

DOI: 10.3969/j.issn.1004-4701.2019.04-11

水体内源污染及环保疏浚措施研究

周铭浩, 邱 静, 洪昌红, 杜欢欢

(广东省水利水电科学研究院, 广东 广州 510610; 广东省水动力学应用研究重点实验室, 广东 广州 510610;
河口水利技术国家地方联合工程实验室, 广东 广州 510610)

摘 要: 简述水体内源污染的形成机制、影响因素和研究技术. 环保疏浚是应用广泛的水体内源污染控制措施. 概述环保疏浚的作用、相关技术和评估手段. 环保疏浚可对水体指标及水生动植物产生负面作用. 选择合适的疏浚厚度、频率和季节可提高环保疏浚效果. 综合考虑水体环境并改进水动力学模型、泥沙输移模型和污染物质量平衡模型可揭示底泥污染的释放机制, 以制定有效的疏浚策略.

关键词: 内源污染; 环保疏浚; 疏浚条件

中图分类号: TV851 **文献标识码:** B **文章编号:** 1004-4701(2019)04-0290-05

人类的生产生活行为制造了大量的废水, 其中的营养物质、重金属离子和持久性有机物等随废水排放进入湖泊、河流、海洋等水体中, 造成严重的污染. 水体污染物主要存在于悬浮颗粒物、动植物生物群落、底泥及其孔隙水中^[1]. 底泥的污染是水体外源污染的必然产物. 研究表明, 粘土矿物、铁锰氧化物、氢氧化物、碳酸盐、有机物和较大生物等底泥颗粒物具有很强的污染物吸附能力^[2]. 当底泥污染物累积到一定量后, 再向水体释放, 则形成水体内源污染. 水体内源污染不仅破坏生态系统, 严重影响水体景观及居民生活品质, 且需要付出极大代价才能削减水体内源污染. 例如, 美国为了治理威斯康辛州福克斯河的水体内源污染, 环保部门疏浚了 400 万立方米的淤泥, 耗资将近 8 亿美元^[3]. 由此可知, 应采取必要措施控制内源污染, 以保证水体的质量.

1 水体内源污染

1.1 形成机制

研究人员通过各种手段部分揭示水体内源污染物

的转化、迁移和扩散规律. 例如, 底泥中氮(N)、磷(P)营养物质的释放情况与水体的含氧量密切相关. 对于 N 而言, 有氧环境下, 硝化作用使得底泥中的 COD、氨氮浓度降低, 硝态氮浓度升高; 而在缺氧环境下, 反硝化作用造成硝态氮降低, 并消耗一定量有机物. 对于 P 而言, 在缺氧条件下, FeOOH 的还原分解会导致铁结合态 P 被释放出来, 并进入到底泥孔隙水和上覆水体当中; 此外, 硫酸盐的还原作用会形成不溶性 FeS, 从而降低 Fe(II) 的扩散并增加 P 的迁移量. 内源 N、S、Fe 之间也存在一定的耦合作用. 感潮型河道受到潮汐作用的影响, 底泥中致黑臭物质 FeS、FeS₂ 在水体的扰动下被释放到上覆水体中, 加重了水体的黑臭情况; 而退潮时水体的复氧作用会加强 Fe、S 的自养反硝化作用, 从而降低水体中的 N 营养物质^[4]. N、P 营养物质是河湖富营养化和浮游植物生长的重要限制性指标, 过高的负载会引发赤潮、水质恶化和生态系统失衡等问题.

1.2 影响因素

水动力条件是内源污染水平的重要影响因素. 例如, 相比于一般的河湖系统, 感潮河段受到径流和潮汐的双重作用, 其环境特征更为复杂(如水位波动频繁、

收稿日期: 2019-04-15

项目来源: 广东省水利科技创新项目(编号: 2017-21).

作者简介: 周铭浩(1990-), 男, 博士, 工程师.

水质变化大、生态系统脆弱等)^[9]。一方面,感潮河段水体流速的降低导致携沙能力减弱,使得大颗粒悬浮物容易沉降于该类河段中;另一方面,感潮作用加剧了底泥的扬起及其孔隙水的释放,从而增加了底泥中重金属、营养物质及有机污染物的释放量。除了潮汐运动等自然现象,河道疏浚、捕鱼等人类活动也深刻地影响着水流的运动形式,从而改变底泥的物理化学环境和底泥污染物的迁移转化规律^[6]。

1.3 研究技术

现有的技术手段可帮助研究人员识别底泥中营养物质、重金属和有机污染物的空间分布情况,并考察导致污染物性质变化的理化因素。人们通过异位(如样品切片、离心、吸附实验等)和原位(探针检测、透析、扩散平衡实验)研究方法分析底泥及其孔隙水中污染物的稳定性和生物利用度^[7]。常用的污染物研究方法是异位检测法(如吸附动力学实验等),但这种方法不能完整地揭示污染物在底泥中的动力学转化过程。异位研究方法还存在其他不足之处,如没办法控制采样和存放过程中的样品氧化、样品检测量过小而导致监测分析限制等问题。薄膜梯度扩散技术(DGT)是可靠的原位研究方法,可提供底泥和孔隙水中污染物的空间异质性及生物利用度的高分辨率信息,精度可达1~2mm^[8-9]。例如,DGT结合计算机微成像技术(CID)的原位检测方法,可以揭示底泥中Fe、P的含量和转化情况,并且考察孔隙水中硫化物微粒的变化情况^[4]。底泥孔隙水与上覆水体存在较大差异,主要体现在胶体物质、溶解的有机和无机物、氧化还原电位、pH和温度等方面。

2 环保疏浚

2.1 环保疏浚的作用

底泥覆盖、植物修复和环保疏浚是控制水体内源污染的重要手段,其中环保疏浚的应用最为广泛。环保疏浚会改变底泥-水体界面的物理性质(如底泥结构、颗粒物的悬浮和沉降性能等)、化学过程(如矿化作用、吸附和解吸性能等)、生物过程(生物繁殖、排泄等)^[10]。上述变化影响着底泥污染物在底泥-水体界面的迁移转化过程。环保疏浚可增加氧气在底泥中的穿透深度、降低底泥中的污染物负荷、降低底泥含水率和孔隙度,从而有效控制水体内源污染。此外,底栖生物的新陈代

谢活动及其生物化学分解作用是底泥向水体释放N、P营养盐的重要成因。疏浚过程会降低底泥中底栖生物的数量,并且在数年内维持低水平,从而降低生物扰动带来的N、P营养盐释放^[11]。

2.2 环保疏浚技术

常见的环保疏浚技术包括排干疏浚和水下疏浚。

2.2.1 排干疏浚技术

排干疏浚指在河道施工段构筑临时围堰,将河道水排干后进行疏浚。排干后又可分为干挖疏浚和水力冲挖疏浚。排干疏浚可有效处理疏浚对象中的大型、复杂垃圾,疏浚效果彻底,但该方法挖运效率较低、围堰施工成本较高、工期易受汛期影响。

2.2.2 水下疏浚技术

水下疏浚指将疏浚设备架设于船上,在水面上操作设备开挖底泥,并通过管道输送系统转移到岸上。水下疏浚包括抓斗式疏浚、泵吸式疏浚、耙吸式疏浚、斗轮式疏浚和绞吸式疏浚等。水下疏浚施工设备、工艺简单,且不受天气影响,但该方法回淤情况严重、疏浚底泥含水率高。

2.3 环保疏浚效果评估

研究人员通过考察疏浚前、后上覆水体污染物含量的变化情况,评估环保疏浚的效果。Cornwell等^[12]通过研究底泥孔隙水中的 NH_4^+-N 、底泥吸附态的 NH_4^+-N 、底泥-水体界面 N_2-N 的交换情况,以确定环保疏浚对N元素的处理效果。Yu等^[13]研究发现,含高TOC浓度的底泥疏浚后,上覆水体中的N含量明显改善。由此可知,底泥中的TOC去除量也是环保疏浚效果的重要评估指标。重金属的环保疏浚效果研究则主要集中于金属组分分析及含量测定、重金属释放的环境因素、重金属在底泥和水体之间的迁移机制等。环保疏浚对于重金属在底泥-水体界面的迁移能力和方式的影响有待进一步研究。

2.4 环保疏浚的负面影响

2.4.1 水体指标

环保疏浚的过程(包括挖掘操作、船体移动、淤泥装载等)会引起局部水体的湍流和剪切现象,导致底泥颗粒物在水体中产生悬浮作用。其中大的颗粒物在重力作用下迅速回落到底泥层的表面;而较小颗粒在水体中扩散迁移,逐渐产生絮凝结合反应并沉降到水体底部。自重固结和压缩沉降试验表明,流动态的细小底泥沉降到河湖底部可能需要耗时数周到数月,因此把

疏浚后重新沉降到河湖底部的颗粒物称为疏浚残留物。根据前人的研究显示,环保疏浚的残留量与疏浚设备、疏浚方法、底泥性质和疏浚地点环境条件相关,占疏浚挖掘总量的2%~11%,残留颗粒物中的污染物约占计划疏浚清除污染物的5%~9%,不同位点残留物的厚度可存在7~80 cm的差异^[14]。

若水体环境足够波动或悬浮颗粒物主要由有机成分组成,则颗粒物会在底泥层上方保持悬浮状态。一般而言,疏浚地点附近的稳定悬浮物是均相的;距离疏浚地点越远,稳定悬浮物受到扩散、絮凝和重力作用,逐渐沉降、分解并最终消失。研究表明,疏浚区域的水动力条件深度影响稳定悬浮颗粒物的扩散范围。Cutroneo等^[15]发现,由于水动力条件比较稳定,意大利热那亚港口环保疏浚的不良影响仅局限于200m范围内。根据Fragoso等^[16]三维模型研究,巴西塞佩蒂巴湾的潮汐和风力条件使得疏浚的不良影响范围可达600~1 000m。这些长期稳定悬浮的颗粒物对疏浚效果有很大影响,其迁移转化机制受到研究人员的关注。

疏浚残留物和悬浮颗粒物的解吸、分解作用导致附着于其中的污染物和孔隙水中的污染物释放到水体中;其次,疏浚断面的分子扩散作用也是导致水体污染物浓度上升的重要因素。污染物的释放机制可分为短期和长期两个方面。短期而言,悬浮的细小颗粒和胶体物质分解为溶解性的污染物;长期来看,疏浚残留物和悬浮的较大颗粒物缓慢释放污染物。有研究发现,疏浚颗粒物中含氯有机污染物在首个小时内释放污染物总量的10%,其后在一天之内释放污染物总量的30%,污染物的持续释放时间可长达数周^[17];另外,疏浚地点环境条件(即水深、水流速度、波浪等)的影响导致不同位置颗粒污染物的水体释放量也存在巨大差异。

环保疏浚是西湖、滇池草海以及太湖贡湖湾内源污染的有效控制手段,但太湖北部区域等部分河湖的疏浚结果显示,环保疏浚对于P负荷的降低效果不明显^[18];此外,研究人员发现某些地方疏浚过程中及疏浚后的N含量反而出现上升趋势。导致N、P营养物质疏浚去除效果不理想的因素包括:(1)底泥和疏浚残留物向上覆水体释放N、P营养物质,这些营养污染物会被颗粒物、藻类和其他水生动植物吸附,并稳定存在于水体达数月之久;(2)疏浚深度不足,导致含营养物质多的疏浚断面更接近水体,增加了营养物质的释放量;(3)未堵截外源营养物质的输入,悬浮颗粒物具有较高的

比表面积和大量的吸附键位,能够捕捉外源污染物,导致水体污染物浓度升高;(4)水流强度越大,疏浚带来的内源污染程度越高。

2.4.2 动植物

疏浚增加底泥污染物的水体释放量,从而改变水生动植物的生境。鱼类组织中污染物峰值水平产生时间与疏浚时间有一定的相关性^[19]。具体表现在:(1)疏浚过程中底泥的扰动会加剧N、P营养物的释放,所带来的水体富营养化会对水生生物构成威胁,从而危害河湖生态系统平衡,其影响时间可能长达数十年^[20];(2)疏浚会导致底泥中稳定的、没有危害的重金属向水体中释放,疏浚会引起底泥中硫化物的氧化反应,破坏重金属-硫之间的化学键并释放重金属离子到水体中,对动植物的生长、代谢、繁衍造成不利影响。底泥的扰动使得Hg和Cd被释放到水体中,其中Hg主要危害水生动物的鳃和表皮以及人类的神经系统,而Cd则危害人类的骨骼和肾脏^[21];(3)有机氯农药、多环芳烃、二噁英、多氯联苯、呋喃等受到密切关注的有机污染物,在数十年前就已经被排放并沉积到底泥当中。这些污染物位于生物活动、物质交换不活跃的底泥层,在河道迁移、洪水冲刷、风暴侵蚀等自然环境作用下,仍然稳定存在于底泥中。通过环保疏浚的方式清理去除含有这些污染物所在的稳定底泥层,可能导致此类污染物在水体中转化、释放、扩散,经食物链进入生物体,破坏生物群落的正常繁衍。

疏浚一定程度上破坏了底栖生物的生态系统,影响底泥中动植物的多样性和丰度。疏浚后底栖动物群落的重建可能需要2~3年的时间^[22]。Cooper等^[23]发现底泥粒度的改变对大型水生动物的生命活动产生不良影响;Roberts等^[24]则认为疏浚过程释放的有毒污染物对生物体短期影响有待进一步分析。疏浚带来的底泥羽流作用会影响鱼类、水生脊椎和无脊椎动物的生存状态,悬浮物的再沉降过程也会对底泥生物造成影响。

2.5 环保疏浚条件

2.5.1 疏浚泥层厚度

环保疏浚前应通过实地调研和实验研究等方法 and 手段,考察疏浚地点的底泥物理特性、水流波浪情况、底泥污染物种类和浓度的垂直分布情况,结合考虑水体防渗层、河湖岸线、沿岸建构物保护,制定合理的疏浚深度。由于前期工业的快速发展和含污染物废水的无序排放,我国许多河湖表层20~30cm的底泥中积

蓄了大量的污染物。为了清除底泥污染物,研究人员往往根据实际情况设定疏浚深度。杨浩等^[29]认为,对于河道底泥深度较浅的区域,疏浚深度应控制在0.8~1.0 m,且将疏浚精度确定在5~20cm;Liu等^[26]研究认为,22.5cm的疏浚深度即可有效降低底泥中 Fe_2^+ 和 H_2S ,且疏浚带来的底泥孔隙度下降可减少此类污染物向水体扩散迁移。某些河湖系统的研究表明,表面30cm的底泥层含有大量的营养物质,底泥层30~50cm,营养盐含量出现急剧下降,大于50cm深度,营养物浓度下降趋势缓慢,由此疏浚深度应确定在30~50cm;而为了清除河道底泥中的Cu、Zn、Cd、Pb、Ni、As等重金属,疏浚深度则应确定在更深的位置,可能达到60~80cm^[27,28]。高慧琴等^[18]则发现,尽管河道疏浚30cm即可大大削减底泥中的P营养物质,但对上覆水中P浓度的影响不明显。这说明该深度的底泥疏浚在短期内难以达到降低水体P浓度的目标。

普遍而言,底泥中污染物浓度随着深度的加大而逐渐降低,过小的疏浚深度会加剧沉积污染物的释放,而过大的疏浚深度则造成超挖而加大疏浚成本。一般认为,若研究发现某个底泥深度点的污染物浓度发生突然下降,可以此点作为疏浚深度^[9]。以巢湖为例,在N、P营养物质方面:(1)底泥深度0~10cm部分的营养物质含量较低,认为是20世纪90年代后,城市化进程导致巢湖边的农田数量下降,化肥等营养物质的输入沉积量也随之下降;(2)底泥深度10~18cm的营养物质含量较多,认为是20世纪90年代前大量的农田营养物质随着城市径流和其他地表、地下径流汇入河湖系统并最终沉积于底泥中;(3)底泥深度24cm以下部分的营养物质含量很低,可认为该部分底泥的沉积年代农田种植未大量使用化肥物质。在重金属方面:研究发现,底泥深度14~25cm的Hg和Cd浓度值最高,有较强的水体扩散能力。分析认为相应泥层积累时间点(20世纪90年代前)的化肥过量使用是这两种重金属超标的主要原因。在持久性有机污染物方面:底泥深度16cm仍可发现多环芳烃。多环芳烃的污染状况比其他持久性有机污染物严重,且对水生动物及人类产生不良影响,一般认为航船化石燃料的泄露是导致底泥持久性有机物污染的重要因素。综合分析可知,疏浚深度25cm即可取得良好的疏浚效果。后续调查发现,水体和底泥污染物浓度显著降低,由此可知该疏浚深度的选择可有效抑制内源污染。

2.5.2 其他疏浚条件

除了疏浚深度,确定合理的疏浚频率也有助于保持疏浚效果。提高疏浚频率可缓解疏浚和外部污染物输入带来的污染物浓度升高现象。Hu等^[29]研究发现,环保疏浚对于内源营养物质释放的控制能力随着疏浚时间的延长而逐渐减弱,应保证每5年进行一次疏浚,以巩固治理效果;Liu等^[30]研究发现,在确保外源污染得到有效控制的前提下,环保疏浚的频率可定为3年一次。此外,季节的选择也能够提高环保疏浚的效果。环保疏浚可增大底泥-水体界面的含氧量,从而降低 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和溶解性活性P的生成释放速率,但夏天较高的温度加快了微生物的耗氧速率,造成缺氧生境并增加了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和溶解性活性P的释放量。因此,环保疏浚应选择温度较低的季节进行。

3 结语与展望

尽管环保疏浚技术已经取得很大的进步,可仍然存在一些技术难题:(1)现有底泥检测手段只着眼于有限河湖点位的污染物,而不能全面分析沉积污染物的空间分布情况;(2)河湖底部地形复杂,泥石碎片、较大的岩石以及桥墩、桩柱的存在进一步增加了人们认识底泥污染物的难度;(3)疏浚活动在短期内会产生不利影响,包括水体污染物浓度增加和疏浚地点附近鱼类体内组织污染物浓度增加;(4)疏浚工程可能持续数月,并横跨多个季节,气候的改变给环保疏浚带来不确定性。合理地分析水体内源污染物的区域范围、时空变化情况、污染物和生物之间的联系途径有助于改进内源污染评价模型,从而制定更好的环保疏浚策略。

参考文献:

- [1] Luoma S N. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms—a review [J]. Science of the total environment, 1983, 28(1-3): 1-22.
- [2] Eggleton J, Thomas K V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events [J]. Environment international, 2004, 30(7): 973-980.
- [3] SITE, HUDSON RIVER PCBs SUPERFUND. First Five—Year Review Report for [J]. 2005.
- [4] 张丹, 张勇, 何岩, 等. 河道底泥环保疏浚研究进展 [J]. 净水技术, 2011, 30(1): 1-3.

- [5] Pang Y, Zhu W, Tang H W, et al. Water Quality Improvement and Ecological Restoration in Waterfront Bodies[J]. Beijing, Sci. Press 2008.
- [6] Zhuang Y, Allen H E, Fu G. Effect of aeration of sediment on cadmium binding [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2010, 13 (5): 717~724.
- [7] Yu J, Ding S, Zhong J, et al. Evaluation of simulated dredging to control internal phosphorus release from sediments: Focused on phosphorus transfer and resupply across the sediment-water interface[J]. Science of the Total Environment, 2017, 592: 662~673.
- [8] Chen M, Ding S, Zhang L, et al. An investigation of the effects of elevated phosphorus in water on the release of heavy metals in sediments at a high resolution [J]. Science of the Total Environment, 2017, 575: 330~337.
- [9] Wang Y, Ding S, Gong M, et al. Diffusion characteristics of agarose hydrogel used in diffusive gradients in thin films for measurements of cations and anions [J]. Analytica chimica acta, 2016, 945: 47~56.
- [10] Qin B, Hu W, Gao G, et al. Dynamics of sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in the large shallow Lake Taihu, China [J]. Chinese Science Bulletin, 2004, 49(1): 54~64.
- [11] Desprez M. Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the Eastern English Channel: short-and long-term post-dredging restoration[J]. ICES Journal of Marine Science, 2000, 57(5): 1428~1438.
- [12] Cornwell J C, Owens M S. Quantifying sediment nitrogen releases associated with estuarine dredging [J]. Aquatic geochemistry, 2011, 17(4-5): 499.
- [13] Yu J, Fan C, Zhong J, et al. Effects of sediment dredging on nitrogen cycling in Lake Taihu, China: insight from mass balance based on a 2-year field study [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(4): 3871~3883.
- [14] National Research Council. Sediment dredging at Superfund megasites: Assessing the effectiveness [M]. National Academies Press, 2007.
- [15] Cutroneo L, Castellano M, Pieracci A, et al. The use of a combined monitoring system for following a turbid plume generated by dredging activities in a port [J]. Journal of soils and sediments, 2012, 12(5): 797~809.
- [16] Wasserman J C, Wasserman M A V, Barrocas P R G, et al. Predicting pollutant concentrations in the water column during dredging operations: Implications for sediment quality criteria [J]. Marine pollution bulletin, 2016, 108(1-2): 24~32.
- [17] Eggleton J, Thomas K V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events [J]. Environment international, 2004, 30(7): 973~980.
- [18] Chen M, Cui J, Lin J, et al. Successful control of internal phosphorus loading after sediment dredging for 6 years: a field assessment using high-resolution sampling techniques [J]. Science of the total environment, 2018, 616: 927~936.
- [19] Connolly J P, Quadri J D, McShea L J. Overview of the 2005 Grasse River remedial options pilot study [J]. Proceedings, Remediation of Contaminated Sediments-2007. Savannah, GA. Columbus (OH): Battelle, 2007.
- [20] Lepori F, Roberts J J. Effects of internal phosphorus loadings and food-web structure on the recovery of a deep lake from eutrophication [J]. Journal of Great Lakes Research, 2017, 43(2): 255~264.
- [21] Zahir F, Rizwi S J, Haq S K, et al. Low dose mercury toxicity and human health[J]. Environmental toxicology and pharmacology, 2005, 20(2): 351~360.
- [22] Cooke G D, Welch E B, Peterson S, et al. Restoration and management of lakes and reservoirs[M]. CRC press, 2016.
- [23] Cooper K M, Curtis M, Hussin W M R W, et al. Implications of dredging induced changes in sediment particle size composition for the structure and function of marine benthic macrofaunal communities [J]. Marine pollution bulletin, 2011, 62(10): 2087~2094.
- [24] Roberts D A. Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments[J]. Environment international, 2012, 40: 230~243.
- [25] 杨浩. 内源污染治理技术研究进展[J]. 节能, 2018, 37(10): 112~113.
- [26] Liu C, Shen Q, Zhou Q, et al. Precontrol of algae-induced black blooms through sediment dredging at appropriate depth in a typical eutrophic shallow lake [J]. Ecological Engineering, 2015, 77: 139~145.
- [27] 沈乐. 苏州重污染河道底泥疏浚程度对水环境的影响[D]. 河海大学, 2007.
- [28] 丁涛, 田英杰, 刘进宝, 等. 杭州市河道底泥重金属污染评价与环保疏浚深度研究[J]. 环境科学学报, 2015(3): 911~917.
- [29] Hu X, Wu S, Zhu M, et al. Study on the changes of nitrogen and phosphorus release with time from sediment in Taihu Lake after ecological dredging [J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2017, 69: 012058.
- [30] Liu C, Zhong J, Wang J, et al. Fifteen-year study of environmental dredging effect on variation of nitrogen and phosphorus exchange across the sediment-water interface of an urban lake [J]. Environmental pollution, 2016, 219: 639~648.