝化区水体氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)和总磷(TP)含量分别降低至对照区的29%和23%,水体溶解氧含量达 $9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上,透明度显著增加;钝化区水体藻类总丰度降低40%以上,蓝藻所占比例大幅下降;钝化区沉水植物生长繁茂,水体自净功能明显增强,已形成草型清水生态系统。钝化区与对照区水体浮游动物、底栖水生生物种群及丰度无显著变化,表明钝化剂未对动物生长造成不良影响;原位钝化技术具有快速提升水体透明度和溶解氧含量、抑制底泥污染物释放、降低水体营养盐含量及抑制藻类生长等特点,且实施方便、成本低廉,在湖泊底泥污染治理和水体富营养化防治领域具有广阔应用前景。

关键词 草海;富营养化;沉积物污染;原位钝化;生态环境效应

中图分类号 X524 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2017)07-4437-08 DOI:10.12030/j.cjee.201604152

Eco-environment effect of *in-situ* sediment inactivation in Lake Caohai, South-west China

YANG Haiquan^{1,2}, CHEN Jing'an^{1,*}, LIU Wen³, WANG Jingfu¹, LI Jian⁴, ZHANG Hong^{1,2}, YANG Yongqiong¹

1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China
2. University of Chinese academy of sciences, Beijing 100049, China
3. The Administration Bureau of the Caohai National Natural Reserve, Weining 553100, China
4. Jinan Environmental Monitoring Center Station, Jinan 250014, China

Abstract Modified clay was used as an inactivation agent to control sediment pollution in highly contaminated area of the Lake Caohai, a typical plateau wetland in China. The species, total abundance of phytoplankton, zooplankton, benthos, and water quality were determined both in the experimental and contrast zones. The results show that ammonia nitrogen and total phosphorus contents in the experimental zone had dropped to 29% and 23%, respectively. Dissolved oxygen in the water bodies had increased to $9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and the transparency had improved obviously. The phytoplankton abundance had decreased by more than 40% and the cyanobacteria were only half of the quantity present in the contrast zone. The lush submerged plants greatly enhanced the self-purification ability of the lake and contributed to restoring the ecosystem in the experimental zone to a clear and healthy state. There are almost no differences in the abundance of zooplankton and benthos between the experimental and contrast zones, which indicates that the inactivation agent was harmless to aquatic organisms. An integrated study indicated that the inactivation agent could quickly improve the dissolved oxygen concentration and transparency in water bodies, restrain the pollutant release from sediments, reduce the nutrient concentration, and control the proliferation of algae. The *in-situ* inactivation technique was deemed to be low cost and easily implementable, with wide application prospects in eutrophication control and remediation of polluted sediments.

Key words eutrophication; sediment; inactivation; ecological effect; Lake Caohai

基金项目:贵州省科技重大专项(黔科合重大专项[2016]3022-04);国家自然科学基金资助项目(U1302231)

收稿日期:2016-04-19;录用日期:2016-07-05

第一作者:杨海全(1987—),男,博士研究生,研究方向:湖泊富营养化。E-mail: yanghaiquan@vip.skleg.cn

* 通信作者, E-mail: chenjingan@vip.skleg.cn

我国湖泊富营养化形势严峻,已成为当前最重要和亟待解决的生态环境问题^[1-2]。湖泊富营养化的发生与水体氮、磷含量密切相关^[3-6]。湖泊水体氮、磷来源既有外源输入,也有内源释放。当外源污染得到有效控制后,底泥释放的氮、磷等营养元素仍有可能导致湖泊富营养化^[7-9]。因此,控制底泥内源释放越来越成为治理湖泊富营养化的关键^[10]。湖泊底泥污染控制技术可分为原位处理和异位处理两大类。原位处理技术是指将污染底泥保留在原处,利用物理、化学或生物的方法阻止污染物从底泥释放出来。目前国内外广泛应用的原位处理技术主要有原位覆盖^[11]、原位钝化^[12-14]以及底层复氧^[15]等。异位处理技术是指将污染底泥彻底清除并输送到其他地方再处理^[5,16],主要包括底泥环保疏浚技术等^[17]。

原位钝化是一种经济、高效、生态的底泥内源污染控制技术。钝化剂能吸附水体和沉积物中的营养盐,在沉积物表层形成钝化层,通过表面吸附、离子交换、物理阻隔等作用减少污染物向上覆水体的释放,从而达到控制水体富营养化的目的^[5,12,18]。目前最常用的钝化剂是铝盐^[13,19-21]、铁盐^[22]和钙盐^[23-24]。原位钝化技术已在国内外多个湖泊得到成功应用^[12,19-21,23-26],国内目前还处于实验室模拟^[14,22,27-29]和小范围中试阶段^[30],缺乏野外现场实验示范。

草海是贵州最大的天然淡水湖泊,是主要的候鸟越冬、迁徙停歇地,素有“高原明珠”之称。但近年来随着周边农业生产和城镇化发展,大量未经处理的废水排入湖中,草海水体富营养化趋势明显^[31-32],部分湖区沉水植物消失,由草型向藻型湖泊生态系统演化。草海沉积物中有机碳、氮和磷等营养元素含量极高,有毒重金属潜在生态风险较大^[33-35],亟待开展底泥污染治理。为此,本研究在草海选取面积约 20 亩的重度污染区,采用课题组研制的改性粘土钝化剂^[36]开展底泥污染原位钝化示范工程,旨在客观评价原位钝化工程的实施效果与生态环境影响,为草海底泥污染治理提供技术支撑。

1 实验部分

1.1 实验地点与材料

草海是典型的高原淡水湖泊,位于贵州省西北部威宁县境内(26°47′~26°52′N,104°10′~104°20′E),海拔 2 171.7 m,最大水深 5.0 m,平均水深 1.5 m,正常蓄水面积为 19.8 km²。水源补给主要来自大气降水,其次为地下水^[37]。西海码头人工航道末端区域(见图 1),是草海流域污染最重的湖区之一,其水位为 0.5~2.0 m。采用围隔技术在该湖区布设了一个面积约 20 亩的椭圆形实验示范区。围隔材料包括水面以上高度为 30 cm 的浮体、水下 PVC 防水布及固定于底泥中的砂轮。在围隔示范区内,均匀投撒课题组研制的粒径约 2 mm 的固体钝化剂^[36]。

1.2 样品采集与分析

钝化剂投加前,在研究区采集表层沉积物和湖水样品。钝化剂投加后,在钝化示范区和对照区各设置 3 个采样点,对钝化区和对照区水质按月进行连续监测。此外,分别于 2013 年 10 月(钝化前)、2014 年 4 月(钝化半年)、9 月(钝化一年)采集钝化区和对照区浮游植物样品。钝化示范工程实施一年后,分别采集钝化区和对照区湖水、沉积物柱芯、浮游生物和底栖生物样品。

1.2.1 水质参数分析

用 5 L 有机玻璃采水器采集表层 0.5 m 水样,每个样点各取 550 mL 样品,现场加入约 2 mL 硫酸(1:1),低温保存,带回实验室后分析总磷(TP)和氨氮(NH₃-N)含量。水体 TP 和 NH₃-N 含量分别用钼酸铵分光光度法(GB11893-89)和纳氏试剂分光光度法(HJ535-2009)分析。现场采集的水样经 0.45 μm 的醋酸纤维滤膜过滤后加硝酸酸化,带回实验室利用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)测定水体重金属含

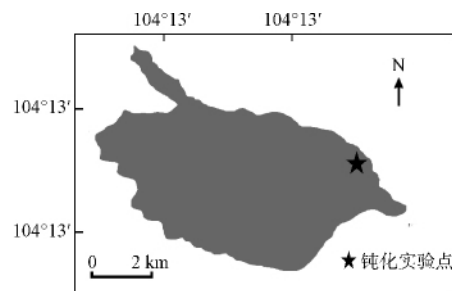


图 1 草海沉积物钝化剂实验点位置图

Fig. 1 Location of experiment in Lake Caohai

量。现场测定钝化区与对照区水质参数,其中,电导率(EC)、溶解氧(DO)、温度(T)和 pH 值等水质参数采用多参数水质分析仪(YSI6600-V2)测定,透明度(SD)采用塞氏盘测定。

1.2.2 浮游植物定量分析

用采水器在湖水上、中、下层分别采集水样,混合后装入 1.5 L 采样瓶中,立即加入鲁格试剂固定(每升水样加入 15 mL 鲁格试剂),带回实验室静置后用虹吸法浓缩至约 30 mL 装于样品瓶中。摇匀后迅速吸取 0.1 mL 浓缩液置于浮游生物计数框内,在 10×40 倍光学显微镜下计数,每个样品做 5 个平行样并取平均值,最后根据水样初始体积计算浮游植物丰度(单位 $\text{cells} \cdot \text{L}^{-1}$)。

1.2.3 浮游动物定量分析

用采水器采集不同深度的混合水样约 20 L,每个样品用 13[#]浮游生物网过滤,浓缩至 50 mL,加 4% 的甲醛溶液固定后存于标本瓶,带回实验室镜检,并计算不同种类浮游动物的丰度(单位为 $\text{ind} \cdot \text{L}^{-1}$)。

1.2.4 底栖生物分析

用彼得逊采泥器(1/16 m^2)采集底泥,再用尼龙网(450 μm)过滤,用湖水清洗,选取的底栖动物样品放于样品瓶,用 5% 的福尔马林溶液固定,带回实验室进行种类鉴定、密度计算。

1.2.5 沉积物分析

表层沉积物用彼得逊采泥器采集,沉积物柱芯采用课题组自行研制的重力采样器采集。先用乳胶管将沉积物柱芯的上覆水抽出,装于样品瓶中,再对柱芯上层 10 cm 按 2 cm 间隔进行分割,样品装于 50 mL 离心管中,低温保存带回实验室后立即离心获取孔隙水。沉积物样品经冷冻干燥后研磨至 120 目。上覆水和孔隙水中溶解活性磷(soluble reactive phosphorus, SRP)含量用钼酸铵分光光度法(GB11893-89)测定。沉积物总有机碳(TOC)与总氮(TN)分析:称取适量沉积物样品于烧杯中,用 1 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的稀盐酸浸泡 24 h 除去无机碳,再用超纯水反复冲洗样品至中性,60 $^{\circ}\text{C}$ 下烘干后研磨至 120 目,称取约 30 mg 样品用元素分析仪(Elementar-vario MACRO cube)测定 TOC、TN 含量。沉积物总磷(TP)采用国际通用的 SMT 法进行测定。称取 0.2 g 干燥样品,在 500 $^{\circ}\text{C}$ 下灰化 2 h,用 3.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 盐酸振荡提取 16 h,于 3 500 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下离心 15 min 提取上清液,测定上清液中磷的含量。为保证分析测试的准确性,实验分析中插入沉积物标准样品 B2150(碳含量为 7.17%,氮含量为 0.57%)并设置平行样进行质量控制,标样碳氮含量测量值分别为(7.04 ± 0.34)% 和 (0.59 ± 0.04)%。通过插入平行样控制分析误差,其中 TOC 相对分析误差 ≤ 0.5%、TN 相对分析误差 ≤ 3%、TP 相对分析误差 ≤ 5%。

2 结果与讨论

2.1 研究区水体与底泥污染特征

由于长期受到县城方向污水排放的影响,研究区水体浑浊、发臭,水体富营养化严重,沉水植物基本消亡^[31,38]。钝化前研究区水体和沉积物营养盐含量见表 1。水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、TN 含量极高,均超过地表水环境质量 V 类标准限值(GB3838-2002),属劣 V 类, COD_{Mn} 含量为 7.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,属 IV 类。水体透明度仅 1.1 m, DO 值为 2.51 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,为缺氧状态。表层沉积物中 TOC 和 TN 含量分别为 171.5 和 18.3 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$, TP 含量也高达 1.07 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$,远高于太湖、巢湖等富营养化严重的浅水湖泊。较高的内源负荷和缺氧的环境条件促进了沉积物内源营养盐的释放^[29,39]。

表 1 钝化前研究区污染特征

Table 1 Nutrient concentration of water and sediment in study area before the experiment

水体特征							沉积物特征/($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)		
pH	SD(m)	DO /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TP /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TN /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\text{NH}_3\text{-N}$ /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	COD_{Mn} /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TOC	TN	TP
7.8	1.1	2.51	0.31	2.83	2.39	7.1	171.5	18.3	1.07

2.2 钝化工程实施效果

钝化剂投加前后钝化区和对照区 3 个采样点水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 的平均含量随时间变化如图 2 所示。钝化工程实施一年后钝化区和对照区水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 含量均有所降低,但钝化区水体营养盐含量降低程度明显大于对照区。对照区水体营养盐降低可能反映了近年来当地实施一系列环保措施后外源污染得到了一定控制。钝化前示范区水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 含量分别为 4.0 和 $0.31 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,钝化实施一年后分别降至 0.23 和 $0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,达到地表水 II 类标准,而对照区 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 含量则分别为 0.80 和 $0.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,属 V 类水质。钝化剂投加一年后,钝化区水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 含量分别为对照区的 29% 和 23%。水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 主要是通过水生植物的吸收和硝化作用而去除。钝化剂投加后,钝化区水生生态系统逐渐恢复,水体逐步恢复为富氧状态,水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 不断被水生植物吸收利用,且在富氧条件下通过微生物的硝化作用被转化成硝酸盐及其他含氮物质的形式储存在系统中或被分解。钝化剂对水体 TP 的吸附及沉积物释放的减少可能是钝化区 TP 降低的主要原因。由此可见,改性粘土钝化剂有效抑制了沉积物内源营养盐释放,降低了水体营养盐含量,其机制包括:1) 钝化剂在水体沉降过程中吸附了水体颗粒物和营养盐,水体透明度提高;2) 钝化剂在沉积物表面形成钝化层,且改善了沉积物-水界面氧化还原条件,从而抑制了底泥内源营养盐释放^[11, 18, 29];3) 随着钝化区透明度提高,沉水植物逐渐恢复,增强了底泥对污染物的固定作用和水体自净作用^[40],进一步降低水体营养盐浓度,促进向草型健康生态系统演变。

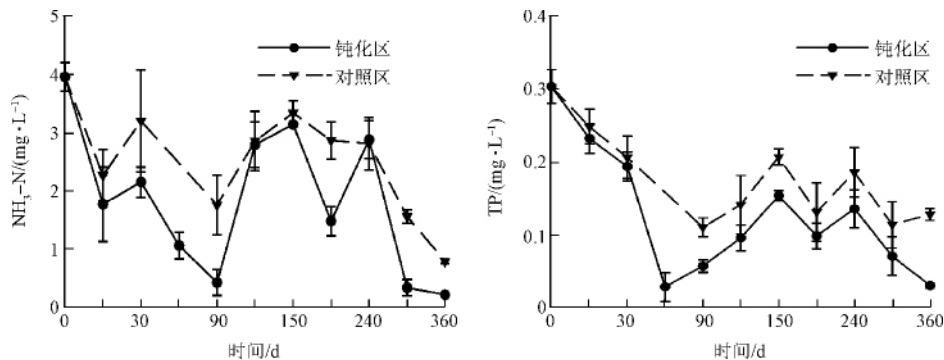


图 2 钝化区与对照区水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ (左) 和 TP (右) 含量变化

Fig. 2 Variation of $\text{NH}_3\text{-N}$ and TP contents between experimental zone and control zone

大量研究表明,溶解氧对湖泊水生生态系统和物质循环起着重要作用,是影响水生生物新陈代谢的关键因子^[41],决定了水生生物群落分布及生物量。当水体缺氧时,鱼、虾等水生生物无法生存,而且在还原条件下沉积物中的有毒、有害化学物质可能重新活化而释放到上覆水体,造成二次污染^[42-43]。钝化剂投加一年后,钝化区与对照区 DO 含量差异明显,钝化区水柱 DO 平均值为 $9.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,是对照区 ($1.63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的 5.8 倍,钝化区不同深度水体 DO 含量均大于 $9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,均远高于对照区(见图 3)。由此可见,钝化工程实施一年后,钝化区水体已从钝化前的缺氧状态恢复到正常含氧状态,其可能机制是钝化剂投加后钝化区水质逐渐改善,水体透明度提高,沉水植物生长繁茂,光合作用增强,溶解氧产生量远大于消耗量,因而水体处于富氧状态。

pH 值是重要的水质参数,对水体各类物质的迁移转化过程有重要影响。水生植物通过光合作用利用水中溶解 CO_2 ,水体 pH 值升高,而呼吸作用消耗有机质释放 CO_2 ,可导致水体 pH 值降低^[44]。钝化剂投加一年后钝化区水体 pH 平均值为 8.01,略高于对照区(平均为 7.33)(见图 3)。对照区水体浑浊,透明度低,沉水植物大幅减少,光合作用强度弱于钝化区,且对照区水体有机质通过呼吸作用消耗大量溶解氧的同时产生酸性物质,导致对照区水体 pH 值低于钝化区。

沉积物孔隙水是沉积物与上覆水体之间发生物质交换的主要介质^[45]。沉积物中活性磷释放首先进入孔隙水,进而向上层沉积物-水界面和上覆水体混合扩散^[46]。如图 4 所示,溶解活性磷(SRP)浓度在垂向上表现为湖水 < 上覆水 < 孔隙水。钝化区两个采样点湖水 SRP 含量分别为 0.02 和 $0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,对

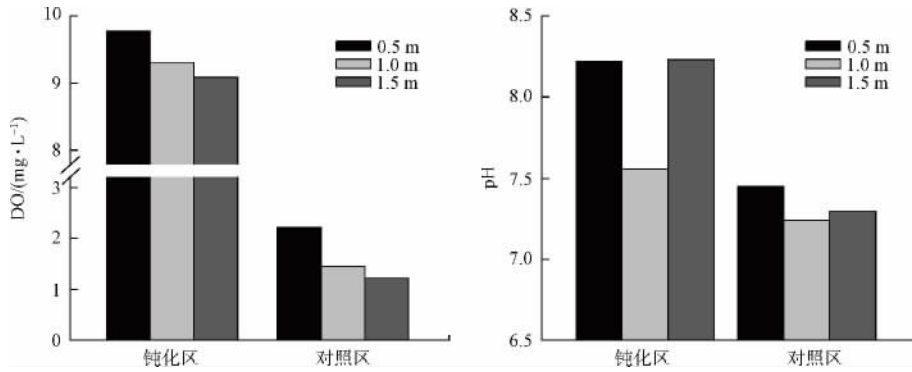


图 3 钝化区与对照区水体 DO 和 pH 值对比

Fig. 3 Comparison of DO and pH in experimental zone and control zone

对照区湖水 SRP 含量为 $0.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 约为钝化区的 5 倍。钝化区沉积物柱芯上覆水的 SRP 含量为 $0.09 \sim 0.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 对照区上覆水的 SRP 含量为 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 约为钝化区的 2.5 倍。沉积物柱芯 0 ~ 2 cm 孔隙水 SRP 含量分别为 0.72 和 $1.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 也远低于对照区 ($3.63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。钝化区沉积物柱芯 2 cm 以下孔隙水 SRP 含量则与对照区差别不大。由此可见, 投加的钝化剂有效抑制了沉积物中磷的释放, 尤其对 0 ~ 2 cm 沉积物磷释放抑制作用明显。

虽然本研究没有研究钝化剂对有机污染物的去除效果, 但已有研究表明, 农药、POPs 等有机污染物可被大型水生植物吸收, 并通过酶系作用和生化作用转化分解, 水生植物根系还可分泌有机酸等物质, 刺激根系微生物活性, 促进微生物对有机物的降解^[47]。可以预见, 钝化剂投加后钝化区内水生生态系统逐渐恢复, 沉水植物生长繁茂、水体溶解氧含量增加, 这有利于促进有机污染物的去除。

综合来看, 对照区水体富含氮、磷等营养盐, 水体混浊、发臭, 透明度仅 1.1 m, 水体溶解氧含量低, 沉水植物消亡, 紫萍和满江红等耐污性浮叶植物大量繁殖, 水生植物多样性下降, 已退化为典型的藻型浊水生态系统。钝化示范区在钝化剂投加一年后水体营养盐含量明显降低, 水体透明度升高, 沉水植物生长繁茂 (见图 5), 水体自净作用增强, 溶解氧含量达 $9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上, 水环境明显改善, 已形成草型清水生态系统。

钝化剂投加半年和一年后钝化区和对照区浮游植物丰富对比如图 6 所示。4 月水温低、光照强度弱、浮游植物生长缓慢, 因此, 浮游植物丰度明显低于 9 月。钝化区 4 月和 9 月浮游植物丰度分别为 53.93×10^4 和 $109.12 \times 10^4 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$, 分别为对照区的 59% 和 52%。钝化区浮游植物以绿藻和蓝藻为

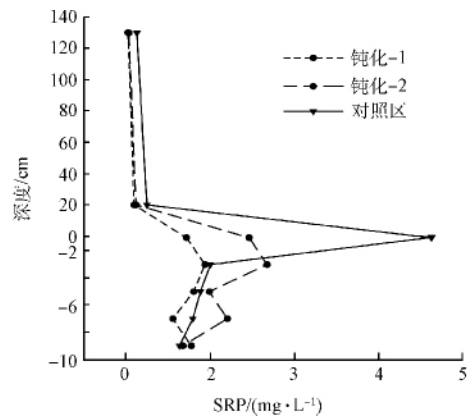


图 4 钝化区与对照区沉积物水界面溶解活性磷 (SRP) 含量对比

Fig. 4 Comparison of SRP abundance of core water in experimental zone and control zone

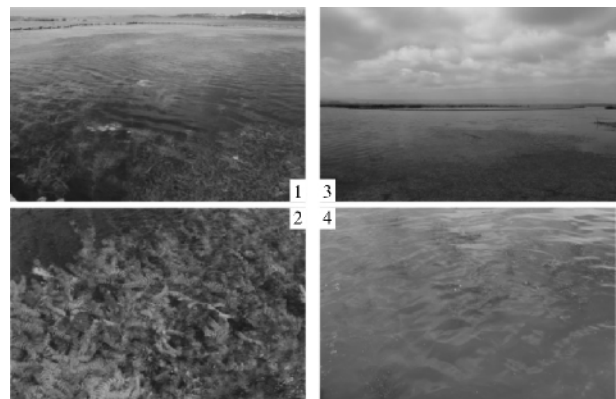


图 5 钝化区与对照区水质对比照片 (1、2 为钝化区, 3、4 为对照区)

Fig. 5 Photos of water in experimental zone and control zone

主,对照区则以蓝藻为主,其中钝化区 4 月和 9 月蓝藻所占比例分别为 24% 和 11%,明显低于对照区(分别为 76% 和 58%)。由此可见,钝化剂投加后浮游植物数量明显下降,蓝藻得到有效控制。

2.3 钝化工程安全性评价

2.3.1 浮游动物和底栖动物组成

钝化剂投加一年后钝化区与对照区水体浮游动物总丰度无明显差别,其中钝化区丰度为 $20.80 \text{ ind} \cdot \text{L}^{-1}$,对照区为 $19.95 \text{ ind} \cdot \text{L}^{-1}$ 。钝化区和对照区浮游动物种类数相近,钝化区共检出浮游动物 8 种,而对照区共检出 10 种,均以轮虫为主,桡足类较少。钝化区与对照区共同优势种为桡足类无节幼体(*Copepod nauplius*)、长足轮虫(*Rotaria neptunia*)和螺形龟甲轮虫(*Keratella cochlearis*)。钝化区针簇多肢轮虫(*Polyarthra trigla Ehrenberg*)较多。研究表明不同营养状态的水体会出现不同的轮虫,针簇多肢轮虫在低营养水体更容易生长^[48],钝化区出现该物种,说明该区域水质改善。

钝化区和对照区底栖生物均以摇蚊幼虫为主。钝化区底栖生物密度摇蚊为 $224 \text{ 个} \cdot \text{m}^{-2}$,椎实螺科为 $96 \text{ 个} \cdot \text{m}^{-2}$,蚌科为 $16 \text{ 个} \cdot \text{m}^{-2}$;对照区摇蚊为 $368 \text{ 个} \cdot \text{m}^{-2}$,扁卷螺科为 $16 \text{ 个} \cdot \text{m}^{-2}$,椎实螺科为 $32 \text{ 个} \cdot \text{m}^{-2}$ 。钝化区和对照区底栖生物无明显差异,表明钝化剂的投加对底栖生物生长未造成不良影响。

2.3.2 重金属含量

钝化剂投加一年后钝化区和对照区沉积物上覆水和孔隙水中有害金属元素含量如表 2 所示。除了 Cd 外,其他金属元素含量均低于《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) I 类水质标准或《生活饮用水标准》(GB5749-2006)水质标准。钝化区上覆水 Cd 含量低于地表水 I 类标准。钝化区和对照区孔隙水中 Cd 含量略高于地表水 I 类标准($1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$),但远低于地表水 II 类标准($5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)。钝化区水体 Al 含量非常低,其中对照区沉积物孔隙水和上覆水 Al 含量分别为 2.47 和 $1.72 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。由于钝化剂投加后覆盖于沉积物表层,铝盐溶解后大部分进入表层沉积物孔隙水中,因此,钝化区表层沉积物孔隙水和上覆水 Al 含量略高,分别为 11.51 和 $2.51 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。虽然钝化剂投加后钝化区水体铝含量较对照区略有增加,但其绝对含量仍然很低,远低于饮用水限制标准(我国饮用水限制标准为 $200 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,美国为 $50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$),处于安全状态。此外美国环保局给出的铝的淡水水生生物基准最大浓度(criteria maximum concentrations, CMC)为 $750 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,基准连续浓度(criteria continuous concentrations, CCC)为 $87 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[49],我国研究人员推荐的中国短期铝的短期基准浓度和长期基准浓度分别为 294 和 $24 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[50]。钝化区沉积物孔隙水和上覆水中 Al 含量均远低于该推荐值,这说明该钝化剂投加到污染水体后,在该铝含量条件下水生生物群落可以被无限期暴露而不产生不可接受的影响,铝生态风险极小。

钝化区和对照区孔隙水和上覆水中 Zn 含量均低于地表水 I 类标准。除 Al 和 Zn 外,钝化区孔隙水中有害金属含量与对照区相差不大,而钝化区上覆水中有害金属含量均低于对照区,说明钝化剂在一定程度上抑制了有害金属从沉积物向上覆水体的释放。因此,向水体投加该钝化剂不但不会造成有害金属污染,而且还能抑制有害金属元素从沉积物中释放,降低上覆水体有害金属元素含量。

本项研究使用的钝化剂为粒径约 2 mm 的固体颗粒物^[36],主要成分为硫酸铝、黏土和石粉,使用时可用播撒装置均匀投放到预定水域。实验室模拟研究结果显示钝化剂遇水马上裂解,迅速分散在沉积物表层形成“掩蔽层”^[51]。本项研究表明,原位钝化技术具有快速提升水体透明度和溶解氧含量、抑制底泥污染物释放、降低水体营养盐含量等特点,且实施方便,为开展湖泊底泥污染治理和生态系统修复提供了有力技术支撑。

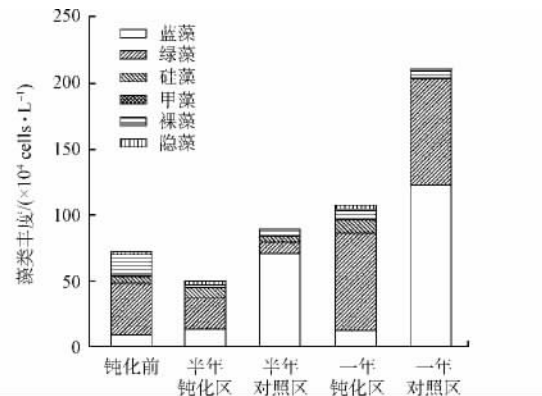


图 6 工程实施后钝化区与对照区浮游植物丰度对比

Fig. 6 Comparison of phytoplankton abundance in experimental zone and control zone

表 2 钝化区与对照区有害金属元素含量对比
Table 2 Comparison of toxic metal concentrations in overlying water and pore water between experimental zone and control zone

含量 ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Al	Mn	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
钝化区上覆水	2.513	1.606	0.005	— ¹⁾	3.136	0.418	0.014	— ¹⁾
钝化区孔隙水(0~2 cm)	11.506	2.412	0.060	1.186	7.134	0.451	1.538	1.134
对照区上覆水	1.717	2.106	0.005	1.612	1.226	2.433	1.235	1.320
对照区孔隙水(0~2 cm)	2.467	2.225	0.040	1.606	4.109	2.384	1.233	1.411
地表水 I 类标准	200 ²⁾	10 ²⁾	10	10	50	50	1	10

注:¹⁾ 低于仪器检测限;²⁾ 饮用水标准。

3 结论

1) 草海重污染区底泥原位钝化示范工程有效改善了示范区水质,实现了从藻型浊水生态系统向草型清水生态系统的转变:钝化工程实施一年后,示范区水体透明度和溶解氧含量显著提升; $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 含量分别降低为对照区的 29% 和 23%;湖水、上覆水、孔隙水中 ORP 含量均远低于对照区;水体藻类总丰度降低 40% 以上,蓝藻所占比例大幅下降;钝化区沉水植物生长繁茂,水体自净功能明显增强。

2) 钝化区与对照区水体浮游动物、底栖动物种群及丰度无显著变化,表明钝化剂未对动物生长造成不良影响。

3) 研究采用的原位钝化技术具有快速提升水体透明度和溶解氧含量、抑制底泥污染物释放、降低水体营养盐含量等特点,且实施方便,成本低廉,是一种有效的湖泊底泥污染控制技术,值得推广应用。

致谢:

感谢贵州师范大学李秋华教授在浮游生物和底栖生物鉴定方面给予技术指导,感谢草海国家级自然保护区管理局工作人员在采样和野外工程实施过程中提供的帮助。

参考文献

- [1] SMITH V H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2003, 10(2): 126-139
- [2] VICTOR N, ELLIOTT M, ORIVE E. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: Eutrophication [J]. *Hydrobiologia*, 2002, 475/476: 1-19
- [3] RYTHER J H, DUNSTAN W M. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment [J]. *Science*, 1971, 171(3975): 1008-1013
- [4] CONLEY D J, PAERL H W, HOWARTH R W, et al. Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus [J]. *Science*, 2009, 323(5917): 1014-1015
- [5] 胡小贞, 金相灿, 卢少勇, 等. 湖泊底泥污染控制技术及其适用性探讨 [J]. *中国工程科学*, 2009, 11(9): 28-33
- [6] CHEN J A, ZHANG W, ZHANG R. Time and spatial distribution characteristics of nitrogen and phosphorus in the sediment of Lake Hongfeng [C] // *Proceedings of 13th World Lake Conference*. Beijing: China Agricultural University Press, 2009
- [7] LIBORIUSSEN, L., SØNDERGAARD, M., JEPPESEN E., et al. Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality: results from five Danish lakes [J]. *Hydrobiologia*, 2009, 625(1): 157-172
- [8] 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 [J]. *湖泊科学*, 2002, 14(3): 193-202
- [9] 范成新, 张路, 包先明, 等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及定量化——2. 磷释放的热力学机制及源-汇转换 [J]. *湖泊科学*, 2006, 18(3): 207-217
- [10] 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
- [11] 唐艳, 胡小贞, 卢少勇. 污染底泥原位覆盖技术综述 [J]. *生态学杂志*, 2007, 26(7): 1125-1128
- [12] COOKE G D, WELCH E B, MARTIN A B, et al. Effectiveness of Al, Ca, and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes [J]. *Hydrobiologia*, 1993, 253(1): 323-335
- [13] KASPER R, JONAS H, FREDE A, et al. Lake restoration by dosing aluminum relative to mobile phosphorus in the sediment [J]. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39(11): 4134-4140
- [14] LU S Y, JIN X C, LIANG L L, et al. Influence of inactivation agents on phosphorus release from sediment [J]. *Environmental*

- Earth Sciences ,2013 68:1143-1151
- [15] LIBORIUSSEN L ,SØNDERGAARD M ,JEPPESEN E , et al. Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality: Results from five Danish lakes [J]. *Hydrobiologia* ,2009 625(1) :157-172
- [16] 贾陈蓉, 吴春芸, 梁威, 等. 污染底泥的原位钝化技术研究进展 [J]. *环境科学与技术* ,2011 34(7) :118-122
- [17] MANAP N , VOULVOULIS N. Environmental management for dredging sediments—The requirement of developing nations [J]. *Journal of Environmental Management* ,2015 147:338-348
- [18] 杨永琼, 陈敬安, 王敬富, 等. 沉积物磷原位钝化技术研究进展. *地球科学进展*. 2013 28(6) :674-684
- [19] RYDIN E. Inactivated phosphorus by added aluminum in Baltic Sea sediment [J]. *Estuarine , Coastal and Shelf Science* , 2014 151(1) :181-185
- [20] HUSER B J , EGEMOSE S , HARPER H , et al. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality [J]. *Water Research* ,2015 ,doi:10. 1016/j. watres. 2 015. 06. 051
- [21] JENSEN H S , REITZAL K , EGEMOSE S. Evaluation of aluminum treatment efficiency on water quality and internal phosphorus cycling in six Danish lakes [J]. *Hydrobiologia* ,2015 751(1) :189-199
- [22] CHEN M S , DING S M , LIU L , et al. Iron-coupled inactivation of phosphorus in sediments by macrozoobenthos (chironomid larvae) bioturbation: Evidences from high-resolution dynamic measurement [J]. *Environmental Pollution* ,2015 204:241-247
- [23] DITTRICH M , GABRIEL O , RUTZEN C , et al. Lake restoration by hypolimnetic Ca(OH)₂ treatment: Impact on phosphorus sedimentation and release from sediment [J]. *Science of the Total Environment* ,2011 409(8) :1504-1515
- [24] YAMADA T M , SUEIT P E , BERARDO D A S , et al. Calcium nitrate addition to control the internal load of phosphorus from sediments of a tropical eutrophic reservoir: Microcosm experiments [J]. *Water Research* ,2012 46(19) :6463-6475
- [25] GIBBS M M , HICKEY C W , OZKUNDAKCI D. Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: Sediment incubations [J]. *Hydrobiologia* ,2011 658(1) :253-275
- [26] STEINMAN A D , OGDahl M. Ecological effects after an alum treatment in Spring Lake , Michigan [J]. *Journal of Environmental Quality* ,2008 37(1) :22-29
- [27] 刘广容. 湖泊底泥污染化学钝化与电动生物修复研究 [D]. 武汉: 武汉大学, 2010
- [28] 杨永琼, 陈敬安, 王敬富, 等. 改性沸石的沉积物磷钝化效果研究 [J]. *地球与环境* ,2013 41(3) :288-295
- [29] 张红, 陈敬安, 曾艳, 等. 硝酸钙抑制底泥磷释放的模拟研究 [J]. *地球与环境* ,2015 43(5) :565-571
- [30] 赵斌. 原位钝化药剂处理滇池福保湾污染底泥的中试研究 [J]. 西安: 西安建筑科技大学, 2008
- [31] 徐松, 高英. 草海湖泊湿地水环境污染现状及可持续利用研究 [J]. *环境科学导刊* ,2009 28(5) :33-36
- [32] 晏妮, 潘鸿, 王洋, 等. 威宁草海浮游植物时空分布及其数量特征 [J]. *环境科学与技术* ,2010 32:55-58
- [33] 杨海全, 陈敬安, 刘文, 等. 草海沉积物营养元素分布特征与控制因素 [J]. *地球与环境* ,2016 44(3) :297-303
- [34] 张清海, 林昌虎, 谭红, 等. 草海典型高原湿地表层沉积物重金属的积累、分布与污染评价 [J]. *环境科学* ,2013 34(03) :1055-1061
- [35] 钱晓莉, 冯新斌, 毕向阳, 等. 贵州省草海表层水体和沉积物间隙水中汞的含量和形态分布初步研究 [J]. *湖泊科学* , 2008 25(5) :563-570
- [36] 陈敬安, 杨海全, 张红, 等. 一种富营养化湖泊沉积物原位钝化技术 [D]. 中国专利: 201510823659. 1, 2016-03-23
- [37] 张华海, 李明晶, 姚松林. 草海研究 [M]. 贵阳: 贵州科技出版社, 2007
- [38] 张珍明, 张清海, 林绍霞, 等. 贵州草海湖湿地水体污染特征及污染因子分析研究 [J]. *广东农业科学* ,2012 39(20) :183-187
- [39] 杨永琼. 高原亚深水湖泊沉积物内源磷释放特征与控制途径研究 [D]. 贵阳: 中国科学院地球化学研究所, 2013
- [40] 秦伯强, 高光, 朱广伟, 等. 湖泊富营养化及其生态系统响应. *科学通报* ,2013 58(10) :855-864
- [41] RIEDEL G F , SANDERS J G , OSMAN R W. Biogeochemical control on the flux of trace elements from estuarine sediments: Water column oxygen concentrations and benthic infauna [J]. *Estuarine , Coastal and Shelf Science* ,1997 44(1) :23-38
- [42] 赵海超, 王圣瑞, 赵明, 等. 洱海水体溶解氧及其与环境因子的关系 [J]. *环境科学* ,2011 32(7) :1952-1959
- [43] 雷泽湘, 徐德兰, 黄沛生, 等. 太湖沉水和浮叶植被及其水环境效应研究 [J]. *生态环境* ,2006 15(2) :239-243
- [44] 吕迎春, 刘丛强, 王仕禄, 等. 红枫湖夏季分层期 pCO₂ 分布规律的研究 [J]. *水科学进展* ,2008 19(1) :106-110
- [45] SHERMAN L A , BAKER L A , WEIR E P , et al. Sediment pore-water dynamics of Little Rock Lake , Wisconsin: Geochemical processes and seasonal and spatial variability [J]. *Limnology and oceanography* ,1994 39(5) :1155-1171
- [46] 范成新. 漏湖沉积物理化特征及磷释放模拟 [J]. *湖泊科学* ,1995 7(4) :341-349
- [47] 张洪刚, 洪剑明. 人工湿地中植物的作用 [J]. *湿地科学* ,2006 4(2) :146-154
- [48] DUGGAN I C , GREEN J D , SHIEL R J. Distribution of rotifers in North Island , New Zealand , and their potential use as bioindicators of lake trophic state [J]. *Hydrobiologia* ,2001 446/447:155-164
- [49] US Environmental Protection Agency (USEPA). Ambient Water Quality Criteria for Aluminum [J]. Washington DC: Office of Water Regulations and Standards Criteria and Standards Division ,1988
- [50] 石慧, 冯承莲, 黄虹, 等. 铝对水生生物的毒性与硬度的相关关系探讨 [D]. *生态毒理学报* ,2016 11(1) :141-152
- [51] 张红. 高原亚深水型湖泊底泥内源磷释放特征与原位钝化技术研究 [D]. 贵阳: 中国科学院地球化学研究所, 2015