疏浚底泥脱水固结处理后氮磷营养盐释放特征研究

李运奔[1]，张建华[2]，殷 鹏[2]，范成新[1]，申秋实[1,3*]

（1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室，江苏 南京 210008；
2. 江苏省水资源服务中心，江苏 南京 210029；3. 中国科学院中非联合研究中心，湖北 武汉 430074）

摘要：以太湖西沿岸区、梅梁湾、东太湖底泥为对象，采用室内模拟的方法，在静态和动力扰动 2 种不同情景下，研究了疏浚底泥脱水固结处理后内源氮磷营养盐释放特征。结果表明：各研究区域底泥氮磷营养盐释放能力较强，TN、TP 释放速率分别在 7.26 ~ 29.65 mg/(m^2 · d)和 −0.37 ~ 1.42 mg/(m^2 · d)之间。脱水固结处理后，疏浚底泥内源 TN、TP 释放能力明显降低，其 TN、TP 静态释放速率分别释放为 3.36 ~ 22.98 mg/(m^2 · d)和 −0.37 ~ −0.07 mg/(m^2 · d)，底泥内源氮磷释放能力尤其是 TP 释放能力明显减小。在动力扰动的情况下，脱水固结处理清淤污泥 TN 释放速率为 6.31 ~ 30.96 mg/(m^2 · d)，较原状底泥降低 85% 以上，TP 释放速率为 −0.23 ~ 0.37 mg/(m^2 · d)，较原状底泥降低 98% 以上。脱水固结处理后底泥含水率、孔隙度均大幅减小，抗扰动能力增强，内源氮磷营养盐释放能力减弱，内源氮磷二次污染风险明显降低。

关键词：疏浚；底泥；固结；氮磷营养盐；太湖

中图分类号：X524 **文献标识码**：B **文章编号**：1007-7839(2020)12-0009-08

Study on the release characteristics of nitrogen and phosphorus nutrients from dredging sediment after dewatering and consolidation treatment

LI Yunben[1], ZHANG Jianhua[2], YIN Peng[2], FAN Chengxin[1], SHEN Qiushi[1,3*]

(1. *Key Laboratory of Lakes and Environment*, *Nanjing Institute of Geography and Limnology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *China*; 2. *Jiangsu Water Resources Service Center*, *Nanjing* 210029, *China*; 3. *Sino - Africa Joint Research Center*, *Chinese Academy of Sciences*, *Wuhan* 430074, *China*)

Abstract: Taking the sediments of west coast of Taihu Lake, Meiliang Bay and East Taihu Lake as research objects, the release characteristics of endogenous nitrogen and phosphorus nutrients from dredged sediments after dewatering and consolidation were studied by using the method of indoor simulation under two different scenarios of static and dynamic disturbance. The results showed that the release capacity of nitrogen and phosphorus nutrients from sediments in each study area was strong, and the release rates of TN and TP ranged 7.26 ~ 29.65 mg/(m^2 · d) and −0.37 ~ 1.42 mg/(m^2 · d), respectively. After dewatering and consolidation treatment, the release capacity of endogenous TN and TP of dredged sediments was significantly reduced, and the static release rates of TN

收稿日期：2020-04-17

基金项目：江苏省水利科技项目(2018004)；国家自然科学基金项目(41877488)；中国科学院海外科教基地建设项目(SA-JC201609)

作者简介：李运奔(1994—)，男，硕士研究生，研究方向为河湖水底泥污染。E-mail：1440221009@qq.com

通信作者：申秋实(1982—)，男，博士，助理研究员，主要从事湖泊水环境生源要素地球化学循环及湖泊沉积物污染过程与修复方面研究工作。E-mail：qsshen@niglas.ac.cn

and TP were 3.36 ~ 22.98 mg/(m^2 · d), −0.37 ~ −0.07 mg/(m^2 d). The release capacity of endogenous nitrogen and phosphorus in sediments, especially the release intensity of TP, was significantly reduced. With the dynamic disturbance, the release rates of TN and TP of the dredged sediments after dehydrated solidification treatment were 6.31 ~ 30.96 mg/(m^2 · d) and −0.23 ~ 0.37 mg/(m^2 · d). Compared with the dynamic release rates of the in − situ sediments, the dynamic release rates of TN and TP of the dredged sediments after dehydrated solidification treatment reduced more than 85% and 96%, respectively. After the dehydrated solidification treatment, the moisture content, porosity, fluidity and resuspension ability of the dredged sediments were reduced and the release ability of TN and TP decreased significantly, which weakened the risk of secondary pollution from sediment internal nutrients release largely.

Key words: dredging; sediment; solidification; nitrogen and phosphorus nutrients; Taihu Lake

水体富营养化是我国各类湖库面临的主要水环境问题。农业面源、城市面源、工业点源污染物的排放是导致湖库水体氮磷含量较高从而引起水体富营养化的直接原因。污染物进入受纳湖库后,往往通过形态转化、吸附沉降、扩散迁移等方式进入底泥中。但受污染底泥在氮磷污染物蓄积到较深程度之后,会在水动力等物理扰动、水环境氧化还原状态变化、间隙水中污染物浓度上升等条件下,通过底泥再悬浮、浓度梯度扩散、物理和生物扰动、赋存形态变化等过程向上覆水进行释放,使得原来已经汇集到沉积物中的氮磷污染物再次进入上覆水体,底泥高浓度蓄积污染物对上覆水产生二次污染。以太湖为例,受流域氮磷营养盐长期输入的影响,其底泥已成为水体氮磷营养盐的重要污染源[1-2]。随着流域污染治理力度的加强,在外源输入得到进一步控制的情况下,湖泊底泥内源污染对水体氮磷营养盐的贡献更趋显著和重要。

底泥疏浚可较快地减少湖泊内源污染负荷。在湖泊外源污染得到一定控制后,以减少内源污染负荷为目的的生态疏浚是控制内源污染效果较为明显的工程措施[3]。自 20 世纪 70 年代起,一些发达国家开展了针对底泥内源污染的疏浚工程,如瑞典的 Trummen 湖[4]、日本的霞浦湖[5]等。疏挖污染底泥已成为提高水质、恢复生态的有效途径之一。在我国,底泥疏浚也是最常用的湖泊内源污染治理手段,是太湖等湖泊水环境综合整治经常采用的重要工程举措[6-8]。然而,随着底泥疏浚工程的不断增多,从湖库转移至岸上的作为固体废物的疏浚底泥的量越来越大,这些富含营养盐的底泥如何处置已成为重要问题。

脱水固化是疏浚底泥处理中最常用的方法[9-11]。传统加化学药剂压滤脱水固化后产生的疏浚底泥泥饼因其 pH 值较高而难以直接利用,只能以固体废弃物对待。因此,将疏浚底泥直接脱水固结后用于生态工程建设用土成为近年来疏浚底泥利用的新思路,这既包括山坡修复,也包括湿地建设,还涉及还湖生态岛堤构筑。然而,疏浚底泥重新利用面临其中污染物二次析出和污染问题,这些污染物一般涉及营养元素、重金属、难降解有机物等。因此,在疏浚底泥固化之后、利用之前,对可能涉及的二次污染问题进行评估,是进行科学利用疏浚底泥的重要前提。本文以太湖疏浚底泥为研究对象,利用静态及动力扰动不同情景培养试验,研究直接脱水固结底泥氮磷营养盐二次污染特征,旨在为疏浚底泥资源化利用提供理论依据与科学支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域

本次研究以太湖二轮清淤疏浚工程目标区域西沿岸、梅梁湾及已经实施清淤疏浚工程的东太湖为研究区域,分别设置西沿岸南、西沿岸北、梅梁湾和东太湖 4 个研究区域并设置对应的采样点。西沿岸区面积 117.3 km^2,是太湖北部水质污染最严重湖区之一,常年水质较差,水体富营养化严重。梅梁湾面积约 115 km^2,紧靠无锡市,是太湖水质污染最严重的水域之一,也是水环境退化造成危害最大的湖区之一。西沿岸位于太湖西北角,北部紧邻竺山湾,是太湖上游来水的主要入湖区域。梅梁湾位于太湖西北部的半封闭性湖湾,东太湖位于太湖东南角,面积约 131 km^2,湖底平均高程 1.6 m,是我国东部大型草型湖泊之一。本研究采样点如图 1 所示。

1.2 样品采集与底泥预处理

1.2.1 柱状样采集

实验用的底泥于 2018 年 5 月采自太湖西沿岸区北、西沿岸区南、梅梁湾、东太湖等 4 个湖区。利

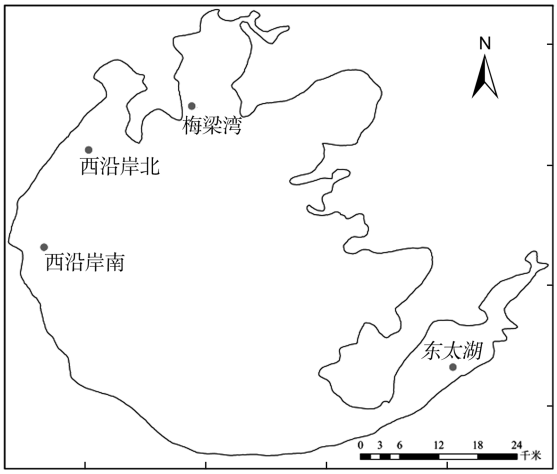

图 1　采样点示意图

用底泥柱状采样器（L50 cm × Ø8.4 cm）采集柱状样，采样过程保证无扰动并带原位上覆水以保持沉积物－水界面完整无损。同步采集水面以下20 cm 处原位上覆水 5 L，装于用原位湖水润洗过的聚乙烯水桶中带回实验室，用于氮、磷释放培养实验。

1.2.2　释放实验底泥预处理

为研究直接脱水固结处理后疏浚底泥内源氮磷营养盐二次释放特征，本研究对前述采集而来的柱状底泥做了 3 种不同处理：（1）原状泥——底泥原样，即从各采样点采集而来的原位底泥；（2）混合泥——底泥混合样，将野外采集来的原位底泥按照采样点不同在不同容器内混合，以破坏原有自然分层结构，形成混合底泥；（3）固结泥——将混合泥离心脱水后获得的泥样（离心条件，4 000 rpm，10 min）。经这样处理后，原状泥、混合泥、固结泥分别代表来自自然状态底泥、疏浚后底泥和直接脱水固结后底泥。其中，用于分析对比固结前后底泥基本理化性质的底泥为混合泥和固结泥，分别代表疏浚后固结前和疏浚后固结后。

1.3　底泥氮磷静态释放实验

将 4 个点位处的原状泥、混合泥以及固结泥妥善装于培养柱（Ø8.4 cm × L50 cm）中，控制底泥深度 20 cm，用虹吸法沿壁小心滴注已过滤的原采样点水样，滴加过程保持界面完好无扰动。在实验过程中，保证水柱高度恒定在 20 cm。整个实验过程中保持培养温度为 25 ± 0.1℃，并在培养的不同时间间隔（0 h、6 h、12 h、24 h、36 h、48 h、60 h、72 h）进行水样采集。

底泥内源释放速率计算公式为

$$r = [V(C_n - C_0) + \sum_{n=1}^{n} V_{j-1}(C_{j-1} - C_0)]/A \cdot t \tag{1}$$

式中：r 为释放速率，mg/（m^2 · 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 $j-1$ 次采样时某物质质量浓度，mg/L；C_a 为添加水样中的物质质量浓度，mg/L；V_{j-1} 为第 $j-1$ 次采样体积，L；A 为柱样中水—土界面接触面积，m^2；t 为释放时间，d。

1.4　动力扰动下底泥氮磷释放实验

将 4 个点位处的原状泥、混合泥以及固结泥妥善盛装于培养柱（Ø8.4 cm × L50 cm）中，无扰滴加上覆水，使水深达到 20 cm。使用调频搅拌电机扰动的方式搅拌各培养柱中的上覆水以模拟风浪动力对底泥的扰动过程，扰动持续时间为 3 h。从扰动实验的第 0 h 起，于第 1 h、2 h、3 h 分别采集上覆水样。每次采样位置为平均水深，即水面以下 10 cm 处。每次采完水样，立即向容器中补充等量的湖水。采集的水样，用于分析上覆水中 TN、TP 质量浓度。

1.5　样品分析

1.5.1　底泥含水率与孔隙度

取干净且已烘干至恒重的坩埚，将一定量的底泥置于坩埚中，然后将上述装有底泥的坩埚置于 105℃下烘 4 h，结束后将坩埚置于干燥器内冷却后称重，重复烘干步骤直至恒重。含水率 W 计算公式为

$$W = \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_0} \times 100\% \tag{2}$$

式中：m_0 为坩埚的质量，g；m_1 为坩埚和底泥鲜样质量之和，g；m_2 为烘干后坩埚和底泥质量之和，g。

孔隙度 φ 计算公式为

$$\varphi = \frac{\frac{M_w}{1.0}}{\left[\left(\frac{M_s}{2.5} + \frac{M_w}{1.0}\right)\right]} \times 100\% \tag{3}$$

式中：M_w 为沉积物含水量，g；M_s 为沉积物烘干后的质量，g；1.0 为水的密度；2.5 为沉积物的密度[12]。

1.5.2　底泥 TN、TP

将充分混干的底泥样品在陶瓷研钵中研磨，并过200 目尼龙晒网，获得底泥干样，然后分别采用碱性过硫酸钾消解－紫外分光光度法和碱性过硫酸钾消解－钼锑抗分光光度法测定底泥中 TN 和 TP 的质量比[13]。

1.5.3　水样氮磷营养盐

水样中 TN、TP 分别采用碱性过硫酸钾消－解紫外分光光度法和碱性过硫酸钾消解－钼锑抗分

光光度法测定[14]。

2 结果与讨论

2.1 脱水固结处理对疏浚底泥基本理化性质的影响

2.1.1 含水率

本项目不同区域疏浚底泥含水率分析结果如图 2(a)所示。西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖疏浚底泥平均含水率分别为 45.86%、45.67%、45.61%和 60.93%。一般而言,太湖表层底泥含水率普遍大于 60%,随着底泥深度的增加,含水率逐渐降低。疏浚底泥属于混合底泥,底泥原有自然物理分层状态被打乱,上下层底泥混合成新的底泥。经混合后,上层底泥的高含水率与下层底泥的低含水率产生相消效应,使得混合底泥含水率发生变化。因此,与原表层底泥相比,混合底泥含水率会明显下降。不同湖区疏浚底泥含水率也存在一定的差别。相比较而言,西沿岸和梅梁湾疏浚底泥含水率相近,而东太湖疏浚底泥含水率明显高于上述区域 3 个点位,这是由于东太湖底泥表层存在大量新沉积的有机碎屑。较高的含水率意味着在机械扰动后,底泥相对容易移动和产生再悬浮,将可能对疏浚区底泥二次污染控制和污泥迁移提出一定的要求。

固结本就是一个脱水的过程,因此相较于固结前,不同湖区疏浚底泥含水率均有不同程度的较低,以东太湖最为明显。但经固化后底泥的含水率相差不大,均为 30% 左右,底泥较硬。因此固化后的疏浚底泥流动性较小,有利于降低底泥中氮磷营养盐通过再悬浮造成上覆水输入污染。

2.1.2 孔隙度

底泥孔隙度除了可在一定程度上反映底泥堆积密度和单位体积轻重外,还对水生植物根系着生能力、尤其是对底泥中离子态污染物迁移和扩散有重要影响。一般而言,孔隙度高的底泥,有利于孔隙水流动和离子态污染物随之进行迁移扩散。反之,孔隙度低的底泥,污染物淋溶浸出能力则相对较弱。

不同区域疏浚底泥孔隙度分析结果如图 2(b)所示。其中,西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖疏浚底泥孔隙度分别为 69.18%、69.02%、68.97%和 80.52%。一般而言,太湖表层底泥孔隙度普遍大于 70%,浮泥较多的水域底泥还要更高,但随着底泥深度的增加,其孔隙度有规律地逐渐降低。疏浚底泥属于混合底泥,底泥原有自然物理分层状态

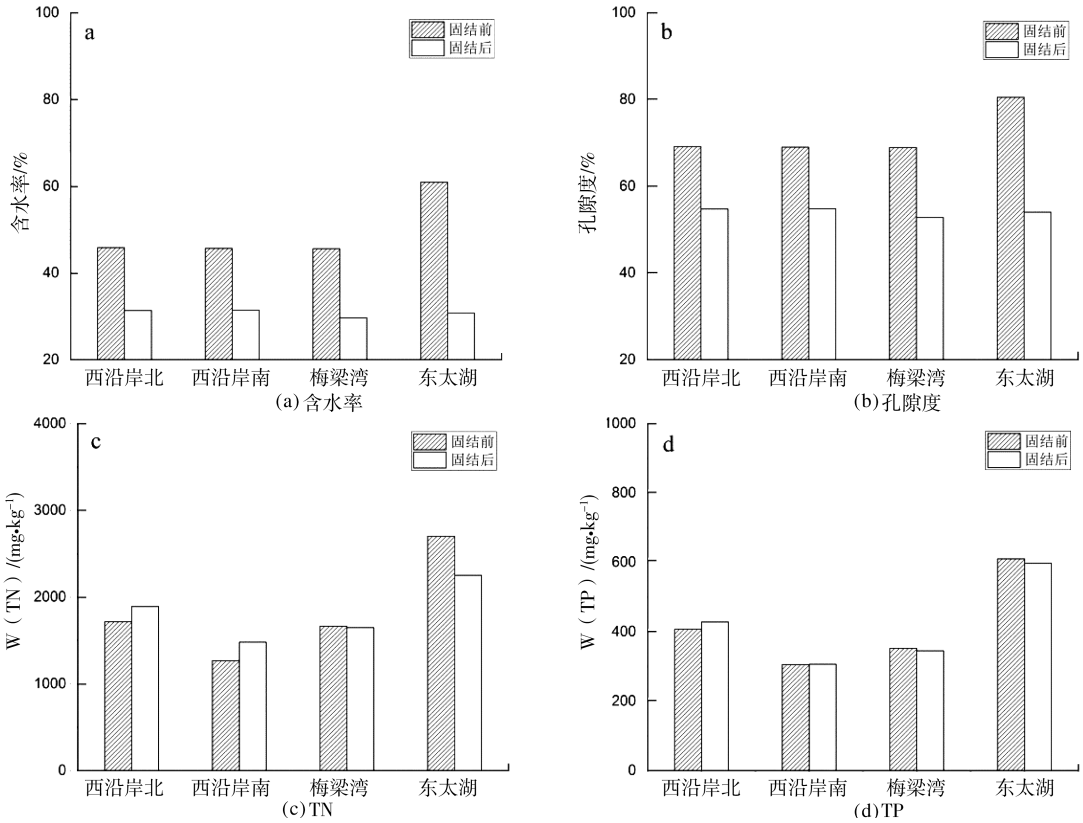

图 2 固结处理前后疏浚底泥基本理化特征

被打乱，原有孔隙度自上而下随深度逐渐减小的分布特征也被打乱，上层底泥与下层底泥的孔隙度产生综合相消效应，使得混合底泥孔隙度发生变化。因此，与原表层底泥相比，疏浚底泥孔隙度会明显下降；不同湖区疏浚底泥孔隙度也存在一定的差别。相比较而言，西沿岸和梅梁湾疏浚底泥孔隙度较为相近，而东太湖疏浚底泥孔隙度明显高于上述区域 3 个点位。较高的孔隙率意味着底泥软质化程度较高，并影响底泥间隙水中营养物质和污染物质的向上或者向下输移，孔隙度越大，越有利于离子的扩散与迁移。

固结处理后西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖疏浚底泥孔隙度分别为 54.75%、54.85%、52.8% 和 54.02%。不同湖区疏浚底泥经固结处理后各自孔隙度区别较小，基本均在 54% 左右，底泥明显结合得更加密实和紧实；与固结前疏浚底泥相比，固结处理后西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖疏浚底泥孔隙度分别降低了 14.43%、14.17%、16.17% 和 26.5%。因此，经固结处理后，各目标区域疏浚底泥疏松程度有所降低，抗扰动能力明显提升。孔隙度降低后，底泥的防淋溶能力也得到相应的提升，有利于减少底泥污染物溶出和扩散迁移。

2.1.3　TN

氮是湖泊生态系统中重要的生源要素，是引起湖泊水体富营养化的重要因素之一，也是有害蓝藻水华暴发必需的主要营养元素。长期以来，太湖表层底泥 TN 积累程度较高，TN 污染较为严重。当这类受污染底泥受到物理和生物扰动以及浓度梯度驱动、水体氧化还原条件变化、有机质矿化分解、微生物活动发生较大变化等因素的影响后，其所含氮素往往通过各种物理、化学和生物途径发生迁移转化，并向上覆水体释放，从而成为污染水体氮素污染的重要来源。

不同区域疏浚底泥 TN 分析结果如图 2(c)所示。其中西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖疏浚底泥中 TN 质量比分别为 1 715.15 mg/kg、1 267.81 mg/kg、1 665.12 mg/kg 和 2 701.33 mg/kg，不同湖区疏浚底泥中 TN 质量比存在一定的差别。西沿岸和梅梁湾疏浚底泥中的 TN 质量比较为相似，而东太湖疏浚底泥中的 TN 质量比明显高于上述区域 3 个点位。相比较而言，西沿岸疏浚底泥和梅梁湾疏浚底泥中 TN 质量比均已低于 2 000 mg/kg，TN 污染风险有所下降[15]。东太湖疏浚底泥中 TN 质量比依旧较高，TN 污染风险依然存在。西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖疏浚底泥固结处理后 TN 质量比分别为 1 891.48 mg/kg、1 482.04 mg/kg、1 648.45 mg/kg 和 2 251.75 mg/kg。不同湖区疏浚底泥经固结处理后 TN 质量比变化并不明显。底泥孔隙水 TN 占底泥总含量比例较低。抽除孔隙水可去除部分游离态的活性氮，但并不会明显降低底泥氮磷总含量。

2.1.4　TP

磷是湖泊生态系统中重要的生源要素，是湖泊水体富营养化的重要原因之一，也是有害蓝藻水华暴发必需的主要营养元素及最重要限制性因子。长期以来，太湖表层底泥 TP 积累程度较高，受 TP 污染较为严重。当这类受污染底泥受到物理和生物扰动以及浓度梯度驱动、水体氧化还原条件变化、有机质矿化分解、微生物活动发生较大变化等因素的影响后，其所含磷素往往通过各种物理、化学和生物途径发生迁移转化并向上覆水体释放，从而成为污染水体磷素污染的重要来源。

不同区域疏浚底泥中 TP 质量比分析结果如图 2(d)所示。其中西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖疏浚底泥中 TP 质量比分别为 407.47 mg/kg、305.64 mg/kg、352.18 mg/kg 和 610.28 mg/kg；不同湖区疏浚底泥中 TP 质量比存在一定的差异。相比较而言，西沿岸和梅梁湾疏浚底泥中 TP 质量比较为相近，而东太湖疏浚底泥中 TP 质量比明显高于上述区域 3 个点位。西沿岸区疏浚底泥和梅梁湾疏浚底泥中 TP 质量比均已低于420 mg/kg，东太湖疏浚底泥中 TP 质量比依旧较高，TP 污染风险依然存在[15]。西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖疏浚底泥固结处理后 TP 质量比分别为 428.48 mg/kg、306.82 mg/kg、345.34 mg/kg 和 597.34 mg/kg。不同湖区疏浚底泥经固结处理后 TP 质量比没有出现明显一致的变化。底泥孔隙水 TP 占底泥总含量比例较低，抽除孔隙水可去除部分游离态的活性磷，但并不会明显降低底泥中 TP 质量比。

2.2　脱水固结处理对疏浚底泥氮磷营养盐释放的影响

2.2.1　TN

不同疏浚区域不同处理底泥内源 TN 静态释放速率结果如图 3(a)所示。西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖等 4 个不同湖区未疏浚原状底泥 TN 释放速率分别为 7.26 mg/(m^2·d)、7.38 mg/(m^2·d)、9.88 mg/(m^2·d) 和 29.65 mg/(m^2·d)。从空间上来看，西沿岸北和西

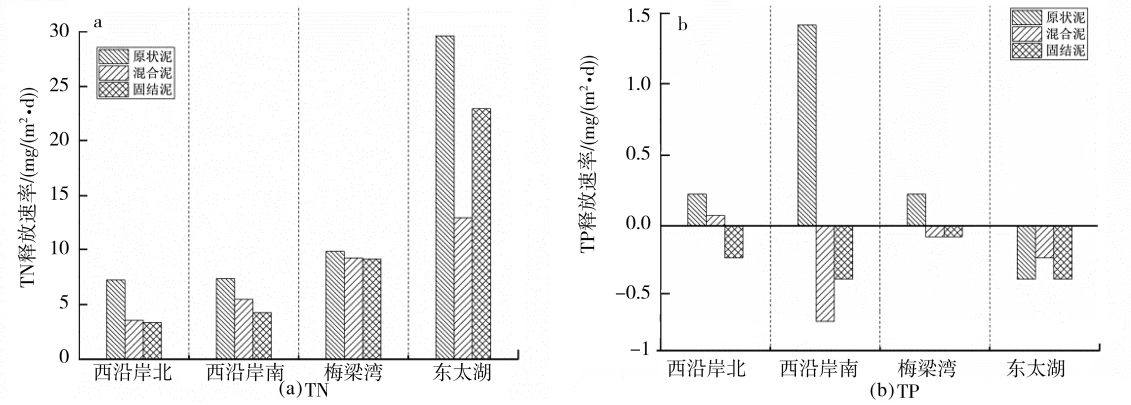

图 3 不同处理后底泥氮磷静态释放特征

沿岸南两个湖区底泥 TN 释放速率相近,梅梁湾底泥 TN 释放速率略高于西沿岸,东太湖底泥 TN 释放速率最高。

与原状底泥相比,经混合和固结处理后,不同目标湖区疏浚底泥内源 TN 释放速率明显降低。西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖混合疏浚底泥 TN 释放速率为 3.57 mg/(m^2·d)、5.48 mg/(m^2·d)、9.29 mg/(m^2·d)和 12.98 mg/(m^2·d),比原状底泥分别降低50.82%、25.82%、6.02%和 50.22%。固结处理后疏浚底泥比原状底泥 TN 释放速率为 3.36 mg/(m^2·d)、4.29 mg/(m^2·d)、9.19 mg/(m^2·d)和 22.98 mg/(m^2·d),比原状底泥分别降低53.77%、41.93%、6.96%和 22.49%,底泥内源 TN 释放强度显著降低。

2.2.2 TP

不同疏浚区域不同处理底泥内源 TP 静态释放速率结果如图 3(b)所示。西沿岸北、西沿岸南、梅梁湾和东太湖等 4 个不同湖区未疏浚原状底泥 TP 释放速率分别为 0.22 mg/(m^2·d)、1.41 mg/(m^2·d)、0.22 mg/(m^2·d)和 −0.37 mg/(m^2·d)。从空间上来看,除东太湖外,其他区域的原状底泥均表现出 TP 的释放特征。西沿岸北和梅梁湾两个湖区底泥 TP 释放速率相似,西沿岸南底泥 TP 释放速率略高,东太湖底泥 TP 释放速率最低。从图 3 可以看到,采取疏浚混合以及固结处理后的底泥 TP 释放速率明显减小,总的来说,原状泥、混合泥、固结泥的释放能力依次降低,并大多转化为磷的吸收状态。

2.3 动力扰动对不同处理疏浚底泥氮磷营养盐释放的影响

2.3.1 TN

不同点位底泥在动力扰动情况下 TN 释放速率如图 4(a)所示。对于西沿岸原位底泥,风浪扰动期 TN 的释放量达 165.74 ~175.14 mg/(m^2·d),混合泥和固结泥的释放速率分别为 15.48 ~25.00 mg/(m^2·d)和 6.31 ~9.76 mg/(m^2·d)。混合泥和固结泥的释放速率分别较原位底泥降低了 85.72% ~90.66%和 94.43% ~96.19%,表现出较好的污染风险控制效果。对于梅梁湾原状底泥,风浪扰动期 TN 的释放量达 124.90 mg/(m^2·d),混合泥和固结泥的释放速率分别为 84.77 mg/(m^2·d)和10.83 mg/(m^2·d)。混合泥和固结泥的释放速率分别较原位底泥降低了 32.13%和 91.32%。可以看出,混合泥和固结泥较原状底泥的 TN 释放速率有所降低;对于东太湖原状底泥,风浪扰动期 TN 的释放量达 215.39 mg/(m^2·d),混合泥和固结泥的释放速率分别为 184.07 mg/(m^2·h)和 30.96 mg/(m^2·d)。混合泥和固结泥的释放速率分别较原位底泥降低了 14.54%和 85.63%。混合泥和固结泥较原状底泥的 TN 释放速率有所降低。

总的来说,TN 在风浪扰动期间的释放速率一致表现为:原状泥 > 混合泥 > 固结泥,释放风险依次降低,其中固结泥能很好地降低风浪扰动期间 TN 的静态释放风险。

2.3.2 TP

不同点位底泥在动力扰动情况下 TN 释放速率如图 4(b)所示。对于西沿岸区、梅梁湾、东太湖所有 4 个点位的底泥,与静态释放相比,动力扰动条件下其 TP 释放速率较也呈现大幅增高的趋势,其中最为明显的是原状泥和混合泥,固结泥的增高程度最低,东太湖的固结泥甚至出现了 TP 的吸收现象。对于西沿岸原位底泥,风浪扰动期 TP 的释放量达 43.68 ~43.83 mg/(m^2·d),混合泥和固结泥的释放速率分别为2.76 ~2.91 mg/(m^2·d)和

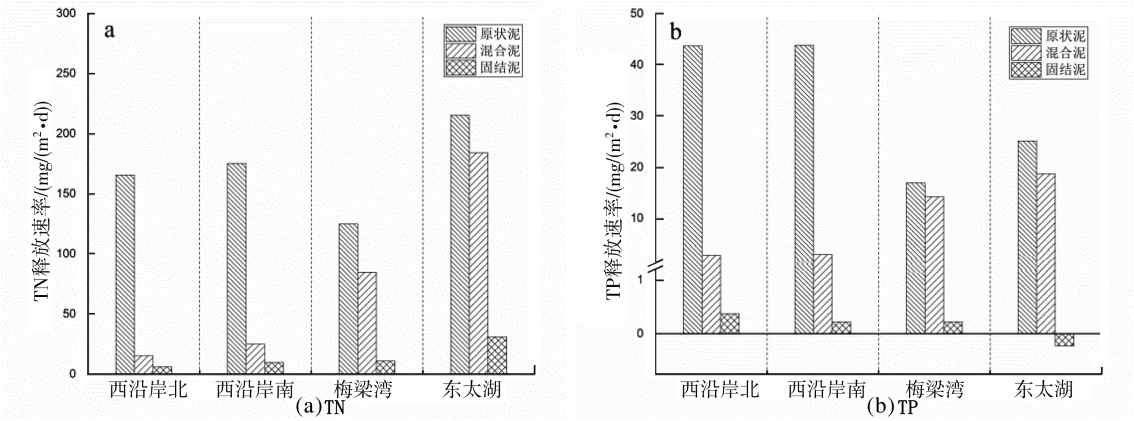

图 4　动力扰动下不同处理后底泥氮磷营养盐释放特征

0.22 ~ 0.37 mg/(m^2 · d)。混合泥和固结泥的释放速率分别较原位底泥降低了 93.36% ~ 93.68% 和 99.15% ~ 99.49%，表现出较好的磷释放风险控制效果。对于梅梁湾原状底泥，风浪扰动期 TP 的释放量达 16.95 mg/(m^2 · d)，混合泥和固结泥的释放速率分别为 14.26 mg/(m^2 · d) 和 0.22 mg/(m^2 · d)。混合泥和固结泥的释放速率分别较原位底泥降低了 15.87% 和 98.69%。混合泥和固结泥较原状底泥的 TP 释放速率有所降低；对于东太湖原状底泥，风浪扰动期 TP 的释放量达 25.16 mg/(m^2 · d)，混合泥和固结泥的释放速率分别为 18.74 mg/(m^2 · d) 和 −0.23 mg/(m^2 · d)。混合泥的释放速率较原位底泥降低了 25.52%，而固结泥则转变为磷的吸收状态。可以看出，混合泥和固结泥较原状底泥的 TP 释放速率有所降低。

总的来说，TP 在风浪扰动期间的释放速率一致表现为：原状泥 > 混合泥 > 固结泥，释放风险依次降低，其中固结泥能很好地降低风浪扰动期间 TP 的静态释放风险。

3　结　论

太湖主要疏浚区西沿岸区、梅梁湾、东太湖的原位底泥氮磷营养盐释放能力较强，其释放速率分别达到 TN 静态释放速率为 7.26 ~ 29.65 mg/(m^2 · d)，TP 静态释放速率为 −0.37 ~ 1.42 mg/(m^2 · d)。相较于原位底泥，经脱水固结处理后，疏浚底泥的 TN、TP 静态释放能力明显降低，其中 TN 释放速率降低 6.96% ~ 53.77%、TP 全部表现为不再释放。在动力扰动情况下，脱水固结处理底泥 TN、TP 释放速率较原状底泥分别降低 94.43% ~ 96.19% 和 99.15% ~ 99.49%。疏浚底泥脱水固结处理后，底泥内源氮磷释放风险明显减小，有利于减小二次污染及进一步资源化利用。

参考文献：

[1]　范成新，张路，秦伯强，等. 太湖沉积物 − 水界面生源要素迁移机制及定量化——1. 铵态氮释放速率的空间差异及源 − 汇通量[J]. 湖泊科学，2004，16(1):10-20.

[2]　范成新，张路，包先明，等. 太湖沉积物 − 水界面生源要素迁移机制及定量化——2. 磷释放的热力学机制及源 − 汇转换[J]. 湖泊科学，2006，18(3):207-217.

[3]　陈荷生. 太湖底泥的生态疏浚工程[J]. 水利水电科技进展 2004，24(6):34-37，54.

[4]　CRONBERG G. Changes in the phytoplankton of Lake Trummen induced by restoration[J]. Hydrobiologia，1982，86(1/2):185-193.

[5]　MURAKAMI，KEN. Dredging for controlling eutrophication of lake Kasumigaura，Japan[J]. Lake and Reservoir Management，1984，1(1):592-598.

[6]　刘伟，徐南妮. 巢湖清淤合肥项目区域污染底泥调查研究[J]. 环境导报，2000(2):30-31.

[7]　吴芝瑛，虞左明，盛海燕，等. 杭州西湖底泥疏浚工程的生态效应[J]. 湖泊科学，2008(3):17-24.

[8]　原居林，沈锦玉，尹文林，等. 应用浮游植物群落结构及富营养化指数评价南太湖底泥疏浚效果[J]. 水生态学杂志，2010 (1):16-19.

[9]　刘禹杨，吴燕，胡保安，等. 疏浚底泥掺外加剂真空预压脱水技术研究[J]. 水利水运工程学报，2013(3):78-82.

[10]　于洋，孟本文，彭建锋，等. 东湖风景区湖底淤泥脱水固结一体化施工工艺[J]. 施工技术，2014(19):98-100.

[11]　彭秀达，陈玉荣. 城市黑臭水体清淤疏浚及底泥处理处置技术探讨[C]//第四届中国水生态大会论文集. 海宁:国际水生态安全中国委员会，2016:181-192.

[12] CERMELJ B, BERTUZZI A, FAGANELI J. Modelling of Pore Water Nutrient Distribution and Benthic Fluxes in Shallow Coastal Waters (Gulf of Trieste, Northern Adriatic)[J]. Water Air & Soil Pollution, 1997(99):435-444.

[13] 王圣瑞. 沉积物-水界面过程[M], 北京:科学出版社, 2013.

[14] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范[M], 北京:中国环境出版社, 1990.

[15] CIENIAWSKI S, MACDONALD D D, Ingersoll C G. EPA-905-B02-001-A, A guidance manual to support the assessment of contaminated sediments in freshwater ecosystems[S]. Chicago, Illinois, United States: Great Lakes National Program Office, 2002.

(上接第 3 页)

控制利用长江潮位差实施常态化引排水,将有效提升太湖流域武澄锡片的防洪排涝能力,增加区域骨干河网的水动力条件。在新孟河建成投运后,调引长江水,经滆湖调蓄,由太滆运河、漕桥河汇入太湖。但目前滆湖及太湖周边河网水质相对较差,而太湖口门处尚未建控制建筑物,所以在调水过程中,为减少调水初期太滆运河、漕桥河等河网水体入湖水量,要尽可能发挥新沟河外排作用。新孟河调水入竺山湖,新沟河排除梅梁湖水体,通过导流工程和调度措施,部分水体形成竺山湖至梅梁湖输水通道,对改善竺山湖、梅梁湖水体水质有直接作用。在坚持先治污原则下,强调节水就是减污,要求片区企事业用水单位调整产能结构,减少用水量,改进生产流程,控制污水总量。加强对河道断面监测监控,实行断面补偿机制,落实节水减污责任制。研究新沟河排水作用与控制苏南运河常州至无锡水位的关系,合理调度城市涝水排入运河的时间和水量,优化调度新沟河的排水效益,防范洪水风险,保障地区防洪安全,促进经济稳定发展。

(上接第 8 页)

主要分布区[4]。同时,在支河交汇河口流速增加(可高达 0.5 m/s),对柔性沉水植物可能造成割裂[5]。可考虑在支河交汇河口附近营造深潭地形,防止口门泥沙淤积;在交汇口下游的自然岸带,采用如植物扦插生态护坡、土工织物草皮护坡、杉木桩护岸等形式,重建河岸带生境,创造出适宜于水生生物生长的栖息环境。

6 结 语

新孟河延伸拓浚工程建成后引水将对沿线无闸控连通支河主要带来水动力泥沙、生态等方面的影响,同时反过来水动力泥沙和生态也影响引水工程的稳定运行,为此需要提前制定修复对策。水动力泥沙模型研究表明,新孟河引水后将使得无闸控支河水位升高、流速增大,对岸坡稳定性和生态产生影响,需引起足够重视。建议在无闸控支河与新孟河引水沿线交汇河口及其下游河段进行岸坡防护和生态修复,保证提高新孟河引水工程效益。

参考文献:

[1] 王志力, 耿艳芬, 陆永军, 等. 基于广义垂线坐标系的三维非结构数学模型及其在珠江口的应用[J]. 水科学进展, 2019, 30(6):884-891.

[2] 李晋. 河流生态修复技术研究概述[J]. 地下水, 2011, 33(6):60-62.

[3] 董哲仁, 孙东亚, 赵进勇, 等. 河流生态修复[M]. 北京:中国水利水电出版社, 2013.

[4] 陈兴茹. 国内外河流生态修复相关研究进展[J]. 水生态学杂志, 2011, 32(5):122-128.

[5] 李怡, 李垒, 关伟, 等. 水文条件对水生植物的影响作用研究进展[J]. 环境保护与循环经济, 2017, 37(8):44-48.