DOI:10.15928/j.1674-3075.202107010226

贵州草海重污染区生态修复水质效果评估

何 芸[1,2],杨海全[1],王敬富[1],余 伟[1,3],殷 超[1],徐 丹[1],唐续尹[1],吴嘉曦[1,4]

(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,贵州 贵阳 550081;
2.贵州民族大学,生态环境工程学院,贵州 贵阳 550025;
3.贵州师范大学,地理与环境科学学院,贵州 贵阳 550025;
4.贵州大学,资源与环境工程学院,贵州 贵阳 550025)

摘要:对比分析贵州草海重污染湖区沉水植物生态修复区与对照区沉积物内源磷释放通量,探讨外源负荷得到有效控制后草海重污染区沉水植物生态修复效果,为草海综合污染治理与生态恢复提供一定的数据支撑和科学依据。2018年在草海修复区内和对照区各布设3个采样点,10月至次年10月每个月分别对修复区和对照区水质开展连续跟踪监测。利用薄膜梯度扩散技术(DGT)对比分析了修复区和对照区内源磷释放通量,综合评估了草海重污染区生态修复效果。结果表明,沉水植物修复工程实施一年后,修复区水体氨氮(NH_3-N)、总磷(TP)和溶解活性磷(SRP)浓度分别降低为对照区的65%、42%和67%。修复区沉水植物生长茂盛,水体DO含量稳定在8 mg/L以上,透明度显著提高,水质明显改善,COD_{Mn}、NH_3-N、TP浓度分别降低至5.70、0.39 、0.05 mg/L,达到地表水Ⅲ类标准。生态修复工程对内源磷释放量削减30% 以上,修复区内源磷贡献率38%,远低于对照区(74%)。当草海流域外源污染得到有效控制后,沉水植物生态系统恢复成为重污染区内源污染控制与水环境修复有效的手段。

关键词:富营养化;沉水植物;生态修复;效果评估;草海

中图分类号:X171.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2021)05-0078-08

水体氮(N)、磷(P)等营养盐富集导致的湖泊富营养化是全球主要水环境问题之一(Smith et al,1999;Duan et al,2016)。湖泊富营养化引起藻类和其他浮游生物迅速繁殖、水体溶解氧(DO)含量下降、鱼类及其他生物大量死亡、水质恶化(Malmaeus & Hakanson,2004;Bechmann et al,2005;Duan et al,2013),破坏水体生态系统,制约流域社会经济可持续发展,甚至影响着人类生活与健康(Le et al,2010)。《2020中国生态环境状况公报》显示,2020年监测的112个重要湖泊(水库)中,低于Ⅲ类水标准的占比高达23.2%,主要污染因子是总磷(TP)(中华人民共和国生态环境部,2021)。浅水湖泊磷的来源包括内源和外源(邢丽贞等,2010),即使外源污染得到有效控制,内源沉积物的磷在一定的环境条件下仍可释放到水体,导致水体长期维持在富营养状态,甚至造成蓝藻水华暴发和水质恶化(杨永琼等,2013)。因此,内源污染治理对湖泊水环境治理与水生态恢复尤为重要(Rydin,2000;张宇,2010)。湖泊内源污染治理手段主要包括环保疏浚、原位钝化和植物修复等(阚丹,2020)。其中环保疏浚可在短期内降低内源污染负荷,但也可能加速污染物扩散、破坏底栖生境,不利于维持生态系统的可持续性(范成新等,2004;钟继承等,2007)。原位钝化具有经济、快速和效果稳定等特点,但需要考虑对生态系统健康的影响(杨永琼等,2013)。植物修复是通过重建水生植物群落降低水体营养负荷、抑制藻类生长,提高水质,修复水体生态系统,但其修复周期较长,并且通常只适用于浅水湖泊(杨旻等,2007;林志国等,2019)。沉水植物作为水生生态系统的重要组成部分,可通过与浮游植物竞争光照和营养、释放化感物质抑制浮游藻类生长。此外,其还可通过吸收水体和沉积物中的N、P等营养物质来净化水质(Bagousse-Pinguet et al, 2012)。因此水生植物群落的恢复和重建有利于治理富营养化水体(吴振斌等,2003;郭雅倩等,2020)。包先明等(2005)、马久远等(2013)研究发现沉水植物的根系能吸收沉积物和间隙水中营养盐,使水体中氮磷营养盐含量显著降低。吴晓东等(2013)、姜霞等(2014)在生态修复

收稿日期:2021-07-01

基金项目:国家自然科学基金(41807394);贵州省科技计划项目(黔科合支撑[2020]4Y015号,[2020]4Y006号)。

作者简介:何芸,1997年生,女,硕士研究生,主要从事水环境修复研究。E-mail:heyun@mail.gyig.ac.cn

通信作者:杨海全。E-mail:yanghaiquan@vip.skleg.cn

试验区通过重建沉水植物使水质明显改善。

草海属于典型的草型浅水湖泊，湖区沉水植物繁茂，而重污染区 N、P 等营养盐含量高，沉水植物基本消亡。在草海重度污染区建立沉水植物生态修复工程示范区，恢复沉水植物生态系统。通过一周年连续跟踪监测修复区与对照区水体营养盐变化，对比分析修复区与对照区沉积物内源磷释放通量，探讨外源负荷得到有效控制后草海重污染区沉水植物生态修复效果，以期为草海综合污染治理与生态恢复提供一定的数据支撑和科学依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

草海（26°49′～26°53′N，104°12′～104°18′E）位于贵州省威宁县城西南，水域面积 25 km^2，平均水深 1.5 m，最大水深约 5 m（Yin et al，2020），是典型的喀斯特浅水湖泊。作为贵州省境内最大的淡水湖，草海在调节气候、净化水质、蓄洪抗旱、涵养水源、为野生动物提供栖息地等方面发挥着巨大作用（欧阳勇等，2012；唐金刚等，2014）。草海属于亚热带高原季风气候，存在显著的干湿季变化，水源补给主要为大气降水，其次为地下水。草海流域内年平均降雨量 950 mm，干湿季节明显，其中 5－10 月为丰水期，占全年降雨量的 88%，11 月至次年 4 月为枯水期（杨海全等，2016）。草海东北部湖区毗邻威宁县城，县城部分生活污水经河流直接排入该部分湖区，导致沉积物长期蓄积营养物质，内源磷含量增加。随着富营养化进程加快，沉水植物基本消亡，沉积物中的营养盐大量释放到水体，DO 含量急剧降低，藻类大量繁殖，导致水体黑臭（杨海全等，2017）。

1.2　样品采集与分析

在草海重污染区选择约 10 000 m^2 椭圆形沉水植物生态修复区（图 1）布设围隔材料，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。根据课题组专利技术（杨海全等，2021），开展内源修复工程。在修复区完成沉水植物种植后，以 2018 年 9 月监测结果为本底值，不区分围隔内外。之后从 2018 年 10 月至 2019 年 10 月每个月分别对修复区和对照区水质开展连续跟踪监测。在修复区内和对照区各布设 3 个采样点（S1～S6）。分别用不锈钢分层采水器采集各采样点表层（水下 0.5 m）水体样品，装入预先洗净的聚乙烯瓶中，加硫酸酸化至 pH＜2。水体 pH 值、DO 等水质参数用多参数水质分析仪（YSI－6610 pro 型）现场监测。于 2019 年 10 月在修复区（S4）和对照区（S2）的采样点用沉积物重力采样器采集沉积物柱芯，采样管长 50 cm，内径 11 cm，所采集的沉积物柱芯样品沉积物-水界面清晰，无扰动。柱芯采集后，从顶部垂直向沉积物中插入 DGT 膜，沉积物-水界面以上保留约 4 cm。稳定平衡 24 h 后取出 DGT 膜，水平放置后用超纯水洗净，并立即进行分析测试。所有样品均低温（4℃）保存。

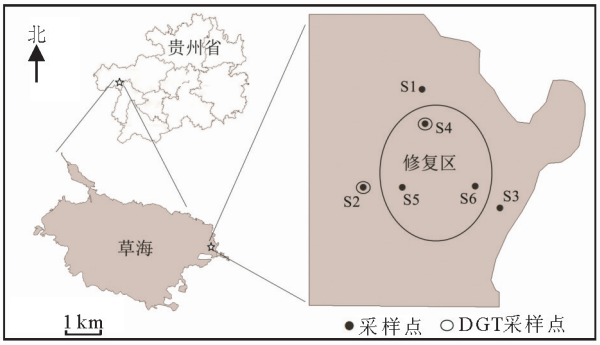

图 1　草海采样点分布

Fig.1　Location of the sampling sites in Caohai Lake

上覆水与沉积物孔隙水总磷（TP）、可溶性活性磷（SRP）、氨氮（NH_3-N）和高锰酸钾指数（COD_{Mn}）指标检测方法参照《湖泊富营养化调查规范》（中国环境监测总站，2001）。修复区和对照区水质指标均各取 3 个采样点的平均值。运用 Excel 和 Origin 软件进行测定数据处理与图表绘制，使用 ArcGIS 10.2 软件进行采样点图绘制。

1.3　沉水植物

在综合分析各沉水植物生长状况及对水体污染物去除效果后，确定的沉水植物为眼子菜（光叶、微齿）、狐尾藻（穗状）、轮藻、金鱼藻、菹草、苦草这 6 种。根据沉水植物的生长情况，在修复区内围出 3 个长宽 10 m×5 m 区域，每个间距为 10 m，呈三角形分布，以保证后期沉水植物群落的恢复。由于水生动物不易蚕食金鱼藻，所以围栏周围种植金鱼藻，内圈考虑每种沉水植物的生长优势，采用沉水植物斑块镶嵌技术种植。

1.4　沉积物磷释放通量和内源贡献率计算

运用薄膜梯度扩散技术（DGT）对沉积物磷释放通量进行计算（Ding et al，2015；Chen et al，2019），DGT 模型表达式如下：

$$C_{DGT}=\frac{M\triangle g}{DAt} \quad ①$$

$$D_S=\frac{D_W}{\varphi F} \quad ②$$

$$F_d = J_W + J_S = -D_W\left(\frac{\delta C_{DGT}}{\delta X_W}\right)_{x=0} - \delta D_S\left(\frac{\delta C_{DGT}}{\delta X_S}\right)_{x=0} \quad ③$$

式中：C_{DGT}为目标物浓度(mg/L)；M 为取样时间内目标物在薄膜上的累积量($\mu g/cm^2$)；$\triangle g$ 为薄膜扩散层厚度(cm)；D 为响应温度下的扩散系数(cm^2/s)；A 为取样面积(cm^2)；t 为取样时间(s)(Ding et al,2013)；φ 为沉积物的孔隙度；F 为地层电阻率系数；D_W 为磷酸盐在水中的扩散系数，可根据实时温度计算得出；F_d 为沉积物磷的释放通量，(J_W)和(J_S)分别为上覆水和沉积物通过沉积物-水界面(SWI)的扩散通量；D_W 和 D_S 分别为上覆水和沉积物中磷酸盐的扩散系数；$\left(\frac{\delta C_{DGT}}{\delta X_W}\right)_{x=0}$ 和 $\left(\frac{\delta C_{DGT}}{\delta X_S}\right)_{x=0}$分别为 DGT 上覆水和沉积物中 DGT-P 的浓度梯度。地层电阻率系数 F 由沉积物孔隙度(φ)决定，$\varphi \geqslant 0.7$ 时，$F=1/\varphi^3$；$\varphi<0.7$，$F=1/\varphi^2$。

假定分子扩散是草海沉积物中磷酸盐迁移的主要途径，水体混合均匀，可以根据下式(Ding 等，2018)计算磷酸盐对上覆水体的贡献率(a)：

$$a = \frac{F_d t}{Ch} \quad ④$$

式中：F_d 为沉积物磷释放通量，t 为水体停留时间，取 85.6 d(Cao et al,2016)，C 为水体中总溶解性磷酸盐浓度，h 为水深。

2 结果与讨论

2.1 水质参数变化

修复区和对照区水体 pH 随时间变化基本一致(图 2)。修复区水体 pH 为 7.5～9.2，平均 8.4，略高于对照区(平均 8.2)。其中丰水期(5－7 月)修复区水体 pH 值显著升高，甚至部分采样点水体 pH 超过了 9.0，这主要是由于夏季温度高，光照强，修复区繁茂的水生植物强烈光合作用释放较多 OH^- 所致，并非水质恶化的结果(宋任彬等，2020；余伟等，2021)。而对照区沉水植物较少，光合作用弱，夏季 pH 值明显低于修复区。

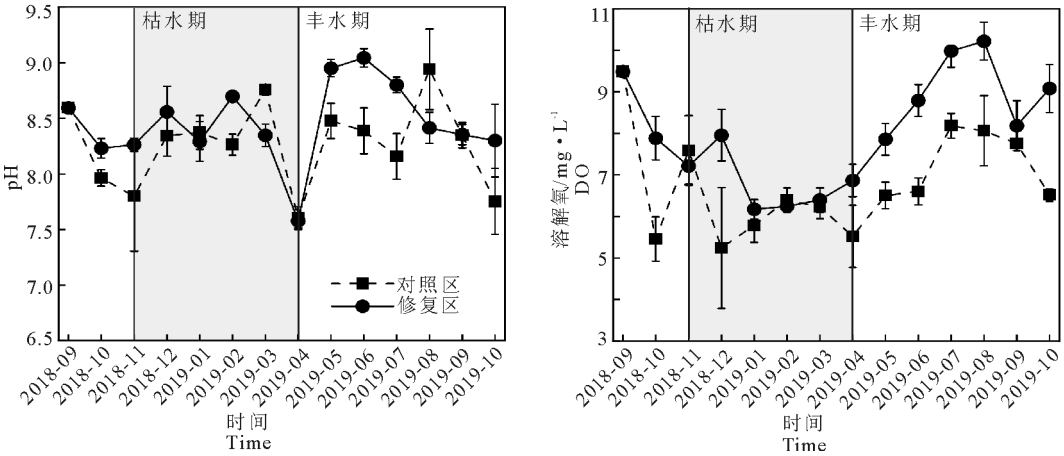

图 2 修复区和对照区 pH 和 DO 对比

Fig.2 Comparison of pH and DO between the restoration zone and control zone

修复区水体 DO 含量为 7.2～10.2 mg/L，平均值 8.0 mg/L，显著高于对照区(6.6 mg/L)，基本达到饱和状态。表明修复区水生植物生态系统逐步恢复，植物光合作用强烈。水体 DO 含量季节差异明显，丰水期显著高于枯水期，其原因在于丰水期光照强，光合作用强于呼吸作用，而枯水期处于秋冬季，光照强度弱，水生植物光合作用减弱，随着水生植物呼吸作用降低了 DO 含量(秦伯强等，2006)。

2.2 SRP 和 TP 修复效果

生态修复示范工程实施后，修复区水体 SRP 浓度降低，为 0.01～0.04 mg/L，平均0.02 mg/L，约占水体 TP 的 40%。与对照区(0.03 mg/L)相比，水体 SRP 的去除率达到了 33.3%。修复效果存在着季节差异，在丰水期的时候修复效果更为明显。枯水期修复区水体 SRP 修复效果在工程开展前 3 个月内较明显，之后修复区水体 SRP 浓度逐渐接近对照区 SRP 值，这可能与沉水植物生长周期有关，冬季沉水植物大量死亡，导致对湖泊水质的修复效果降低，而部分生物碎屑的腐解作用会释放一部分活性磷进入水体，进一步导致枯水期修复区水体 SRP 浓度升高(曹勋，2015)。丰水期修复区水体 SRP 浓度显著降低，是由于夏季沉水植物恢复后，水体自净

作用增强，而且光合作用强烈，水体 DO 含量增加，沉积物释放的 SRP 量降低，甚至出现磷吸附现象，水体 SRP 浓度减小(裴佳瑶等，2020)。

修复区水体 TP 浓度较对照区显著降低(图 3)。修复区水体 TP 浓度为 0.03～0.07 mg/L，平均 0.05 mg/L，与对照区(0.12 mg/L)相比，修复区水体 TP 的去除率达到了 58%，修复效果显著，这可能是因为沉水植物大量繁殖，光合作用增强导致水体 DO 含量增加，从而抑制沉积物中 P 释放(徐升宝，2011)。丰水期(5－8 月)对照区 TP 浓度升高，这可能是由于夏季降雨对土壤冲刷增强、生活污水排放量增大(王灿等，2019)。

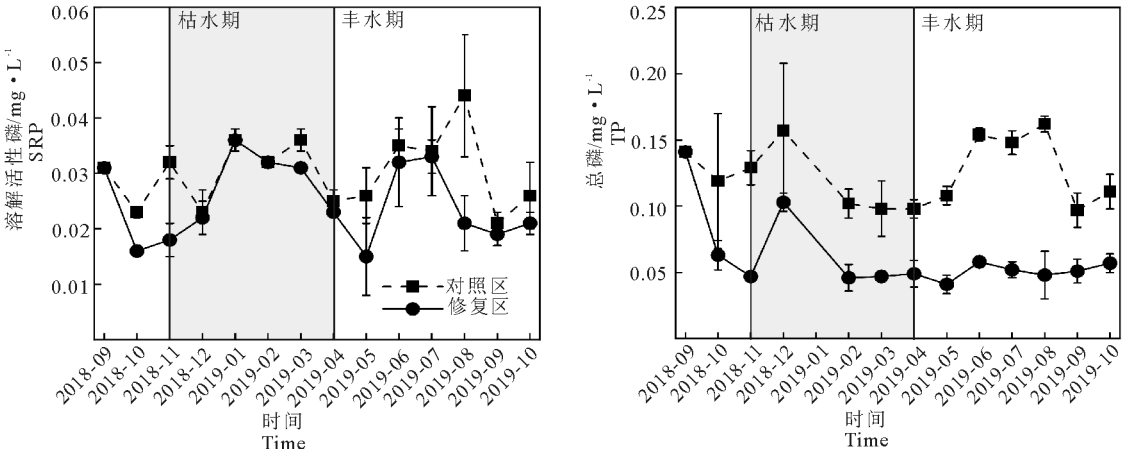

图 3　修复区和对照区 SRP 和 TP 浓度变化

Fig.3　Variations of SR and PTP concentrations in the restoration zone and control zone

2.3　NH_3-N 和 COD_{Mn} 修复效果

修复区沉水植物种植后，水体 NH_3-N 浓度先迅速降低后趋于稳定，波动范围为 0.25～0.51 mg/L，平均浓度为 0.39 mg/L，显著低于对照区(0.60 mg/L)(图 4)。修复区水体 NH_3-N 浓度随时间变化较小，2018 年 10－12 月水体 NH_3-N 浓度较高，自 2018 年 11 月到 2019 年 4 月水体 NH_3-N 浓度逐渐下降，4 月达到最低值。其主要原因是 10 月份沉水植物群落恢复后不久，随即进入冬季，植物在较短时间内大量死亡，导致 NH_3-N 浓度略有上升，水质修复效果不明显，而后随着温度升高，沉水植物开始复苏，并借助植物表面的膜通道吸附水体中的氨氮，氨氮可以直接被植物利用，与有机酸在光照条件下经同化作用形成氨基酸，以降低水体 NH_3-N 浓度(王佳等，2021)。沉水植物修复效果季节差异明显，丰水期修复效果明显好于枯水期。

由图 4 可以看出，修复区沉水植物种植后，水体 COD_{Mn} 浓度变化明显。修复区水体 COD_{Mn} 浓度介于 4.86～6.37 mg/L，平均值为 5.70 mg/L，低于对照区(6.76 mg/L)。丰水期修复区与对照区水体 COD_{Mn} 浓度差异较大，修复效果显著。夏季水体 COD_{Mn} 浓度明显低于秋冬季，这与陈丽华等(2018)研究结果相同。可能是由于冬季沉水植物根部腐烂分解及微生物代谢作用，产生一定量的有机物，致使水体中 COD_{Mn} 浓度增加，修复效果受影响。

2.4　沉积物内源磷释放通量与贡献率

草海生态修复工程实施后，修复区沉积物-水界面以上 40 mm 范围内 DGT-P 平均浓度约为 0.04 mg/L，显著低于对照区(0.1 mg/L)。这是由于种植沉水植物后，植物通过自身的生长代谢吸收水体中的磷，同时其根系对沉积物有一定的固定作用，可有效抑制沉积物中内源磷的释放(李琳等，2019)，故修复区上覆水体 DGT-P 浓度显著降低。修复区沉积物-水界面以下 40 mm 范围内，孔隙水 DGT-P 平均浓度约为 0.12 mg/L，明显低于对照区(0.26 mg/L)，这是由于修复工程实施后修复区沉水植物对沉积物内源磷的固定、吸收作用，尤其在沉水植物旺盛生长期，对营养盐需求量大，同时由于光合作用增强，水体 DO 含量增加，沉积物-水界面内源磷的释放大大降低，磷酸根与 Fe^{3+} 结合以磷酸铁的形式保存在沉积物中(王立志等，2012；杨文斌等，2016)。

修复区和对照区沉积物 40 mm 以下范围内，DGT-P 浓度差异较小，修复效果不明显。因此沉水植物生态系统恢复后，对沉积物-水界面内源磷释放具有明显的抑制作用。

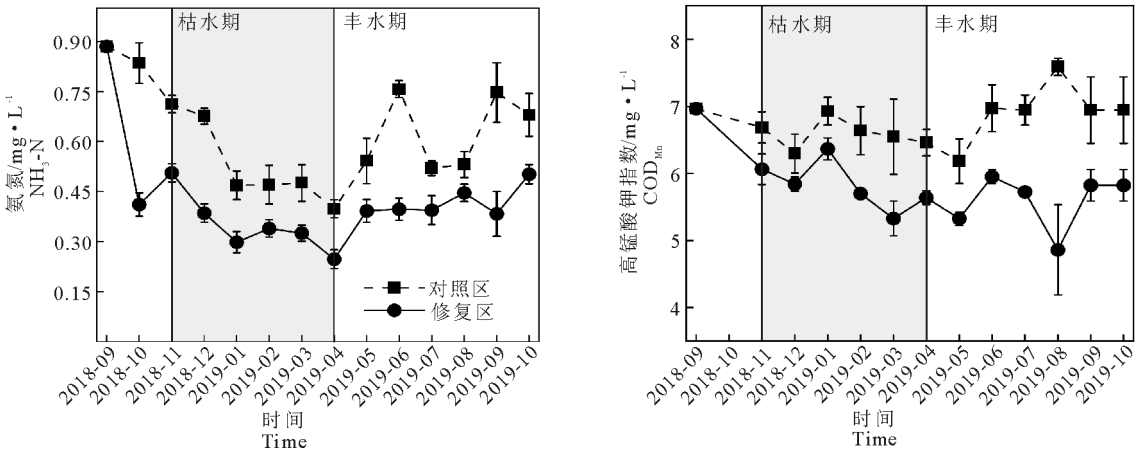

图4 修复区和对照区 NH_3-N 和 COD_{Mn} 浓度对比

Fig.4 Comparison of NH_3-N and COD_{Mn} between the restoration zone and control zone

根据 SWI 扩散通量计算公式③，修复区沉积物内源磷的释放通量为 0.38 mg/(m² · d)，远低于对照区 0.55 mg/(m² · d)，沉水植物有效降低了修复区沉积物内源磷的释放。根据内源贡献公式④计算得到对照区内源磷对上覆水的贡献率高达 74%，而修复区沉积物内源磷对上覆水的贡献率仅为 38%，沉水植物生态系统恢复后能有效固定沉积物磷，降低内源磷的释放风险。

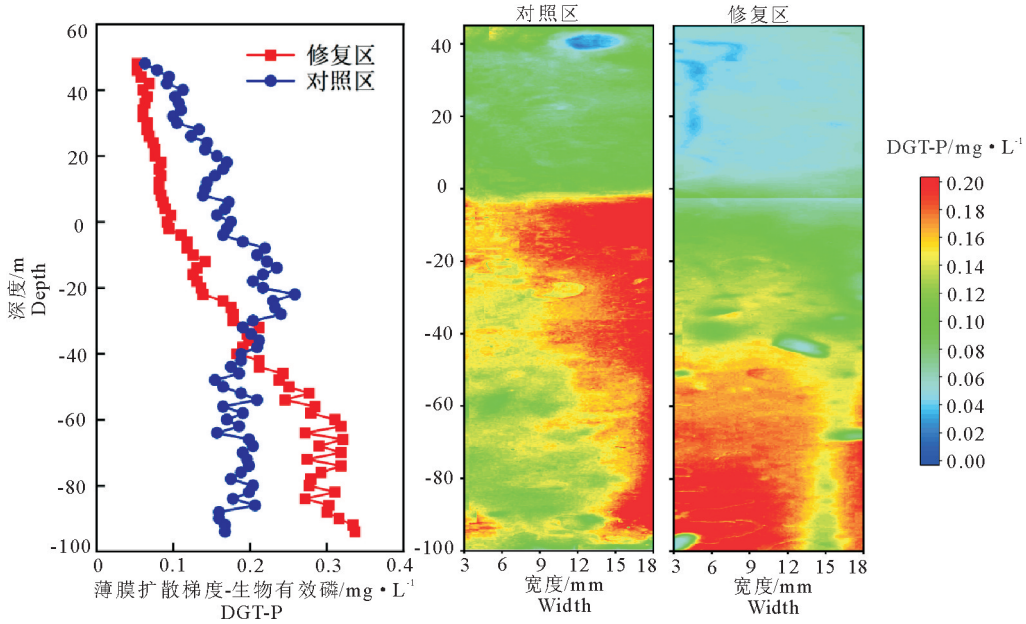

图5 沉积物-水界面 DGT-P 垂向变化(左)与二维分布(右)

Fig.5 Vertical profile (left) and two-dimensional distribution (right) of DGT-P at the sediment-water interface

沉水植物生态修复一年后修复区水质改善明显(表1)。其中修复区水体 DO 从 II 类水显著提升到 I 类水标准；COD_{Mn} 从 IV 类水显著提升到 III 类水标准；NH_3-N 的水平有了较大提高，从 III 类水提升到 II 类水标准；TP 相对于对照区的浓度(V 类或劣 V 类水)已有了显著提升，基本达到国家地表水 III 水质的标准。综上所述，草海修复区水质处于或优于地表水 III 类标准，说明沉水植物修复工程对草海重污染区水体营养盐修复效果显著。综合来看，对照区水体中 N、P 营养盐浓度高，DO 含量低，沉积物内源磷释放风险高。修复区经沉水植物修复一年后，水体 TP 浓度降低了 58%，NH_3-N 和 SRP

表1 修复区水质与地表水环境质量标准(GB 3838－2002)对比 mg/L

Tab.1 Comparison of water quality in the restoration zone with Surface Water Environmental Quality Standards

指标	I 类	II 类	III 类	IV 类	V 类	对照区	修复区
DO	7.5	6	5	3	2	6.6	7.9
COD_{Mn}	2	4	6	10	15	6.7	5.7
NH_3-N	0.15	0.5	1.0	1.5	2.0	0.60	0.39
TP	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2	0.12	0.05

浓度均降低了 30%以上，沉积物内源磷释放量较对照区明显降低，内源贡献率从对照区的 74%降低至 38%。修复区内沉水植物繁茂，水体透明度显著提高，DO 含量达到 8.0 mg/L 以上，水体自净能力增强，水环境得到明显改善。

3　结论

当草海流域外源污染得到有效控制后，沉水植物生态系统恢复成为重污染区内源污染控制与水环境修复有效的手段。修复区水体 DO 含量显著提升，NH_3-N、TP 和 SRP 浓度分别降低为对照区的 65%、42%和 67%，水质明显改善，达到地表 III 类水标准。修复区内源磷释放通量为 0.38 mg/(m^2·d)，内源磷对上覆水的贡献率从对照区的 74%降低至 38%，沉水植物生态修复工程有效抑制了修复区内源磷释放。

参考文献

包先明，陈开宁，范成新，2005. 浮叶植物重建对富营养化湖泊氮磷营养水平的影响[J]. 生态环境，14(6)：807－811.

曹勋，2015. 草藻残体分解过程及其对水质的影响[D]. 南京：南京师范大学.

陈丽华，喻记新，李丽，等，2018.基于 TLI 和 PCA 的贵州草海水质状况评价[J].长江科学院院报，35(8)：40－45，50.

范成新，张路，王建军，等，2004. 湖泊底泥疏浚对内源释放影响的过程与机理[J]. 科学通报，(15)：1523－1528.

郭雅倩，薛建辉，吴永波，等，2020. 沉水植物对富营养化水体的净化作用及修复技术研究进展[J]. 植物资源与环境学报，29(3)：58－68.

姜霞，王书航，杨小飞，等，2014. 蠡湖水环境综合整治工程实施前后水质及水生态差异[J]. 环境科学研究，27(6)：595－601.

阚丹，2020. 浅水湖泊内源磷污染控制技术研究进展[J]. 环保科技，26(4)：59－64.

李琳，岳春雷，张华，等，2019. 不同沉水植物净水能力与植株体细菌群落组成相关性[J]. 环境科学，40(11)：4962－4970.

林志国，苏艳，2019. 化学法抑制内源磷释放工程应用及研究进展[J]. 环境科学与技术，42(8)：59－68.

马久远，王国祥，李振国，等，2013. 太湖两种水生植物群落对沉积物中氮素的影响[J]. 环境科学，34(11)：4240－4250.

欧阳勇，林昌虎，何腾兵，等，2012. 运用主成分分析法评价贵州草海水质污染[J]. 贵州科学，30(1)：21－26.

裴佳瑶，冯民权，2020. 环境因子对雁鸣湖沉积物氮磷释放的影响[J]. 环境工程学报，14(12)：3447－3459.

秦伯强，杨柳燕，陈非洲，等，2006. 湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用[J]. 科学通报，(16)：1857－1866.

宋任彬，何锋，郭艳英，等，2020. 滇池水体 pH 值变化特征及其影响因素初步分析[J]. 环境科学导刊，39(2)：15－19.

唐金刚，李苇洁，周传艳，2014. 高原湿地草海水生植物多样性变化研究[J]. 广西植物，34(5)：601－607.

王灿，袁婷，张建利，等，2019. 贵州草海水质时空变化和水体营养状况[J]. 长江科学院院报，36(6)：14－19.

王佳，顾永钢，王昊，等，2021. 沉水植物组合对受污染河水的净化与维护效果[J]. 人民黄河：43.

王立志，王国祥，俞振飞，等，2012. 沉水植物生长期对沉积物和上覆水之间磷迁移的影响[J]. 环境科学，33(2)：385－392.

吴晓东，潘继征，李文朝，等，2013. 滆湖东岸生态修复试验区的水质净化效果[J]. 生态与农村环境学报，29(3)：284－289.

吴振斌，邱东茹，贺锋，等，2003. 沉水植物重建对富营养水体氮磷营养水平的影响[J]. 应用生态学报，14 (8)：1351－1353.

邢丽贞，王立鹏，张志斌，等，2010. 湖泊内源磷的释放与富营养化的植物修复[J]. 四川环境，29(3)：71－76.

徐升宝，2011. 东太湖内源氮、磷释放及两种沉水植物净化作用的研究[D]. 苏州：苏州大学.

杨海全，陈敬安，刘文，等，2016. 草海沉积物营养元素分布特征与控制因素[J].地球与环境，44(3)：297－303.

杨海全，陈敬安，刘文，等，2017. 草海底泥原位钝化工程示范及其生态环境效应[J]. 环境工程学报，11(7)：4437－4444.

杨海全，陈敬安，余伟等，2021－04－06. 一种高原湖泊污染水体生态修复与水生生态系统恢复方法：202011338627.X[P].

杨旻，吴小刚，张维昊，等，2007. 富营养化水体生态修复中水生植物的应用研究[J]. 环境科学与技术，30(7)：98－102.

杨文斌，唐皓，韩超，等，2016. 太湖沉积物铁形态分布特征及磷铁相关性分析[J]. 中国环境科学，36(4)：1145－1156.

杨永琼，陈敬安，王敬富，等，2013. 沉积物磷原位钝化技术研究进展[J]. 地球科学进展，28(6)：674－684.

余伟，杨海全，郭建阳，等，2021. 贵州草海水化学特征及离子来源分析[J]. 地球与环境，49(1)：32－41.

张宇，2010. 浅水湖泊富营养化机理及沉水植物的修复作用[D]. 呼和浩特：内蒙古农业大学.

中国环境监测总站，2001. 湖泊(水库)富营养化调查规范[M]. 北京：中国环境科学出版社.

中华人民共和国生态环境部，2021. 2020 中国生态环境状

况公报[R]. 北京.

钟继承,范成新,2007.底泥疏浚效果及环境效应研究进展[J].湖泊科学,(1):1-10.

Bagousse-Pinguet Y L , Liancourt P , Gross N, et al, 2012. Indirect facilitation promotes macrophyte survival and growth in freshwater ecosystems threatened by eutrophication [J]. Journal of Ecology, 100(2):530-538.

Bechmann M E, Berge D, Eggestad H O, et al, 2005. Phosphorus transfer from Agricultural areas and its impact on the eutrophication of lakes-two long-term integrates studies from Norway[J]. Journal of Hydrology, 304(1):238-250.

Cao X X, Wu P, Han Z W, et al, 2016. Sources, Spatial Distribution, and Seasonal Variation of Major Ions in the Caohai Wetland Catchment, Southwest China[J]. Wetlands, 36(6):1069-1085.

Chen Q, Chen J A, Wang J F, et al, 2019. In situ, high-resolution evidence of phosphorus release from sediments controlled by the reductive dissolution of iron-bound phosphorus in a deep reservoir, southwestern China[J]. Science of the Total Environment, 666:39-45.

Duan W L, He B, Nover D, et al, 2016. Water Quality Assessment and Pollution Source Identification of the Eastern Poyang Lake Basin Using Multivariate Statistical Methods[J]. Sustainability, 8(2).

Duan W L, Takara K, He B, et al, 2013. Spatial and temporal trends in estimates of nutrient and suspended sediment loads in the Ishikari River, Japan, 1985 to 2010 [J]. Science of the Total Environment, 461-462:499-508.

Ding S M, Chen M S, Gong M D, et al, 2018. Internal phosphorus loading from sediments causes seasonal nitrogen limitation for harmful algal blooms[J]. Science of The Total Environment, 625:872-884.

Ding S M, Han C, Wang Y P, et al, 2015. In situ, high-resolution imaging of labile phosphorus in sediments of a large eutrophic lake[J]. Water Research, 74:100-109.

Ding S M, Wang Y, Xu D, et al, 2013. Gel-based coloration technique for the submillimeter-scale imaging of labile phosphorus in sediments and soils with diffusive gradients in thin films[J]. Environmental science & technology, 47(14):7821-7829.

Le C, Zha Y, Li Y, 2010. Eutrophication of lake waters in China: cost, causes, and control [J]. Environmental management, 45(4):662-668.

Malmaeus J M, Hakanson L, 2004. Development of a Lake Eutrophication model[J]. Ecological Modelling, 171(1/2):35-63.

Rydin E, 2000. Potentially mobile phophorus in lake Erkensediment[J]. Water Reserch, 34(7):2037-2042.

Smith V H, Tilman G D, Nekola J C, 1999. Eutrophication:impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems[J]. Environmental Pollution, 100(1):179-196.

Yin C, Yang H Q, Wang J F, et al, 2020. Combined use of stable nitrogen and oxygen isotopes to constrain the nitrate sources in a karst lake[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 303:107089.

(责任编辑 张俊友 郑金秀)

Improvement of Water Quality by Ecological Restoration in Heavily Polluted Area of Caohai Lake, Guizhou Province

HE Yun[1,2], YANG Hai-quan[1], WANG Jing-fu[1], YU Wei[1,3], YIN Chao[1], XU Dan[1], TANG Xu-yin[1], WU Jia-xi[1,4]

(1.State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang　550081, P.R.China;
2.College of Eco-Environmental Engineering, Guizhou Minzu University, Guiyang　550025, P.R.China;
3.School of Geographic and Environmental Science, Guizhou Normal University, Guiyang　550025, P.R.China;
4.College of Resource and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang　550025, P.R.China)

Abstract: Caohai Lake is a typical macrophytic shallow lake with abundant submerged plants. However, submerged macrophytes are nearly absent in the heavily polluted areas due to high nutrient concentrations (nitrogen and phosphorus). As a result, an ecological restoration project to replenish submerged macrophytes was conducted in a heavily polluted area of the lake. To assess project effectiveness, water quality was monitored for one year (October 2018 to October 2019) in the restored area and in a control area. Three sampling sites were located in each area and the following parameters were measured: dissolved oxygen (DO), pH and transparency; total phosphorus (TP) in the overlying water and sediment interstitial water; soluble reactive phosphorus (SRP), ammonia nitrogen (NH_3-N) and COD_{Mn} of lake water samples; the release flux of internal phosphorus using the diffusive gradient in thin films (DGT) method. Water quality in September 2018 was used as the baseline. Based on the monitoring results, we compared the release flux of internal phosphorus in the restored area with the control area, and assessed the effectiveness of restoring the submerged macrophytes. The project objective was to provide assessment data on the ecological restoration in Caohai Lake. One year after the restoration project was initiated, the concentrations of NH_3-N, TP, and SRP in the restored area were reduced, respectively, to 65%, 42%, and 67% of those in the control area. The newly introduced submerged macrophytes clearly enhanced water quality in the restored area of the lake. Dissolved oxygen in the lake increased and remained above 8 mg/L and water transparency also improved. The concentrations of COD_{Mn}, NH_3-N and TP decreased to 5.7 mg/L, 0.39 mg/L and 0.05 mg/L, respectively, meeting Grade III standards for surface water. The release flux of internal phosphorus in the restored area decreased by more than 30%, and the contribution of internal phosphorus to the TP of overlying water was 38%, much lower than that in the control area (74%). After nutrient loading to Caohai Lake basin is better controlled, restoration of submerged plants is an effective measure for reducing endogenous nutrient inputs and improves water quality in lakes that have been heavily polluted.

Key words: eutrophication; submerged macrophytes; ecological restoration; project assessment; Caohai Lake