

清水型生态系统构建技术 在玄武湖的应用研究

夏管军¹, 梁爱宝², 陈 刚³, 缪宏伟⁴, 王承勇⁵, 崔成龙^{6*}

(1. 河海(南京)生态科技研究院, 江苏 南京 211112; 2. 南京市玄武湖公园管理处, 江苏 南京 210009;
3. 中建生态环境集团有限公司, 北京 100071; 4. 徐州市水利工程建设有限公司, 江苏 徐州 221006;
5. 南京建邺城市建设集团有限公司, 江苏 南京 210005; 6. 中水生态控股集团有限公司, 广东 广州 510610)

摘要:为改善南京市玄武湖水质, 于2022年5月利用清水型生态系统构建技术对玄武湖北湖部分区域生态系统进行修复与构建。结果表明:清水型生态系统的构建可以有效改善玄武湖北湖水质, 研究区内水体各项营养盐质量浓度较外湖有明显降低, 水体藻华暴发风险减小。除TN外, 研究区TP、NH₃-N和COD_{Mn}质量浓度整体可以达到地表水Ⅲ类水标准, 本研究为玄武湖后续水生态恢复工程提供借鉴。

关键词:生态修复; 沉水植物; 清水型生态系统; 玄武湖

中图分类号:X52;TV148

文献标识码:B

文章编号:1007-7839(2023)09-0020-0008

Research on the application of clear water ecosystem construction technology in Xuanwu Lake

XIA Guanjun¹, LIANG Aibao², CHEN Gang³, MIAO Hongwei⁴,
WANG Chengyong⁵, CUI Chenglong^{6*}

(1. Hohai (Nanjing) Ecological Science and Technology Research Institute, Nanjing 211112, China;
2. Nanjing Xuanwu Lake Park Management Office, Nanjing 210009, China;
3. China Construction Eco-Environment Group Co., Ltd., Beijing 100071, China;
4. Xuzhou Water Conservancy Engineering Construction Co., Ltd., Xuzhou 221006, China;
5. Nanjing Jianye Urban Construction Group Co., Ltd., Nanjing 210005, China;
6. Zhongshui Ecological Holdings Group Co., Ltd., Guangzhou 510610, China;)

Abstract: In order to improve the water quality of Xuanwu Lake in Nanjing, a clean water ecosystem construction technology was used in May 2022 to repair and construct the ecological system in some areas of North Lake. The results indicate that the construction of a clear water ecosystem can effectively improve the water quality of the North Lake of Xuanwu Lake. The concentration of various nutrients in the water body of the study area is significantly lower than that of the outer lake, and the risk of algal blooms in the water body is reduced. Except for TN, the overall mass concentrations of TP, NH₃-N, and COD_{Mn} in the study area can meet the Class Ⅲ surface water standard, providing reference for the subsequent water ecological restoration project of Xuanwu Lake.

Key words: ecological restoration; submerged plants; clear water ecosystem; Xuanwu Lake

收稿日期:2023-06-30

作者简介:夏管军(1984—),男,研究员,博士,主要从事河流和湖泊的水环境综合治理研究。E-mail:392723489@qq.com

通信作者:崔成龙(1978—),男,研究员,博士,主要从事水利建设企业战略转型研究。E-mail:cuichenglong@126.com

1 概述

在人口密集的城市区域,快速城市化改变了城市及周围环境的景观组成和生态系统结构,大量氮、磷等污染物随着人类活动进入城市湖泊之中。而城市湖泊由于常存在水深较浅、水体流动差、自净能力较弱等问题,其水质控制逐渐成为一大难题,容易出现超富营养状态,削弱了湖泊原有的生态和景观功能。近年来,城市湖泊的污染控制和生态恢复已逐渐成为人们关注和研究的热点。

沉水植物作为湖泊中主要初级生产者,具有吸收净化水体中氮磷等污染物、抑制底泥营养盐释放、为鱼类等提供生境等多种功能,有着维持浅水湖泊草型清水稳态的重要功能,种植沉水植物是浅水湖泊生态修复的关键措施。然而部分城市湖泊由于受到长时间、大范围的污染,内源污染严重,沉水植物种子库丧失,若没有其他工程辅助措施,即便在控制外源污染输入后,沉水植物依旧恢复缓慢。因此,以沉水植物恢复为核心,以内源污染控制等工程措施为辅助的清水型生态系统构建技术,已经越来越多地被应用于城市湖泊的水生态修复中。

玄武湖位于南京市玄武区,水面面积约 3.7 km^2 ,平均水深约 1.1 m ,属于典型的城市小型浅水湖泊。随着南京城市建设的发展,20世纪80年代后玄武湖便长期处于富营养化状态^[1]。近年来,南京市通过采取底泥疏浚、截污纳管、引水工程等一系列措施,玄武湖水质有了明显的改善,但部分湖区的水质仍未能达到地表水Ⅳ类水的标准^[2]。作为南京市重要的景观水体,本研究以玄武湖北湖东部水域为研究对象,通过比较生态修复区和外湖水质的变化,探讨清水型生态系统构建技术在城市湖泊系统生态修复中的应用效果。

2 材料与方法

2.1 研究区概况

玄武湖位于南京市市中心位置,属于金川河水系,其湖岸形状大致呈菱形,南北长 2.4 km ,东西宽 2 km ,水面面积约 3.7 km^2 ,平均水深约 1.14 m ,属于典型的城市浅水湖泊。湖中有环洲、樱洲、梁洲、翠洲和菱洲等5个湖心洲,将玄武湖分成北湖、东南湖和西南湖3大块。玄武湖流域面积为 24 km^2 ,有5条主要入湖沟渠、4处排水闸口和6处补水口,日引补

水能力约 $35\text{ 万 t}^{[3]}$ 。本项目研究区位于玄武湖北湖东部水域(图1),总面积约 4.73 万 m^2 ,平均水深约 1.5 m 。构建清水型生态系统前,区域内水质处于Ⅳ~Ⅴ类水之间,东侧生长有连片荷花,沉水植物分布稀少,水体景观单一且水体透明度较低。

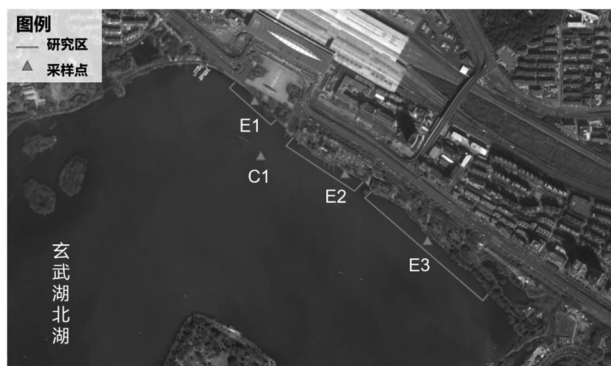


图1 研究区位置及采样点

2.2 清水型生态系统构建

2.2.1 湖底清淤

受汛期行洪和降水影响,大量污染物质随泥沙在水流作用下最终沉积在湖底,导致玄武湖淤积情况日益严重。本研究针对玄武湖北湖的水域特点,采用反铲式挖泥船进行带水疏浚作业,挖出后的底泥转移至岸上进行后续资源化处理。其中沉水植物种植区保留 20 cm 左右淤泥,作为沉水植物种植基础。

2.2.2 围隔分区

北湖清淤完成后,利用围隔将研究区与外湖隔离,并采用不同材料围隔与包围方法将研究区划分为3个相对独立的子区。E1区域构建时采用网目 $30\text{ mm}\times 30\text{ mm}$ 的生态网膜,底部用碎石填充将其压入底泥中,顶部高出水面约 10 cm ,网膜两侧水体可以自由流动,但能拦截藻类、鱼类等进入研究区,水域面积约 0.6 万 m^2 。E2区域主体采用不透水PVC围隔构建,面积约 1.89 万 m^2 ,围隔底部同样用碎石沉底,顶部安有浮体高于水面约 30 cm ,保证围隔两侧水体无明显交换,其中E2区域东侧以生态网膜替代PVC围隔,使研究区内外水体连通。E3区域则采用不透水围隔全封闭包围,与外湖彻底隔离,面积约 2.24 万 m^2 。

2.2.3 野杂鱼生物量调控

鱼类对水生态系统的稳定尤其是沉水植物的生长产生重要影响,如底栖鱼类在进行觅食时可能会导致沉积物的再悬浮,降低水体透明度,大量

小型鱼类的繁殖会推迟大型沉水植物的恢复进程^[4]。因此,在围隔搭建完成后,本研究通过拉网捕捞等方法,将围隔内的鱼类转移至外湖,以减小其对后续沉水植物生长的不利影响。

2.2.4 沉水植物群落构建

本研究从耐弱光、根系固着好、适应水深宽、生活史互补、抗牧食等方面对沉水植物品种进行筛选和搭配,选择了苦草(*Vallisneria natans*)、篦齿眼子菜(*Stuckenia pectinata*)、黑藻(*Hydrilla verticillata*)、狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum*)等植物品种,采用扦插法,分别以49株/m²、36株/m²、16丛/m²和9丛/m²的种植密度混合种植。

2.2.5 大型底栖动物投放

作为水生生态系统中的分解者或消费者,底栖动物是调控水生态系统结构和功能变化的重要驱动力^[5]。多数底栖动物长期生活在底泥中,具有区域性强、迁移能力弱等特点。由于北湖底泥淤积较为严重,生态清淤后底栖动物群落的重建需要相对较长的时间。因此,本研究在清水型生态系统建设初期投放一定数量的底栖生物以推动其群落重建,投放的底栖动物为河蚌(*Unionidae*)和铜锈

环棱螺(*Bellamya aeruginosa*),二者投放密度分别为20~50 g/m²和3~5 g/m²,后期则依靠其自我繁殖能力进行扩散。

2.3 样品采集与测定

本研究根据玄武湖北湖水环境特征和工程布局,共设置4处监测采样点,分别位于3处子研究区(E1、E2、E3)和外湖(C1)。研究区于2022年5月底开始施工,6月末清水型生态系统构建基本完成,7月起进入运营维护期。从施工建设前开始,定期对研究区开展水质与底泥监测,其中水质每月监测1次,底泥指标每3个月监测1次。至2023年2月,共监测水质直标10次、底泥指标4次。

现场使用塞氏盘测定水体透明度,并使用柱状采水器在每个监测点水面以下0.5 m处取水2 L,4℃保存下迅速带回实验室测定水体中总磷(TP)、总氮(TN)、氨氮(NH₃-N)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、总固体悬浮物(SS)、叶绿素a(Chl-a)等指标。使用彼得逊采泥器抓取表层底泥样品,带回实验室后测定其中铵态氮(SNH₃-N)、全氮(STN)、全磷(STP)和有机质(SOM)质量浓度。各指标的测定方法如表1所示。

表1 水质和底泥指标检测方法

指标	方法	指标	方法
氨氮	纳氏试剂分光光度法	透明度	塞氏盘法
总氮	碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法	铵态氮	凯氏法
总磷	钼酸铵分光光度法	全氮	硫酸消解-凯氏法
高锰酸盐指数	滴定法	全磷	碱熔光度法
叶绿素a	分光光度法	有机质	重铬酸钾容量法

2.4 数据处理

本研究通过SPSS 20软件使用单因素方差分析(One-way ANOVA)比较不同监测点位间及系统构建前后主要水质指标、底泥中营养盐是否存在显著性变化,并以Tukey HSD法进行多重假设检验,在 $P<0.05$ 时认定统计结果的显著性。使用Origin2019软件进行绘图。

3 结果与分析

3.1 清水型生态系统构建前后研究区水质变化

整体来看,2022年7月清水型生态系统构建完成后,各子研究区(E1、E2、E3)主要水质指标较北湖外湖(C1)均有不同程度的改善。从营养盐水平来

看,各监测样点NH₃-N质量浓度均较低,整体可以达到地表水Ⅱ类水标准(图2(a)),系统建成后,研究区内NH₃-N质量浓度在0.052~0.316 mg/L间,虽然各子研究区间差异较小,但均显著低于外湖($P<0.05$)。

研究区水体中TN与NH₃-N类似,系统建成后并没有表现明显的时间变化趋势,但不同子区与外湖间差异显著($P<0.05$),呈现E3<E1<E2<C1的特征(图2(b))。其中E3区在系统建成后平均TN质量浓度为0.93 mg/L,整体基本达到地表水Ⅲ类水要求,较同期外湖平均TN质量浓度1.97 mg/L降低了约52.8%。

清水型生态系统建成对研究区水体TP影响明

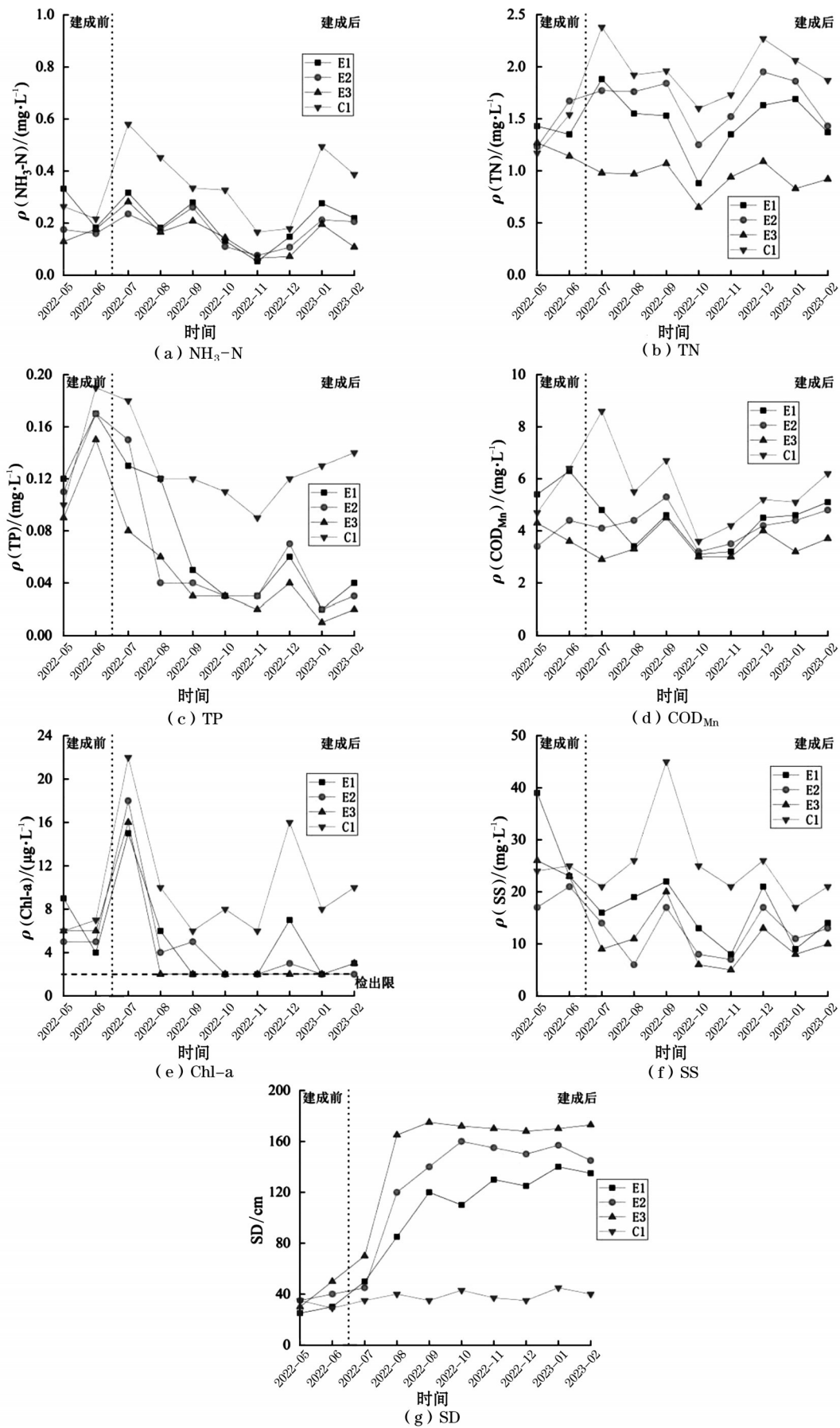


图2 清水型生态系统构建前后研究区与外湖水水质变化

显(图2(c))。整体来看,研究区TP质量浓度呈现逐渐降低的趋势,质量浓度变化幅度在0.01~0.15 mg/L。随着系统逐渐稳定,2022年9月后3个子区平均TP质量浓度分别为0.04 mg/L、0.04 mg/L和0.03 mg/L,基本能达到Ⅲ类水的要求,显著低于同时期外湖TP质量浓度($P<0.05$)。

如图2(d)所示,研究区与外湖水体中的 COD_{Mn} 质量浓度均较低,在Ⅱ-Ⅳ类水间变化。其中北湖外湖 COD_{Mn} 质量浓度在3.6~8.6 mg/L间变化,平均质量浓度5.6 mg/L。而系统建成后各研究区 COD_{Mn} 平均质量浓度分别为4.3 mg/L、4.2 mg/L和3.5 mg/L,较同时期外湖显著降低了23%、25%和37.5%。

从水体Chl-a来看,清水型生态系统的构建可以降低研究区水体中Chl-a质量浓度,并抑制藻类的增长(图2(e))。从时间上看,研究区内水体中Chl-a呈波动降低的趋势,其中受夏季持续高温少雨天气影响,7月水体中藻类生长迅速导致Chl-a质量浓度爆发式增长。除7月外,系统建成后各研究区内平均Chl-a质量浓度分别为3.4 $\mu\text{g/L}$ 、2.9 $\mu\text{g/L}$ 和2.1 $\mu\text{g/L}$,均显著低于外湖的9.14 $\mu\text{g/L}$ ($P<0.05$)。

清水型生态系统建成后研究区水体SS呈波动降低的趋势(图2(f)),各子研究区水体中SS平均质量浓度分别为15 mg/L、12 mg/L和10 mg/L,较系统建成前平均降低了50.8%、38.8%和58.2%,并显著低于同时期外湖25 mg/L的平均水平($P<0.05$)。

研究区内水体SD呈持续上升趋势(图2(g)),到监测后期随着清水型生态系统的稳定,各子区内水体基本可以实现清澈见底(图3)。2022年9月至2023年2月,各子区平均SD分别可以达到127 cm、151 cm和171 cm,较系统建设前分别提升了3.6倍、3.1倍和3.3倍,并显著高于北湖外湖水体($P<0.001$)。其中E3区水体透明度提升速度最快,且在



图3 2023年2月研究区内外水体透明度对比

后续监测中稳定性要高于E1和E2区。

3.2 研究区富营养化状态评价

采用综合营养状态指数法计算出研究区清水型生态系统构建前后以及外湖区的综合营养状态指数(TLI)(图4)。开展清水型生态系统建设前,研究区和外湖均处于轻度富营养化状态。系统建成后,研究区内水体逐渐由富营养水平转变为中营养水平,且显著低于外湖($P<0.05$)。各研究区的平均TLI分别为46、45和40,较建设前分别降低19.4%、15.4%和22.8%,其中E3区的TLI显著低于其他两处研究区($P<0.05$)。

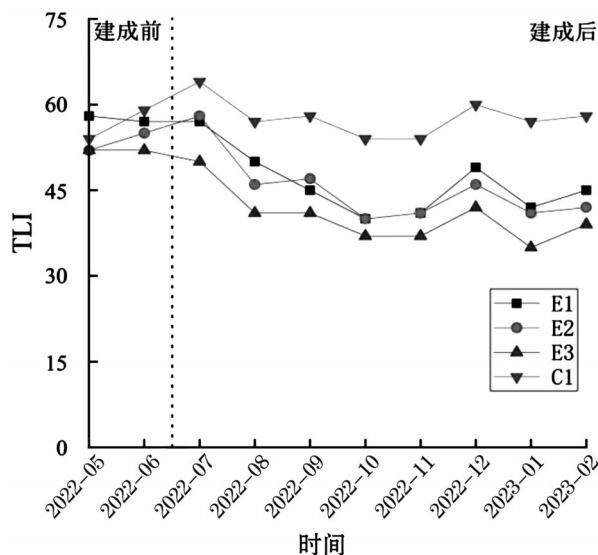


图4 清水型生态系统建成前后水体综合营养状态指数变化

3.3 研究区底泥中营养盐质量比变化分析

湖泊表层底泥中TN、TP、SOM等营养元素的质量比,是反映底泥污染状况和内源污染程度的重要指标,其分布特征可以反映水体的污染状况^[6]。如表2所示,在开展清淤工作前各样点底泥中STN、 $\text{SHN}_3\text{-N}$ 、STP、SOM的平均质量比或质量分数分别为4.45 g/kg、0.544 g/kg、0.542 g/kg和3.85%,营养盐质量比相对较高。通过生态清淤后,外湖和研究区内底泥主要营养盐(STN、 $\text{SHN}_3\text{-N}$ 、STP和SOM)质量比均有显著减少($P<0.05$),较清淤前平均降低了33.1%、49.4%、21.8%和39.5%。在本研究的监测周期内,从时间上看清淤后外湖底泥中除STP质量比变化较小外,其余主要营养盐质量比均有逐渐升高的趋势。相比之下,通过构建清水型生态系统,各研究区底泥中STP质量比虽然有所升高,但STN和SOM质量比变化较小,E2和E3区底泥中 $\text{SHN}_3\text{-N}$ 质量比还出现不同程度的降低。

表2 清水型生态系统建设前后底泥养分变化情况

指标	采样时间	E1	E2	E3	C1
$\omega(\text{STN}) / (\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	2022年5月	4.01±0.07 ^a	4.25±0.16 ^a	5.11±0.17 ^a	4.43±0.24 ^a
	2022年8月	3.13±0.12 ^b	2.92±0.17 ^c	3.03±0.14 ^b	2.87±0.05 ^c
	2022年11月	3.24±0.07 ^b	3.16±0.06 ^b	3.07±0.05 ^b	3.06±0.11 ^b
	2023年2月	3.16±0.21 ^b	3.08±0.11 ^{bc}	2.98±0.21 ^b	3.11±0.14 ^b
$\omega(\text{SNH}_3\text{-N}) / (\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	2022年5月	0.527±0.033 ^a	0.476±0.043 ^a	0.609±0.051 ^a	0.562±0.037 ^a
	2022年8月	0.316±0.009 ^c	0.241±0.032 ^c	0.267±0.007 ^b	0.275±0.026 ^c
	2022年11月	0.341±0.015 ^b	0.301±0.012 ^b	0.211±0.019 ^c	0.297±0.047 ^c
	2023年2月	0.337±0.014 ^b	0.214±0.013 ^c	0.126±0.012 ^d	0.347±0.042 ^b
$\omega(\text{STP}) / (\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	2022年5月	0.507±0.019 ^a	0.544±0.017 ^a	0.579±0.038 ^a	0.538±0.011 ^a
	2022年8月	0.429±0.013 ^c	0.440±0.003 ^c	0.460±0.012 ^b	0.430±0.014 ^b
	2022年11月	0.417±0.012 ^c	0.481±0.041 ^b	0.458±0.021 ^b	0.417±0.021 ^b
	2023年2月	0.450±0.007 ^b	0.501±0.028 ^b	0.482±0.037 ^b	0.426±0.034 ^b
$\omega(\text{SOM}) / \%$	2022年5月	3.72±0.16 ^a	3.58±0.09 ^a	4.46±0.21 ^a	3.65±0.21 ^a
	2022年8月	2.38±0.11 ^b	2.37±0.31 ^b	2.24±0.17 ^b	2.33±0.16 ^c
	2022年11月	2.34±0.14 ^b	2.42±0.08 ^b	2.46±0.10 ^b	2.44±0.12 ^c
	2023年2月	2.47±0.07 ^b	2.51±0.10 ^b	2.38±0.09 ^b	3.08±0.10 ^b

注:不同小写字母表示同一点位底泥中养分质量比或质量分数在不同时期间差异显著。

4 讨 论

清水型生态系统的建设是一项系统工程,其中沉水植物群落的恢复被认为是系统构建中最重要的部分,而生境条件的改善则是开展沉水植物种植的前提,只有在改变外部环境的前提下,才能实现生态系统的改变^[7]。本研究区域位于玄武湖北湖湖滨带,根据前期调查,表层底泥中氮磷质量浓度偏高,底泥污染较为严重,另外岸边浅水区由于风浪作用强烈,水体垂直方向动力混合过程会加速沉积物的再悬浮^[8],都会对沉水植物的生长产生不利影响。因此,本研究通过底泥清淤、围隔分区、投放野杂鱼控制等措施,对研究区内的基础环境进行了改良。现场监测结果表明,清淤后底泥中营养盐质量浓度显著减低,能够满足沉水植物的正常生长需求。而通过围隔分区可以起到良好的消浪作用,对于水体透明度提升和后续沉水植物的恢复具有重要作用^[9]。

在苦草等沉水植物种植后,通过其根系的固着作用可以直接或间接地促进悬浮物二次沉降,从而降低了研究区内水体中SS质量浓度并大幅提升水

体透明度,而水体透明度的提高反过来又可以促进沉水植物群落的稳定和恢复,二者间可以形成一个良性循环^[10-11]。随着沉水植物群落在研究区内逐渐稳定,由于沉水植物整个植株都位于水面下,其根、茎、叶在生长过程中能够吸收水体中氮磷等营养盐^[12],因此研究区水体中主要污染物质量浓度较外湖均出现明显降低。沉水植物还能有效抑制藻类的生长和暴发。研究区系统构建完成后即遭遇2022年夏季异常持续高温少雨天气,这期间外湖水体出现富营养化程度升高以及Chl-a质量浓度增加、水体颜色泛绿的情况,而研究区内Chl-a的变化幅度则明显小于外湖。研究区内丰富的沉水植物一方面可以与藻类竞争生长空间和营养物质,并通过分泌化感物质等干扰藻类生长;另一方面,沉水植物通过为浮游动物提供良好的生境,可以促进浮游动物种群的发展,增强其对浮游植物的牧食压力从而实现抑藻^[13-14]。

除降低水体中污染物质量浓度外,沉水植物对湖泊底泥中内源负荷的控制也具有重要意义。虽然通过生态清淤等措施可以快速、直接地去除污染层,但只能在短期内降低底泥营养盐质量比^[15]。

而沉水植物在生长过程中一方面可以通过根系直接从底泥中吸收营养物质,另一方面植物的根系分泌活动可以改善根际微环境,提高底泥中微生物活性,促进营养盐矿化^[16]。因此在同样开展生态清淤后,研究区底泥中STN和SOM质量比并未同外湖一样出现升高的趋势,而E3区底泥中 $\text{SNH}_3\text{-N}$ 质量比还有显著降低的特征。沉水植物对底泥中营养盐的去除效果会受到植物种类、形态结构及生长阶段等因素的影响,如狐尾藻和篦齿眼子菜等有根沉水植物对沉积物有促淤作用,使沉积相的磷增加^[17],而苦草在进入缓慢生长阶段后会促进水体中的磷向底泥中难分解态磷的转化^[18],这与本研究中研究区内水体TP质量浓度降低而底泥STP质量比升高的特征相符。

除了沉水植物外,本研究中投放的无齿蚌、环棱螺等大型底栖动物,随着种群的增长,也能够起到去除水体悬浮物、改善水质的效果^[19]。在富营养化水体修复初期,通过放养本地滤食性河蚌尤其是幼龄蚌,通过其滤食作用可以改善水体底部光照,为沉水植物生长创造条件^[20]。而铜锈环棱螺的引入不仅可以降低内源污染释放的危险,还能提高沉水植物对浮游植物的抑制效率,对清水稳态的维持具有促进作用^[21]。

综上所述,清水型生态系统构建技术在城市湖泊水生态修复工作中起到良好的效果。城市湖泊修复难度和工程量都非常巨大,在实践中由于受到湖泊环境特征、投资预算、社会影响等条件的限制,往往很难在全湖范围开展。本研究也主要通过围隔分区,在玄武湖北湖东部水域开展清水型生态系统建设。围隔是开展水生态修复时一种常用的辅助手段,通过建立围隔系统,可以将目标区域与周围水环境隔离开来,形成一个相对独立的生态系统,适当改善水体环境,从而促进沉水植物的恢复,加速围隔内水体向清水的转换^[22]。但目前使用的围隔大多为不透水围隔,围隔内外完全无水体交流,生态修复的效果仅局限于围隔内水体。本研究在围隔分区时通过调整围隔材料和组合方式,分别构建了半封闭的E1、E2区以及完全封闭的E3区。从实际效果来看,虽然半封闭的E1、E2区由于与外湖存在水体交换而导致TN质量浓度较高,但随着系统逐渐稳定其余指标基本可以达到Ⅲ类水标准,较研究区外有明显改善。因此,本研究也为透水围隔在清水型生态系统构建中的应用提供了工程经验,为城市湖泊治理提供一定参考。

4 结 语

清水型生态系统建立后,丰富了玄武湖北湖湖滨带水生生物的多样性,显著改善水体水质,研究区内TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD_{Mn} 质量浓度整体可以达到地表水Ⅲ类水标准,并提升了玄武湖北湖湖滨带的景观效果。玄武湖北湖东部湖滨带的成功治理为玄武湖后续水生态恢复工程提供了借鉴。同时可以看出,采用以沉水植物群落为核心的清水型生态系统构建技术是解决众多城市湖泊营养化问题的有效途径。

参考文献:

- [1] 沈烽,赵大勇,黄睿,等. 南京玄武湖浮游细菌群落结构的季节变化及其与环境因子的关系[J]. 湖泊科学, 2017(3):662-669.
- [2] 朱姝娟,姜翠玲,翁锐. 基于组合权重-集对分析理论的城市湖泊水质评价模型——以玄武湖为例[J]. 水力发电, 2023,49(5):16-22,97.
- [3] 逢敏,宋为威,钱程. 引调水改善玄武湖水质的水量优化方法[J]. 水资源保护, 2021,37(4):133-139.
- [4] JIAO G, HU H, HUI J, et al. Synergistic negative effects of small-sized benthivorous fish and nitrogen loading on the growth of submerged macrophytes—Relevance for shallow lake restoration [J]. Science of The Total Environment, 2018(1):1572-1580.
- [5] 薛庆举,汤祥明,龚志军,等. 典型城市湖泊五里湖底栖动物群落演变特征及其生态修复应用建议[J]. 湖泊科学, 2020,32(3):762-771.
- [6] 陆志华,王元元,蔡梅,等. 太湖浅层底泥营养盐污染特征评价[J]. 人民长江, 2022,53(12):23-29.
- [7] 秦伯强. 湖泊生态恢复的基本原理与实现[J]. 生态学报, 2007(11):4848-4858.
- [8] 张运林,秦伯强,陈伟民,等. 太湖水体透明度的分析、变化及相关分析[J]. 海洋湖沼通报, 2003(2):30-36.
- [9] 张苗,李明梦,刘律,等. 超富营养城市湖泊原位生态修复效果分析——以武汉南湖为例[J]. 海洋与湖沼, 2021, 52(6):1399-1407.
- [10] 潘辉,关保华,钱新,等. 贡湖生态修复区鱼类群落结构调控对水质及沉水植物恢复的影响[J]. 安徽农业科学, 2022,50(15):70-74.
- [11] 郭雅倩,薛建辉,吴永波,等. 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, 2020,29(3):58-68.
- [12] ERSOY Z, SCHARFENBERGER U, BAHO D L, et al. Impact of nutrients and water level changes on submerged

- macrophytes along a temperature gradient: A pan-European mesocosm experiment[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(12): 6831–6851.
- [13] MOWE M A D, SONG Y, SIM D Z H, et al. Comparative study of six emergent macrophyte species for controlling cyanobacterial blooms in a tropical reservoir[J]. *Ecological Engineering*, 2019, 129: 11–21.
- [14] 朱敏, 王国祥, 王建, 等. 南京玄武湖清淤前后底泥主要污染指标的变化[J]. *南京师范大学学报(工程技术版)*, 2004(2): 66–69.
- [15] 黄小龙, 郭艳敏, 张毅敏, 等. 沉水植物对湖泊沉积物氮磷内源负荷的控制及应用[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(12): 1524–1530.
- [16] 潘亚飞. 沉水植物对河道围隔水质的原位净化作用[D]. 天津: 天津大学, 2016.
- [17] 吴强亮, 谢从新, 赵峰, 等. 沉水植物苦草 (*Vallisneria spiralis*) 对沉积物中磷赋存形态的影响[J]. *湖泊科学*, 2014, 26(2): 228–234.
- [18] 李寅安, 马泽民, 雷澄, 等. 自然放养下铜锈环棱螺、河蚬、三角帆蚌对水质影响研究[J]. *环境生态学*, 2020, 2(7): 71–76.
- [19] 吴中奎, 邱小常, 张修峰, 等. 富营养化浅水湖泊生态修复中背角无齿蚌 (*Anodonta woodiana*) 对水质改善的影响[J]. *湖泊科学*, 2018, 30(6): 1610–1615.
- [20] ZHANG C, PEI H, LU C, et al. Indirect herbivore biomanipulation may halt regime shift from clear to turbid after macrophyte restoration[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 313: 120242.
- [21] 胡旭, 何亮, 曹特, 等. 富营养化湖泊围隔中重建水生植被及其生态效应[J]. *湖泊科学*, 2014, 26(3): 349–357.
- [22] 孙陆宇, 温晓蔓, 禹娜, 等. 现场围隔及其在水域生态学研究中的应用[J]. *水生态学杂志*, 2011, 32(3): 120–126.

(上接第19页)

5 结 语

淮安市区域内由于地理位置不同以及地形、下垫面不同, 具有不同的水资源时空分布特征。本文对淮安市水资源从时间变化与空间变化上进行分析, 为淮安市水资源合理调配提出科学的依据。对淮河流域(淮安市段)水资源时空变化特征进行分析, 水资源量在时间变化上来看, 年际变化较为起伏, 总体的下降趋势略为明显, 需提高防洪措施与地区蓄水能力以减缓早年水资源紧缺趋势。从水资源量的空间变化上来看, 盱眙县位于淮安市水资源量最为丰富地区, 由于其特殊地形, 三面环山, 西南高且多丘陵, 东北低且多平原, 呈阶梯状倾斜, 在一定程度上影响了地区降水量, 可通过区域性水资源调配缓解水资源含量较少地区的水资源紧缺问题, 达到区域协调发展的目的。

参考文献:

- [1] 金菊良, 陈梦璐, 郦建强, 等. 水资源承载力预警研究进

展[J]. *水科学进展*, 2018, 29(4): 583–596.

- [2] 金菊良, 刘东平, 周戎星, 等. 基于投影寻踪权重优化的水资源承载力评价模型[J]. *水资源保护*, 2021, 37(3): 1–6.
- [3] 李亚丽. 气候变化下水资源脆弱性的管理保护与思考[J]. *黑龙江水利科技*, 2018, 46(8): 218–220.
- [4] 全占东. 基于生态水文理念下的流域水资源评价[J]. *黑龙江水利科技*, 2016, 44(12): 108–111.
- [5] 董甲平, 冶运涛, 顾晶晶, 等. 影响滦河流域降水空间分布的多元环境因子作用机制[J]. *河海大学学报(自然科学版)*, 2023, 51(3): 38–47.
- [6] 黄志珍, 楼峰青, 丁伯良, 等. 浙江省降水特征及其参数空间变化分析[J]. *水资源保护*, 2022, 38(4): 117–123, 130.
- [7] 曲锦艳. 辽宁省水资源存在的问题与保护对策[J]. *水土保持科技情报*, 2002(6): 16–17.
- [8] 潘光杰, 尚洁. 江苏淮安市抗御2019年特大干旱实践与思考[J]. *中国防汛抗旱*, 2021, 31(2): 61–65.
- [9] 井涌. 区域水资源总量计算方法分析[J]. *水文*, 2008(5): 57–59.