

底泥疏浚对阿哈水库内源污染的影响*

王敬富¹ 陈敬安¹ 孙清清^{1,2} 余萍萍³ 杨海全¹

(1. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室,贵阳 550081; 2. 中国科学院大学,北京 100049;
3. 贵州大学 资源与环境工程学院,贵阳 550025)

摘要:底泥疏浚是富营养化湖库内源污染治理的一项重要措施,迄今已在众多浅水湖库治理中得到应用。深水水库是我国水资源利用的重要形式,但其水深大、湖底地形复杂、疏浚难度高,因此在深水水库实施疏浚工程的研究报道很少。评估了典型深水水库(阿哈水库)底泥疏浚工程对内源污染的影响。结果表明:1)疏浚后实验区底泥主要污染物含量(TP、TN、OC、TS、Fe和Mn)平均降低了56.7%,孔隙水中主要污染物浓度(TP、TN、Fe和Mn)平均降低了71.2%,实验区底泥纳污能力明显提高;2)疏浚后,实验区底泥磷形态中活性组分含量和底泥孔隙水中活性磷浓度(DGT-labile P)明显下降,降低了实验区底泥污染物的“二次释放”风险。

关键词:底泥疏浚;内源污染;阿哈水库;薄膜扩散梯度技术

DOI: 10.13205/j.hjgc.201803014

EFFECT OF DREDGING ON THE SEDIMENT POLLUTION IN AHA RESERVOIR

WANG Jing-fu¹, CHEN Jing-an¹, SUN Qing-qing^{1,2}, YU Ping-ping³, YANG Hai-quan¹

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;
3. College of Resources and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China)

Abstract: Sediment dredging was an important measure to control the internal pollution of lakes and reservoirs, and successfully applied in many shallow waters. Deep water reservoir is an important water resources in China, with high water depth, complicated lake bottom topography and relatively high dredging difficulty. Therefore, dredging projects were seldom implemented in the deep water reservoirs. This study evaluated the effect of dredging on the sediment pollution in Aha Reservoir, a typical deep water reservoir in Southwest China. The results showed that: 1) After dredging, the contents of main pollutants (TP, TN, OC, TS, Fe, and Mn) in sediment of the dredging area decreased by 56.7% on average, and the concentrations of main pollutants (TP, TN, Fe, and Mn) in pore water decreased by an average of 71.2%, obviously improving the capacity of accommodating pollutants in this area; 2) The contents of active phosphorus components in sediments and the concentrations of active phosphorus (DGT-labile P) in pore water decreased significantly, reducing the environmental risk of internal loading of sedimentary contaminants.

Keywords: sediment dredging; internal pollution; Aha Reservoir; DGT

0 引言

湖库内源污染是指蓄积在底泥中的氮磷等营养盐、重金属及有机污染物。目前,湖库内源污染防治常见的方法包括底泥疏浚、原位钝化和植物修复技术^[1]。底泥疏浚作为最彻底和最快速清除内源的途

径,在国内外得到了广泛应用。底泥疏浚通过清除污染的淤积底泥,可有效降低水库内源污染负荷,改善工程区水质和底栖环境、促进水生生态系统恢复^[2]。我国湖泊底泥疏浚在浅水湖泊应用较多,如太湖、巢湖、玄武湖、滇池等^[3]。深水人工水库是我国水资源利用的重要形式^[4]。但由于水体深度大,湖底地形复杂,底泥疏浚作业难度高,在深水人工水库实施底泥疏浚的工程案例报道很少^[5]。

* 贵州省应用基础研究计划重大项目([2015]2001); 贵州省科技计划项目([2016]2802)。

收稿日期: 2017-05-05

阿哈水库是一座典型的人工河道型深水水库,同时是贵阳市主要饮用水源地,对维持贵阳生产生活具有重要作用。近二十年来,流域工、农业生产发展迅速,大量工业和城镇污水进入库区,加之农村面源输入和湖面投饵养殖等给水库带来的巨大污染负荷,导致库区水质持续恶化,水体富营养化问题日益突出,直接威胁着区域供水和生态安全^[6]。底泥是阿哈水库污染物的重要储库,库区95%以上的氮、磷污染物储存在底泥中^[7]。在夏季分层期,阿哈水库底层水体出现长时间严重缺氧,极易诱发氮、磷污染物自底泥向上覆水体的“二次释放”^[8]。鉴于阿哈水库严峻的内源污染形势,贵阳市政府于2015年10月在重污染区启动了底泥环保疏浚实验项目,采用环保绞吸式挖泥船进行作业,疏浚泥浆通过密封管道输送至岸边处置中心进行泥水分离、底泥干化和余水达标处理,工程规模为清淤10万m³(水下方)。该项目已于2016年5月顺利完工。但截止目前,实验区底泥内源污染改善情况尚未进行有效评估。为此,本研究采用高分辨率薄膜扩散梯度(diffusive gradients in thin films technique, DGT)技术,结合传统化学分析,对比研究疏浚工程实施前后底泥污染物的化学组成、空间分布及有效性的差异,旨在科学评估底泥疏浚对阿哈水库内源污染的控制效果。

1 试验部分

1.1 研究区

阿哈水库是以城市供水和防洪为主的中型水库,

于1960年6月建成蓄水,集水面积190 km²,正常蓄水位1110 m,水面面积4.5 km²,相应库容5420万m³。阿哈水库流域属于长江流域乌江水系,包括5条入库河流(游鱼河、白岩河、蔡冲河、金钟河和烂泥河)和1条出库河流(小车河)(图1)。库区灰岩分布较广,喀斯特发育较为强烈。

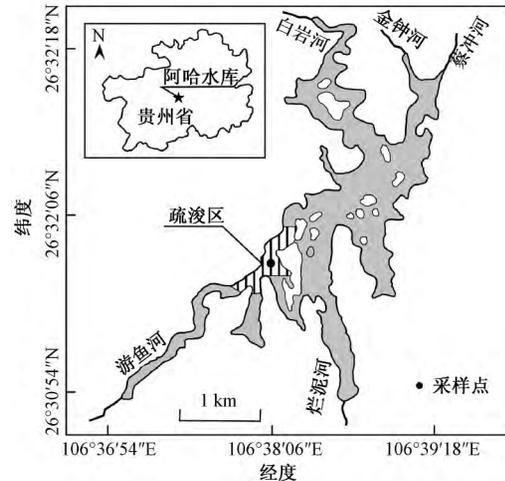


图1 阿哈水库采样点分布

Fig. 1 Sampling sites in Aha Reservoir

阿哈水库水体处于中营养-轻度富营养状态,其水质基本特征见表1。历史时期,流域内分布有大量的采煤、采石等矿业和废弃矿山。废弃矿山的出水、矸石淋溶雨水等通常含有大量的Fe、Mn等污染物,严重威胁阿哈水库水质。近年来,库区水体富营养化问题日益凸显,藻华时有发生。

表1 阿哈水库水质基本特征

Table 1 Basic characteristics of water quality in Aha Reservoir

水质指标	$\rho(\text{TP})$	$\rho(\text{TN})$	$\rho(\text{NH}_4\text{-N})$	$\rho(\text{COD})$	$\rho(\text{Fe})$	$\rho(\text{Mn})$
均值(范围)	0.05(0.02~0.09)	2.1(1.8~2.4)	0.28(0.20~0.40)	15(8~21)	0.04(0.02~0.06)	0.02(0.01~0.05)

1.2 样品采集与分析方法

在疏浚工程实施前后,利用无扰动性沉积物采样装置在疏浚区分别采集2根底泥柱芯^[9],一根用于DGT和孔隙水污染物化学分析,另一根用于底泥污染物化学分析。用于DGT分析的柱芯,在采集之后,用锡纸对柱芯进行遮光处理,带回实验室后向上覆水通入N₂,使其溶解氧水平与水库底层水一致(DO < 1 mg/L)。将事先处理好的Zr-oxide DGT装置(南京智感环境科技有限公司)插进柱芯的底泥-水界面附近,平衡48 h后取出,采用钼蓝显色法^[10-11]获得Zr-oxide膜中磷含量(DGT-labile P),具体流程如下:
1) 将Zr-oxide膜取出,用滤纸擦干表面,加入显色剂

并置于水浴锅中恒温显色(35 °C, 45 min); 2) 取出Zr-oxide膜擦净,利用扫描仪(Canon-5600F,分辨率150 dpi相当于0.169 mm × 0.169 mm)获得彩色图像; 3) 利用Image J软件将扫描图像转成灰度,根据事先建立的Zr-oxide膜中磷累积量与灰度的校正曲线(式(1), R² = 0.99),计算获得DGT-labile P的高分辨率浓度数据:

$$y = -167.3e^{-x/6.51} + 214.6 \quad (1)$$

式中: x 为膜单位面积的累积量 M , $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; y 为对应的灰度值。

根据Fick第一定律将累积量换算成底泥中对应区域的DGT-labile P的含量(式(2)):

$$C_{DGT} = \frac{M \times \Delta_g}{D_g \times t} \times 10^3 \quad (2)$$

式中: Δ_g 为扩散膜厚度, μm ; D_g 为磷酸根离子在扩散膜中的扩散系数, $\mu\text{m}^2/\text{s}$; t 为放置时间, s ; C_{DGT} 为溶解活性磷浓度, $\mu\text{g}/\text{L}$ 。

此柱芯完成 DGT 分析后, 以 2 cm 为间隔进行分样, 离心获得孔隙水样品, 经 0.45 μm 滤膜过滤后, 测定总磷 (TP)、总氮 (TN)、总铁 (Fe) 和总锰 (Mn) 含量。

另一根用于底泥污染物分析的柱芯采集后, 现场按 5 ~ 10 cm 间隔分样获得沉积物样品, 经冷冻干燥机 (TechcompFD-3-85-MP) 干燥后, 研磨至 200 目, 测定总磷 (TP)、总氮 (TN)、有机碳 (OC)、总铁 (Fe)、总锰 (Mn)、总硫 (TS) 及磷形态含量。

对于沉积物: TP 含量: 称取 0.5 g 样品, 在 500 $^{\circ}\text{C}$ 条件下灰化 2 h, 加入 25 mL 3.5 mol/L HCl 溶液, 振荡提取 16 h, 利用钼锑抗分光光度法 (GB 11893—89) 测定 TP 的含量。TN 含量: 称取约 5 mg 样品, 利用元素分析仪 (PE2400-II 型) 分析沉积物 TN 中含量。该仪器燃烧温度为 975 $^{\circ}\text{C}$, 分析误差 < 5%。OC 含量: 样品经 12 mol/L HCl 熏蒸后, 利用元素分析仪分析获得沉积物 OC 含量。Fe、Mn 含量: 称取约 50 mg 样品, 加入 HF + HNO₃ 混合溶液消解, 利用原子吸收分光光度仪 (PE510002 型) 进行分析。TS 含量: 称取 0.2 g 样品, 加入 2 mL 1 mol/L Mg(NO₃)₂ 溶液, 70 $^{\circ}\text{C}$ 蒸干后将残渣置于 300 $^{\circ}\text{C}$ 高温炉中过夜, 加 5 mL 1:3 HNO₃ 水浴煮 2.5 h, 加 1 mL 10% BaCl₂ 溶液搅拌后静置 5 min, 利用分光光度计 (440 nm) 比浊法测定含量。

对于孔隙水: TP 含量采用钼锑抗分光光度法完成。孔隙水 TN 含量采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 (GB 11894—89) 完成。Fe 和 Mn 含量原子吸收分光光度仪测定。

沉积物磷形态分析采用 Hupffer 等^[12] 建立的化学连续提取法测定。具体步骤如下: 1) 弱吸附态磷 (NH₄Cl-P): 0.2 g 样品加入 25 mL 1 mol/L NH₄Cl 溶液, pH=7 条件下振荡提取 0.5 h, 离心 (3 500 r/min, 20 min), 测定上清液 TP 含量; 2) BD 结合态磷 (BD-P): 残渣加入 25 mL 0.11 mol/L NaHCO₃/Na₂S₂O₄ 溶液, 振荡提取 1 h, 离心测定上清液 TP 含量; 3) NaOH 结合态磷 (NaOH-srP): 残渣加入 25 mL 1 mol/L NaOH 溶液, 振荡提取 16 h, 离心测定上清液中 TP 和

溶解活性磷 (srP) 含量, 其中 srP 代表 NaOH-srP; 4) NaOH 非活性磷 (NaOH-mP): 上一步中 NaOH 提取态 TP 与 srP 的差值; 5) HCl 结合态磷 (HCl-P): 残渣加入 25 mL 0.5 mol/L HCl 溶液, 振荡提取 16 h, 离心测定上清液 TP 含量; 6) 残渣态磷 (Resual-P): 残渣冷冻干燥后, 500 $^{\circ}\text{C}$ 条件下灰化 2 h, 加入 25 mL 3.5 mol/L HCl 溶液, 振荡提取 16 h, 离心测定上清液 TP 含量。

1.3 数据分析

利用 Sigmaplot V12.0 和 Office 软件进行作图。

2 结果与分析

2.1 疏浚前后底泥主要污染物的空间分布变化

疏浚工程实施前, 底泥 TP、TN、OC 和 Fe 污染物含量呈现“表层高, 底层低”的空间分布特征, 其平均含量分别达到 1 259 mg/kg、0.48%、4.07% 和 6.69% (图 2)。底泥 Mn 和 TS 污染物含量则表现为底层 > 表层, 其平均含量分别为 0.95% 和 1.62%。疏浚工程实施后, 底泥 TP、TN、OC、TS、Fe 和 Mn 污染物含量显著降低, 其平均值分别为 477 mg/kg、0.32%、1.87%、0.96%、2.99% 和 0.07%。疏浚工程实施前后, TP、TN、OC、TS、Fe 和 Mn 污染物含量的降低比例分别高达 62.1%、34.9%、54.1%、41.0%、55.4% 和 92.6%, 各项平均值为 56.7%。疏浚后新生的表层底泥中, 主要污染物含量已接近建库初期的底泥含量水平, 底泥纳污能力显著提高。

2.2 疏浚前后底泥孔隙水主要污染物的空间分布变化

疏浚工程实施前, 底泥孔隙水 TP、TN、Fe 和 Mn 污染物浓度分布整体表现为表层 > 底层, 其平均含量分别达到 0.18、31.4、0.62、1.31 mg/L (图 3)。但不同污染物的垂向分布也存在一定差异, 如 Fe 浓度的高值出现在深度 10 ~ 15 cm 内。这些空间分布差异与历史时期不同污染物输入通量的差异、底泥内部氧化还原条件变化以及元素的地球化学循环机制有关^[13]。疏浚工程实施后, 底泥孔隙水 TP、TN、Fe 和 Mn 污染物浓度显著降低, 其平均值分别为 0.03、21.5、0.12、0.13 mg/L。疏浚工程实施前后, TP、TN、Fe 和 Mn 污染物浓度降低比例分别高达 82.0%、31.5%、81.0% 和 90.2%, 平均值为 71.2%。底泥孔隙水污染物浓度的显著降低, 极大降低了阿哈水库疏浚区底泥污染物“二次释放”的环境生态风险。

2.3 疏浚前后底泥磷形态含量的变化

疏浚工程实施前, 底泥 TP 含量均值高达 1 149.4 mg/kg。其中, 磷形态的活动组分主要是 NaOH-srP

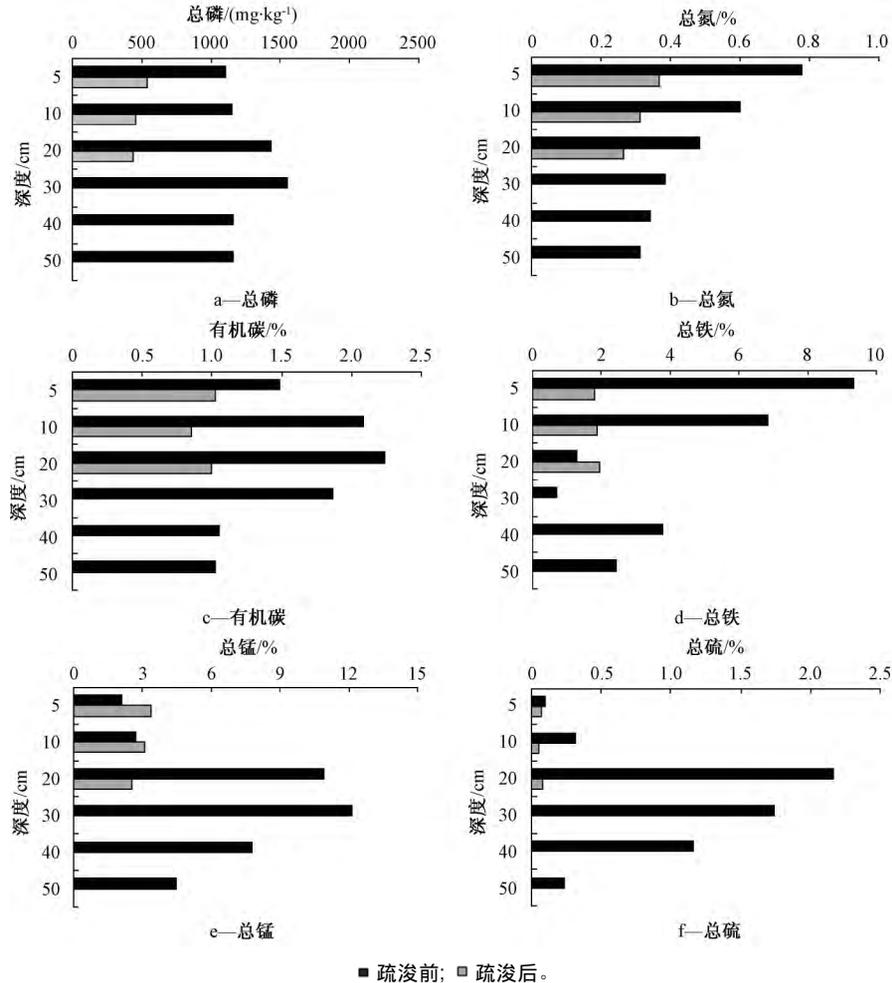


图2 疏浚工程前后底泥污染物含量的剖面变化

Fig.2 Variation of contaminant concentrations in sediment before and after dredging

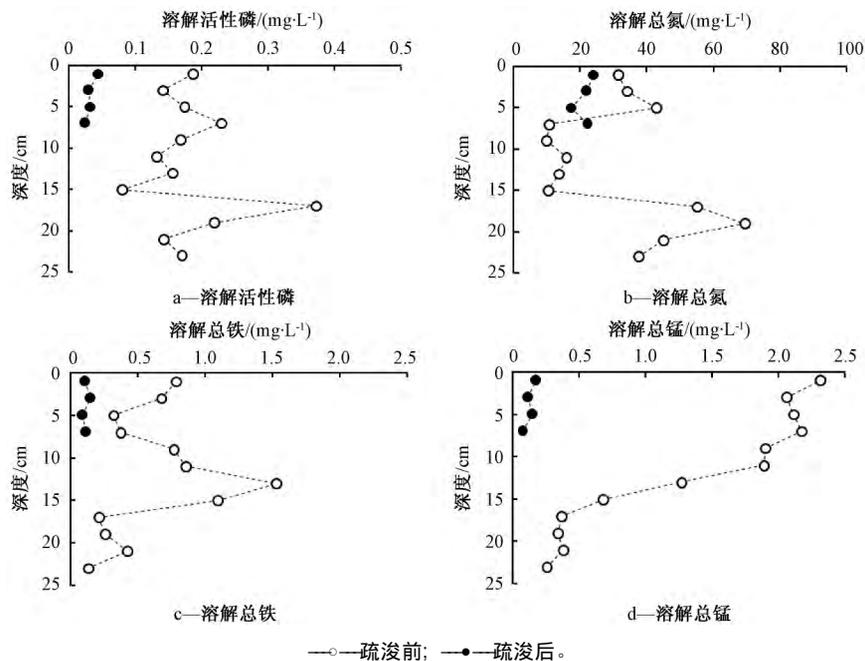


图3 疏浚工程前后底泥孔隙水污染物浓度的剖面变化

Fig.3 Variation of contaminant concentrations in sediment pore-waters before and after dredging

和 BD-P 两者之和占 TP 含量的 61.0% ,表明阿哈水库表层底泥中不仅 TP 含量高,活性组分比例也很高,具有较大的内源磷释放风险(图 4)。底泥 NaOH-srP 和 BD-P 主要是与铁/锰氧化物或氢氧化物结合的磷,当底层水体发生缺氧及 pH 变化时,NaOH-srP 和 BD-P 容易发生解吸释放,造成上覆水体磷浓度升高,进而为水体藻类生长提供营养物质^[14]。疏浚工程实施后,底泥 TP 含量均值显著降低(仅为 619.2 mg/kg),其中磷形态中非活性组分 HCl-P 和 Resual-P 明显增多,两者之和占 TP 含量的 41.5% (疏浚前仅为 17.9%)。疏浚工程实施前后,底泥不同磷形态的含量(除 Resual-P 外)均有不同程度的降低,NH₄Cl-P、BD-P、NaOH-srP、NaOH-nrP 和 HCl-P 含量分别降低了 15.1、96.8、346.9、122.0、12.8、92.6 mg/kg。

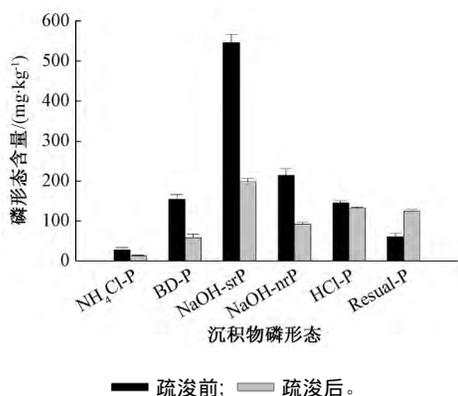


图 4 疏浚工程前后底泥磷形态含量的变化
Fig. 4 Variation of P fraction concentrations in sediments before and after dredging

2.4 疏浚前后底泥-水界面 DGT-labile P 的空间变化

疏浚工程实施前,底泥-水界面 DGT-labile P 浓度较高,且呈现出随着深度增加而快速升高的趋势(图 5)。界面 0 cm 处,DGT-labile P 浓度为 0.04 mg/L。DGT-labile P 浓度的最大值(0.18 mg/L)出现在深度 2.88 cm 处。在深度 0~2.8 cm 内,DGT-labile P 浓度几乎呈线性增加的趋势,表现出底泥活性磷组分向上覆水体自由扩散迁移的特征。疏浚工程实施后,底泥-水界面 DGT-labile P 浓度显著降低,且在竖直上浓度分布基本一致(1.4~2.2 cm 范围内的小峰值除外),整个剖面的 DGT-labile P 平均浓度仅为 0.01 mg/L,表明疏浚后实验区的底泥活性磷无明显再释放。

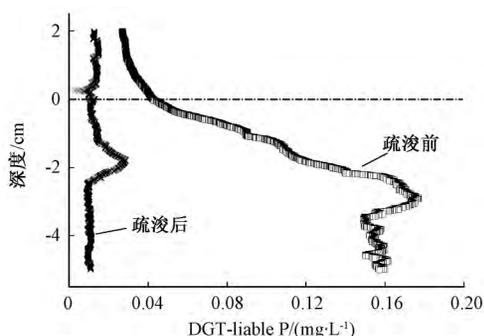


图 5 疏浚工程前后底泥-水界面 DGT-labile P 浓度的剖面变化
Fig. 5 Variation of DGT-labile P concentrations at the sediment-water interface before and after dredging

3 结论

阿哈水库底泥疏浚工程实施后,实验区底泥主要污染物含量(TP、TN、OC、TS、Fe 和 Mn)和孔隙水主要污染物浓度(TP、TN、Fe 和 Mn)显著降低,降幅平均值分别为 56.7% 和 71.2%,库区纳污能力明显提高。工程实施后,实验区底泥磷形态中活性组分含量和底泥孔隙水中活性磷浓度(DGT-labile P)明显降低,从而有效地降低了疏浚区底泥污染物“二次释放”的环境生态风险。

参考文献

- [1] 杨永琼,陈敬安,王敬富,等. 沉积物磷原位钝化技术研究进展[J]. 地球科学进展, 2013, 28(6): 674-684.
- [2] 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, 19(1): 1-10.
- [3] 颜昌宙,范成新,杨建华,等. 湖泊底泥环保疏浚技术研究展望[J]. 环境污染与防治, 2004, 26(3): 189-192.
- [4] 陈敬安,王敬富,于佳,等. 西南地区水库生态环境特征与研究展望[J]. 地球与环境, 2017, 45(2): 115-124.
- [5] 颜少清. 山美水库库区底泥及清淤疏浚技术[J]. 江淮水利科技, 2016(3): 36-38.
- [6] 李磊,李秋华,焦树林,等. 阿哈水库浮游植物功能群时空分布特征及其影响因子分析[J]. 环境科学学报, 2015, 35(11): 3604-3611.
- [7] 方志青,李存雄,张明时,等. 百花湖、阿哈水库底泥及营养盐蓄积量的估算[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2009, 27(4): 30-33.
- [8] 范成新,张路,王建军,等. 湖泊底泥疏浚对内源释放影响的过程与机理[J]. 科学通报, 2004, 49(15): 1523-1528.
- [9] 李键,张维,陈敬安,等. 一种可实现不同水深条件下采样的湖泊沉积物柱芯采样装置[J]. 地球与环境, 2011, 39(1): 121-124.

(下转第 147 页)

谱、环境质量标准进行规范,开展 VOCs 模拟方法标准化应用研究,特别是加强 VOCs 在环评工作二次污染模拟研究,进一步推进 VOCs 环境人体健康工作。

致谢:本课题得到环境模拟与污染控制国家重点联合实验室专项经费的资助。

参考文献

- [1] 江梅,邹兰,李晓倩,等. 我国挥发性有机物定义和控制指标的探讨[J]. 环境科学, 2015, 36(9): 3522-3531.
- [2] 邓睿,周飞,唐江,等. VOC 的排放以及控制措施和建议[J]. 材料导报, 2014(增刊2): 378-384.
- [3] Xue L K, Wang T, Gao J, et al. Ozone production in four major cities of China: Sensitivity to ozone precursors and heterogeneous processes [J]. Atmospheric Chemistry & Physics Discussions, 2013, 13(10): 27243-27285.
- [4] Huang R J, Zhang Y, Bozzetti C, et al. High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China [J]. Nature, 2014, 514(514): 218-222.
- [5] Yuan B, Hu W W, Shao M, et al. VOC emissions, evolutions and contributions to SOA formation at a receptor site in eastern China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013, 13(13): 8815-8832.
- [6] 余宇帆,卢清,郑君瑜,等. 珠江三角洲地区重点 VOC 排放行业的排放清单[J]. 中国环境科学, 2011, 31(2): 195-201.
- [7] 黄薇薇. 我国工业源挥发性有机化合物排放特征及其控制技术评估研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2016.
- [8] Zhou J, You Y, Bai Z, et al. Health risk assessment of personal inhalation exposure to volatile organic compounds in Tianjin, China [J]. Science of the Total Environment, 2011, 409(3): 452-459.
- [9] 柳领君. 室内总挥发性有机化合物污染与人体健康[C]//环境与健康: 河北省环境科学学会环境与健康论坛暨 2008 年学术年会论文集. 河北省环境科学学会, 2008: 5.
- [10] 郝晋进, 崔九思. 环境中挥发性有机化合物对人体健康影响的研究进展[J]. 医学研究通讯, 2000(2): 20-23.
- [11] 杨新兴, 李世莲, 尉鹏, 等. 环境中的 VOCs 及其危害[J]. 前沿科学, 2013(4): 21-35.
- [12] 莫梓伟, 邵敏, 陆思华, 等. 中国挥发性有机物(VOCs) 排放源成分谱研究进展[J]. 环境科学学报, 2014, 34(9): 2179-2189.
- [13] 谢旻, 王体健, 江飞, 等. NO_x 和 VOC 自然源排放及其对中国地区对流层光化学特性影响的数值模拟研究[J]. 环境科学, 2007, 28(1): 32-40.
- [14] 李浩, 李莉, 黄安, 等. 2013 年夏季典型光化学污染过程中长三角典型城市 O₃ 来源识别[J]. 环境科学, 2015, 36(1): 1-10.
- [15] 环境保护部. 环境影响评价技术导则 大气环境 HJ 2.2—2008 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009.
- [16] 伯鑫, 张玲, 刘梦, 等. 复杂地形下确定钢铁联合企业防护距离研究[J]. 环境工程, 2011, 29(增刊): 298-302.
- [17] 孙大伟. 新一代大气扩散模型(ADMS) 应用研究[J]. 环境保护科学, 2004, 30(1): 67-69.
- [18] 伯鑫, 丁峰, 徐鹤, 等. 大气扩散 CALPUFF 模型技术综述[J]. 环境监测管理与技术, 2009, 21(3): 9-13.
- [19] 伯鑫. CALPUFF 模型技术方法与应用[M]. 北京: 中国环境出版社, 2016: 1-6.
- [20] 伯鑫, 王刚, 温柔, 等. 京津冀地区火电企业的大气污染影响[J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 364-373.
- [21] 郭兵兵, 刘忠生, 王新, 等. 石化企业 VOCs 治理技术的发展及应用[J]. 石油化工安全环保技术, 2015, 31(4): 1-7.
- [22] 叶建平, 赵建国, 杨丽娟, 等. 石化行业发展现状及 VOCs 控制技术研究[J]. 广州化工, 2011, 39(24): 11-13.
- [23] 巫丹, 李雪辉. 关于非甲烷总烃、VOCs 在汽车表面涂装项目环境影响评价中的选择[J]. 江西化工, 2015, 5: 61-63.
- [24] 伯鑫, 杜娟, 丁峰, 等. 钢铁行业大气环境影响评价方法与建议[J]. 环境工程, 2011, 29(增刊): 264-268.
- [25] 李国昊, 魏巍, 程水源, 等. 炼焦过程 VOCs 排放特征及臭氧生成潜势[J]. 北京工业大学学报, 2014, 40(1): 91-99.
- [26] Jiun T, Kuo L, Chih C, et al. Volatile organic compound constituents from an integrated iron and steel facility [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 157(2): 569-578.
- 第一作者: 陈金胜(1993-) 男, 硕士, 主要研究方向为工业源 VOCs 治理. 1540428846@qq.com
- 通信作者: 伯鑫, 高工. boxinet@gmail.com

(上接第 73 页)

- [10] Ding S, Xu D, Sun Q, et al. Measurement of dissolved reactive phosphorus using the diffusive gradients in thin films technique with a high-capacity binding phase [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(21): 8169-8174.
- [11] Ding S, Wang Y, Xu D, et al. Gel-based coloration technique for the submillimeter-scale imaging of labile phosphorus in sediments and soils with diffusive gradients in thin films [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(14): 7821-7829.
- [12] Hupfer M, Gfichter R, Giovano W R. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis [J]. Aquatic Sciences, 1995, 57(4): 305-324.
- [13] 孙清清, 陈敬安, 王敬富, 等. 阿哈水库沉积物-水界面磷、铁、硫高分辨率空间分布特征[J]. 环境科学, 2017, 38(7): 2810-2818.
- [14] 王敬富, 陈敬安, 李秋华, 等. 贵州红枫湖越冬藻类的空间分布与实验室复苏实验[J]. 湖泊科学, 2013, 25(1): 108-114.
- 第一作者: 王敬富(1983-) 男, 博士, 副研究员, 主要研究方向为湖泊环境. wangjingfu@vip.skleg.cn