修复对湖北洋澜湖富营养化与生态状况的影响: 基于大型无脊椎底栖动物的评价*

吴家乐¹, 甘磊¹, 刘素霞¹, 钟萍¹, 莫家勇², 何小林², 王备新³, 何虎⁴, 于谨磊⁴, 杜璞珣⁴, 关保华⁴, 陈非洲⁴, 刘正文^{1,4**}

(1: 暨南大学生态学系与水生生物研究中心, 广州 510632)

(2: 贝山水生态科技有限公司, 广州 510632)

(3: 南京农业大学植物保护学院, 南京 210095)

(4: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

摘要: 大型无脊椎底栖动物是水生态系统的重要组成部分, 也是评价生态系统状态的重要指标. 本文比较了洋澜湖修复示范工程实施水域(修复区)和未实施水域(未修复区)水质和大型无脊椎底栖动物群落差异, 并对湖泊生态状态进行了评价. 结果表明, 治理后修复区总氮、总磷和叶绿素 a 浓度显著低于未修复区, 修复区透明度显著高于未修复区. 共发现底栖动物 30 种, 隶属于 3 门 4 纲 12 科, 其中修复区 29 种, 未修复区 19 种. 修复区与未修复区软体动物的平均密度分别为 369.3 和 34.7 ind./m², 平均生物量(湿重)分别为 102.9 和 37.2 g/m². 耐污值指数和多度量指数评价结果显示, 修复区生态系统状态优于未修复区. 结果表明, 结合透明度改善、鱼类控制与沉水植物重建等手段为主的湖泊修复能改善水质和生态状态.

关键词: 洋澜湖; 富营养化; 生态状态; 大型无脊椎底栖动物; 修复

Effect of restoration on the eutrophication and ecological status of Lake Yanglan (Hubei Province): Assessment based on macroinvertebrates

WU Jiale¹, GAN Lei¹, LIU Suxia¹, ZHONG Ping¹, MO Jiayong², HE Xiaolin², WANG Beixin³, HE Hu⁴, YU Jinlei⁴, DU Yingxun⁴, GUAN Baohua⁴, CHEN Feizhou⁴ & LIU Zhengwen^{1,4**}

(1: Department of Ecology and Institute of Hydrobiology, Jinan University, Guangzhou 510632, P.R.China)

(2: Guangzhou Belsun Aquatic Ecology SCI & TECH CO., LTD., Guangzhou 510632, P.R.China)

(3: College of Plant Protection, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, P.R.China)

(4: Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China)

Abstract: Macroinvertebrates are important components and index for assessing the ecological status of aquatic ecosystems. This paper compared the difference in water quality and macroinvertebrate communities between the restored area and un-restored area in Lake Yanglan, and assessed the ecological status of the lake ecosystems. The results showed that total phosphorus (TP), total nitrogen (TN) and chlorophyll-a (Chl.a) in water columns were significantly lower in the restored area than those in the un-restored area. The average secchi depth (SD) was significantly higher in the restored area than that in the un-restored area. Thirty macroinvertebrate species from 12 families, 4 classes and 3 phyla were found, 29 species in the restored area and 19 species in the un-restored area. The average density (biomass) of molluscs were 369.3 ind./m² (102.9 g/m²) and 34.7 ind./m² (37.2 g/m²) in the restored and un-restored area, respectively. Biotic Index (BI) and Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) based on the macroinvertebrate structure indicated that ecological status was improved in the restored area comparing the un-restored area. Our study suggests that restoration combined with transparency improvement, fish control and macrophyte re-establishment can im-

* 国家自然科学基金项目(41471086)资助. 2019-03-12 收稿; 2019-05-22 收修改稿. 吴家乐(1994~), 男, 硕士研究生; E-mail: s617572268@163.com.

** 通信作者; E-mail: zliu@niglas.ac.cn.

prove water quality and the ecological status of eutrophic lakes.

Keywords: Lake Yanglan; eutrophication; ecological status; macroinvertebrate; restoration

近二十年来世界各国已经制定并通过了评估地表水生态完整性的立法^[1],如欧盟的水框架指令(Water Framework Directive, WFD)等. 欧盟水框架指令提出欧盟各国需要在2027年前使地表水达到良好的生态状态(Ecological Status),并通过生物监测和生物评价进行生态状态评估^[1-2]. 欧盟水框架指令要求根据浮游植物、大型无脊椎底栖动物、鱼类和大型水生植物对地表水生态状态进行评估^[3].

大型无脊椎底栖动物(以下简称底栖动物)是水生态系统的重要组成部分,常被用于溪流、河流、湖泊以及河口的生态状态评估,也是欧盟水框架指令中确定用于水体生态系统生态状态的指示生物^[2,4-6]. 底栖动物主要由水栖寡毛类、软体动物和水生昆虫等无脊椎动物组成,通常以不能通过0.5 mm孔径筛网的个体称为大型底栖动物^[7]. 底栖动物对维持生态系统稳定有重要作用,具有联系初级生产者和分解者与捕食者(主要是鱼类)的功能,在湖泊食物网、营养循环和能量循环中发挥重要作用^[1]. 底栖动物群落组成不仅受湖泊水质和其它生物的影响,还受到沉积物环境的影响. 底栖动物生活周期长,迁徙能力差,对环境和生境变化敏感,可以综合反映整个水生态系统质量或状态^[8-9]. 湖泊富营养化会影响底栖动物的丰富度、生物量和物种组成,以及群落物种功能性状组成^[10-11]. 浅水湖泊在清水态时,水生植物丰富,生境结构复杂,为底栖动物提供了较好的生境条件,同时为其躲避鱼类捕食提供了一定的保护,相应地底栖动物生物量和物种丰富度较高^[12-13]. 随着富营养化的加剧,浅水湖泊由清水型转变为以浮游植物为主的浑水型,水质和沉积物环境恶化,敏感种(如蜉蝣目、襁翅目、毛翅目种类)减少甚至消失,而耐污种(如摇蚊幼虫和水丝蚓等)成为优势种^[14].

我国各级政府对富营养化湖泊的治理力度不断加大,以重建沉水植物为主的生态修复技术在浅水湖泊中得到较广泛的应用,并取得一定的成果^[15-16]. 然而对湖泊治理效果的评价还是以营养盐等指标为主,对湖泊生态系统恢复效果缺乏生态评估. 本研究应用大型无脊椎底栖动物评估富营养化湖泊治理效果,为湖泊生态恢复措施优化和后续管理提供参考,同时探索我国湖泊生态状态评估更为科学和全面的方法.

1 材料与方法

1.1 湖泊与修复工程介绍

洋澜湖位于湖北省鄂州市,自1970年开始受到工业污水和生活污水长期污染,富营养化严重,是以浮游植物为优势的典型浑水型湖泊. 为加快治理洋澜湖,鄂州市政府投入大量经费,对外源污染进行了控制. 同时,为实施湖泊修复工程,委托广州贝山水生态公司在洋澜湖开展了湖泊修复示范工程,面积约为3万m²(图1). 工程于2017年8月中旬开始实施,安装围隔后对示范区内的鱼进行了捕捞. 随后添加了锁磷剂和聚合氯化铝改善水体透明度,并种植了苦草(*Vallisneria spiralis*)、黑藻(*Hydrilla verticillata*)等沉水植物. 修复后,修复区中沉水植物的覆盖率从0增加到70%以上.

1.2 样品采集与分析

分别在示范工程区内(修复区)、外(未修复区)设置6个采样点,修复区采样点分别为S1、S2和S3,未修复区分别为S4、S5和S6(图1). 在治理前(2017年8月中旬)采集修复区的底栖动物和水样;治理后分别于2017年10月、2018年1、4、7月(分别对应秋季、冬季、春季和夏季)对修复区和未修复区进行4次底栖动物和水样的采集. 由于初次采样时工程还没实施,围隔未建立,修复区与未修复区尚联通,因此修复前只对修复区的区域进行采样.

底栖动物定量样品用1/16 m²的改良彼得森采泥器进行采集,每个采样点采集3次;底栖动物定性样品在采样点随机采集. 在现场经过60目筛网过筛冲洗,将样品尽快带回实验室进行挑拣,加入10%福尔马林溶液进行固定保存^[17]. 通过解剖镜和显微镜将样品鉴定至尽可能低的分类单元,计数和称重,并换算成每平方米的单位数量或重量(密度或生物量). 底栖动物的鉴定参考相关资料^[18-22].

水样用1 L塑料广口瓶保存,带回实验室进行理化指标的检测,依据《水和废水检测分析方法(第四版)》^[23]测定总氮(TN)、总磷(TP)、叶绿素a(Chl.a)等指标.

图 1 洋澜湖采样点分布(上)及工程效果图(2017 年 11 月)(下)

Fig.1 Sampling sites (upper) and the effect of restoration (lower) in the testing area of Lake Yanglan

1.3 数据分析与处理

利用水的营养盐浓度和大型底栖动物数据,分别计算了综合营养状态指数 $TLI(\Sigma)^{[24]}$ 、香农威纳指数 H' 、丰富度指数 d_M 、辛普森指数 D 、均匀度指数 J 、耐污值指数 $BI^{[25-26]}$ 和多度量指数 $MMIF$ (Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders)^[4],计算公式分别为:

$$TLI(\Sigma) = W_i \cdot TLI_i \quad (1)$$

$$H' = -P_j \cdot \ln P_j \quad (2)$$

$$d_M = (S-1)/\ln N \quad (3)$$

$$D = 1/P_j^2 \quad (4)$$

$$J = H'/\ln S \quad (5)$$

$$BI = (n_j \cdot t_j/N) \quad (6)$$

式中, W_i 为第 i 种参数的营养状态指数的相关权重, TLI_i 代表第 i 种参数的营养状态指数, P_j 为样品中第 j 种个体的比例, S 为样品物种数, N 为样品中所有物种的个体数之和. n_j 为第 j 种的个体数; t_j 为第 j 种的耐污值.

$$MMIF = (S_{(TAX)} + S_{(EPT)} + S_{(NST)} + S_{(H')} + S_{(MTS)})/20 \quad (7)$$

式中, $S_{(k)}$ 为不同指数对应的分数,其中 TAX 为分类单元总数, EPT 为蜉蝣目-襀翅目-毛翅目分类单元总数, NST 为其他敏感种分类单元(除 EPT 外且耐受值 < 5) 总数, H' 为香农威纳指数, MTS 为分类单元平均耐受值.

相关评分标准见表 1、表 2、表 3.

表 1 多度量指数评分标准

Tab.1 Scoring criteria for calculation the *MMIF*

分数	分类单元总数 (TAX)	蜉蝣目—襀翅目—毛 翅目分类单元 总数(EPT)	其他敏感种分类 单元总数(NST)	香农威纳指数 (<i>H'</i>)	分类单元平均 耐受值(MTS)
0	≤5	0	>7.5	≤0.2	>5
1	≤12	≤1.5	≤7.5	≤1.025	≤5
2	≤19	≤3	≤5	≤1.85	≤4
3	≤26	≤4.5	≤2.5	≤2.675	≤3
4	>26	>4.5	0	>2.675	≤2

表 2 湖泊营养状态分级标准

Tab.2 Classification standard of lake trophic levels

综合营养状态指数 <i>TLI</i> (Σ)	富营养化程度
<i>TLI</i> (Σ)<30	贫营养
30 ≤ <i>TLI</i> (Σ) ≤50	中营养
50< <i>TLI</i> (Σ) ≤60	轻度富营养
60< <i>TLI</i> (Σ) ≤70	中度富营养
<i>TLI</i> (Σ)>70	重度富营养

表 3 耐污值指数及多度量指数评价标准

Tab.3 Evaluation standard of *BI* and *MMIF*

耐污值指数	多度量指数	湖泊生态状态
0~5.50	0.90~1.00	优良
5.51~6.60	0.70~0.89	良好
6.61~7.70	0.50~0.69	中等
7.71~8.80	0.30~0.49	较差
8.80~10.00	0~0.29	极差

数增加至 15 种.

在治理后一年时间里未修复区采集到 19 种底栖动物,物种组成基本由寡毛类和摇蚊幼虫组成,软体动物只在冬季和夏季出现. 修复区共采集 29 种底栖动物,随着季节的变化,物种数在冬季出现最大值 21 种,其余季节物种数保持在 15~18 种之间;其中软体动物的物种数占每个季节总物种数的 23.5%~44.4%;其它如医蛭科等在秋季开始出现. 修复区和未修复区的寡毛类以及摇蚊幼虫物种种类和物种数类似,因此两个区域物种组成的差异主要是因为软体动物组成之间的差异.

2.1.2 底栖动物群落密度及生物量 修复区和未修复区内 3 个采样点之间底栖动物的密度和生物量无显著性差异,所以分析时按照组内平均值进行比较分析.

各采样点在不同采样时间底栖动物群落各组成部分的平均密度和生物量变化如图 2 所示. 治理后,除软体动物密度显著性增加 (paired-sample *t* test, $P<0.05$),其余种类无显著变化. 修复区的寡毛类、摇蚊幼虫与其它类生物量无显著变化;由于软体动物个体较重(梨形环棱螺 *B. purificata*、中国圆田螺 *C. chinensis*),其密度上升导致底栖动物总生物量由 1.69 g/m² 显著性上升到 25.45 g/m² (paired-sample *t* test, $P<0.05$). 治理后修复区底栖动物总平均密度由 4954.7 ind./m² 降低到 2448.0 ind./m²,但差异不显著 (paired-sample *t* test, $P>0.05$).

数据使用 SPSS 20.0 统计软件进行分析,修复区在修复前后的差异使用配对 *T* 检验分析 (paired-sample *t* test),修复区与未修复区在修复一年里的差异使用单因素方差分析 (One-way ANOVA)、重复度量方差分析 (RM-ANOVAs) 和两独立样本非参数检验 (Mann-Whitney *U*);绘图分析采用 OriginPro 8.5 完成.

2 结果与分析

2.1 底栖动物群落结构比较

2.1.1 底栖动物物种组成 5 次采样总共采集到 30 种底栖动物,隶属 3 门 4 纲 12 科(表 4). 其中寡毛类 8 种(占总物种数 26.7%),摇蚊幼虫 9 种(30.0%),软体动物 11 种(36.7%),其它 2 种(6.6%).

治理前,修复区的物种有 10 种,主要由寡毛类(7 种)和摇蚊幼虫(2 种)组成;治理后,修复区内寡毛类物种变化不大,摇蚊幼虫物种数没有变化但是种类发生了改变,软体动物物种数增多,修复区物种

表 4 修复区与未修复区底栖动物名录

Tab.4 Taxa list of macroinvertebrates in the restored and un-restored area

种类	修复区					未修复区			
	治理前	治理后 (秋季)	冬季	春季	夏季	秋季	冬季	春季	夏季
寡毛纲 Oligochaeta									
管水蚓属一种 <i>Aulodrilus</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
苏氏尾鳃蚓 <i>Branchiura sowerbyi</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
霍甫水丝蚓 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
水丝蚓属一种 <i>Limnodrilus</i> sp.1	+	+							
水丝蚓属二种 <i>Limnodrilus</i> sp.2		+	+	+		+	+	+	
单孔蚓属一种 <i>Monopylephorus</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
中华颤蚓 <i>Tubifex sinicus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
颤蚓属一种 <i>Tubifex</i> sp.	+		+	+	+	+	+		
摇蚊幼虫 Chironomidae									
绕圈摇蚊 <i>Chironomus circumdatus</i>		+	+						
黄色羽摇蚊 <i>Chironomus flaviplumus</i>			+	+	+			+	+
摇蚊亚科一种 Chironominae				+					
摇蚊属一种 <i>Chironomus</i> sp.		+	+			+		+	+
环足摇蚊属一种 <i>Cricotopus</i> sp.			+	+	+		+	+	
多巴小摇蚊 <i>Microchironomus tabarui</i>	+								+
直突摇蚊亚科一种 Orthocladiinae			+			+			
裸须摇蚊属一种 <i>Procladius</i> sp.				+			+		
中国长足摇蚊 <i>Tanytus chinensis</i>	+		+	+		+	+	+	+
软体动物 Molluscs									
长角涵螺 <i>Alocinma longicornis</i>		+	+	+	+				+
铜锈环棱螺 <i>Bellamya aeruginosa</i>					+				
梨形环棱螺 <i>Bellamya purificata</i>		+	+	+	+				+
赤豆螺 <i>Bithynia fuchsiana</i>									+
中国圆田螺 <i>Cipangopaludina chinensis</i>		+	+						
小土蜗 <i>Galba perversa</i>			+	+	+				
白旋螺 <i>Gyraulus albus</i>	+	+	+	+	+		+		
觿螺科一种 Hydrobiidae			+		+				
大沼螺 <i>Paraossarulus eximius</i>			+						
泉膀胱螺 <i>Phusa fontinalis</i>		+			+		+		
卵萝卜螺 <i>Radix ovata</i>					+				
其它 Others									
蜉蝣目一种 Ephemeroptera					+				
医蛭科一种 Hirudinidae		+	+	+	+				
物种数	10	15	21	17	18	10	12	10	12

“+”表示物种出现.

采样期间修复区和未修复区寡毛类密度的最大值出现在春季,分别为 4277.3 和 2170.7 ind./m²;在夏季出现下降,且修复区寡毛类密度下降的幅度较未修复区大,夏季修复区与未修复区寡毛类密度接近;修复区和未修复区寡毛类的平均密度无显著性差异(图 2A).冬、春季修复区寡毛类生物量显著高于未修复区(One-way ANOVA, $P<0.05$),而在秋、夏季时生物量则无显著性差异(图 2a).

图2 修复区和未修复区底栖动物密度与生物量变化(平均值±标准差)

Fig.2 The densities and biomass of macroinvertebrate in the restored and un-restored area (means±SD)

修复区摇蚊幼虫的密度由秋季的 928.0 ind./m^2 下降到第二年夏季的 37.3 ind./m^2 (One-way ANOVA, $P < 0.05$);与此同时,未修复区从秋季的 960.0 ind./m^2 到第二年春季的 714.7 ind./m^2 (One-way ANOVA, $P >$

0.05),然而夏季时上升至 2213.3 ind./m²(One-way ANOVA, $P<0.05$) (图 2B). 除秋、夏季外,修复区摇蚊幼虫的密度和生物量均显著低于未修复区(One-way ANOVA, $P<0.05$) (图 2b).

修复区的软体动物出现的最大密度为 581.3 ind./m²(夏季),未修复区只在冬季和夏季出现过软体动物(图 2C);未修复区软体动物的生物量变化趋势与密度变化趋势大致相同. 修复区冬季软体动物主要由个体较大的梨形环棱螺组成,而春季则是个体较小的小土蜗占优势. 因此修复区软体动物的生物量随季节变化波动较大;除夏季外修复区软体动物密度和生物量显著高于未修复区(One-way ANOVA, $P<0.05$) (图 2c).

其它类种类如蜉蝣目、医蛭科只在修复区出现(图 2D、d). 在治理前,修复区寡毛类和摇蚊幼虫相对密度分别为 78% 和 22%. 治理后,修复区寡毛类的相对密度下降到 58%,摇蚊幼虫的相对密度上升至 38%,软体动物的相对密度有一定程度增加. 从秋季到次年春季,修复区除摇蚊幼虫的相对密度逐渐下降外,其余种类的相对密度均显著上升(One-way ANOVA, $P<0.05$). 未修复区的寡毛类和摇蚊幼虫的相对密度之和均在 95% 以上.

2.1.3 底栖动物群落参数 利用生物多样性指数、耐污生物指数和多度量指数对修复区和未修复区水环境与水生生态评价,结果如图 3 所示. 修复区经过修复后,除了丰富度指数和多度量指数由 1.11、0.13 分别显著性上升到 1.99 和 0.30 (paired-sample t test, $P<0.05$) 外,其余指数无显著性差异. 修复区在冬春夏三季时的香农威纳指数显著高于秋季(One-way ANOVA, $P<0.05$),其余指数无显著性变化;未修复区的各指数则无显著性变化. 修复区四季的平均香农威纳指数、丰富度指数显著高于未修复区而平均耐污值指数显著低于未修复区(RM-ANOVAs, $P<0.05$),平均 *MMIF* 指数显著高于未修复区(Mann-Whitney U, $P<0.05$);修复区和未修复区平均均匀度指数、辛普森指数均无显著差异.

图 3 修复区与未修复区底栖动物群落特征指数、耐污值指数和多度量指数变化图(平均值±标准差)

Fig.3 Community characteristic indexes, *BI* and *MMIF* index of macroinvertebrate in the restored and un-restored area (means±SD)

2.2 营养状态比较

2.2.1 湖泊理化性质比较 经过富营养化治理,修复区 TN、TP、Chl.a 平均浓度为 1.10 mg/L、0.03 mg/L、9.13 μg/L,显著低于修复前的 2.48 mg/L、0.29 mg/L、30.60 μg/L (paired-sample t test, $P<0.05$);富营养化治理后

平均SD为183.3 cm,显著高于修复前的63.3 cm(paired-sample *t* test, $P<0.05$) (图4).

除夏季外,修复区经过富营养化治理后的一年里的TN、TP、Chl.a、SD平均值分别为1.12 mg/L、0.03 mg/L、3.67 $\mu\text{g/L}$ 和192.78 cm;未修复区的TN、TP、Chl.a、SD平均值分别为2.41 mg/L、0.17 mg/L、67.92 $\mu\text{g/L}$ 和31.67 cm. 修复区的TN、TP、Chl.a浓度显著低于未修复区(RM-ANOVAs, $P<0.05$),SD显著高于未修复区(Mann-Whitney U, $P<0.05$). 夏季修复区的TP、TN、Chl.a浓度均显著性上升,SD显著性下降(One-way ANOVA, $P<0.05$),与未修复区无显著差异(图4).

图4 修复区和未修复区总氮、总磷、叶绿素a浓度和透明度变化(平均值±标准差)

Fig.4 The change of TN,TP,Chl.a concentrations and secchi depth in the restored and un-restored area (means±SD)

表5 修复区与未修复区综合营养状态指数

Tab.5 *TLI* index of restored and un-restored area

	时间	<i>TLI</i> 指数	水体评价
修复区	治理前	66.18	中度富营养
	治理后(秋季)	45.76	中营养
	冬季	38.63	中营养
	春季	38.99	中营养
	夏季	68.53	中度富营养
未修复区	秋季	69.30	中度偏重度富营养
	冬季	67.65	中度富营养
	春季	72.17	重度富营养
	夏季	75.75	重度富营养

2.2.2 综合营养状态指数 通过综合营养状态指数公式计算得出,修复区经过修复后 *TLI* 指数由66.18降低至45.76,水体评价由中度富营养状态转变为中营养状态. 在秋、冬、春季 *TLI* 指数保持在30~50之间,水体评价均为中营养状态;夏季时 *TLI* 指数上升到68.53,水体评价为中度富营养状态. 而未修复区全年的 *TLI* 指数均在67~76之间,水体评价为中度至重度富营养状态(表5).

2.3 生态状态比较

修复前修复区的耐污生物指数和多度量指数分别为8.63和0.13,生态状态评价分别为较差和极差. 修复后修复区的耐污生物指数下降至

7.26,多度量指数上升至 0.30,2 个指数的生态状态评价结果分别为中等和较差. 修复区的平均耐污生物指数显著低于未修复区(RM-ANOVAs, $P<0.05$)(表 6).

表 6 利用耐污值指数及多度量指数进行生态状态评价结果
Tab.6 Results of ecological status assessment according to *BI* and *MMIF* indexes

	日期	耐污生物指数		多度量指数	
		分数	评价	分数	评价
修复区	治理前	8.63	较差	0.13	极差
	治理后(秋季)	7.26	中等	0.30	较差
	冬季	7.50	中等	0.42	较差
	春季	7.85	较差	0.38	较差
	夏季	7.11	中等	0.48	较差
	全年(无夏季)	7.53	中等	0.37	较差
	全年(含夏季)	7.43	中等	0.40	较差
未修复区	秋季	8.71	较差	0.10	极差
	冬季	8.12	较差	0.20	极差
	春季	8.06	较差	0.10	极差
	夏季	8.57	较差	0.25	极差
	全年(无夏季)	8.29	较差	0.13	极差
	全年(含夏季)	8.37	较差	0.16	极差

3 讨论

3.1 底栖动物群落结构分析

湖泊生境的异质性与生物多样性呈正相关^[13]. 在修复区种植苦草、黑藻、眼子菜等沉水植物,形成了较高的生境异质性,从而影响了底栖动物的生物多样性^[12]. 治理前底栖动物主要是由寡毛类和摇蚊幼虫组成,治理后软体动物物种数由 1 种增加至 5 种. 修复区物种数为 29 种,远大于未修复区的 19 种. 治理后底栖动物总密度下降不显著,总生物量显著增加,这与治理后软体动物密度增加有关. 有研究发现草型湖泊中软体动物密度生物量均高于藻型湖泊^[10,27]. 有报道称寡毛类,尤其是霍甫水丝蚓能在严重污染的环境中生存,能够耐受有机物大量分解形成的低氧环境,常作为污染指示种^[9]. 亦有报道称寡毛类的密度与水生植物密度呈负相关,水生植物越茂盛寡毛类密度越低^[12]. 然后,修复区寡毛类主要由霍甫水丝蚓和中华颤蚓组成,而且除夏季外,修复区寡毛类的密度和生物量均高于未修复区. 可能原因有:首先修复区未进行清淤,沉积物基本是淤泥底质,适合寡毛类这种掘穴型物种聚居;其次,修复区实施富营养化治理工程时对鱼类进行了清除,因此寡毛类所遭受的鱼类捕食压力较小,从而在修复后获得较高的种群密度. 修复区治理前摇蚊幼虫主要是由中国长足摇蚊组成,占摇蚊幼虫总密度的 99%,治理后中国长足摇蚊密度显著性下降,物种主要由绕圈摇蚊组成. 未修复区的中国长足摇蚊在全年维持着较高密度. 中国长足摇蚊与富营养化程度呈正相关^[28]. 湖泊修复的实施应该是导致其密度下降的主要原因. 同时,修复工程实施后修复区出现了个体较大的绕圈摇蚊和摇蚊属一种均属于摇蚊属(羽摇蚊群),羽摇蚊群适应的环境范围较大^[29]. 但由于这类羽摇蚊群体型较大,受到的鱼类捕食压力较大,修复区鱼类减少从而会降低其对羽摇蚊群的捕食压力,可能是导致修复区出现较多羽摇蚊群的主要原因. 另外,有研究表明种植水草区域的摇蚊幼虫较未种植水草区域的密度低但种类数多^[30]. 洋澜湖秋、冬、春三季修复区的摇蚊幼虫密度低于未修复区,修复区出现的物种数较未修复区多,与上述文献报道的结果一致.

3.2 湖泊生态状态评价

洋澜湖通过实施重建沉水植物群落等修复措施,修复区 TN、TP、Chl.a 浓度显著低于治理前和未修复区,透明度显著提升,水质改善效果明显. 修复区和未修复区平均水深约 200 cm,而夏季采样时由于洋澜湖泄洪,修复区和未修复区水深只有 30 cm 左右,可能是造成修复区夏季 TN、TP 和 Chl.a 浓度都大幅度提高的

原因.

应用底栖动物来评价湖泊常用的指数可分为三类:第一是与群落结构有关的指数或参数,包括香农-威纳指数、Margalef 丰富度指数等;第二类是与物种耐污值有关的生物指数,包括耐污值指数(BI)、Beck 指数等;最后一类是综合群落结构和物种耐污值的多种变量的指数,如生物完整性指数(B-IBI)、BBI 计分系统^[31-32]. 应用大型无脊椎底栖动物评估湖泊的生态状态需要结合底栖动物的分类单元密度和自身对环境的耐受性来进行评估分析,因此本研究选用耐污值指数以及大型底栖动物多度量指数(MMIF 指数)对修复后湖泊的生态状态进行评估. 耐污值指数是根据分类单元在不同级别中的相对出现率而赋予 0~10 的值,值越高代表分类单元越能忍耐污染,耐污值参考相关资料^[26,33-34]. MMIF 指数是由 Gabriels 在 BBI 计分系统基础上综合物种丰度、蜉蝣目-襀翅目-毛翅目分类单元数之和、其他敏感种分类单元数之和、香农-威纳指数和平均耐污值 5 个生物学参数提出的多度量指数,能适应不同类型湖泊的生态状态评价^[4]. 欧盟水框架指令根据不同的生态状态将水体分为 5 个等级(优良、良好、中等、较差、极差)^[4,35]. 治理前修复区的两个生态状态指数评价为较差和极差,治理后 BI 指数评价为中等,而 MMIF 指数评价结果为较差. 除夏季外,治理后修复区与未修复区的 BI 指数的年平均值分别为 7.53 和 8.29,生态状态评价为中等和较差;修复区和未修复区的 MMIF 指数的年平均值分别为 0.37 和 0.13,生态状态评估结果分别为较差和极差. 可见通过治理后修复区的生态状态优于治理前和未修复区. BI 指数评价的湖泊生态状态略好于多度量指数的评价结果,可能是因为 BI 指数只计算了分类单元的密度和耐污值,而忽略了物种多样性等因素,因此评价结果偏优. MMIF 指数评价法的特点是评价过程不需要繁杂的统计计算,以一个简单的分值进行评价;不足之处是生物参数的选用尚存在一定的主观因素,所以对这类多度量指数的生物参数选择还需要更进一步的研究.

本研究结果表明,通过多种手段相结合的生态系统修复可以在短时间内显著改善湖泊水质,对底栖动物群落结构和多样性的恢复有一定促进作用. 虽然修复区生态状态较治理前和未修复区有一定改善,但评价结果仍为较差,这可能与为底栖动物提供生境的沉积物环境有关. 虽然沉水植物恢复后对沉积物氧化还原条件等会有所改善^[36],由于本项目中没有实施清淤等其他措施,沉积物环境改善有限,同时部分底栖动物对环境的响应时间较长,而本监测的时间较短. 因此,还需要对湖泊修复后的底栖动物群落结构进行更长时间的研究.

4 结论

洋澜湖修复区经过修复后,水环境显著改善,水中营养盐和叶绿素 a 浓度显著降低,沉水植物得到一定程度的恢复. 修复区较未修复区出现了更多的大型底栖动物种类,物种多样性增加. 中国长足摇蚊密度显著性下降,软体动物密度显著增加. 修复区的寡毛类密度生物显著高于未修复区. 修复后水体生态状态显著提高. 本研究时间较短,期间夏季泄洪水位较低,这些因素可能对评价结果造成一定的影响. 因此利用底栖动物评价水体生态状态还需更多、更长时间尺度的深入的研究.

5 参考文献

- [1] Ntislidou C, Lazaridou M, Tsiaoussi V *et al.* A new multimetric macroinvertebrate index for the ecological assessment of Mediterranean lakes. *Ecological Indicators*, 2018, **93**: 1020-1033.
- [2] Kaika M, Page B. The EU Water Framework Directive: Part 1. European policy-making and the changing topography of lobbying. *European Environment*, 2003, **13**(6): 314-327.
- [3] Perus J, Bonsdorff E, Bäck S *et al.* Zoobenthos as indicators of ecological status in coastal brackish waters: A comparative study from the Baltic Sea. *Ambio*, 2007, **36**(2): 250-256.
- [4] Gabriels W, Lock K, Pauw ND *et al.* Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologia*, 2010, **40**(3): 199-207.
- [5] Chi SY, Gong YT, Wang HJ *et al.* A pilot macroinvertebrate-based multimetric index (MMI-CS) for assessing the ecological status of the Chishui River basin, China. *Ecological Indicators*, 2017, **83**: 84-95.
- [6] Peyman N, Sany SBT, Tajfard M *et al.* The status and characteristics of eutrophication in tropical coastal water. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2017, **19**(8): 1086-1103.

- [7] Carter JL, Resh VH, Hannaford MJ eds. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. United States: Academic Press, 2017: 293-318.
- [8] Márlon CV, Melo AS. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*, 2008, **610**(1): 321-329.
- [9] Pan BZ, Wang HZ, Pusch MT *et al.* Macroinvertebrate responses to regime shifts caused by eutrophication in subtropical shallow lakes. *Freshwater Science*, 2015, **34**(3): 942-952.
- [10] Bazzanti M, Mastrantuono L, Pilotto F. Depth-related response of macroinvertebrates to the reversal of eutrophication in a Mediterranean lake: Implications for ecological assessment. *Science of the Total Environment*, 2017, **579**: 456-465.
- [11] Gray JS, Wu RSS, Or YY. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 2002, **238**: 249-279.
- [12] Phiri C, Chakona A, Day JA. Macroinvertebrates associated with two submerged macrophytes, *Lagarosiphon ilicifolius* and *Vallisneria aethiopica*, in the Sanyati Basin, Lake Kariba, Zimbabwe: effect of plant morphological complexity. *African Journal of Aquatic Science*, 2012, **37**(3): 277-288.
- [13] Tews J, Brose U, Grimm V *et al.* Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of key-stone structures. *Journal of Biogeography*, 2004, **31**(1): 79-92.
- [14] Ortiz JD, Martí E, Puig MA. Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 2005, **545**(1): 289-302.
- [15] Ye C, Li CH, Yu HC *et al.* Study on ecological restoration in near-shore zone of a eutrophic lake, Wuli Bay, Taihu Lake. *Ecological Engineering*, 2011, **37**(9): 1434-1437.
- [16] Mo JY, Zhong P, Liu ZW. Effects of ecological restoration on the sediment phosphorus form and the water phosphorus concentration in a shallow lake. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2016, (2): 320-325. [莫家勇, 钟萍, 刘正文. 生态修复对浅水湖泊沉积物磷形态特征及湖水磷浓度的影响. 应用与环境生物学报, 2016, (2): 320-325.]
- [17] Zhang ZY, Wang Z, Zhang ZH *et al.* Effects of engineered application of *Eichhornia crassipes* on the benthic macroinvertebrate diversity in Lake Dianchi, an ultra-eutrophic lake in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, **23**(9): 8388-8397.
- [18] Cui YD. Studies on Oligochaeta (Annelida) of lake in Yunnan, Southwest China [Dissertation]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 2008. [崔永德. 云南湖泊寡毛类环节动物研究[学位论文]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2008.]
- [19] Qi ZY ed. Economic mollusca of China. Beijing: China Agriculture Press, 1998. [齐钟彦. 中国经济软体动物. 北京: 中国农业出版社, 1998.]
- [20] Liu YY ed. Chinese Economic Fauna: Freshwater Molluscs. Beijing: Beijing Science Press, 1979. [刘月英. 中国经济动物志: 淡水软体动物. 北京: 科学出版社, 1979.]
- [21] Wang HT ed. Studies on taxonomy, distribution and ecology of microdrile oligochaetes of China, with descriptions of two new species from the vicinity of the great wall station of China, antarctica. Beijing: Higher Education Press, 2002. [王洪铸. 中国小蚓类研究: 附中国南极长城站附近地区两新种. 北京: 高等教育出版社, 2002.]
- [22] Epler JH. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. United States: Environmental Protection Agency, 2001.
- [23] “Water and wastewater monitoring and analysis method” editorial board of State Environmental Protection Administration of China ed. Monitoring and analysis methods of water and wastewater; fourth edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. [国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.]
- [24] Wang MC, Liu XQ, Zhang JH. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. *Environmental Monitoring in China*, 2002, **18**(5): 47-49. [王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准. 中国环境监测, 2002, **18**(5): 47-49.]
- [25] Duan XH, Wang ZY, Xu MZ eds. Benthic macroinvertebrate and application in the assessment of stream ecology. Beijing: Tsinghua University Press, 2010. [段学花, 王兆印, 徐梦珍. 底栖动物与河流生态评价. 北京: 清华大学出版社, 2010.]

- [26] Wang BX. Water quality bioassessment using benthic macroinvertebrate [Dissertation]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2003. [王备新. 大型底栖无脊椎动物水质生物评价研究[学位论文]. 南京: 南京农业大学, 2003.]
- [27] Bai XL, Gu XH, He J. *Bellamyia* sp. and its interaction with submerged macrophytes in Lake Taihu. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, **29**(2): 1032-1037. [白秀玲, 谷孝鸿, 何俊. 太湖环棱螺 (*Bellamyia* sp.) 及其与沉水植物的相互作用. 生态学报, 2009, **29**(2): 1032-1037.]
- [28] Xiong JL, Mei XG, Hu CL. Studies on community structure of plankton and zoobenthos in lakes of different trophic levels. *J Lake Sci*, 2003, **15**(2): 160-168. DOI: 10.18307/2003.0210. [熊金林, 梅兴国, 胡传林. 不同污染程度湖泊底栖动物群落结构及多样性比较. 湖泊科学, 2003, **15**(2): 160-168.]
- [29] Saether OA. Chironomid communities as water quality indicators. *Ecography*, 1979, **2**(2): 65-74.
- [30] Liu BY, Qiu DR, Wu ZB. Effect of reestablishment of aquatic macrophytes on zoobenthos in a eutrophic shallow lake. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 1997, **3**(4): 323-327. [刘保元, 邱东茹, 吴振斌. 富营养浅湖水生植被重建对底栖动物的影响. 应用与环境生物学报, 1997, **3**(4): 323-327.]
- [31] Metcalfe JL. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 1989, **60**(1/2): 101-139.
- [32] Hering DL, Johnson RK, Kramm S *et al.* Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 2006, **51**(9): 1757-1785.
- [33] Qin CY. Quantitative tolerance values for common stream benthic macroinvertebrate and water quality classification use of Biotic Index (BI) in Yangtze River Delta [Dissertation]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2013. [秦春燕. 长江三角洲淡水底栖动物耐污值修订和 BI 指数水质评价分级研究[学位论文]. 南京: 南京农业大学, 2013.]
- [34] Wang BX, Yang LF. A study on tolerance values of benthic macroinvertebrate taxa in eastern China. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **24**(12): 2769-2775. [王备新, 杨莲芳. 我国东部底栖无脊椎动物主要分类单元耐污值. 生态学报, 2003, **24**(12): 2769-2775.]
- [35] Zhang AG, Yuan XT, Yang XL *et al.* Temporal and spatial distributions of intertidal macrobenthos in the sand flats of the Shuangtaizi Estuary, Bohai Sea in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, **36**(3): 172-179.
- [36] Zhang XF, Tang YL, Jeppesen E *et al.* Biomanipulation-induced reduction of sediment phosphorus release in a tropical shallow lake. *Hydrobiologia*, 2016, **794**(1): 49-57.