

# 底泥原位洗脱过程中氮磷含量与形态变化特征

李国宏<sup>1,2,3</sup>, 叶碧碧<sup>2,3</sup>, 吴敬东<sup>4</sup>, 侯泽英<sup>2,3</sup>, 储昭升<sup>2,3\*</sup>, 郑丙辉<sup>2</sup>, 杨永哲<sup>1</sup>

1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055
2. 中国环境科学研究院湖泊环境研究所, 北京 100012
3. 湖泊水污染治理与生态修复技术国家工程实验室, 北京 100012
4. 安徽雷克环境科技有限公司, 安徽 合肥 230041

**摘要:** 随着城市化进程的不断推进,城市河流底泥中内源氮磷污染问题日益突出. 为研究原位洗脱技术对污染底泥中氮、磷物质和成分的作用效果,以北京市凉水河作为研究对象,分别比较了现场试验洗脱与对照组0~30 cm 分层底泥以及实验室模拟洗脱处理前后0~10 cm 底泥中 pH、 $E_h$ (氧化还原电位)、容重、含水率、OM(有机质)、TN、TP 和氮、磷形态分布的变化特征. 结果表明: ①现场洗脱对0~5 cm 厚度底泥的处理和模拟洗脱处理均对底泥中 pH、 $E_h$ 、含水率的改变以及其中 TN、TP 的去除效果表现显著,其中,现场试验洗脱组0~5 cm 范围底泥中  $w$ (TN)、 $w$ (TP) 分别较对照组降低了  $66.4\% \pm 17.4\%$ 、 $40.8\% \pm 24.4\%$ ,模拟洗脱处理对底泥中 OM、TN、TP 的去除率分别达  $70.1\% \pm 4.8\%$ 、 $66.8\% \pm 2.0\%$ 、 $43.1\% \pm 3.1\%$ . ②原位洗脱技术对底泥中 TN 的去除主要通过 PON(颗粒态有机氮)的去除来实现,现场和模拟试验过程中 PON 对 TN 去除的贡献率分别达  $55.0\%$  和  $73.6\%$ . ③原位洗脱对底泥中 TP 的去除主要通过 Al-P(铝结合态磷)、OP(有机磷)的去除来实现,现场和模拟试验中 Al-P、OP 对 TP 去除的贡献率分别达  $37.0\%$ 、 $66.2\%$  和  $31.3\%$ 、 $43.7\%$ . 研究显示,原位洗脱技术可有效去除城市河流底泥处理层中的氮磷物质,并以有机氮、磷物质的去除为主.

**关键词:** 底泥修复; 城市河流; 底泥; 氮形态; 磷形态

**中图分类号:** X52

**文章编号:** 1001-6929(2020)02-0392-10

**文献标志码:** A

**DOI:** 10.13198/j.issn.1001-6929.2019.06.04

## Changing Characteristics on Contents and Forms of Nitrogen and Phosphorus in Sediment during *in-situ* Physical Elution

LI Guohong<sup>1,2,3</sup>, YE Bibi<sup>2,3</sup>, WU Jingdong<sup>4</sup>, HOU Zeying<sup>2,3</sup>, CHU Zhaosheng<sup>2,3\*</sup>, ZHENG Binghui<sup>2</sup>, YANG Yongzhe<sup>1</sup>

1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China
2. Institute of Lake Environment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China
3. National Engineering Laboratory for Lake Pollution Control and Ecological Restoration, Beijing 100012, China
4. Anhui Lake Environment Technology Ltd. Corporation, Hefei 230041, China

**Abstract:** The internal pollution from nitrogen (N) and phosphorus (P) of sediment in urban rivers has been increasingly notable with the urbanization. In order to study the removal efficiency of *in-situ* physical elution technology, sediments from Liangshui River in Beijing were selected as subject. The distribution characteristics of pH,  $E_h$ , volume weight, moisture content, organic matter (OM), TN, TP as well as N and P forms among treatment and control group on-site (depth from 0 to 30 cm) so as the simulated test (depth in 10 cm) in laboratory were compared and studied in the pre and post of treatment. The results were as follows: (1) Change of pH,  $E_h$ , moisture content as well as removal of nutrients in sediments were significant both in on-site (depth in 0-5 cm) and simulated (depth in 10 cm) treatments. The content of TN and TP of on-site engineering group (depth in 0-5 cm) were reduced by  $66.4\% \pm 17.4\%$  and  $40.8\% \pm 24.4\%$ , respectively. The removal rate of OM, TN, TP were reached  $70.1\% \pm 4.8\%$ ,  $66.8\% \pm 2.0\%$  and  $43.1\% \pm 3.1\%$  in simulated treatment, respectively. (2) The removal of TN was mainly achieved by the reduction of particulate organic nitrogen (PON), whose contribution ratios to TN-removal on site and in simulated test reached  $55.0\%$  and  $73.6\%$ , respectively. (3) The removal of TP was mainly achieved by the reduction of Al-bound P (Al-P) and organic P (OP) whose contribution ratios to TP-removal on site and in

**收稿日期:** 2019-01-15 **修订日期:** 2019-05-07

**作者简介:** 李国宏(1993-),男,山西临汾人,17611134573@163.com.

\* 责任作者,储昭升(1973-),男,安徽安庆人,研究员,博士,主要从事湖泊富营养化研究,chuza@craes.org.cn

**基金项目:** 国家水体污染控制与治理科技重大专项(No.2017ZX07401003)

**Supported by** National Major Science and Technology Program for Water Pollution Control and Treatment, China (No.2017ZX07401003)

simulated test reached 37.0%, 66.2% and 31.3%, 43.7%, respectively. In summary, the results showed that the in-situ physical elution technology has an obvious removal on the N and P content of sediment in urban rivers, especially the organic N and P components.

**Keywords:** sediment remediation; urban river; sediment; nitrogen forms; phosphorus forms

随着我国河湖水体外源污染治理工作的不断深入,底泥污染越来越受到关注.底泥中氮磷物质释放造成水体富营养化,而其中耗氧有机物的分解造成了水体缺氧并导致水生生态系统难以自然恢复,同时底泥中有毒有害污染物的释放造成水生生物群落退化<sup>[1-2]</sup>.目前,对底泥污染的控制已经成为我国水体治理的关键措施之一.

国内外底泥污染控制技术可分为物理、化学和生物技术.其中,物理技术由于处理量大、见效快等优点<sup>[3-4]</sup>,在水体治理中应用最为广泛,主要包括疏浚、原位覆盖、曝气等技术.底泥疏浚技术是将一定厚度的污染底泥移除至异位进行处理,因此对污染物的去除效率较高,可使疏挖部分污染物对环境的污染处于可控范围之内<sup>[5]</sup>;同时由于操作技术的不断改进,疏浚的控制精度也相对较高<sup>[6-7]</sup>.但底泥疏浚存在短期内水-沉积物界面被破坏而造成氮磷释放加剧、颗粒物再悬浮的现象,同时会造成底泥水生生物被移除而破坏生物群落的问题<sup>[8-10]</sup>;并且疏挖过深会明显降低水底透明度,不利于沉水植物恢复<sup>[11]</sup>.原位覆盖技术通过铺设覆盖材料达到对底泥中污染物质(如氮磷营养盐、重金属等)的吸附和阻滞效果,尤其是对磷的阻隔.叶恒朋等<sup>[12]</sup>研究发现,覆盖材料用量为 $6.0 \text{ kg/m}^2$ 时,粉煤灰对底泥中 $\text{PO}_4^{3-}$ 向上覆水释放的抑制率可达75.6%.然而,为达到对特定污染物(如PCBs等)的阻隔效果要求,材料覆盖深度往往超过 $0.5 \text{ m}$ <sup>[13]</sup>,因此原位覆盖技术并不适用于深度较浅水体的修复,并且新型功能覆盖材料(如活性炭+无纺布、沸石负载氧化铁等)的施用<sup>[14-15]</sup>会向水生生态系统中引入新的污染物,不利于生态系统的自然恢复.在城市水体治理中,曝气技术也很常用,如针对较大水深缺氧水体的扬水曝气技术通过使上下水层混合达到提高溶解氧、抑制底泥中污染释放的效果<sup>[16]</sup>;然而曝气技术对底泥修复效率较低,且效益的长期性和持久性并不能得到保证.

底泥原位洗脱是最近研发的一项新技术<sup>[17]</sup>,通过对表层底泥进行机械搅扰、曝气、水力冲刷等,打破水-沉积物界面的固液相平衡,使底泥中密度较小且通常为有机物质的部分进入水相,短暂静置后将这部分混合相转移进行异位处理,余下的大颗粒部分沉降形成覆盖层,在一定程度上阻止了深层污染物的释

放;搅扰作用同时会对水-沉积物系统进行充氧,从而使底泥厌氧环境得到改善.目前对于该技术的研究尚处于起步阶段,仍存在诸多待解决的问题,如最为关注的是该技术对处理层底泥中氮磷的去除作用以及去除机理等.鉴于此,该研究首先比较原位洗脱技术在现场试验中洗脱组和对照组分层底泥理化性质以及氮磷形态分布特征之间的差异,而后在实验室设计曝气冲洗模拟洗脱试验,将模拟处理对底泥的作用效果和现场试验结果进行相互验证,从而准确评价该技术对底泥中氮磷物质的去除效果并分析其深层原因,以期为该技术对河湖水体底泥修复工作提供相应理论和数据支持.

## 1 材料与方法

### 1.1 现场洗脱工程试验

现场洗脱工程在北京市凉水河底泥洗脱工程区( $39^\circ 48' \text{N}$ 、 $116^\circ 27' \text{E}$ )开展,洗脱装置封闭空间尺寸为 $4 \text{ m} \times 1 \text{ m} \times 0.6 \text{ m}$ ,处理效率约为 $167 \text{ m}^3/\text{h}$ ,曝气装置曝气量为 $0.32 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$ ,曝气孔距底泥高度为 $8 \sim 12 \text{ cm}$ .

使用柱状采样器于工程区和对照区域( $39^\circ 47' \text{N}$ 、 $116^\circ 28' \text{E}$ )采集分层样品,在两个区域各设置8个采集断面(各断面之间间隔 $100 \text{ m}$ ,在每个断面距河岸 $5 \text{ m}$ 的位置采集柱状样).样品以 $5 \text{ cm}$ 分层,各层经搅拌均匀后在现场用多参数分析仪(hq-30d, HACH, 美国)测定底泥pH和 $E_h$ (氧化还原电位),之后分装至聚乙烯自封袋内密封,置于便携式冷藏箱内带回实验室.

### 1.2 实验室模拟洗脱试验

在凉水河一处污染严重的区域( $39^\circ 45' 59'' \text{N}$ 、 $116^\circ 32' 55'' \text{E}$ ),用彼得森采样器(PSC-1/16,常州普森电子仪器厂)采集足量表层污染底泥(约 $100 \text{ kg}$ ),将其装填满至 $25 \text{ L}$ 高密度聚乙烯桶中运回,并于 $4 \text{ }^\circ \text{C}$ 下短暂冷藏.

将桶内底泥缓慢搅拌使其完全混合,取样填充至有机玻璃柱(柱高 $0.60 \text{ m}$ ,内径 $11 \text{ cm}$ ,填充泥高度 $10 \text{ cm}$ ,添加水高度 $40 \text{ cm}$ )中,共设置3个平行,试验装置见图1.使用气泵(平均供气量 $21 \sim 25 \text{ L/min}$ )通过橡胶管连接玻璃导管(内径 $6 \text{ mm}$ )从上至下对底泥进行均匀冲洗,待泥水完全混合后再持续冲洗 $5 \text{ min}$ ,静置 $3 \text{ min}$ (静置时间过长或过短均不利于混合

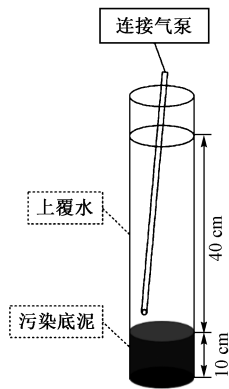


图1 模拟洗脱  
试验装置

Fig.1 Simulated in-situ  
physical elution device

相中物质的去除)后马上用橡胶管采用虹吸法抽出泥水混合物,将处理后的底泥样品取出并混匀,即时测定其 pH、 $E_h$ ,而后冷藏保存待用.对照组直接取搅拌混合后的泥样进行分析测试,同样设3个平行.

### 1.3 指标测定与数据分析

将现场试验和模拟试验处理底泥样品均分成两份:一份直接测定其容重、含水率,另一份经冷冻干燥、研磨、过100目(孔径0.15 mm)尼龙筛后,测定其  $w(\text{OM})$ 、 $w(\text{TN})$ 、 $w(\text{TP})$  以及各种形态氮磷含量.其中,土壤容重和含水率用环刀法测定,  $w(\text{OM})$  采用重铬酸钾氧化-加热法测定,  $w(\text{TN})$  采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法<sup>[18]</sup>测定;  $w(\text{TP})$  采用 SMT 法<sup>[19]</sup>测定;底泥氮形态测定采用 KCl 提取法,提取得到的形态主要包括  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 、DON(溶解性有机氮)、PON(颗粒态有机氮),其中  $w(\text{DON})$ 、 $w(\text{PON})$  由差减法得出;磷形态采用改进的 Psenner 连续提取法<sup>[20-23]</sup>,提取得到的形态主要包括  $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$ (松散吸附态磷)、Fe-P(铁结合态磷)、Al-P(铝结合态磷)、OP(有机磷)、Ca-P(钙结合态磷)和 Res-P(残渣磷).

对于模拟试验底泥,采用激光粒度仪(Mastersizer2000, Mastersizer, 英国)测定其粒度分布;采用 Allen 等<sup>[24]</sup>的方法并使用储昭升等<sup>[25]</sup>设计的吸收装置测定  $w(\text{AVS})$ (AVS 为酸可挥发性硫化物).

使用 Origin 8.5 和 SPSS 19.0 进行作图与分析;各指标之间的差异性采用 ANOVA 法进行分析.

## 2 结果与分析

### 2.1 现场和模拟洗脱底泥理化性质

现场洗脱处理分析结果(见图2)显示:原位洗脱技术对0~10 cm底泥中 pH、 $w(\text{TN})$  以及0~5 cm底泥中  $E_h$ 、容重、含水率、 $w(\text{TP})$  作用显著,洗脱组0~5和

5~10 cm底泥 pH 分别比对照组提高了  $3.6\% \pm 3.7\%$  和  $4.9\% \pm 2.0\%$ ,  $w(\text{TN})$  分别较对照组降低了  $66.4\% \pm 17.4\%$  和  $83.6\% \pm 10.2\%$ ;洗脱组0~5 cm底泥  $E_h$  相比对照组提高了  $(56.0 \pm 27.7)$  mV,含水率较对照组降低了  $38.9\% \pm 22.3\%$ ;洗脱组在0~5 cm范围内底泥容重相比对照组提高了  $58.3 \pm 16.7\%$ ,底泥中  $w(\text{TP})$  较对照组降低了  $40.8\% \pm 24.4\%$ ;洗脱组5~10 cm底泥中  $w(\text{OM})$  相比对照组降低了  $67.4\% \pm 23.9\%$ ,但洗脱组和对照组0~5 cm底泥中  $w(\text{OM})$  差异不显著,这可能是由于现场洗脱工程实施过后存在部分未被抽离的泥水混合物,这部分含有有机成分的物质重新沉积在底泥表层,导致洗脱对表层0~5 cm底泥中 OM 的去除效果不明显.

模拟试验分析结果(见表1)显示,洗脱处理前后底泥中 pH、 $E_h$ 、含水率、 $w(\text{OM})$ 、 $w(\text{TN})$ 、 $w(\text{TP})$ 、 $w(\text{AVS})$  差异明显,洗脱组 pH、 $E_h$  显著高于对照组,其中平均 pH 较对照组提高了  $6.9\% \pm 2.7\%$ ,  $E_h$  较对照组升高了  $(183.5 \pm 37.1)$  mV;洗脱组底泥含水率和  $w(\text{OM})$ 、 $w(\text{TN})$ 、 $w(\text{TP})$ 、 $w(\text{AVS})$  均显著低于对照组 ( $P < 0.05$ ),模拟洗脱处理对 OM、TN、TP、AVS 的去除率分别为  $70.1\% \pm 4.8\%$ 、 $66.8\% \pm 2.0\%$ 、 $43.1\% \pm 3.1\%$ 、 $45.0\% \pm 2.6\%$ ,洗脱组含水率相比对照组降低了  $4.3\% \pm 1.2\%$ .

不同模拟试验组底泥粒度大小按尤登-温德华氏(Udden-Wentworth)  $\phi$  值粒级标准<sup>[26]</sup>分为黏土( $0 \sim 4 \mu\text{m}$ )、粉砂( $4 \sim 63 \mu\text{m}$ )、砂( $63 \sim 2000 \mu\text{m}$ )3个粒级(见表2).由表2可见,模拟洗脱处理造成底泥中砂占比显著升高,黏土和粉砂占比显著降低.

经对比发现,现场和模拟试验对处理范围内底泥 pH、 $E_h$ 、含水率的改变以及对营养盐的去除效果均较显著.其中,模拟洗脱处理对底泥  $E_h$  的提高以及对 OM、TN、TP 的去除效果更为明显,现场处理则对底泥容重、含水率的改变更加明显.究其原因:①由于模拟试验在封闭容器中进行,在洗脱处理过程中对底泥的混合以及处理后分离去除更为完全,故洗脱效率比现场试验更高,因此对营养盐的去除效果更好;②模拟试验所采用底泥是从现场带回的表层混合泥样,在采样过程中底泥较为疏松的物理结构发生改变,故与现场处理相比,模拟处理后底泥容重、含水率的改变更不明显.

### 2.2 现场和模拟洗脱底泥氮形态分布特征

现场洗脱处理对0~5 cm范围内底泥中各形态氮的去除效果均较显著(见图3):洗脱组底泥中  $w(\text{PON})$ 、 $w(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 、 $w(\text{NO}_3^--\text{N})$ 、 $w(\text{DON})$  均显著

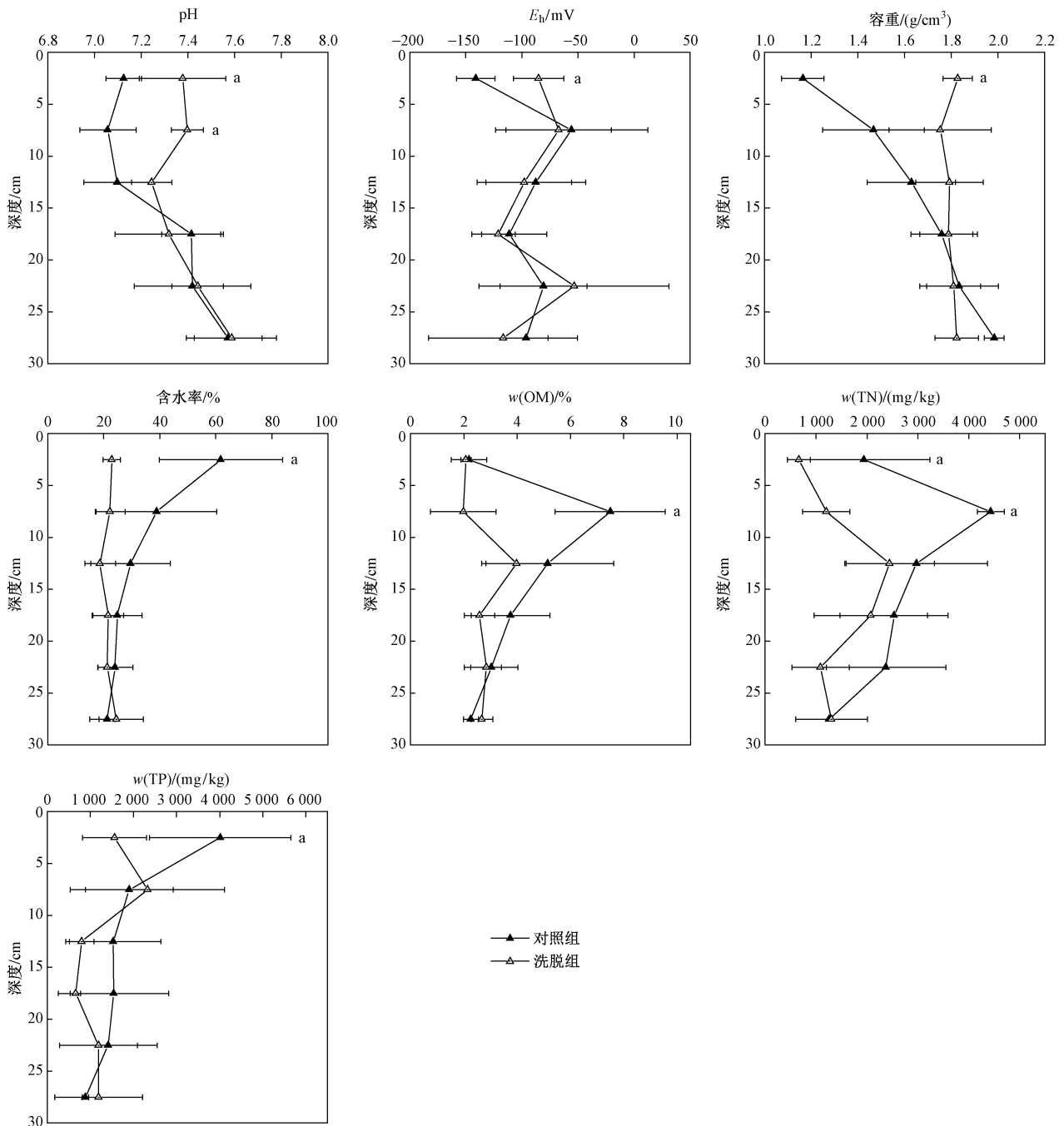


图2 现场试验洗脱组与对照组底泥各理化指标的垂直分布特征 (n=8)

Fig.2 Vertical distribution feature of physical & chemical indexes in sediment before and behind *in-situ* physical elution (n=8)

表1 模拟洗脱处理前后底泥理化指标对比

Table 1 The physic-chemical indexes of sediment before and behind simulated physical elution treatments

组别	pH	$E_h/mV$	容重/( $g/cm^3$ )	含水率/%	$w(OM)/\%$	$w(TN)/(mg/kg)$	$w(TP)/(mg/kg)$	$w(AVS)/(ng/g)$
对照组	$7.27 \pm 0.02^b$	$-352.4 \pm 27.0^b$	$1.720 \pm 0.001$	$27.36 \pm 0.01^a$	$3.28 \pm 0.39^a$	$1119.39 \pm 42.08^a$	$2584.67 \pm 11.27^a$	$301.47 \pm 10.77^a$
洗脱组	$7.78 \pm 0.22^a$	$-168.8 \pm 11.9^a$	$1.733 \pm 0.007$	$23.04 \pm 0.67^b$	$0.98 \pm 0.22^b$	$370.55 \pm 16.97^b$	$1478.08 \pm 60.02^b$	$166.15 \pm 12.82^b$

注:不同字母代表了差异的显著性,下同. n=3.

低于对照组,分别较对照组降低了  $66.4\% \pm 17.4\%$ 、 $76.2\% \pm 3.8\%$ 、 $73.7\% \pm 9.9\%$ 、 $64.5\% \pm 8.3\%$ ;  $NH_4^+-N$ 、 $NO_3^- -N$ 、DON、PON 对 TN 去除的贡献率表现为 PON

( $55.0\%$ ) > DON ( $23.5\%$ ) >  $NH_4^+ -N$  ( $16.0\%$ ) >  $NO_3^- -N$  ( $5.6\%$ ). 洗脱组 5 ~ 10 cm 底泥中  $w(NH_4^+ -N)$ 、 $w(DON)$  和  $w(PON)$  均显著低于对照组,分别较对照

表2 模拟洗脱处理前后底泥粒度分级

Table 2 The level of grain size in sediment before and behind simulated physical elution treatments

分组	w/%		
	黏土	粉砂	砂
对照组	3.29±0.55 <sup>a</sup>	31.53±2.72 <sup>a</sup>	65.18±3.26 <sup>b</sup>
洗脱组	1.28±0.31 <sup>b</sup>	13.69±3.50 <sup>b</sup>	85.03±3.81 <sup>a</sup>

组降低了 76.2%±4.4%、64.5%±8.3% 和 87.0%±8.6%，其中 PON 对 TN 去除的贡献率为 90.1%。可见，现场洗脱过程中 PON 对底泥中 TN 去除具有主要贡献。

与现场试验结果一致，模拟洗脱处理对污染底泥中各形态氮的去除效果也比较明显（见图4）：洗脱处理对底泥中 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、DON、PON 的去除率分别为 66.8%±2.0%、33.9%±3.3%、74.9%±6.6%、30.9%±16.8%、79.3%±3.3%；PON 对 TN 去

除的贡献率也是最大，为 73.6%。同时从图4亦可看出，对照组底泥中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、DON、PON 在 TN 中的占比分别为 20.3%、6.0%、62.0%，而洗脱组底泥中三者的占比分别为 40.3%、12.5%、38.5%，即模拟洗脱处理后底泥中 PON 占比显著下降，而 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 占比显著上升，表明洗脱处理对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除率最低。

通过分析现场试验结果可知，对照组和洗脱组 0~10 cm 底泥中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、DON、PON 在 TN 中的占比分别为 8.2%、2.2%、14.9%、74.7% 和 9.8%、3.7%、25.0%、61.6%，即洗脱造成 0~10 cm 底泥中 PON 占比的下降和 DON 占比的升高，这与模拟试验结果（PON 占比下降和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 占比上升）存在差异，即现场试验和模拟试验分别对 DON 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除效率最低。

### 2.3 现场和模拟洗脱底泥磷形态分布特征

现场洗脱处理对 0~5 cm 底泥中 TP、Al-P、Ca-P 和 Res-P 的去除作用均较显著，对 OP 的去除率也较

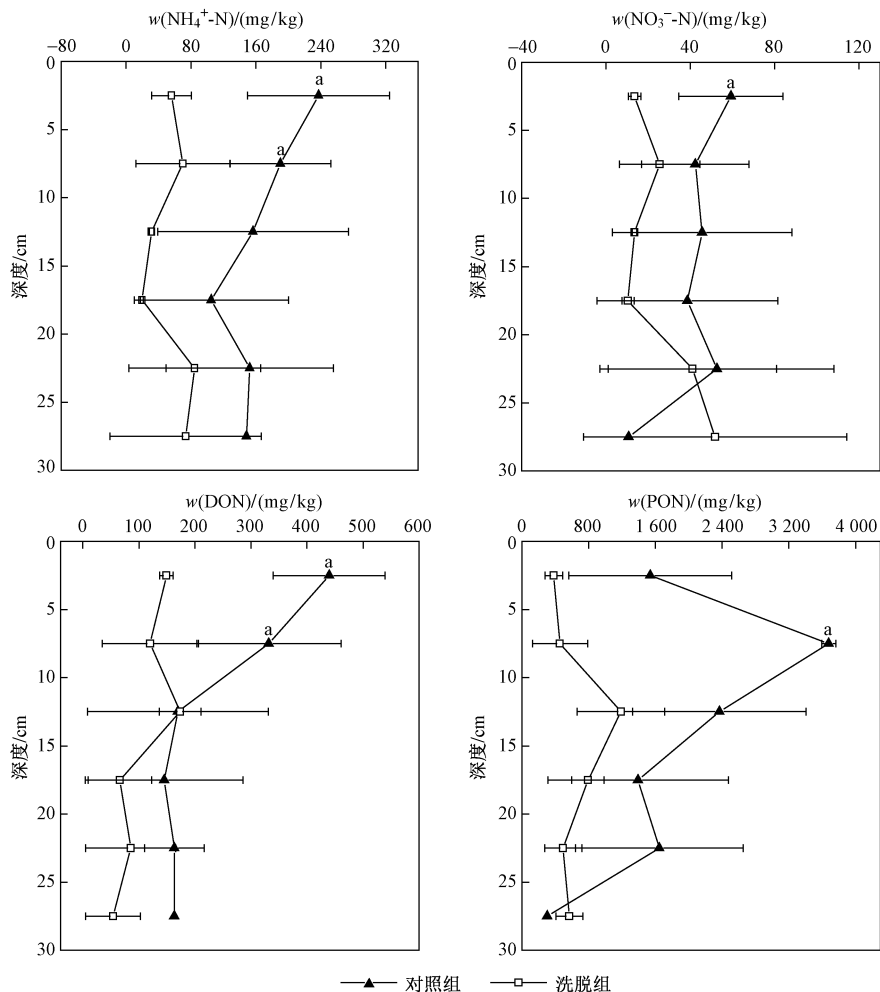


图3 原位洗脱前后底泥中各种氮形态垂直分布特征 (n=4)

Fig.3 Vertical distribution feature of nitrogen forms in sediment before and behind in-situ physical elution (n=4)

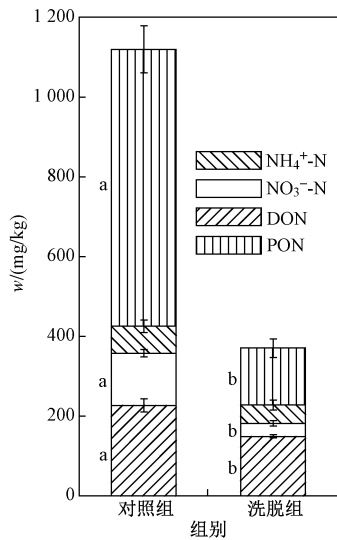


图4 模拟洗脱处理前后底泥中各种氮形态组成特征 (n=3)

Fig.4 Composition of nitrogen forms of sediments before and behind simulated physical elution treatments (n=3)

高,但对照组与洗脱组  $w(OP)$  差异不显著(见图5),洗脱组 0~5 cm 底泥中  $w(TP)$ 、 $w(Al-P)$ 、 $w(Ca-P)$  和  $w(Res-P)$  比对照组分别下降了  $59.5\% \pm 14.7\%$ 、 $65.1\% \pm 36.3\%$ 、 $45.2\% \pm 10.7\%$  和  $50.9\% \pm 4.4\%$ ;  $w(OP)$  比对照组下降了  $59.4\% \pm 21.3\%$ ,但对照组 0~5 cm 底泥中  $w(OP)$  变化范围为 614.85~2 840.21 mg/kg,不同采样点之间  $w(OP)$  差异较大,因此使得洗脱组和对照组在 0~5 cm 底泥  $w(OP)$  不显著. 0~5 cm 底泥中各形态磷对 TP 去除的贡献率表现为  $Al-P(37.0\%) > OP(31.3\%) > Ca-P(28.1\%) > Res-P(3.3\%) > NH_4Cl-P(0.3\%) > Fe-P(0.1\%)$ ,可见,现场原位洗脱对底泥中 TP 的去除主要通过去除  $Ca-P$ 、 $Al-P$  和  $OP$  来实现.

模拟洗脱处理对底泥中磷去除效果比较明显的是  $Al-P$ 、 $OP$ 、 $Res-P$ (见图6),对三者的去除率分别为  $77.2\% \pm 0.7\%$ 、 $83.6\% \pm 5.0\%$ 、 $23.2\% \pm 11.9\%$ ;对 TP 去除贡献最大的磷形态为  $Al-P$ ,去除贡献率为

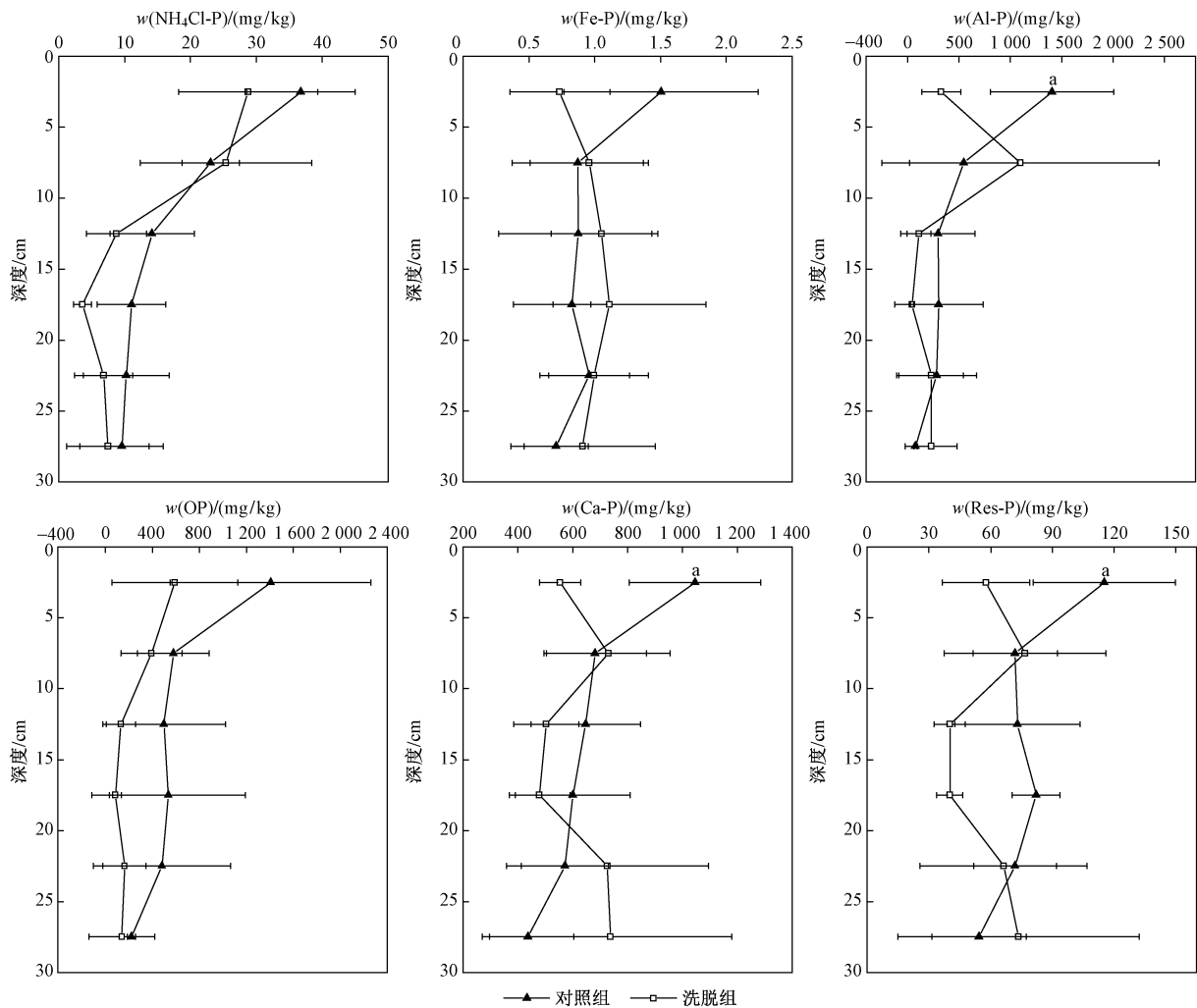


图5 原位洗脱前后底泥中各种磷形态垂直分布特征 (n=4)

Fig.5 Vertical distribution feature of phosphorus forms in sediment before and behind *in-situ* physical elution (n=4)

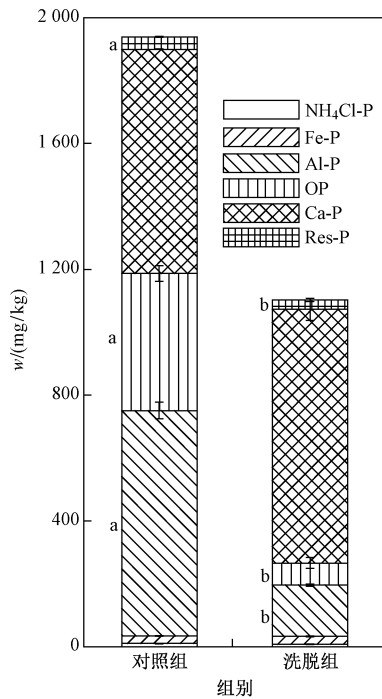


图6 模拟洗脱处理前后底泥中各种磷形态组成特征 (n=3)

Fig.6 Composition of phosphorus forms of sediments before and behind simulated physical elution treatments (n=3)

66.2%, 其次为 OP (去除贡献率为 43.7%); 底泥中  $w(\text{NH}_4\text{Cl-P})$ 、 $w(\text{Fe-P})$  和  $w(\text{Ca-P})$  在洗脱组和对照组之间的差异不显著 ( $P>0.05$ )。从图 6 亦可看出, 对照组底泥中  $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 、 $\text{Fe-P}$ 、 $\text{Al-P}$ 、 $\text{OP}$ 、 $\text{Ca-P}$ 、 $\text{Res-P}$  在 TP 中的占比分别为 0.5%、1.2%、37.0%、22.5%、36.8%、2.0%, 而洗脱组底泥中各形态磷的占比分别

为 0.7%、2.2%、14.8%、6.4%、73.1%、2.7%, 即洗脱处理后底泥中  $\text{Ca-P}$  占 TP 的比例显著提升, 而  $\text{Al-P}$ 、 $\text{OP}$  占比明显下降, 表明模拟洗脱处理对底泥中  $\text{Ca-P}$  去除效率较低。

通过对比现场和模拟试验结果可知, 现场试验对 0~5 cm 底泥中  $\text{Ca-P}$  的去除效果显著, 而模拟洗脱处理后  $w(\text{Ca-P})$  反而略有上升, 这可能是由于现场洗脱设备的分离过程较为粗糙, 在操作过程中抽去了部分密度较大的沉积物, 因此对底泥中比重通常较大的  $\text{Ca-P}$  存在明显的去除。

### 3 讨论

现场试验 0~5 cm 范围洗脱组底泥和模拟试验洗脱组底泥含水率均显著低于相应对照组, 而  $\text{pH}$ 、 $E_h$  均显著高于对照组。

对于含水率: 物理的机械搅拌作用使底泥中密度接近水的亲水性有机物质尤其是腐殖质、植物碎屑进入混合相并被分离去除, 造成的直接结果是底泥含水率降低, 即污染底泥变得更为紧实<sup>[27]</sup>, 因此出现底泥中大颗粒物(砂)比例显著上升而小颗粒物去除明显的结果。而细颗粒物通常与有机物结合更紧密, Prasad 等<sup>[28]</sup>研究表明, 具有较大比表面积的细颗粒沉积物 ( $\varphi<64 \mu\text{m}$ ) 可结合约 60% 的有机碳。通过模拟试验底泥各项理化指标与不同氮磷形态之间的相关性分析(见表 3)可知, 含水率分别在 0.01 和 0.05 水平下与  $w(\text{PON})$ 、 $w(\text{OP})$  呈显著正相关, 因此原位洗脱技术对底泥中  $\text{PON}$ 、 $\text{OP}$  等有机物质的去除有利于底泥含水率的降低。

对于  $\text{pH}$ : 洗脱处理混合和分离过程可能将沉积

表3 模拟试验底泥理化性质和氮、磷形态之间的 Spearman 相关系数

Table 3 Spearman correlation coefficient between physic-chemical properties and nitrogen & phosphorus forms of sediment

项目	$w(\text{TN})$	$w(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$w(\text{NO}_3^--\text{N})$	$w(\text{DON})$	$w(\text{PON})$	$w(\text{TP})$	$w(\text{NH}_4\text{Cl-P})$	$w(\text{Fe-P})$	$w(\text{Al-P})$	$w(\text{OP})$	$w(\text{Ca-P})$	$w(\text{Res-P})$
$\text{pH}$	-0.886*	-0.657	-0.829*	-0.086	-0.886*	-0.600	-0.371	0.257	-0.600	-0.714	0.943**	-0.429
$E_h$	-0.657	-0.714	-0.886*	-0.143	-0.657	-0.771	-0.257	0.600	-0.771	-0.657	0.771	-0.543
容重	0.086	0.143	0.543	-0.543	0.086	-0.029	-0.314	0.086	-0.029	-0.371	-0.200	0.086
含水率	0.986**	0.754	0.754	0.464	0.986**	0.638	0.783	0.145	0.638	0.812*	-0.928**	0.522
$w(\text{OM})$	0.771	0.943**	0.771	0.657	0.771	0.886*	0.886*	-0.029	0.886*	0.771	-0.657	0.829*

注: \* 表示显著相关 ( $P<0.05$ ); \*\* 表示极显著相关 ( $P<0.01$ )。n=6。

物中腐殖酸和柠檬酸、草酸、酒石酸等低相对分子质量有机酸<sup>[29]</sup>转移至水相, 从而使底泥  $\text{pH}$  略有升高。相关性分析表明,  $\text{pH}$  与  $w(\text{PON})$  在 0.05 水平下呈显著负相关, 同样证明洗脱技术去除有机酸性物质对底泥  $\text{pH}$  的作用。

对于  $E_h$ : 现场和模拟洗脱均采用了曝气冲洗方

式来达到混合的目的, 因此沉积物  $E_h$  在通气和水力混合的过程中可能得到提升, 厌氧环境也得到改善; 并且洗脱工艺可能分离出底泥中部分  $\text{Fe}^{2+}$ 、硫化物等形成厌氧环境的关键物质<sup>[30-33]</sup>, 从而实现了  $E_h$  的明显提升。模拟试验对底泥中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和  $\text{AVS}$  的去除率分别达  $33.9\% \pm 3.3\%$  和  $44.96\% \pm 2.63\%$ , 同样证明

还原性物质的移除对污染底泥  $E_h$  的提升发挥了一定作用。

现场试验和模拟试验底泥中  $w(\text{TN})$ 、 $w(\text{TP})$  均较对照组显著降低,而且 PON 对 TN 以及 OP、Al-P 对 TP 的去除分别占据主要贡献。其中, PON 对 TN 贡献最大的原因:①由于凉水河中 PON 在 TN 中的占比最大(现场和模拟试验对照组底泥中 PON 在 TN 中占比分别为 67.6% 和 62.0%),因此经过分离过程后其对 TN 去除的贡献率也最高;②底泥中的颗粒态氮主要来自生物体生命活动所产生有机物质的沉积<sup>[34]</sup>,其密度与水相近,在与上覆水完全混合后可在一定时间内保持稳定,因此容易被分离去除。OP 和 Al-P 对 TP 的去除占据主要贡献(贡献率分别达 43.7%、66.2%)需要从这两种磷形态的特性来解释:①洗脱对底泥中 OP 的去除作用与 OP 的组成及来源有很大关系,沉积物中有机磷主要包括磷酸单酯、磷酸二酯、焦磷酸盐和聚磷酸盐等有机磷化合物,且主要来源于外源的腐殖质和内源的生物体组织<sup>[35-37]</sup>,因此具有与 PON 类似的物理特征,容易被转移至上覆水中并通过分离作用去除;②Al-P 为铝的氧化物或氢氧化物包被的磷,在底泥中形态较为稳定,并且容易结合在粒径较小( $d < 74 \mu\text{m}$ )的沉积物上<sup>[38-39]</sup>。由表 2 亦可知,模拟洗脱处理显著降低了  $d < 50 \mu\text{m}$  部分颗粒在底泥中的占比,因此原位洗脱可能通过对底泥中小颗粒物质的去除来达到对 Al-P 的显著去除效果。

原位洗脱对 pH、 $E_h$  的改变将可能对研究区域沉积物中溶解性氮、磷释放的抑制发挥出一定的正效益:①对 pH 水平的提高。 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  是沉积物中无机氮的主要组成部分, $\text{NH}_4^+-\text{N}$  在有氧条件下通过微生物的硝化作用可转化为  $\text{NO}_3^--\text{N}$ ,且转化过程受环境中 pH 的影响。有研究认为,一定氧水平下沉积物中硝化速率在 pH 为 7.5 时达到最大<sup>[40]</sup>,而该研究中现场和模拟洗脱处理均使底泥 pH 接近 7.5,故原位洗脱对 pH 的改变将可能对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的转化具有一定促进作用,从而降低  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  向上覆水中的释放。沉积物中 Ca-P、Al-P 在迁移转化过程中受 pH 的变化比较敏感,pH 升高有利于 Ca-P 在沉积物中的稳定,但是对 Al-P 的吸附作用不利<sup>[21,23]</sup>。金相灿等<sup>[41]</sup>关于 pH 对太湖沉积物中磷迁移转化的影响结果研究证明,在 Al-P 占比较高的沉积物环境中,pH 的增加会导致磷释放量的大幅增加,而 Ca-P 占比较高的沉积物中这种作用大幅降低。该研究中现场以及模拟试验对照组底泥中均以 Al-P 占比为最高,而洗脱

过后底泥中 Ca-P 占比升高并超过 Al-P,因此在洗脱过程中 pH 升高对沉积物中磷释放的作用被这两种磷形态变化带来的影响所削弱,从而在总体上对沉积物-水系统健康有利。②对  $E_h$  水平的提高。研究证明,沉积物的磷吸附容量随  $E_h$  的增大而增加<sup>[42]</sup>,而 Al-P 主要通过吸附作用结合在底泥中,因此  $E_h$  提升有利于 Al-P 在沉积物中的稳定。底泥中 Fe-P 对氧化还原环境最为敏感,在厌氧条件下容易被大量释放至上覆水中,通过对厌氧环境的改善,原位洗脱处理可减缓底泥中 Fe-P 的释放。

此外,水生植物生长过程需要足够氧气,但底泥厌氧环境对沉水植物的生长具有不利影响,严重时会造成其大量死亡<sup>[43-44]</sup>。因此原位洗脱对底泥厌氧环境的改善可能为沉水植物的恢复创造较为良好的条件。因而在受损水生态系统的恢复工作中具有一定的发展潜力。然而,原位洗脱技术的物理扰动作用将在短时间内使沉积物中溶解性氮、磷大量释放到水体中,导致沉积物再悬浮、水体透明度下降以及上覆水中营养盐水平的迅速上升<sup>[45]</sup>,因此该技术在工程实施过程中尤其要做好严格的污染物防扩散工作。此外,由于洗脱处理针对内源污染,需在外源污染得到控制的前提下才会发挥出效果,并且与疏浚技术不同,原位洗脱对底泥中耗氧有机物并未完全去除,对底泥厌氧环境的改善具有一定的时效性,需与沉水植物群落的恢复工作结合起来,从而使二者的作用均得到有效体现。

#### 4 结论

a) 现场洗脱处理对 0~10 cm 底泥中 pH、 $w(\text{TN})$  以及 0~5 cm 底泥中  $E_h$ 、容重、 $w(\text{TP})$  的作用显著,其中,洗脱组 0~5 cm 底泥中  $w(\text{TN})$ 、 $w(\text{TP})$  分别较对照组降低了  $66.4\% \pm 17.4\%$ 、 $40.8\% \pm 24.4\%$ ;模拟洗脱处理对底泥 pH、 $E_h$ 、含水率和营养盐指标的去除作用均较显著,其中,对底泥中 OM、TN 和 TP 的去除率分别达  $70.1\% \pm 4.8\%$ 、 $66.8\% \pm 2.0\%$  和  $43.1\% \pm 3.1\%$ 。

b) 原位洗脱对底泥中 TN 的去除主要通过通过对 PON 的去除来实现,现场试验(0~5 cm 范围)和模拟试验洗脱组底泥中  $w(\text{PON})$  分别较对照组降低了  $64.5\% \pm 8.3\%$  和  $79.3\% \pm 3.3\%$ ,PON 对 TN 的去除贡献率分别为 55.0% 和 73.6%。

c) 原位洗脱对底泥中 TP 的去除主要通过通过对 Al-P、OP 的去除来实现,现场(0~5 cm 范围)和模拟试验洗脱组底泥中  $w(\text{Al-P})$ 、 $w(\text{OP})$  分别较对照组降低了  $65.1\% \pm 36.3\%$ 、 $59.4\% \pm 21.3\%$  和  $77.2\% \pm 0.7\%$ 、 $83.6\% \pm 5.0\%$ ,Al-P、OP 对 TP 的去除贡献率分别为

37.0%、31.3%和66.2%、43.7%。

d) 原位洗脱技术对表层底泥中 pH 和  $E_h$  的改变有助于抑制底泥中溶解性氮、磷物质的释放,并且可能对沉水植物恢复过程有利。

#### 参考文献(References):

- [1] HOWARTH R, ANDERSON D, CHURCH T, *et al.* Clean coastal waters-understanding and reducing the effects of nutrient pollution [M]. Washington DC: National Academy of Sciences, 2000: 13-14.
- [2] BRICKER S B, LONGSTAFF B, DENNISON W, *et al.* Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change [J]. *Harmful Algae*, 2008, 8(1): 21-32.
- [3] DAVIES I M. Contaminated marine sediments-assessment and remediation: US National Research Council, Committee on Contaminated Marine Sediments [M]. Washington DC: National Academy Press, 1991: 478.
- [4] 陈华林, 陈英旭. 污染底泥修复技术进展 [J]. *农业环境保护*, 2002, 21(2): 179-182.  
CHEN Hualin, CHEN Yingxu. Progresses of remediation techniques for polluted sediment [J]. *Agro-Environmental Protection*, 2002, 21(2): 179-182.
- [5] US EPA. Contaminated sediment remediation guidance for hazardous waste sites [R]. Washington DC: US EPA, 2005.
- [6] 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.  
HU Xiaozhen, JIN Xiangcan, LU Shaoyong. Techniques for sediment pollution control and discussion on the applicability in lakes of China [J]. *Engineering Science*, 2009, 11(9): 28-33.
- [7] 姜霞, 王书航, 张晴波, 等. 污染底泥环保疏浚工程的理念·应用条件·关键问题 [J]. *环境科学研究*, 2017, 30(10): 1497-1504.  
JIANG Xia, WANG Shuhang, ZHANG Qingbo, *et al.* Analysis of concepts, conditions and critical problems in environmental dredging [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2017, 30(10): 1497-1504.
- [8] HEDGE L H, KNOTT N A, JOHNSTON E L. Dredging related metal bioaccumulation in oysters [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 58(6): 832-840.
- [9] ZAWAL A, STĘPIEŃ E, SZLAUER-EUKASZEWSKA A, *et al.* The influence of dredging of a lowland river (the Krąpiel in NW Poland) on water mite fauna (Acari: Hydrachnidia) [J]. *Fundamental & Applied Limnology*, 2015, 186(3): 217-232.
- [10] DĄBKOWSKI P, BUCZYŃSKI P, ZAWAL A, *et al.* The impact of dredging of a small lowland river on water beetle fauna (Coleoptera) [J]. *Journal of Limnology*, 2016, 75(3): 139-153.
- [11] 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.  
PU Peimin, WANG Guoxiang, HU Chunhua, *et al.* Can we control lake eutrophication by dredging? [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2000, 12(3): 269-279.
- [12] 叶恒朋, 陈繁忠, 盛彦清, 等. 覆盖法控制城市河涌底泥磷释放研究 [J]. *环境科学学报*, 2006, 26(2): 262-268.  
YE Hengpeng, CHEN Fanzhong, SHENG Yanqing, *et al.* Suppressing phosphate liberation from urban river sediment using capping method [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 26(2): 262-268.
- [13] 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.  
TANG Yan, HU Xiaozhen, LU Shaoyong. In situ capping technology for remediation of contaminated sediment [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2007, 26(7): 1125-1128.
- [14] GU B W, LEE C G, LEE T G, *et al.* Evaluation of sediment capping with activated carbon and nonwoven fabric mat to interrupt nutrient release from lake sediments [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599/600: 413-421.
- [15] LIU Tongzhou, WANG Hong, ZHANG Zhen, *et al.* Application of synthetic iron-oxide coated zeolite for the pollution control of river sediments [J]. *Chemosphere*, 2017, 180: 160-168.
- [16] 丛海兵, 黄廷林, 赵建伟, 等. 扬水曝气技术在水源水质改善中的应用 [J]. *环境污染与防治*, 2006, 1(3): 215-218.  
CONG Haibing, HUANG Tinglin, ZHAO Jianwei, *et al.* Application of the technology of lifting water and aeration for improving water quality [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2006, 1(3): 215-218.
- [17] 杜海明. 受污染水体底泥洗脱原位置换的清污设备: 中国, 201110354833.4 [P]. 2013-05-01.
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 107-108, 147-150, 266-271, 289-290.
- [19] RUBAN V, BRIGAULT S, DEMARE D, *et al.* An investigation of the origin and mobility of phosphorus in freshwater sediments from Bort-Les-Orgues Reservoir, France [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1(4): 403.
- [20] PSENNER R, PUCKSO R. Phosphorus fractionation: advantages and limits of the method for the study of sediment P origins and interactions [J]. *Archiv fur Hydrobiologie*, 1988, 30: 43-59.
- [21] RYDIN E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment [J]. *Water Research*, 2000, 34(7): 2037-2042.
- [22] 何佳, 陈春瑜, 邓伟明, 等. 滇池水-沉积物界面磷形态分布及潜在释放特征 [J]. *湖泊科学*, 2015, 27(5): 799-810.  
HE Jia, CHEN Chunyu, DENG Weiming, *et al.* Distribution and release characteristics of phosphorus in water-sediment interface of Lake Dianchi [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2015, 27(5): 799-810.
- [23] JAMES W F. Diffusive phosphorus fluxes in relation to the sediment phosphorus profile in Big Traverse Bay, Lake of the Woods [J]. *Lake & Reservoir Management*, 2017, 33(4): 360-368.
- [24] ALLEN H E, FU G, DENG B. Analysis of acid-volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1993, 12(8): 1441-1453.
- [25] 储昭升, 刘文新, 汤鸿霄. 官厅水库-永定河沉积物中 AVS-SEM 的分析 [J]. *环境化学*, 2003, 22(4): 313-317.  
CHU Zhaosheng, LIU Wenxin, TANG Hongxiao. Analysis of AVS-SEM in the sediments of Guanting reservoir and Yongding River [J]. *Environmental Chemistry*, 2003, 22(4): 313-317.
- [26] MATSUOKA K, KIM HYEUNG S. Process of eutrophication in

- enclosed seas recorded in dinoflagellate cyst assemblages and sediments; the case in Nagasaki Bay, west Japan [J]. *Fossils*, 1999, 66: 1-15.
- [27] ZHANG Bowen, ZHU Chaoqi, JIA Yonggang, *et al.* Surface sediment density and moisture content in north slope of South China Sea [J]. *Acta Geologica Sinica*, 2017(S1): 155-156.
- [28] PRASAD B M, RAMANATHAN A L. Sedimentary nutrient dynamics in a tropical estuarine mangrove ecosystem [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2008, 80(1): 60-66.
- [29] 迟杰, 赵旭光, 董林林. 有机质和低相对分子质量有机酸对沉积物中磷吸附/解吸行为的影响 [J]. *天津大学学报*, 2011, 44(11): 968-972.
- CHI Jie, ZHAO Xuguang, DONG Linlin. Effects of organic matter and low molecular weight organic acids on sorption and desorption of phosphorus on sediments [J]. *Journal of Tianjin University*, 2011, 44(11): 968-972.
- [30] COOK R B. Distributions of ferrous iron and sulfide in an anoxic hypolimnion [J]. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 1984, 41(2): 286-293.
- [31] YIN Hongbin, FAN Chengxin, DING Shiming, *et al.* Geochemistry of iron, sulfur and related heavy metals in metal-polluted Taihu Lake sediments [J]. *Pedosphere*, 2008, 18(5): 564-573.
- [32] 刘国锋, 何俊, 范成新, 等. 藻源性黑水团环境效应: 对水-沉积物界面处 Fe、Mn、S 循环影响 [J]. *环境科学*, 2010, 31(11): 2652-2660.
- LIU Guofeng, HE Jun, FAN Chengxin, *et al.* Environment effects of algae-caused black spots: impacts on Fe-Mn-S cycles in water-sediment interface [J]. *Environmental Science*, 2010, 31(11): 2652-2660.
- [33] KIRSCHENMANN E, HENKEL S, MOGOLLÓN J M, *et al.* Drivers of iron cycling in sediments of the sub-Antarctic Island South Georgia [R]. Paris: Goldschmidt Conference, 2017: 45540.
- [34] HU Jianfang, PENG Ping'an, JIA Guodong, *et al.* Distribution and sources of organic carbon, nitrogen and their isotopes in sediments of the subtropical Pearl River Estuary and adjacent shelf, southern China [J]. *Marine Chemistry*, 2006, 98(2): 274-285.
- [35] REITZEL K, AHLGREN J, DEBRABANDERE H, *et al.* Degradation rates of organic phosphorus in lake sediment [J]. *Biogeochemistry*, 2007, 82(1): 15-28.
- [36] YUAN Hezhong, LIU Enfeng, PAN Wei, *et al.* Species and characteristics of organic phosphorus in surface sediments of northwest region of Taihu Lake, eastern China [J]. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 2014, 42(11): 1518-1525.
- [37] 李乐, 王圣瑞, 焦立新, 等. 滇池柱状沉积物磷形态垂向变化及对释放的贡献 [J]. *环境科学*, 2016, 37(9): 3384-3393.
- LI Le, WANG Shengrui, JIAO Lixin, *et al.* Vertical variation of phosphorus forms in Lake Dianchi and contribution to release [J]. *Environmental Science*, 2016, 37(9): 3384-3393.
- [38] COELHO J P, FLINDT M R, JENSEN H S, *et al.* Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2004, 61(4): 583-590.
- [39] LIU Qi, LIU Shiliang, ZHAO Haidi, *et al.* Longitudinal variability of phosphorus fractions in sediments of a Canyon Reservoir due to Cascade Dam construction: a case study in Lancang River, China [J]. *Plos One*, 2013, 8(12): e83329.
- [40] STRAUSS E A, MITCHELL N L, LAMBERTI G A. Factors regulating nitrification in aquatic sediments: effects of organic carbon, nitrogen availability, and pH [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2002, 59(3): 554-563.
- [41] 金相灿, 王圣瑞, 庞燕. 太湖沉积物磷形态及 pH 值对磷释放的影响 [J]. *中国环境科学*, 2004, 24(6): 68-72.
- JIN Xiangcan, WANG Shengrui, PANG Yan. The influence of phosphorus forms and pH on release of phosphorus from sediments in Taihu Lake [J]. *China Environmental Science*, 2004, 24(06): 68-72.
- [42] ZHOU Aimin, TANG Hongxiao, WANG Dongsheng. Phosphorus adsorption on natural sediments: modeling and effects of pH and sediment composition [J]. *Water Research*, 2005, 39(7): 1245-1254.
- [43] CARPENTER S R, LODGE D M. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes [J]. *Aquatic Botany*, 1986, 26: 341-370.
- [44] 濮培民, 王国祥, 李正魁, 等. 健康水生态系统的退化及其修复: 理论、技术及应用 [J]. *湖泊科学*, 2001, 13(3): 193-203.
- PU Peimin, WANG Guoxiang, LI Zhengkui, *et al.* Degradation of healthy aqua-ecosystem and its remediation: theory, technology and application [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2001, 13(3): 193-203.
- [45] 段余杰, 刘小宁, 陈光耀, 等. 底泥再悬浮对上覆水水质的影响研究 [J]. *生态环境学报*, 2017, 26(5): 837-842.
- DUAN Yujie, LIU Xiaoning, CHEN Guangyao, *et al.* Influence of sediment re-suspension on black-and-malodorous status and water quality of overlying water [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2017, 26(5): 837-842.

(责任编辑:周巧富)