

# 清淤工程对固城湖小湖区 水生态环境影响研究

陆海明<sup>1</sup>, 刘伟婷<sup>1</sup>, 闵克祥<sup>2</sup>, 陈黎明<sup>1</sup>, 袁媛<sup>3</sup>, 朱慧<sup>2</sup>

(1. 南京水利科学研究院 水文水资源与水利科学国家重点实验室, 江苏 南京 210029;  
2. 江苏省秦淮河水利工程管理处, 江苏 南京 210022; 3. 高淳区水务局, 江苏 南京 211300)

**摘要:**以高淳区固城湖小湖区生态清淤工程为例, 比较清淤工程实施前后底泥营养物含量、释放通量以及水生生物变化。结果表明, 生态清淤工程增加了固城湖蓄水容量, 削减了小湖区内源污染负荷, 清淤工程实施后短期内改变了底栖动物和水生植物群落结构和组成。建议加强水利工程调度和水位调控, 跟踪监测清淤水域水生态恢复过程, 促进清淤区域底栖动物和水生植被恢复。

**关键词:**生态清淤; 内源污染负荷; 底栖动物; 水生植物; 固城湖

中图分类号: TV85

文献标识码: B

文章编号: 1007-7839(2022)11-0025-0006

## Study on the effects of dredging project on the water ecology and environment in the small lake of Gucheng Lake

LU Haiming<sup>1</sup>, LIU Weiting<sup>1</sup>, MIN Kexiang<sup>2</sup>, CHEN Liming<sup>1</sup>, YUAN Yuan<sup>3</sup>, ZHU Hui<sup>2</sup>

(1. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, China; 2. Management Division of Qinhuai River Hydraulic Engineering of Jiangsu Province, Nanjing 210022, China; 3. Water Bureau of Gaochun District, Nanjing 211300, China)

**Abstract:** Taking the ecological dredging project of Gucheng Lake in Gaochun District as an example, the changes of nutrient contents, release fluxes and aquatic organisms in sediment before and after the dredging project were compared. The results showed that the ecological dredging project increased the water storage capacity of Gucheng Lake, reduced the internal pollution load of the small lake area, and changed the community structure and composition of benthonic animal and aquatic plants in a short period. It is recommended to strengthen the water conservancy project scheduling and water level regulation to promote the restoration of benthonic animals and aquatic plants in dredging area, with tracking and monitoring lake ecological restoration process.

**Key words:** ecological dredging; internal pollution load; benthonic animal; aquatic plant; Gucheng Lake

生态清淤技术作为湖库水环境治理的主要技术手段之一, 在我国太湖、滇池、巢湖等 100 多个湖库的黑臭河道治理、富营养化控制及水源地保护等工程项目中得到广泛应用<sup>[1-2]</sup>。生态清淤工程通过

直接去除湖泊表层污染底泥, 达到削减内源污染目的, 如 2003 年太湖五里湖清淤区域底泥磷含量下降了 30% 左右, 2019—2021 年白洋淀生态清淤工程减少底泥  $\text{NH}_3\text{-N}$  释放量 2.29 t/a, 减少磷酸盐释放量

收稿日期: 2022-06-20

基金项目: 江苏省水利科技项目(2019033); 中央级公益性科研院所基本科研业务费项目(Y520001)

作者简介: 陆海明(1978—), 男, 正高级工程师, 博士, 研究方向为生态水文学和面源污染。E-mail: cnlhm@126.com

0.04 t/a<sup>[3]</sup>。清淤工程去除表层污染物的同时破坏湖泊原有的底泥-上覆水界面平衡,可能造成短期内底栖动物的种类与生物量降低,破坏水生植物群落,降低水体脱氮作用<sup>[4-5]</sup>,引起部分学者对清淤工程实施效果的质疑<sup>[6-8]</sup>。若没有控制好清淤深度,污染较重的深层底泥直接暴露在上覆水体,可能造成底泥中营养盐和重金属等有毒物质释放<sup>[9]</sup>。也有报道认为生态清淤能促进湖泊生物群落恢复,清淤后的底泥环境更有利于底栖动物群落生存和重建<sup>[10]</sup>,对富营养化湖泊底栖动物群落的改善和多样性的增加有促进作用<sup>[11]</sup>。

本文以固城湖退圩还湖工程中的小湖区生态清淤工程为研究对象,比较小湖区生态清淤前后底泥营养物质含量、内源污染释放通量以及水生生物群落变化,探讨清淤工程生态环境效应的主要作用机制,科学合理评估生态清淤工程的生态环境效应。

## 1 材料与方法

### 1.1 固城湖小湖区生态清淤工程实施概况

固城湖是江苏省开展退田(圩)还湖试点工作的重点湖泊。小湖区清淤工程增加固城湖蓄水容量和改善水环境质量,是固城湖退圩还湖工程主体内容之一。该工程于2020年9月至2021年1月实施完成,清淤面积1.88 km<sup>2</sup>,清淤深度约0.4 m(0.3~0.8 m),清淤土方量7.17×10<sup>5</sup> m<sup>3</sup>。主要采用2艘配有专用环保刀头的环保绞吸式挖泥船清淤,近岸水深较浅水域利用抓斗式挖泥船配合施工,绞吸式挖泥船施工面积约为小湖区清淤面积的80%。

### 1.2 采样和检测方法

共设置7个采样点(图1),包括近岸区(GCH1、GCH2和GCH3)、敞水区(GCH4和GCH5)、官溪河

入湖口(GCH6)和小湖区、大湖区连接处(GCH7)。分别于2020年6月(清淤前)和2021年6月(清淤后)采集样品。底泥的TN、TP、NO<sub>3</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NH<sub>3</sub>-N和PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P的测定均参考《水和废水监测分析方法(第四版)》,底泥的有机质含量采用重铬酸钾氧化-容量法(NY/T 1121.6—2006)测定。

底栖动物和水生高等植物样品的采集与分析方法参考《湖泊水生态监测规范》(DB32/T 3202—2017)。底栖动物鉴定参照《中国经济动物志·淡水软体动物》《Aquatic insects of China useful for monitoring water quality》等鉴定参考资料。软体动物和水栖寡毛类的优势种鉴定到种,摇蚊幼虫至少鉴定到属,水生昆虫等鉴定到科。底栖动物物种多样性采用Shannon-Wiener指数评价,计算和评价标准如下:

$$I = - \sum_{i=1}^n \frac{n_i}{N} \cdot \ln \frac{n_i}{N} \quad (1)$$

式中, $I$ 为Shannon-Wiener指数; $n_i$ 为第 $i$ 个种的个体数目; $N$ 为群落中所有种的个体总数。Shannon-Wiener多样性指数大于3.0为轻度污染至无污染,1~3时为中污染,小于1为重污染。

利用柱状采样器采集带原位上覆水的柱状泥样,并在尽量无扰动的条件下带回实验室,各采样点采集2根,1根用于间隙水的采集和Fick扩散通量分析,1根用于沉积物释放实验,同步采集原位上覆水5 L带回实验室。按5 cm间隔分层切割柱状底泥,测定TN、TP和有机质含量。

利用高分辨平衡式孔隙水采样器(HR-Peeper)测定清淤前后底泥上覆水界面间隙水营养盐质量浓度测定时,将采样器垂直伸入柱状样底泥中至预定深度,平衡48 h后取出,用移液枪穿孔抽取孔隙水后,测定NH<sub>3</sub>-N和PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P质量浓度。沉积物氮磷扩散通量测定方法和计算参考李宝等<sup>[12]</sup>,采用Fick第一定律计算,公式如下:

$$F = \phi_0 \cdot D_s \cdot \left. \frac{\partial c}{\partial x} \right|_{x=0} \quad (2)$$

式中: $F$ 为沉积物-水界面扩散通量,mg/(m<sup>2</sup>·d); $\phi_0$ 为沉积物孔隙度,为0.62; $\left. \frac{\partial c}{\partial x} \right|_{x=0}$ 为沉积物-水界面的营养盐质量浓度梯度; $D_s$ 为实际分子扩散系数,与 $\phi$ 的关系式为

$$D_s = \phi \cdot D_0 \quad (3)$$

式中, $D_0$ 为营养盐在无限稀释溶液中的理想扩散系数,HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>的 $D_0$ 为7.0×10<sup>-6</sup> cm<sup>2</sup>/s,NH<sub>3</sub>-N的 $D_0$ 为17.6×10<sup>-6</sup> cm<sup>2</sup>/s。

静态释放实验和计算参考李运奔等<sup>[13]</sup>,首先将

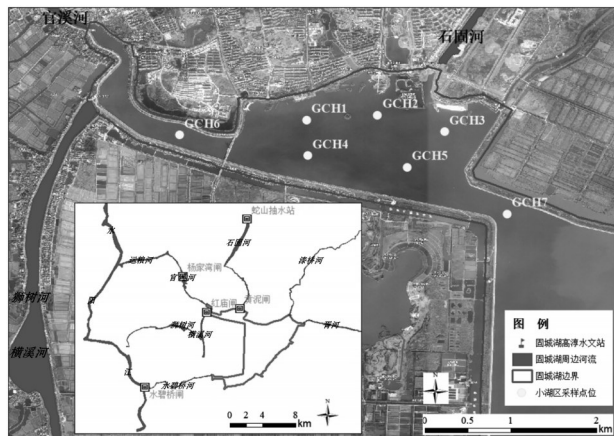


图1 固城湖及其主要出入湖河流与水质水生态监测点位空间分布

柱状样中上覆水用虹吸法抽去,再沿壁滴注过滤后的原位水样,至液面高度距沉积物表面 20 cm 处停止(此时水柱体积为 1.135 L),标记刻度后室温避光培养。即刻取原水样作起始样 50 mL,并用过滤后的原位水位补充至刻度,此后在指定时间取样(0、6、12、24、36、48、60 和 72 h)。所有样品取样结束后统一分析  $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$  和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 。

沉积物-水界面营养盐释放速率用如下公式计算:

$$R = \left[ V(C_n - C_0) + \sum_{j=1}^n V_{j-1}(C_{j-1} - C_a) \right] / A \cdot t \quad (4)$$

式中: $R$ 为释放通量,  $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ;  $V$ 为柱中上覆水体积, L;  $C_n$ 、 $C_0$ 、 $C_{j-1}$ 为第  $n$  次、初始和  $j-1$  次采样时营养盐质量浓度,  $\text{mg}/\text{L}$ ;  $C_a$ 为水样中所添加物质的质量浓度,  $\text{mg}/\text{L}$ ;  $V_{j-1}$ 为第  $j-1$  次采样体积, L;  $A$ 为沉积物水界面接触面积,  $\text{m}^2$ ;  $t$ 为释放时间, d。

## 2 结果与讨论

### 2.1 底泥污染物含量

#### 2.1.1 全氮、全磷及有机质垂直分布特征

清淤后新生成界面底泥污染物含量总体低于清淤前,不同点位底泥污染物削减程度有所差异

(图 2~3)。近岸的 GCH2 采样点新生成柱状底泥污染物含量明显低于清淤前,清淤前底泥污染物含量随着深度增加总体呈下降趋势。敞水区的 GCH5 采样点新生成柱状底泥污染物含量与清淤前差异没有 GCH2 明显。清淤后小湖区底泥中 TN、TP 和有机质含量均值分别为 2 180.94  $\text{mg}/\text{kg}$ 、290.10  $\text{mg}/\text{kg}$ 、1.27%,与清淤前相比,均值分别减少 25%、26%和 26%。

#### 2.1.2 间隙水营养盐分布特征

间隙水是营养盐在底泥与上覆水之间交换的重要媒介,营养盐在沉积物-水界面释放扩散能力主要取决于底泥-上覆水界面质量浓度梯度。清淤后 GCH2 点位不同深度底泥间隙水中  $\text{NH}_3\text{-N}$  与  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  质量浓度总体有不同程度的增加(图 4~5),清淤后沉积物中(0~8.8 cm)间隙水营养盐均值为分别为 3.86  $\text{mg}/\text{L}$  和 0.26  $\text{mg}/\text{L}$ ,是清淤前的 2.25 倍和 2.51 倍;清淤前后小湖区底泥-上覆水界面附近底泥间隙水  $\text{NH}_3\text{-N}$  和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  质量浓度高于上覆水质量浓度总体趋势没有改变。GCH5 点位不同深度沉积物间隙水中营养盐质量浓度增加的趋势不显著,清淤前该点位底泥-上覆水界面附近底泥间隙水营养盐质量浓度均高于上覆水质量浓度,清淤后表层(-

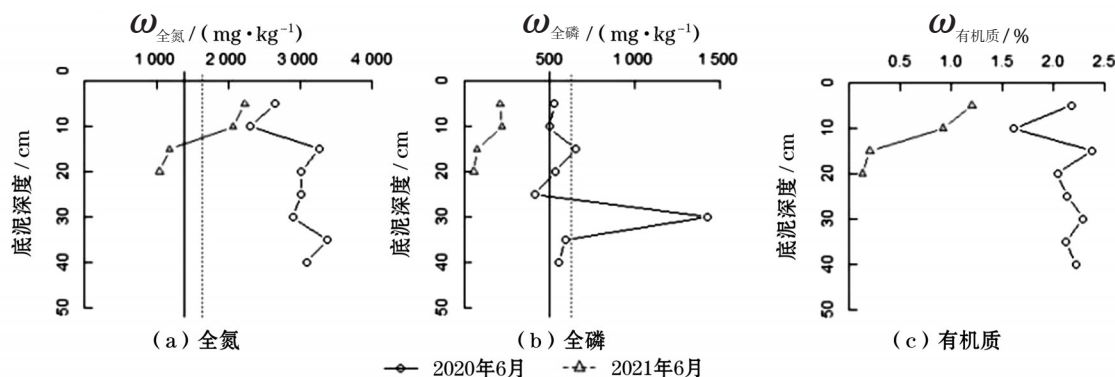


图2 GCH2采样点清淤前后底泥中营养盐含量垂直分布特征

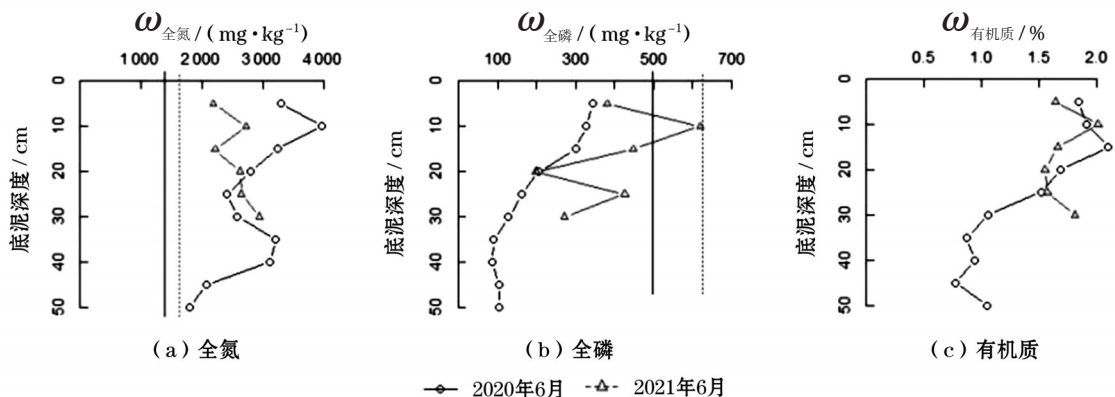


图3 GCH5采样点清淤前后底泥中营养盐含量垂直分布特征



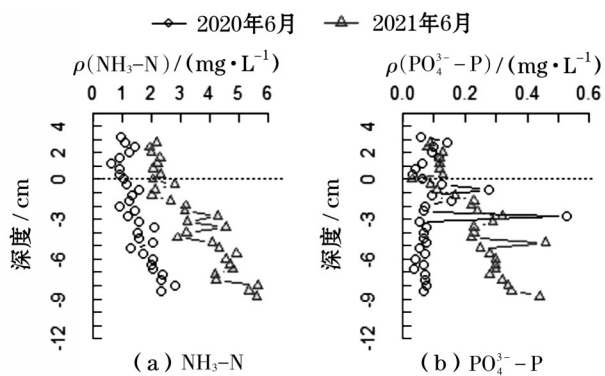


图4 GCH2采样点清淤前后底泥中间隙水营养盐含量垂直分布

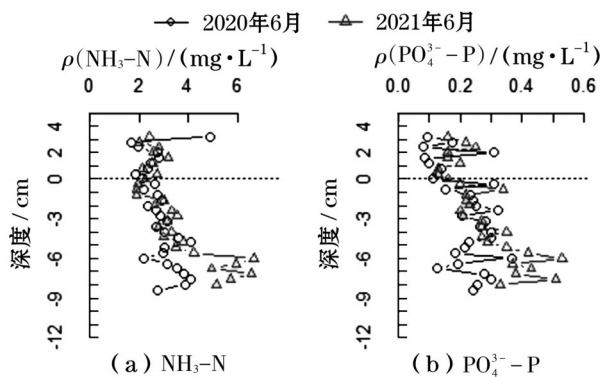


图5 GCH5采样点清淤前后底泥中间隙水营养盐含量垂直分布

0.4~1.2 cm)底泥间隙水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度显著下降,低于上覆水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度。

清淤工程扰动了原有底泥-上覆水界面,氨氮含量较高的表层底泥再悬浮,短时间内尚未沉降在新生成界面建立新平衡,增加了上覆水体氨氮含量。清淤后水深增加,降低新生成界面氧化还原电

位,促进沉积物界面反硝化作用与异化硝酸盐还原成氨的能力,不利于硝化过程的进行,有利于 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在沉积物界面累积<sup>[14]</sup>。清淤对沉积物间隙水中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 质量浓度的控制作用不明显,但清淤后底泥孔隙率下降、底泥表面弯曲度大,导致磷的释放速率降低<sup>[15]</sup>。绞吸式清淤后新生成的底泥较为密实,不利于营养盐向上覆水中释放,沉积物-水界面抗风浪扰动再悬浮能力较强,对沉积物-水界面营养盐交换具有一定的控制作用<sup>[16]</sup>。

## 2.2 内源释放通量

清淤前后底泥营养盐释放通量特征如表1所示。清淤前底泥 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的静态释放通量均为负值,上覆水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 向沉积物迁移扩散潜力,清淤后底泥 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的由上覆水向沉积物迁移潜力明显降低。清淤后沉积物 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的释放通量均显著降低,其中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 释放通量均值变为负值,底泥由释放营养盐的“源”变为吸收固定营养盐的“汇”, $\text{NH}_3\text{-N}$ 释放通量均值由 $52.48 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 下降至 $24.34 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。利用静态释放可得出,通过生态清淤工程,底泥 $\text{NO}_3\text{-N}$ 吸收量减少 $5.19 \text{ t/a}$ ;  $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 释放量分别减少 $1.91 \text{ t/a}$ 、 $23.75 \text{ t/a}$ 和 $0.44 \text{ t/a}$ 。

扩散模型计算得到的底泥营养盐释放通量如表2所示,和静态培养得到的释放通量相比,扩散模型计算得到的清淤前 $\text{NH}_3\text{-N}$ 释放通量偏低,  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 释放通量相差不大。底泥 $\text{NH}_3\text{-N}$ 释放通量均值由 $2.82 \text{ mg}/(\text{d} \cdot \text{m}^2)$ 下降至 $-0.95 \text{ mg}/(\text{d} \cdot \text{m}^2)$ 。扩散模型计算得到的是一种理论通量,主要考虑了沉积物-水界面营养盐的质量浓度梯度、孔隙度、颗粒等对溶解态营养盐迁移扩散造成的影响,未体现出

表1 静态培养条件下的清淤前后底泥营养盐释放通量

单位:  $\text{mg}/(\text{d} \cdot \text{m}^2)$

理化指标	清淤前			清淤后	
	GCH2	GCH5	GCH7	GCH3	GCH5
$\text{NO}_3\text{-N}$	-20.91	-1.68	-16.44	1.24	-12.13
$\text{NO}_2\text{-N}$	0.66	0.39	0.22	-4.73	0.01
$\text{NH}_3\text{-N}$	76.70	56.77	23.95	13.31	22.41
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	0.46	0.07	0.72	0.02	-0.46

表2 扩散模型计算清淤前后底泥营养盐释放通量

单位:  $\text{mg}/(\text{d} \cdot \text{m}^2)$

理化指标	清淤前			清淤后		
	GCH2	GCH5	GCH7	GCH3	GCH5	GCH7
$\text{NH}_3\text{-N}$	2.35	3.36	2.75	2.16	-0.95	-4.05
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	0.33	0.15	0.07	-0.07	0.17	0.39

生物扰动、风浪造成的紊流扩散、营养盐的水平迁移等因素。研究表明,生物扰动作用会增加溶解氧向沉积物的扩散深度,改变沉积物氧化还原条件进而减少了间隙水中的  $\text{NH}_3\text{-N}$  质量浓度,但会明显增加间隙水中  $\text{NO}_3\text{-N}$  质量浓度<sup>[17]</sup>,且底栖动物的存在也会抑制沉积物-水界面处的磷向上覆水中释放<sup>[18]</sup>。受到生物扰动较为强烈的湖泊,运用 Fick 扩散模型计算营养盐释放通量与实际通量相比有较大差异。本研究区域清淤前中国长足摇蚊、多巴小摇蚊等昆虫纲以及铜锈环棱螺等腹足纲和双壳纲等密度和生物量较高,相对于静态培养测定方法,扩散模型计算结果可能低估污染物释放通量。利用扩散模型计算,清淤后小湖区底泥  $\text{NH}_3\text{-N}$  内源污染负荷削减 2.58 t/a,  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  污染负荷削减 0.01 t/a。

2.3 水生生物变化

2.3.1 底栖动物

清淤后的底栖动物种类显著下降,清淤前有 4 纲 11 种,清淤后仅为 2 纲 7 种。清淤前中国长足摇蚊、多巴小摇蚊等昆虫纲为小湖区底栖动物的优势种,清淤后增加了霍甫水丝蚓和红裸须摇蚊,铜锈环棱螺等腹足纲和双壳纲在清淤后消失(表 3)。霍甫水丝蚓在清淤后出现频次、密度和生物量均显著增加,霍甫水丝蚓的适应性和再生能力强,通常会成为受干扰生态系统中恢复过程中的先锋种类。受底泥清淤工程影响,小湖区原有的水生植物群落被破坏,为腹足纲提供栖息空间的沉水植物消失,腹足纲为食的底栖着生藻类和有机碎屑被去除,清淤区域底泥腹足纲的生长繁殖受到限制<sup>[19]</sup>。

采用 Shannon-Wiener 指数对清淤前后的水质进行评价,清淤前 Shannon-Wiener 指数为 0~1.86 (中污染-重污染),清淤后上升至 1.45~2.25 (中污染),说明清淤工程的实施为底栖动物创造了污染程度较轻的生存环境。但清淤导致的水土界面的物理、化学和生物因子的改变,会引起底栖生物种群的更替,改变底栖生物群落组成。绝大多数底栖动物生活在表层 30 cm 的沉积物中,本次清淤平均深度约为 40 cm,清淤显著降低底泥中底栖动物的密度和多样性。尽管本次清淤工程主要在冬季实施,避开底栖动物幼虫再生期和繁殖期,但受清淤工程影响的部分底栖动物种群自我恢复和生物多样性的恢复仍需较长时间。小湖区和大湖区、出入湖的水力连通可以为清淤区域带入底栖动物种群恢复重建必需的物种,是小湖区底栖动物恢复的有利条件。清淤后的生态调查距 2021 年清淤工程结

表 3 清淤前后小湖区底栖动物密度和生物量变化

底栖动物种类		清淤前		清淤后	
		密度/ (个·m <sup>-2</sup> )	生物量/ (g·m <sup>-2</sup> )	密度/ (个·m <sup>-2</sup> )	生物量/ (g·m <sup>-2</sup> )
霍甫水丝蚓	GCH2			13.33	0.08
	GCH3			13.33	0.02
	GCH4				
	GCH5			40.00	0.11
	GCH6				
	GCH7	13.33	0.07		
苏氏尾鳃蚓	GCH2	6.67	0.07		
	GCH3			13.33	0.06
	GCH4				
	GCH5				
	GCH6				
	GCH7				
中国长足摇蚊	GCH2	73.33	0.32	80.00	0.33
	GCH3			46.67	0.18
	GCH4	100.00	0.44		
	GCH5	53.33	0.24	60.00	0.20
	GCH6	86.67	0.39		
	GCH7				
红裸须摇蚊	GCH2	13.33	0.10	33.33	0.19
	GCH3			53.33	0.28
	GCH4			20.00	0.08
	GCH5				
	GCH6				
	GCH7				
多巴小摇蚊	GCH2				
	GCH3			20.00	0.02
	GCH4				
	GCH5	73.33	0.06	46.67	0.05
	GCH6	53.33	0.05		
	GCH7				
软铗小摇蚊	GCH2	46.67	0.02		
	GCH3				
	GCH4				
	GCH5				
	GCH6	60.00	0.03		
	GCH7				
摇蚊属一种	GCH2				
	GCH3			6.67	0.03
	GCH4				
	GCH5				
	GCH6	6.67	0.03		
	GCH7				

续表3 清淤前后小湖区底栖动物密度和生物量变化

底栖动物种类	清淤前		清淤后	
	密度/ (个·m <sup>-2</sup> )	生物量/ (g·m <sup>-2</sup> )	密度/ (个·m <sup>-2</sup> )	生物量/ (g·m <sup>-2</sup> )
德永雕翅摇蚊	GCH2			
	GCH3			
	GCH4			
	GCH5		13.33	0.06
	GCH6			
	GCH7			
铜锈环棱螺	GCH2			
	GCH3			
	GCH4			
	GCH5	26.67	102.58	
	GCH6			
	GCH7			
光滑狭口螺	GCH2			
	GCH3			
	GCH4			
	GCH5			
	GCH6			
	GCH7	13.33	0.02	
大沼螺	GCH2			
	GCH3			
	GCH4			
	GCH5			
	GCH6			
	GCH7	20.00	13.05	
中国淡水蛭	GCH2			
	GCH3			
	GCH4			
	GCH5			
	GCH6	6.67	53.33	
	GCH7	5.71	95.88	
Shannon-Wiener指数	GCH2	1.55	1.45	
	GCH3		2.25	
	GCH4	0		
	GCH5	1.48	2.15	
	GCH6	1.86		
	GCH7	1.72		

束后有5个月,能够适应清淤干扰后底栖环境的机会种或先锋种的已经开始形成稳定的种群,但总体上底栖动物的种类和密度仍较低。清淤工程对小湖区底栖动物的影响仍需长期监测评价。

### 2.3.2 水生植物

水生植物对维持湖泊生态系统平衡、物质循环等方面发挥着重要作用,特别是沉水植物,可直接

吸收水体中的营养盐,增加水体溶解氧,通过根系固定减少底泥的扰动,能为底栖动物提供栖息的场所<sup>[20]</sup>。清淤前小湖区水生植物以菹草、荇菜、野菱为主,清淤后水域未能采集到水生植物。一方面清淤直接去除水生植物根茎和表层泥中的植物种质资源,另一方面部分区域清淤深度超过50 cm,汛期部分水域水深超过4.0 m,超过水生植物尤其是沉水植物适宜水深<sup>[21]</sup>。

清淤前小湖区水生植物春季和夏季以菹草为主,5月下旬至6月初菹草的衰亡和腐烂增加小湖区水体高锰酸盐指数,降低水体透明度,影响水体景观。清淤工程增加了小湖区水深和库容,改善了因菹草等腐烂分解造成的有机污染物,清淤后小湖区水体高锰酸盐指数从5.90 mg/L下降至2.77 mg/L。清淤工程去除小湖区内源污染的同时,水生植物的附着生物减少,对水生植物的生长和繁殖有积极的影响。

## 3 结论和建议

(1)生态清淤工程是削减固城湖小湖区内源污染的有效措施。清淤后小湖区底泥中TN、TP和有机质含量均值分别为2 180.94 mg/kg、290.10 mg/kg、1.27%,与清淤前相比,均值分别减少24.48%、26.00%和25.54%。清淤后小湖区不同深度底泥间隙水中NH<sub>3</sub>-N与PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P质量浓度总体呈增加的趋势,GHC2点位清淤扰动后底泥间隙水营养盐均值为分别为3.86 mg/L和0.26 mg/L,是清淤前的2.25倍和2.51倍。

(2)清淤工程显著削减了NH<sub>3</sub>-N内源污染释放通量,清淤后底泥由NO<sub>2</sub>-N和PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P“源”转成“汇”。小湖区生态清淤工程削减NO<sub>2</sub>-N、NH<sub>3</sub>-N和PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P污染负荷量分别为1.91 t/a、23.75 t/a和0.44 t/a。

(3)清淤工程短期内降低了小湖区底栖动物种类和生物多样性指数,寡毛纲密度和生物量显著上升,清淤前检出的昆虫纲和双壳纲底栖动物在清淤次年后未检出。清淤前固城湖小湖区水生植物以菹草、荇菜、野菱为主,清淤工程结束半年后小湖区内沉水植物未恢复。

(4)建议加强水利工程调度和水位调控,跟踪监测清淤水域水生态恢复过程,促进清淤区域底栖动物和水生植被恢复。

### 参考文献:

[1] 范成新,钟继承,张路,等. 湖泊底泥环保疏浚决策研究

(下转第36页)



用水源地,构建河流生态蓝线,建立绿色缓冲带,建设绿色公园。

针对水质净化区域建议如下:(1)高水平和中高水平区域,以保护为主要管控方向,限制或禁止陡坡地开垦和种植,封禁管护,加大力度保护森林和湿地生态系统,加强水源地保护、饮水安全保护,生产建设项目禁止建设;(2)中水平区域,应配套建设垃圾和污水处理设施,配套建设水利工程和农田林网,完善农田排水系统,控制和减少人为活动产生的污染物,削减入河污染物排放,改善人居生态环境;(3)低水平和中低水平区域,应该大力开展植树造林绿化活动,可种植经济林,在增强水质净化能力的同时增加经济效益。

## 4 结 语

本文基于水量平衡法和污染物滞留量法,对秦淮河流域水源涵养和净化水质功能进行空间识别,提出分析不同空间等级的可操作方法,将水源涵养、水质净化的服务能力在空间上划分为低水平、

中低水平、中水平、中高水平、高水平5个等级水平,以探究秦淮河流域水源涵养和水质净化服务空间分布特征,并对不同水平空间的生态系统服务提出了相应的管控建议。

### 参考文献:

- [1] 张慧. 基于生态服务功能的南京市生态格局研究[D]. 南京:南京师范大学,2016.
- [2] 曹叶琳,宋进喜,李明月,等. 陕西省生态系统水源涵养功能评估分析[J]. 水土保持学报,2020,34(4):217-223.
- [3] 张改英. 基于SCS-CN方法的水文过程计算模型研究[D]. 南京:南京师范大学,2014.
- [4] 付超,苏晶,赵海萍,等. 基于GIS的漳河上游城市非点源污染负荷估算[J]. 水资源保护,2020,36(3):60-66.
- [5] 匡舒雅,李天宏,赵志杰. 基于L-THIA模型的四川省岷溪河流域非点源污染负荷分析[J]. 环境科学研究,2018,31(4):688-696.
- [6] 庞琰瑾,袁增伟. 平原河网区降雨径流污染负荷测算—以太湖流域望虞河西岸为例[J]. 湖泊科学,2021,33(2):439-448.
- [7] 进展与展望[J]. 湖泊科学,2020,32(5):1254-1277.
- [2] 毛新伟,作芸颖,徐枫. 太湖底泥主要营养物质污染特征分析[J]. 水资源保护,2020,36(4):100-104.
- [3] 董敏,王鹏,马德堂. 生态清淤技术在白洋淀水环境治理中的应用[J]. 水运工程,2021(10):64-67,73.
- [4] 陆子川. 湖泊底泥挖掘可能导致水体氮磷平衡破坏的研究[J]. 中国环境监测,2001(2):40-42.
- [5] 钟继承,刘国锋,范成新,等. 湖泊底泥疏浚环境效应:Ⅲ. 对沉积物反硝化作用的影响[J]. 湖泊科学,2009,21(4):465-473.
- [6] 钟继承,范成新. 底泥疏浚效果及环境效应研究进展[J]. 湖泊科学,2007(1):1-10.
- [7] 毛志刚,谷孝鸿,陆小明,等. 太湖东部不同类型湖区底泥疏浚的生态效应[J]. 湖泊科学,2014,26(3):385-392.
- [8] 濮培民,王国祥,胡春华,等. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗?[J]. 湖泊科学,2000,12(3):269-279.
- [9] 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.
- [10] 姜莘红,周易勇,纪磊,等. 月湖底泥疏浚后底栖动物群落的恢复及其与环境的关系[J]. 生态环境学报,2012,21(6):1088-1095.
- [11] 杨桐,尹成杰,过龙根,等. 环保疏浚对洱海西沙坪湾底栖动物群落结构的影响[J]. 水生态学杂志,2022,43(2):77-85.
- [12] 李宝,丁士明,范成新,等. 滇池福保湾底泥内源氮磷营养盐释放通量估算[J]. 环境科学,2008(1):114-120.
- [13] 李运奔,匡帅,王臻宇,等. 东巢湖沉积物—水界面氮、磷、氧迁移特征及意义[J]. 湖泊科学,2020,32(3):688-700.
- [14] 钟继承,刘国锋,范成新,等. 湖泊底泥疏浚环境效应:Ⅱ. 内源氮释放控制作用[J]. 湖泊科学,2009,21(3):335-344.
- [15] 钟继承,刘国锋,范成新,等. 湖泊底泥疏浚环境效应:Ⅰ. 内源磷释放控制作用[J]. 湖泊科学,2009,21(1):84-93.
- [16] 陈超,钟继承,范成新,等. 湖泊疏浚方式对内源释放影响的模拟研究[J]. 环境科学,2013,34(10):3872-3878.
- [17] 温茂增,颜秉龙,王哲,等. 摇蚊幼虫扰动对间隙水氨氮、硝氮的影响[J]. 环境科学与技术,2020,43(8):1-6.
- [18] 杨艳青,刘凌,陈沐松,等. 摇蚊幼虫生物扰动对富营养化湖泊内源磷释放的影响[J]. 河海大学学报(自然科学版),2016,44(6):485-490.
- [19] 刘国锋,张志勇,刘海琴,等. 底泥疏浚对竺山湖底栖生物群落结构变化及水质影响[J]. 环境科学,2010,31(11):2645-51.
- [20] 何俊,谷孝鸿,刘国锋. 东太湖水生植物及其与环境的相互作用[J]. 湖泊科学,2008(6):790-795.
- [21] 吴沛沛,刘劲松,胡晓东,等. 漏湖北部底泥疏浚的生态效应研究[J]. 水生态学杂志,2015,36(2):32-38.