

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2019.03.001

受污染底泥陶粒化回填技术及其底泥修复效果

方红卫^{1,2}, 李晓翠^{1,2}, 黄磊^{1,2}, 张涛^{1,2}, 韩旭^{1,2}, 高圻烽^{1,2}

(1. 水沙科学与水利水电工程国家重点实验室, 北京 100084; 2. 清华大学水利水电工程系, 北京 100084)

摘要:针对受污染底泥原位或异位修复技术存在需引入外来材料或长期占用土地和易产生二次污染等问题,提出了将疏浚底泥脱水干化及无害化处理后,烧结成陶粒并回填至原疏浚区域的受污染底泥陶粒化回填技术,并从增强床面稳定性、清晰泥水界面、改变底泥中溶解氧垂向分布和减少底泥污染物释放通量等方面,探讨了该技术修复底泥的潜力。底泥疏浚可直接去除大部分表层污染物,而陶粒制备过程中的高温烧结会降低疏浚底泥的污染程度;陶粒回填后,床面稳定性增加,相同水动力条件下颗粒不易再悬浮,底泥释放通量明显减小,床面溶解氧渗透深度增加。

关键词:受污染底泥;陶粒;床面稳定性;溶解氧分布;底泥通量

中图分类号:X703 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2019)03-0001-06

Ceramization of contaminated sediment backfill technology and its effects of sediment remediation // FANG Hongwei^{1,2}, LI Xiaocui^{1,2}, HUANG Lei^{1,2}, ZHANG Tao^{1,2}, HAN Xu^{1,2}, GAO Qifeng^{1,2} (1. *State Key Laboratory of Hydro-Science and Engineering, Beijing 100084, China*; 2. *Department of Hydraulic Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China*)

Abstract: In view of the problems of in-situ or ectopic remediation technology of contaminated sediment, such as the need to introduce foreign materials, or the long-term occupation of land and the prone to secondary pollution, etc., a contaminated sediment backfill technology (CSBT) was put forward, in which the dredged sediment is sintered into ceramists and backfilled into the original dredged area after dewatering, drying and harmless treatment. The potential of CSBT for remediation of sediment was discussed in terms of enhancing bed stability, clarifying mud-water interface, changing vertical distribution of dissolved oxygen in sediment and reducing pollutant release flux from sediment. Sediment dredging can directly remove most of the surface pollutants, while sintering at high temperature during the preparation of ceramsite can reduce the pollution of dredged sediment. The stability of the bed surface increases, the particles are not easy to suspend again under the same hydrodynamic conditions, the release flux of sediment decreases significantly, and the permeation depth of dissolved oxygen on the bed surface increases after ceramsite backfilling.

Key words: contaminated sediment; ceramsite; bed stability; dissolved oxygen distribution; sediment flux

底泥广泛存在于河流、湖泊和水库等天然水体中,是水生生态系统中众多底栖生物赖以生存的场所,同时也是大量有毒有害污染物的蓄积库^[1]。社会经济的快速发展导致水体污染严重,而底泥则承接了水体中的各种环境物质,从营养盐、重金属到有机污染物等,对其迁移转化起着显著的源和汇的作用。底泥中积累的污染物受到一定的扰动时,会释放进入上覆水体,使其成为潜在的内源污染^[2-3],造成水体富营养化、藻华、黑臭等极端污染现象,威胁

水、环境和生态安全,直接影响人们的生产生活。研究^[4-6]表明我国大部分湖泊以及河道的底泥均受到不同程度的污染,如太湖、鄱阳湖、湘江等,受污染底泥的处理处置越来越受到人们关注。

关于受污染底泥的处理,国内外已开展了大量的研究,主要包括原位处理和异位处理两种方式。原位处理涉及原位覆盖、原位固化和原位生物处理等方法^[7-9],旨在增加污染物在底泥中的稳定性,防止污染物扩散和迁移。原位覆盖是用干净材料(如

基金项目:国家自然科学基金(91647210,11802158);高等学校与学科创新引智计划(B18031);国家重点研发计划(2016YFC0402506)
作者简介:方红卫(1967—),男,教授,博士,主要从事水力学及河流动力学、环境泥沙等研究。E-mail:fanghw@tsinghua.edu.cn
通信作者:黄磊,助理研究员。E-mail:huangl05@mails.tsinghua.edu.cn

砂砾石等)直接覆盖受污染底泥,形成底泥与上覆水体间的物理隔离^[10];原位固化通过添加固化剂(如磷灰石、沸石、白云石等),将污染物封存或转为惰性污染物^[11];原位生物处理则通过动植物和微生物降低或消除底泥中的污染物质^[12],但因其处理时间长,在实际中应用较少。1978年,原位处理技术最早在美国应用,随后日本(1983年)、挪威(1992年)、加拿大(1995年)等国家相继采用^[13],在实际工程中取得了较好的效果。除原位生物处理外,其他方法并没有降低底泥中的污染物总量,当水环境发生变化时,稳定化处理后的污染物可能再次被释放到上覆水体中^[14-16]。Bona等^[17]对意大利 Venice 环礁湖沙土覆盖工程效果进行了评估,结果表明原位覆盖可有效地阻止污染物扩散,满足底栖生物的需要,但只适用于受扰动程度较小、污染程度不高的底泥。与此同时,原位处理通常需要引入外来材料(覆盖材料或固化剂等),其对周围水体的潜在风险仍有待研究,可能带来新的污染问题。岳亚萍^[18]在利用炭质修复剂对多氯联苯(PCB)污染底泥进行修复的过程中发现,添加炭质修复剂对底栖生物的生长发育有一定的抑制作用,会对底栖生物的存活产生不利影响。

当底泥中污染物浓度较高时,通常需要对受污染底泥进行疏浚,然后再异位集中处理^[19]。20世纪80年代,美国就对 Trummen 湖^[20]和 New Bedford 港^[21]的污染底泥进行了疏浚处理,效果明显。国内云南滇池、安徽巢湖、无锡太湖、杭州西湖等污染底泥疏浚案例^[22-23]表明,疏浚工程实施后可清除大部分底泥污染物,改善水质和水生态。底泥疏浚也存在一定的局限性。研究表明,99.7%的持续性有害污染物被吸附在直径小于 74 μm 的细颗粒上,疏浚产生的强烈扰动易引起细颗粒泥沙再悬浮,从而增大了底泥污染物释放的概率^[24]。同时,疏浚工程实施后,会导致深层污染底泥的再暴露,如 1998 年玄武湖平均清淤 30 cm,工程竣工约 50 d 后的底泥释放试验发现,疏浚后的污染物释放量反而超过了疏浚前^[25];故疏浚工程还需结合一定的疏浚后原位覆盖等措施^[26],如日本 Biwa 湖的底泥治理项目中便采用了先疏浚后原位覆盖技术来控制底泥磷释放^[27]。此外,疏浚底泥的处置(出路)也是亟待解决的问题。根据各省 2016 年度的清淤招标数据^[28],我国年产疏浚底泥共计 5 亿 m^3 (水下体积),疏浚后将形成淤泥(密度为 1.4 g/cm^3)约 6.7 亿 m^3 。目前,堆场用地已十分紧缺,而受污染底泥的堆放问题更为明显,存在着长期占用土地和处理不当易产生二次污染等问题。依据目前我国对水泥、砖和陶粒

的需求量统计,通过这些资源化利用途径,可分别消耗淤泥约 1.6 亿 m^3 、1.6 亿 m^3 和 130 万 m^3 ,还有约一半的疏浚底泥只能采用堆场堆放等方式处理。显然,疏浚底泥的处理处置问题十分严峻。

基于对受污染底泥原位、异位处理中相关问题的认识,本文提出了受污染底泥陶粒化回填技术,将疏浚底泥脱水干化及无害化处理后,烧结成型并回填至原疏浚区域。该技术作为底泥疏浚与原位修复的结合,通过增强床面稳定性、清晰泥水界面、改变底泥中溶解氧垂向分布和减少底泥污染物释放通量等方式,可解决底泥内源污染问题;同时,直接采用原区域的疏浚底泥,避免了原位覆盖引入外来材料,也避免了大规模占用土地,可有效解决疏浚底泥的出路问题,为河湖生态治理提供了一种新思路。

1 技术流程

1.1 疏浚底泥预处理

底泥疏浚主要采取薄层清淤方式以实现减量化的环保疏浚,而疏浚底泥的处理越来越强调以减量化、无害化和资源化利用等为原则^[29]。泥水分离、脱水干化是实现减量化的有效措施。底泥脱水方法主要有自然干化法、机械脱水法和土工管袋法。自然干化法主要依靠下渗和蒸发对疏浚底泥进行自然脱水、干燥,该方法施工工艺简单、运营成本较低,但占地广、周期长、受天气条件影响大。机械脱水法对疏浚底泥进行预处理,改善其脱水性能后使用过滤法和离心法脱水,该方法所需的时间较短。土工管袋法利用土工管袋的透水性,对疏浚底泥进行压密搁置促进脱水,再将其作为填土进行填埋或利用,该方法投资较大、施工周期长,需长时间占用大量场地堆放管袋。当疏浚区附近不具备堆场设置条件时,宜采用就地脱水压滤的处理方式。选择机械脱水方式时,建议通过试验,确定合适的压滤压力和压滤时间,并从经济的角度考虑确定合适的絮凝剂。

通常情况下,疏浚底泥经过脱水干化处理后,可用作农田、菜地、果园基肥,或资源化用于道路、土建基土等。对含有有害物质的疏浚底泥,应先进行无害化处理。通常在底泥中加入固化材料如石灰(脱水,杀菌)^[30]、纳米零价铁(固定污染物)^[31]、粉煤灰(骨架,防止脱水时细颗粒堵塞滤膜)^[32]等对底泥进行固化和改性,一方面形成有一定力学强度且可供工程利用的底泥改性土,同时对有害物质实现固封和钝化,防止其对周边环境产生二次污染。

1.2 陶粒制备

1.2.1 制备工艺

疏浚底泥的主要化学成分为 SiO_2 、 Al_2O_3 和

Fe₂O₃等,同时含有一定量的碱金属氧化物和有机物,是制备陶粒的良好原料,在不添加或少量添加辅助原料条件下,经适当的工艺便可制备出性能良好的陶粒^[33]。制备陶粒有烧结法和免烧法两种工艺,免烧法耗能少、成本低,但对原料要求较高,且成品陶粒密度大、强度低。故为满足回填陶粒的稳定性,建议选用烧结法制备陶粒,其流程为:原料预处理→造粒成型→自然干燥→陶粒烧结→自然冷却。

先对含水率较高的疏浚底泥采用一定的脱水工艺,降低其含水率;然后将预处理后的底泥放入造丸机中,得到满足粒径要求的陶粒胚体。因刚制备的陶粒胚体湿度大,受挤压易变形,故需将其在室温条件下放置约24 h,自然风干。风干后即可在回转窑中进行陶粒烧结,控制烧结时间和温度等因素,并将烧结后的陶粒放置约20 h,自然冷却至室温,便得到成品陶粒。

1.2.2 影响因素

烧结温度、时间和配料是陶粒烧结工艺控制中的三大主要因素,对陶粒性能影响很大。由于烧结陶粒所选用原料成分和成球工艺不同,烧结工艺自然也会有所不同,不能一概而论。

a. 当烧结温度在1000℃以下时,陶粒不膨胀;1000℃以上,陶粒开始膨胀,且随着温度的升高,陶粒内部膨胀力持续变大,膨胀率变大,表观密度变小;但随着温度进一步升高,陶粒的体积会相对回缩直至稳定状态。故如果烧结温度过高,不仅增加成本,而且密度过小的陶粒也会大量漂浮在水面。

b. 陶粒膨胀非常迅速,烧结1 min时便开始膨胀;在10 min内,陶粒膨胀率会不断增大,导致表观密度减小,但膨胀率变化会随时间逐渐变慢;当烧结时间大于15 min时,陶粒体积出现相对回缩现象,即陶粒出现过烧现象^[33]。

c. SiO₂和Al₂O₃是陶粒的骨架成分,可增加陶粒的热稳定性和机械强度;烧结过程中Al₂O₃可与Fe₂O₃反应生成CO₂,属于成气成分,Al₂O₃含量过高需要较高的熔融温度,导致膨胀性能变差,而含量过低则烧成陶粒的强度降低。Fe₂O₃在高温作用下发生分解和还原反应生成CO,是主要的产气成分,其还原产物又可作为强助熔剂。K₂O、Na₂O、CaO和MgO主要起助熔作用。如果在原料中增加粉煤灰添加比例,则会提高陶粒烧结温度,增大陶粒强度和密度(密度范围为800~2000 kg/m³)^[34]。此外有机物主要起产气作用,可降低陶粒密度,增加比表面积。

1.2.3 陶粒对污染物的固定作用

高温条件下制备陶粒时,有机污染物和部分重金属会被破坏成为气体释放。同时,底泥中的无机

硅酸盐矿物会熔融,将重金属固定在陶粒中,降低其向环境释放的风险。

章丹等^[33,35]试验研究表明,烧结后,重金属Zn、Hg和Pb的固化率达到80%以上;同时,部分重金属在烧结过程中挥发,如As、Cu和Cr的烧失率约为50%~60%,而Cd烧失率达80%~90%,可通过尾气净化等方式对其进行回收或处理,减少对环境的污染。即底泥在烧结过程中重金属得到了固化或挥发,使陶粒中重金属浓度在烧结后降低。此外,重金属浸出试验^[36]发现,所有浸出液中重金属浓度都低于浸出液最高允许浓度,表明底泥在陶粒烧结过程中,高温烧结形成的晶格不易被破坏,重金属得到了很好的固化,不易溶出,不会对环境造成二次污染。

1.3 回填

陶粒回填的施工方法主要有以下几种:①机械设备表层倾倒入法,即采用卡车、起重机等机械设备直接向水里倾倒,通过自身的重力作用将陶粒回填至河床。该方法施工工艺简单,成本低,但受卡车等机械所能够到达的范围限制,一般适用于岸边区域,且回填的厚度不均匀。②移动驳船表层撒布法,即用驳船载着陶粒在水面回填区域内缓慢移动,驳船底部是活底式,可将其打开抛撒陶粒。该方法施工简单,不受地理条件限制,可回填大型水域。③水力喷射表层覆盖法,即用平底驳船载着陶粒,用高压水将船上的陶粒冲洗入水中,适合水深小于4 m水域的覆盖。④驳船管道水下覆盖法,通过驳船上的传输管道将陶粒注入水体下层,传输管道下端呈圆锥体,可使覆盖物更好地分散。该方法对底栖生物扰动小,但施工工艺相对较复杂,成本也相对较高^[37]。受污染底泥陶粒化回填技术的基本流程如图1所示。

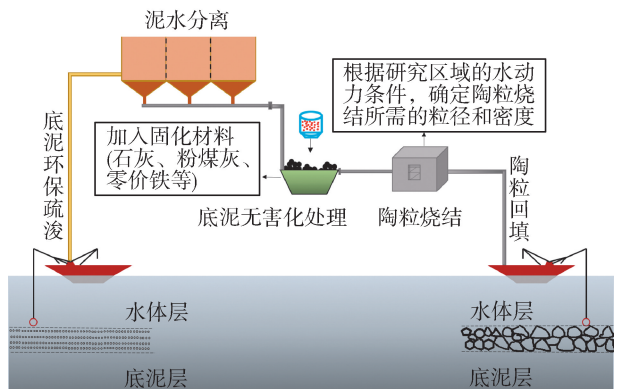


图1 受污染底泥陶粒化回填技术的基本流程

2 底泥修复效果评估

太湖是我国第三大浅水湖泊,现在面临着严重的湖泊富营养化问题。底泥是太湖水生态系统的重

要组成部分,对湖泊水质有着重要的影响和制约作用。以大于0.1 m厚度的底泥层计,全湖底泥分布面积为1 632.9 km²,占全湖的69.8%,底泥蓄积总量为19.15亿m³,平均底泥厚度为0.82 m,中值粒径约为0.02 mm,湿密度约为1 450 kg/m³(孔隙率约为72.7%)^[38]。本节以太湖底泥为例,从床面稳定性、底泥中溶解氧分布以及污染物释放3个方面,分析受污染底泥陶粒化回填技术对底泥的修复效果。

2.1 床面稳定性

床面稳定性直接关系到底泥再悬浮以及内源污染物释放,是天然水体内源污染控制的重要物理基础。泥沙颗粒的起动条件反映了床面稳定性,受颗粒大小及密度的影响。

为确保床面稳定,依据研究区域的水动力条件,将预处理后的疏浚底泥烧结成不同粒径和密度组合的陶粒。如太湖在10 m/s东南风或者西北风作用下,垂向平均流速约为0.2 m/s,床面最大切应力约为11 Pa^[39],为使太湖底泥床面稳定,则需要回填陶粒的临界起动切应力大于11 Pa。陶粒的临界起动切应力可按照无黏性沙计算,借助Shields曲线,利用辅助线的方法求得^[40]。本文选取粒径1~200 mm、密度1 400~2 000 kg/m³的陶粒,其临界起动切应力计算结果如图2所示。

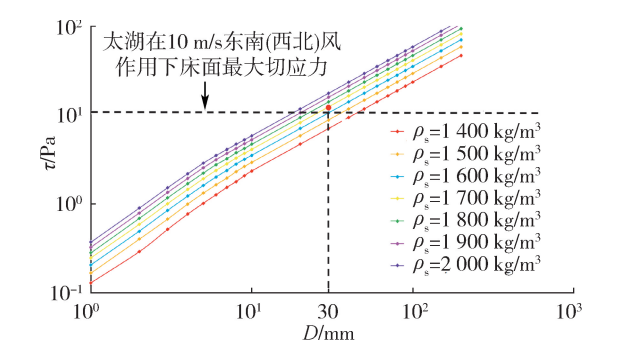


图2 不同密度和粒径陶粒的临界起动切应力

从图2可以看出,陶粒的临界起动切应力随粒径的增大而增大,同时,密度越大,颗粒越难起动。基于太湖的水动力条件,需选用临界起动切应力大于11 Pa的陶粒粒径和密度组合,本文选择粒径D=30 mm,密度ρ_s=1 700 kg/m³的陶粒,开展后续的陶粒化回填技术底泥修复效果评估。显然,陶粒回填前,底泥颗粒较细,容易发生悬浮,导致泥水界面不清晰,床面稳定性较差;而陶粒回填后,临界起动切应力增大,相同水动力条件下颗粒不易发生再悬浮,床面稳定性增加。

2.2 底泥中溶解氧分布

底泥中溶解氧平衡方程为

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \frac{\mu c}{K_{O_2} + c} \tag{1}$$

$$其中 D_e = \begin{cases} 5 \times 10^{-4} D'_m Re_* Pe_K^{1.2} & Re_* Pe_K^{1.2} \geq 2000 \\ D'_m & Re_* Pe_K^{1.2} < 2000 \end{cases}$$

式中:c为溶解氧质量浓度;t为时间;z为垂向高度;μ为最大耗氧率;K_{O₂}为半饱和常数;D_e为有效扩散系数,其大小与底泥的孔隙率、透水率、粒径和水流条件有关^[41];D'_m为分子扩散系数;Re_{*}为粗糙雷诺数,Re_{*}=u_{*}k_s/ν,其中k_s为粗糙高度,u_{*}为摩阻流速;Pe_K为贝克来数,Pe_K=u_{*}K^{1/2}/D'_m,其中K为透水率。

由于半饱和常数K_{O₂}很小(约0.2 mg/L),平衡条件下式(1)可简化为如下形式:

$$D_e \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \mu = 0 \tag{2}$$

其边界条件为:①水沙界面处,即z=0时,c=c_w(c_w为水沙界面处的溶解氧质量浓度);②渗透最大深度δ处,即z=-δ时,c=0,且∂c/∂z=0。由此得到水沙界面处溶解氧通量和质量浓度分别为:J_{O₂}=-μδ,

$$c_w = \frac{\mu \delta^2}{2 D_e}。$$

太湖底泥在疏浚前,底泥粒径很小,透水率较低,处于分子扩散控制的区域,有效扩散系数约等于分子扩散系数(D_e≈2.02×10⁻¹⁰ m²/s);而陶粒回填后,底泥粒径和床面透水率等物理参数均显著增大,水体的紊动作用将影响到底泥层(紊动扩散起主导作用),使得有效扩散系数显著增大(D_e≈4.73×10⁻⁸ m²/s)。此外,陶粒制备过程中,高温烧结使得底泥中有机质含量显著降低,进而减小耗氧速率。这里假设最大耗氧率μ降低为底泥疏浚前的1/10,疏浚前、陶粒回填后分别取值为200 mg/(L·d)和20 mg/(L·d)。设水沙交界面处的溶解氧质量浓度c_w=8 mg/L,摩阻流速为u_{*}=0.001 33 m/s,则可计算得到陶粒回填前后溶解氧的垂向分布曲线,如图3所示。

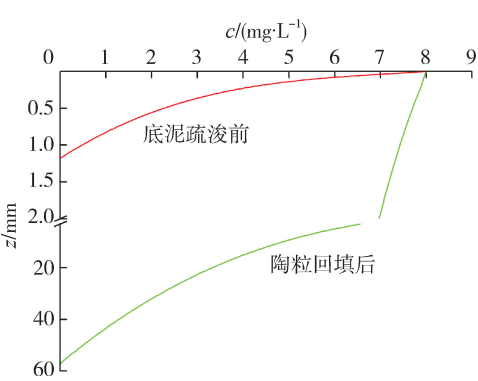


图3 底泥中溶解氧的垂向分布

由图3可知,太湖底泥疏浚前,水沙界面的溶解氧通量很低,底泥处于相对缺氧状态,底泥中溶解氧渗透深度约为1.18 mm;而陶粒回填后,底泥中溶解

氧质量浓度升高,溶解氧渗透深度约为 57.2 mm。陶粒回填后溶解氧渗透深度明显增大。值得注意的是,假设疏浚后(回填陶粒前)的底泥粒径与疏浚前类似,故其底泥溶解氧垂向分布也与疏浚前一致,即图 3“底泥疏浚前”曲线所示。

2.3 底泥污染物释放

Thomas 等^[42]将湖泊中非生物性内源释放划分为 3 个过程:分子扩散、紊动扩散和再悬浮过程。紊动扩散引起的底泥释放通量通常比分子扩散大若干个数量级,而再悬浮过程引起的释放通量显著大于紊动扩散过程引起的。采用床面剪切应力 τ 区分这 3 个过程:

a. 当 $\tau < \tau_1$ (τ_1 为分子扩散和紊动扩散过程间的临界床面剪切应力)时,底泥和上覆水体之间的污染物交换由分子扩散决定,底泥释放通量为 $J =$

$\varphi D_m' \frac{\partial c}{\partial x}$ ($\frac{\partial c}{\partial x}$ 为水沙界面处的污染物质量浓度梯度)。

b. 当 $\tau_1 < \tau < \tau_2$ (τ_2 为紊动扩散和再悬浮过程间的临界床面剪切应力)时,湍流涡夹带孔隙水中的污染物进入上覆水体,底泥释放通量 J 由紊动扩散过程控制,其大小为 $J = E(c_2 - c_1)$,其中 E 为传质系数, c_1 、 c_2 分别为上覆水和孔隙水中的污染物质量浓度。

c. 当 $\tau > \tau_2$ 时,风浪、水流等作用造成床面泥沙发生再悬浮,导致大量颗粒态和溶解态的污染物释放到上覆水体中,此时的释放通量可以用经验公式估算,如太湖底泥磷释放通量的经验公式为 $J_p = 36.78e^{3u}$ ^[43],其中 u 为垂向平均流速。

同样,以太湖底泥为例,在 10 m/s 东南(西北)风作用下,底泥会发生再悬浮,取垂向平均流速 $u = 0.2$ m/s,则底泥磷释放通量约为 $J_p = 36.78e^{3 \times 0.2} \approx 67$ mg/(m²·d)。而陶粒回填后,底泥磷释放通量由再悬浮过程控制转为紊动扩散过程控制,取传质系数 $E = 1.0 \times 10^{-7}$ m/s, $c_2 = 0.30$ mg/L, $c_1 = 0.05$ mg/L,此时底泥磷释放通量约为 $J_p = E(c_2 - c_1) = 2.16$ mg/(m²·d)。由此可见,通过陶粒回填技术,床面稳定性增加,在相同的水动力条件下底泥不容易发生起悬,底泥释放通量明显减小。

此外,受污染底泥陶粒化回填技术通过疏浚直接去除了大部分表层污染物,使有机污染物和重金属等得到有效削减;陶粒制备过程中,高温烧结使得疏浚底泥中的有机污染物分解、重金属固化或挥发,从而极大地降低了其污染程度;而烧结形成的陶粒孔隙率高且表面粗糙,回填后对水体中(孔隙水)污染物还具有一定的吸附作用。

3 结 语

本文提出了受污染底泥陶粒化回填技术,并从增强床面稳定性、清晰泥水界面、改变底泥中溶解氧垂向分布、减少底泥污染物释放通量等方面,分析其底泥修复效果。底泥疏浚可直接去除大部分表层污染物;陶粒制备过程中,高温烧结会使得有机污染物分解、部分重金属挥发、无机硅酸盐矿物熔融而将重金属固定,从而降低疏浚底泥的污染程度。不采用该技术情况下,底泥颗粒较细,容易发生悬浮,底泥释放通量较大;而陶粒回填后,临界起动切应力增大,相同的水动力条件下,颗粒不易发生再悬浮,故床面稳定性增加,底泥释放通量明显减小;且陶粒回填后的床面有效扩散系数增加,使得溶解氧渗透深度相应增加,改善了床面的氧化还原条件。此外,受污染底泥陶粒化回填直接采用原区域的疏浚底泥,未引入外来材料,避免了带来新的污染问题,也避免了疏浚底泥大规模占用土地的问题。受污染底泥陶粒化回填技术为河湖生态治理提供了一种新思路。

参考文献:

[1] 李彬,张坤,钟宝昌,等. 底泥污染物释放水动力特性实验研究[J]. 水动力学研究与进展:A 辑,2008,23(2): 126-133. (LI Bin,ZHANG Kun,ZHONG Baochang,et al. An experimental study on release of pollutants from sediment under hydrodynamic conditions [J]. Chinese Journal of Hydrodynamics, 2008, 23 (2): 126-133. (in Chinese))

[2] 张坤,李彬,王道增. 动态水流条件下河流底泥污染物 (COD_{Cr}) 释放研究 [J]. 环境科学学报,2010,30(5): 985-989. (ZHANG Kun, LI Bin, WANG Daozeng. Contaminant (COD_{Cr}) release from river bottom sediments under flow conditions [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010,30(5):985-989. (in Chinese))

[3] 宋宪强,雷恒毅,余光伟,等. 重污染感潮河道底泥重金属污染评价及释放规律研究 [J]. 环境科学学报,2008,28(11):2258-2268. (SONG Xianqiang, LEI Hengyi, YU Guangwei,et al. Evaluation of heavy metal pollution and release from sediment in a heavily polluted tidal river [J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2008,28(11):2258-2268. (in Chinese))

[4] 王华,冯启言,郝莉莉. 我国底泥重金属污染防治 [J]. 污染防治技术,2004,17(1):75-78. (WANG Hua, FENG Qian,HAO Lili. Pollution control of heavy metals in sediment [J]. Pollution Control Technology, 2004, 17 (1): 75-78. (in Chinese))

[5] 张建华,郑宾国,张继彪,等. 太湖底泥污染物分布特征分析 [J]. 环境化学,2011,30(5):1047-1048. (ZHANG Jianhua, ZHENG Binguo, ZHANG Jibiao, et al. Distribution characteristics of pollutants in sediment of Taihu [J]. Environmental Chemistry, 2011, 30 (5): 1047-

1048. (in Chinese))
- [6] 李玲玉. 鄱阳湖湿地沉水植物群落与水体、底泥营养化及重金属污染的关系[D]. 南昌:江西师范大学,2015.
- [7] 林舒康. 固定化微生物原位修复黑臭水体底泥的应用研究[D]. 扬州:扬州大学,2018.
- [8] 裴东辉,任重,黄雷,等. 一种原位修复重金属污染河道底泥的生态景观驳岸结构:CN205990603U[P]. 2017-03-01.
- [9] 张彦浩,黄理龙,杨连宽,等. 河道底泥重金属污染的原位修复技术[J]. 净水技术, 2016, 35(1): 26-32. (ZHANG Yanhao, HUANG Lilong, YANG Liankuan, et al. In-situ remediation technology for river sediments contaminated by heavy metals [J]. Water Purification Technology, 2016, 35(1): 26-32. (in Chinese))
- [10] 祝凌燕,张子种,周启星. 受污染沉积物原位覆盖材料研究进展[J]. 生态学杂志, 2008, 27(4): 645-651. (ZHU Lingyan, ZHANG Zizhong, ZHOU Qixing. Research progress of in situ capping materials for contaminated sediment remediation [J]. Chinese Journal of Ecology, 2008, 27(4): 645-651. (in Chinese))
- [11] 张慧妍. 原位注射硝酸钙修复污染底泥过程中无机氮的迁移与转化[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2015.
- [12] 杨浩. 内源污染治理技术研究进展[J]. 节能, 2018, 37(10): 106-107. (YANG Hao. Research progress on endogenous pollution control technology [J]. Energy Conservation, 2018, 37(10): 106-107. (in Chinese))
- [13] 敖静. 污染底泥释放控制技术的研究进展[J]. 环境保护科学, 2004, 30(6): 29-32. (AO Jing. Reviews on development of release control techniques of contaminated sediment [J]. Environmental Protection Science, 2004, 30(6): 29-32. (in Chinese))
- [14] 曹丽亚. 河道底泥重金属污染的原位修复方法综述[J]. 上海国土资源, 2018, 39(4): 44-47. (CAO Liya. An in-situ remediation technology for heavy-metal-contaminated river sediments [J]. Shanghai Land & Resources, 2018, 39(4): 44-47. (in Chinese))
- [15] 钟宇,付广义,向仁军,等. 湘江沉积物重金属生态风险及释放通量研究[J]. 中国环境科学, 2018, 38(10): 3933-3940. (ZHONG Yu, FU Guangyi, XIANG Renjun, et al. The ecological risk assessment and releasing flux estimation of heavy metal in the Xiangjiang River sediments [J]. China Environmental Science, 2018, 38(10): 3933-3940. (in Chinese))
- [16] 刘艳丽,张劲,何会军. 黄、东海表层沉积物重金属赋存形态及风险评价[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2018, 48(12): 71-78. (LIU Yanli, ZHANG Jin, HE Huijun. Speciation and ecological assessment of heavy metals in surface sediments of the Yellow Sea and East China Sea [J]. Periodical of Ocean University of China, 2018, 48(12): 71-78. (in Chinese))
- [17] BONA F, CECCONI G, MAFFIOTTI A. An integrated approach to assess the benthic quality after sediment capping in Venice lagoon[J]. Aquatic Ecosystem Health and Management, 2000(3): 379-386.
- [18] 岳亚萍. 不同炭质吸附剂对多氯联苯的长时间吸附特性研究及应用[D]. 北京:北京交通大学,2017.
- [19] 虞洋,梁峙,马捷,等. 底泥修复技术方法和应用前景[J]. 环境科技, 2014, 27(1): 64-66. (YU Yang, LIANG Zhi, MA Jie, et al. Sediment remediation technology and application prospects [J]. Environmental Science and Technology, 2014, 27(1): 64-66. (in Chinese))
- [20] HOLDREN CW, JONES J. Managing lakes and reservoirs [M]. 3rd ed. Madison: University of Wisconsin Press, 2001.
- [21] OTIS M J. New Bedford Harbor, Massachusetts dredging / disposal of PCB contaminated sediments[C]//The second International Conference on Dredging on Dredged Material Placement. Reston: American Society of Civil Engineers, 1994: 579-587.
- [22] 柳惠青. 湖泊污染内源治理中的环保疏浚[J]. 水运工程, 2000(11): 21-27. (LIU Huiqing. Environmental-protection dredging in treatment of lake pollution internal cause [J]. Port & Water Engineering, 2000(11): 21-27. (in Chinese))
- [23] 陈荷生,房玲娣,张永健,等. 太湖底泥生态疏浚研究与探讨[C]//中国水利学会太湖高级论坛交流文集. 北京:中国水利学会, 2014: 59-57.
- [24] 余义瑞,杨白露,董苗苗,等. 基于不同疏浚绞刀结构的底泥污染物释放情况分析[J]. 水资源保护, 2017, 33(2): 74-78. (YU Yirui, YANG Bailu, DONG Miaomiao, et al. Study of sediment contaminants release based on different dredging cutter structures [J]. Water Resources Protection, 2017, 33(2): 74-78. (in Chinese))
- [25] 莫孝翠,杨开,袁德玉. 湖泊内源污染治理中的环保疏浚浅析[J]. 人民长江, 2003, 34(12): 47-49. (MO Xiaocui, YANG Kai, YUAN Deyu. Analysis on environmental dredging in the treatment of source pollution in Lakes [J]. Yangtze River, 2003, 34(12): 47-49. (in Chinese))
- [26] 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. (in Chinese))
- [27] 董浩平,姚琪. 水体沉积物磷释放及控制[J]. 水资源保护, 2004(6): 20-23. (DONG Haoping, YAO Qi. Phosphorus release and control in water sediments [J]. Water Resources Protection, 2004(6): 20-23. (in Chinese))
- [28] 朱伟. 泥的出路:问题与挑战[R]. 南京:河海大学, 2017.
- [29] 杨晓龙,练新. 环保疏浚底泥处置技术的研究进展[J]. 水资源保护, 2016, 32(增刊1): 109-132. (YANG Xiaolong, LIAN Xin. Research progress on treatments of environmental dredged sediment [J]. Water Resources Protection, 2016, 32(Sup1): 109-132. (in Chinese))
- [30] 邝臣坤,张太平,万金泉. 城市河涌受污染底泥的固化/稳定化处理[J]. 环境工程学报, 2012, 6(5): 1500-1506. (KUANG Chenkun, ZHANG Taiping, WAN Jinquan. Solidification/stabilization treatment of polluted sediments from urban river [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2012, 6(5): 1500-1506. (in Chinese))

(下转第 13 页)

- [22] 游宇. 城市树木对雨水径流的控制效果及应用策略研究[D]. 北京:北京建筑大学,2018.
- [23] 黄津辉,段亭亭. 中国海绵城市开发与加拿大综合雨洪管理对比研究:以多伦多为例[J]. 水资源保护,2017,33(5):5-12. (HUANG Jinhui, DUAN Tingting. Comparative study on sponge city development in China and integrated stormwater management in Canada: a case study of Toronto[J]. Water Resources Protection,2017,33(5):5-12. (in Chinese))
- [24] United States Department of Agriculture Forest Service. Urban tree canopy goal setting[EB/OL]. (2006-03-06) [2018-09-11]. https://www.chesapeakebay.net/documents/UTC_Guide_Final.pdf.
- [25] USEPA. Stormwater to street tree: engineering urban forests for stormwater management[EB/OL]. (2013-09-01) [2018-12-10]. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-11/documents/>stormwater2streettrees.pdf.
- [26] USEPA. Stormwater tree: technical memorandum[EB/OL]. (2016-09-01) [2018-09-11]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-11/documents/final_stormwater_trees_technical_memo_508.pdf.
- [27] Center for Watershed Protection. Urban watershed forestry manual: part3 urban tree planting guide[EB/OL]. (2006-09-01) [2018-09-11]. https://www.fs.usda.gov/naspf/sites/default/files/urban_watershed_forestry_manual_part3.pdf.
- [28] Urban and Community Forestry, Vermont Department of Forests, Parks & Recreation. Tree credit systems and incentives at the site scale[EB/OL]. (2014-02-28) [2018-12-28]. https://vtcommunityforestry.org/sites/default/files/pictures/site_scale_tree_credits_2014_02_28_final.pdf.

(收稿日期:2019-01-26 编辑:熊水斌)

(上接第6页)

- [31] 李钰婷,张亚雷,代朝猛,等. 纳米零价铁颗粒去除水中重金属的研究进展[J]. 环境化学,2012,31(9):1349-1354. (LI Yuting, ZHANG Yalei, DAI Chaomeng, et al. The advance on removal of heavy metals in water by nanoscale zero-valent iron[J]. Environmental Chemistry, 2012,31(9):1349-1354. (in Chinese))
- [32] 蔡昌凤,徐建平,褚倩,等. 粉煤灰/污泥烧结陶粒的研制与应用[J]. 环境污染与防治,2007,29(1):26-29. (CAI Changfeng, XU Jianping, CHU Qian, et al. Development and application of sintered fly ash/sludge ceramic granules[J]. Environmental Pollution & Control, 2007,29(1):26-29. (in Chinese))
- [33] 章丹. 利用竺山湾底泥制备磁改性轻质陶粒实验研究[D]. 青岛:青岛理工大学,2014.
- [34] 徐振华,刘建国,宋敏英,等. 污泥、底泥与粉煤灰烧结陶粒的工艺研究[J]. 安全与环境学报,2012,12(4):21-26. (XU Zhenghua, LIU Jianguo, SONG Mingying, et al. Study on sintering process of ceramsite with sludge, sediment and fly ash[J]. Journal of Safety and Environment, 2012,12(4):21-26. (in Chinese))
- [35] 高红杰,彭剑峰,宋永会,等. 清淤底泥制作陶粒的方法及其性能分析[J]. 环境工程技术学报,2011,1(4):328-333. (GAO Hongjie, PENG Jianfeng, SONG Yonghui, et al. The method of producing haydite by sediment and the performance analysis[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2011,1(4):328-333. (in Chinese))
- [36] 刘贵云,奚旦立. 利用河道底泥制备陶粒的试验研究[J]. 东华大学学报(自然科学版),2003,29(4):81-83. (LIU Guiyun, XI Danli. Experiment on producing ceramsite with river sediment[J]. Journal of Donghua University(Natural Science), 2003,29(4):81-83. (in Chinese))
- [37] 朱兰保,盛蒂. 污染底泥原位覆盖控制技术研究进展[J]. 重庆文理学院学报(自然科学版),2011,30(3):38-41. (ZHU Lanbao, SHENG Di. Progress in remediation in-situ capping techniques of polluted sediments[J]. Journal of Chongqing University of Arts and Sciences (Natural Science Edition), 2011,30(3):38-41. (in Chinese))
- [38] 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. (CHEN Hesheng. Eco-dredging project of sediment in Taihu Lake[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2004,24(6):34-37 (in Chinese))
- [39] 韩涛. 太湖悬浮物和藻类数值模型与实验研究[D]. 南京:河海大学,2008.
- [40] 钱宁,万兆惠. 泥沙运动力学[M]. 北京:科学出版社,1983:240-250.
- [41] O'CONNOR B L, HARVEY J W. Scaling hyporheic exchange and its influence on biogeochemical reactions in aquatic ecosystems[J]. Water Resources Research, 2008,44(12):W12423.
- [42] THOMAS D B, SCHALLENBERG M. Benthic shear stress gradient defines three mutually exclusive modes of non-biological internal nutrient loading in shallow lakes[J]. Hydrobiologia, 2008,610:1-11.
- [43] 李一平,逢勇,吕俊,等. 水动力条件下底泥中氮磷释放通量[J]. 湖泊科学,2004,16(4):318-324. (LI Yiping, PANG Yong, LYU Jun, et al. On the relation between the release rate of TN, TP form sediment and water velocity[J]. Journal of Lake Science, 2004,16(4):318-324. (in Chinese))

(收稿日期:2018-12-05 编辑:熊水斌)