



文章栏目：河湖库环保清淤工程关键技术和典型案例专题

DOI 10.12030/j.cjee.202310110

中图分类号 X524

文献标识码 A

裴西平, 王凯, 汪院生, 等. 基于柱状底泥污染状态的环保清淤深度确定: 以长荡湖为例[J]. 环境工程学报, 2023, 17(12): 3880-3889. [PEI Xiping, WANG Kai, WANG Yuansheng, et al. Determination of environmental dredging depth based on the pollution status of columnar sediments: A case study of Changdang Lake[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(12): 3880-3889.]

基于柱状底泥污染状态的环保清淤深度确定：以长荡湖为例

裴西平^{1,2}, 王凯³, 汪院生⁴, 朱雨锋⁵, 唐文忠^{1,2,✉}, 陆海明³, 谢得宝³, 张洪^{1,2}

1. 中国科学院生态环境研究中心, 环境水质学国家重点实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 南京水利科学研究所, 水利部水文水资源工程技术研究中心, 南京 210029; 4. 江苏省太湖水利规划设计研究院有限公司, 苏州 215103; 5. 中国地质大学(武汉)环境学院, 武汉 430074

摘要 以长荡湖环保清淤工程为例, 研究清淤区域柱状底泥中污染物(TN、TP、OM和8种重金属)分布特征, 提出基于柱状底泥厚度及污染物垂直分布特征的清淤深度确定方法。在计划实施清淤区域, 底泥中TN、TP和OM质量分数随深度变化的总体趋势不明显, 不同层底泥中污染物质量分数变化范围较大。TN和TP分别为418~1 840和100~1 120 mg·kg⁻¹, 随着深度的增加, TN平均值略有降低趋势, 而TP平均值稍有增加趋势。表层底泥的重金属潜在生态风险指数明显高于底层, 底泥中8种重金属质量分数随深度增加而降低, 其中, Zn的质量分数最高, 为33.9~359 mg·kg⁻¹, 而Hg质量分数最低, 为0.002~0.23 mg·kg⁻¹。其余重金属(Cr、Cu、Ni、As、Cd和Pb)质量分数分别为24.9~114、4.3~95.0、12.4~55.8、1.02~17.9、0.05~7.78和6.28~59.9 mg·kg⁻¹。综合分析, 长荡湖环保清淤深度设定为10~35 cm, 建议在实施环保清淤工程时, 优先选择底泥中重金属潜在生态风险指数较高的区域, 并妥善处理Cd质量分数较高的底泥及其尾水。

关键词 环保清淤; 清淤深度; 总氮; 总磷; 重金属

湖泊及其流域作为内陆生态系统的重要组成部分, 具有提供水源、渔业养殖、沟通航运, 净化污染物和调节气候等多种生态服务功能^[1-2]。底泥作为湖泊水环境的重要组成部分, 当堆积达到一定条件后, 其中积累的污染物会被释放到上覆水, 从而对水环境造成污染^[3-4]。有效清除底泥不仅是改善水环境质量的重要措施, 也是各地水污染防治工作的重要内容^[5-7]。环保清淤是通过工程手段移除污染层和部分过渡层的底泥^[8]。清淤深度会直接影响内源污染削减的效果, 与工程投资密切相关, 故许多专家学者开展了清淤深度相关研究^[9-11]。杨俊等^[3]通过分析不同深度重金属含量变化, 以地累积指数确定湖泊清淤深度。杨兰琴等^[12]以黑臭水体为研究对象, 通过分析不同河道深度重金属质量分数变化确定清淤深度。张奇等^[13]发现, 若清淤深度控制不当会导致深层底泥的污染物释放进入上覆水体。

太湖流域是我国著名的鱼米之乡。该流域内河流纵横交错, 湖泊星罗棋布, 是典型的水网地区^[14]。长荡湖为太湖流域湖西区调蓄性湖泊之一, 是常州市金坛区重要的饮用水源地。《太湖流域水环境综合治理总体方案(2013年修编)》明确要求“继续推进东太湖、西太湖等《总体方案》已确定的环保清淤工程。同时, 对洮湖、阳澄湖、长广溪等淤积比较严重的湖泊河网适度进行环保清淤, 并妥善解决可能出现的底泥重金属或持久性有机污染物超标等问题”。根据2015年6月常州市发改委批复组织实施《太湖流域长荡湖(金坛)生态清淤工程总体实施方案》, 长荡湖(金坛)环保清淤工程总面积约40 km²。

收稿日期: 2023-10-20; 录用日期: 2023-10-31

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41877471, 41877368); 中央级公益性科研院所基本科研业务费项目(Y520001)

第一作者: 裴西平(1997—), 男, 硕士研究生, 704276269@qq.com; ✉通信作者: 唐文忠(1982—), 男, 博士, 副研究员, wztang@rcees.ac.cn

湖泊底泥在空间上通常分布不均匀，底泥污染物垂向赋存状态是清淤深度确定主要依据。在实际工程实践过程中，底泥向上覆水体释放规律、湖泊保护对象空间分布、清淤工程机械可控精度、有利于后续生态修复等多个因素影响，同样也是影响环保清淤工程深度确定的主要因素。本研究以长荡湖清淤工程为例，在清淤工程实施范围基本确定的基础上，提出以底泥垂向分布特征为基础，考虑多个方面影响因素，综合确定环保清淤深度的方法，为环保清淤工程底泥清淤深度提供参考依据。

1 研究区域与方法

1.1 研究区域概况

长荡湖又名洮湖，位于江苏省南部、太湖流域上游、常州市金坛区境东南部 9 km 处，跨金坛区和溧阳市，是江苏省十大淡水湖之一，为集防洪调蓄、水资源、生态环境、渔业养殖、气候调节及旅游等功能于一体的浅水型湖泊^[15-16]。长荡湖为太湖流域湖西区调蓄性湖泊之一，作为湖西区洮湖水系的重要组成部分，水源主要来自地表径流和湖面降水补给。上游高强度人为开发活动引起的水土流失携带营养盐和泥沙逐年在长荡湖沉积，以及湖泊网箱养殖残留饵料等共同形成湖泊内源污染，影响长荡湖水环境质量改善。《太湖流域长荡湖(金坛)生态清淤工程总体实施方案》2014 年测量湖泊底泥厚度结果显示，长荡湖淤泥深度 0~130 cm，平均约 20 cm，底泥分布具有明显的不均匀性，除极少部分湖区外，其他湖区均有底泥分布，总体表现为西部、西北部、南部及东部湖区底泥较深，湖心及其他区域较浅的分布格局。本研究以《太湖流域长荡湖(金坛)生态清淤工程总体实施方案》提出的二期、三期和四期、五期工程实施范围为研究区域，在已确定环保清淤工程实施范围基础上，分区提出环保清淤工程深度。

1.2 采样点分布

利用柱状沉积物采样器共采集 49 个点位底泥分层样品^[17]。研究区域长荡湖柱状底泥采样点分布如图 1 所示。根据环保清淤工程实施范围划定方法，综合考虑底泥污染特征、实际工程可操作性及保证湖泊的功能性和安全性等多方面因素，确定了长荡湖环保清淤工程的计划实施区域(图 1)。各区域依次编号为 S1~S12。所有采样点位均严格按照所给坐标采样，并控制水平误差精度在 30 m 以内。

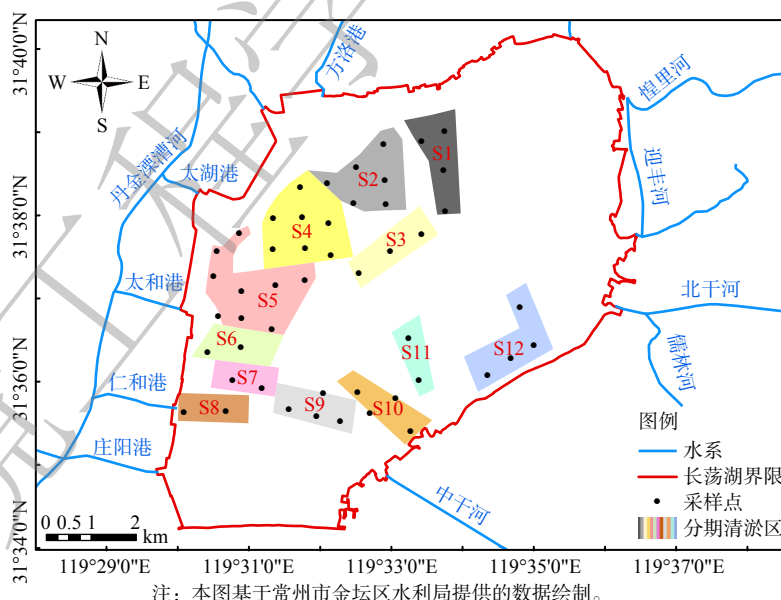


图 1 研究区域长荡湖采样点分布

Fig. 1 Distribution of sampling sites in Changdang Lake

1.3 样品采样和分析方法

在现场采样时，利用手持式 GPS 仪控制船行至采样点附近。首先用撑杆试探湖底底泥厚度，在初步掌握底泥厚度信息后，再行采样。所有采样点位均采集到硬质河底，采集得到的柱状样品底部硬质河底深度约为 5 cm。在柱状底泥样品采集后，进行了现场测量底泥高度，然后将其分割、装袋。采样船靠岸后，样品被

及时运送至实验室进行后续分析。现场采集样品时,每个柱状底泥均按照从上向下 50 cm 内以每 5 cm 进行分层,超过 50 cm 的部分则按照每 10 cm 进行分层。本次采集的 49 个柱状底泥样品中,最长的样品长度为 80 cm,最短的为 15 cm,所有柱状底泥样品经过分割后共有 600 余个样品。

不同深度底泥主要进行总氮(TN)、总磷(TP)、有机质(OM)及 8 种重金属(Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Hg 和 Pb)的质量分数测定^[18-19]。其中,TN、TP 和 OM 的测定分别按照《土壤质量全氮的测定 凯氏法》(HJ 717-2014)、《土壤总磷的测定 碱熔-钼锑抗分光光度法》(HJ 632-2011)和《土壤有机质的测定 重铬酸钾分光光度法》(HJ 615-2011)进行^[20]。重金属(Cr、Cu、Ni 和 Zn)均采用火焰原子吸收分光光度法进行测定,Cd 和 Pb 采用石墨炉原子吸收分光光度法进行测定,As 和 Hg 按照《土壤质量 总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法》(GB/T 22105.2-2008)标准进行测定^[21]。

1.4 重金属生态风险评价方法

潜在生态危害指数法由瑞典学者 Hakanson 提出^[22],用于评价重金属污染风险以及生态危害,该方法既可反映某种重金属在特定环境中的单一风险,也可综合反映多种重金属对生态环境的风险^[20-21]。具体计算公式见式(1)。

$$RI = \sum E_r^i = T_r^i \times C_r^i = T_r^i \times \frac{C_s^i}{C_n^i} \quad (1)$$

式中: E_r^i 为第*i*种重金属的生态风险系数; T_r^i 为第*i*种重金属毒性响应系数; C_r^i 为第*i*种重金属的污染系数; C_s^i 为第*i*种重金属实测质量分数; C_n^i 为第*i*种重金属背景值。

重金属(Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Hg 和 Pb)潜在生态风险指数 RI 计算所需的沉积物毒性参数分别为 2、5、5、1、10、30、40 和 5。其污染等级划分标准为:RI 小于 150 为低风险,150~300 为中风险,300~600 为较高风险,高风险的 RI 值为 600~1 200,当 RI 大于 1 200 时为很高风险等级。

2 结果与讨论

2.1 清淤区域底泥分层营养盐分布特征

长荡湖清淤区域底泥中 OM、TN 和 TP 随着深度变化总体趋势不明显(图 2~4),不同层次底泥中污染物质量分数变化范围较宽,不同深度底泥中 OM 质量分数(后简称 OM)为 0.1%~5.06%,且随深度增加稍有增加趋势,TN 和 TP 质量分数分别为 418~1 840 mg·kg⁻¹和 100~1 120 mg·kg⁻¹。随着深度的增加,底泥中 TN 平均值略有降低趋势,TP 平均值稍有增加趋势。

图 2 表明,区域 S1~S12 底泥中 OM 为 0.10%~5.06%。其中,区域 S10 处最高,底泥中 OM 为 0.56%~5.06%。随着深度的增加,先减小后增大;区域 S11 处最低,底泥中 OM 为 0.25%~0.58%。随着深度的增加,基本维持不变。区域 S3、S5 和 S8 处底泥中 OM 分别在泥水界面以下 15 cm、20 cm 和 15 cm 左右出现拐点。该拐点界面以下的底泥中 OM 呈下降趋势,区域 S4、S6、S11 和 S12 处底泥中 OM 分别从泥水界面以下 15 cm 或 20 cm 处开始降为较低值并趋向于稳定状态。这表明该界面以下的沉积物污染程度较轻,清淤深度应重点关注底泥中 OM 较高的部分,具体分界线可见图 2 的黑色虚线处。图 3 表明,区域 S1~S12 底泥中 TN 为 418~1 840 mg·kg⁻¹。其中,区域 S9 处最高,底泥中 TN 为 547~2 210 mg·kg⁻¹。随着深度的增加,先增大后减小;区域 S12 处最低,底泥中质量分数为 479~1 560 mg·kg⁻¹。随着深度的增加,先增大后减小。区域 S1、S2、S10 和 S12 处分别在泥水界面以下 30、25、35 和 20 cm 后 TN 趋于稳定,与上部分呈现明显分层特征。区域 S3、S6、S8 和 S11 的 TN 分别在泥水界面以下 15 cm、20 cm、30 cm 和 20 cm 左右出现拐点,需引起特别关注。图 4 表明,区域 S1~S12 底泥中 TP 为 100~1 120 mg·kg⁻¹。其中,区域 S9 处最高,底泥中 TP 为 699~915 mg·kg⁻¹。随着深度的增加,先基本不变后减小。区域 S4 处最低,底泥中 TP 为 160~463 mg·kg⁻¹,随着深度的增加,先增大后减小。区域 S1、S4、S5、S6、S7、S8、S9、S10、S11 和 S12 处底泥中 TP 在泥水界面以下 10~30 cm 出现明显拐点。具体拐点分界处见图 4 中黑色虚线所在深度,区域 S2 和 S3 处底泥中 TP 分别在泥水界面以下 20 cm 和 15 cm 之后处于稳定状态,且质量分数较低。故此分界线可作为划定清淤深度的初步依据。

2.2 清淤区域底泥分层重金属分布特征

长荡湖研究不同区域不同深度底泥 8 种重金属(Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Hg 和 Pb)分布特征如图 5 所示。总体而言,随着深度的增加,底泥中的 8 种重金属质量分数逐渐降低。其中,Zn 的质量分数最高,为 33.9~359 mg·kg⁻¹,而 Hg 的质量分数最低,为 0.002~0.23 mg·kg⁻¹。其他重金属(Cr、Cu、Ni、As、Cd 和 Pb)的质量分数分别为 24.9~114、4.3~95.0、12.4~55.8、1.02~17.9、0.05~7.78 和 6.28~59.9

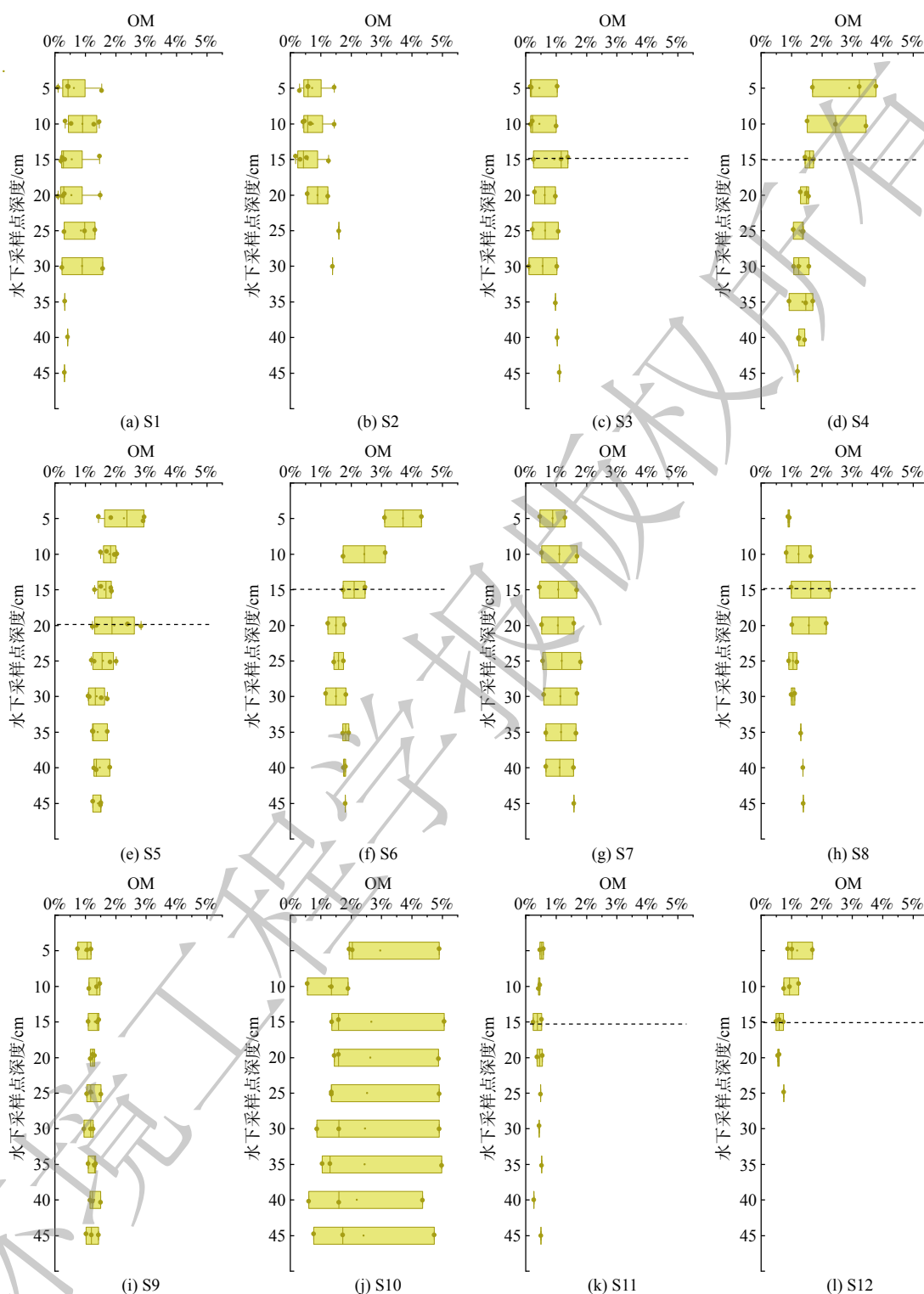


图 2 研究区域 S1~S12 底泥中 OM 随深度变化特征

Fig. 2 Variation characteristics of OM mass fraction with depth in the sediments from S1 to S12 in the study area

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。此外，表层底泥中重金属的质量分数明显高于底层底泥。与其他金属元素稍有不同的是，底泥中 As 的质量分数在 40~60 cm 时有所增加，但不同层次的 As 元素总体质量分数均低于背景值。

长荡湖清淤区域不同深度底泥 8 种重金属 (Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Hg 和 Pb) 的生态风险指数分布

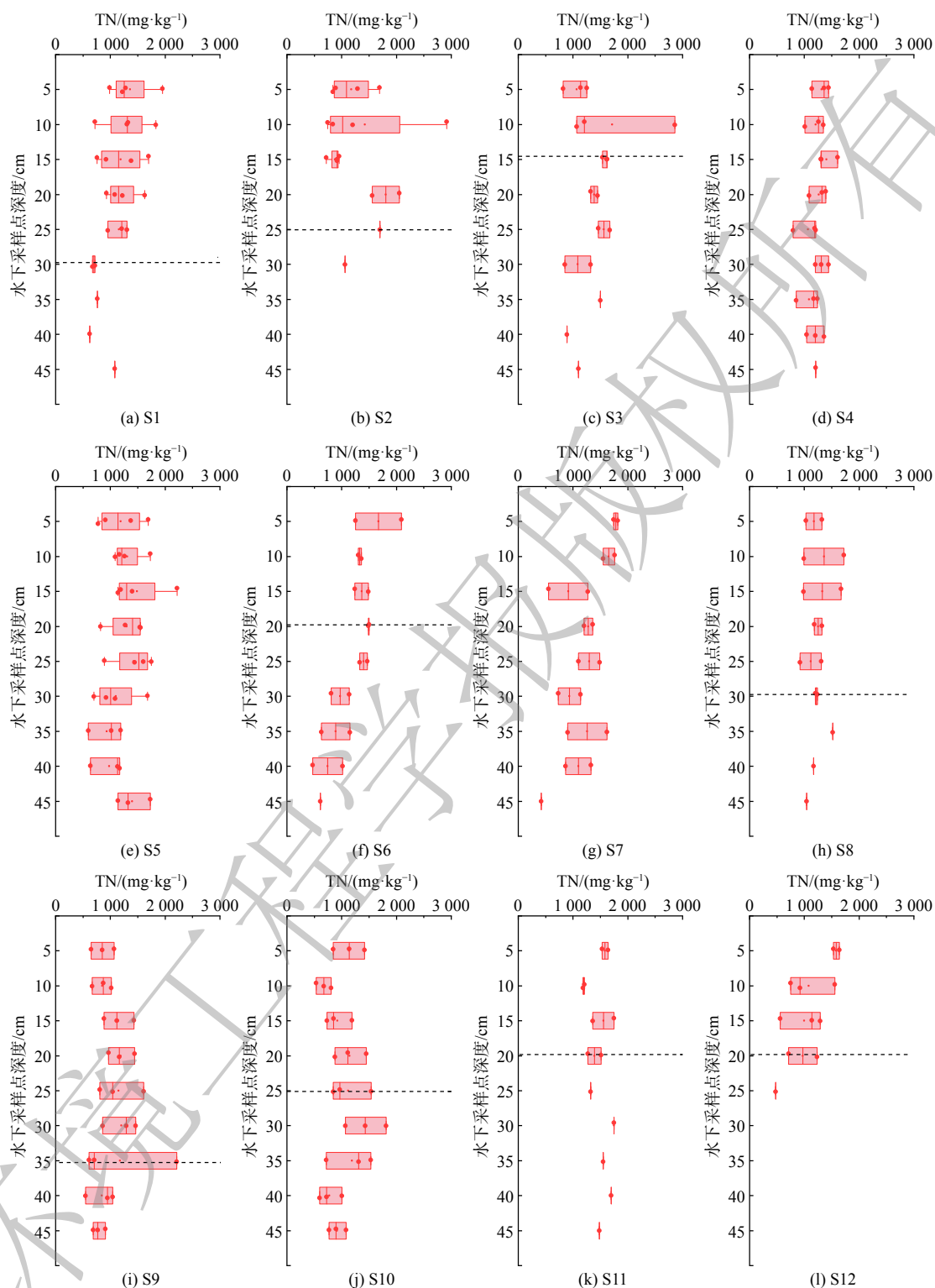


图 3 研究区域 S1~S12 底泥中 TN 随深度变化特征

Fig. 3 Variation characteristics of TN mass fraction in sediments from S1 to S12 with depth in study area

特征如图 6 所示。底泥不同层次的生态风险指数变化特征明显，表现为随着底泥深度的增加呈现递减趋势。底泥的生态风险指数综合值为 26.82~1 886。其中，表层 0~5 cm 和 5~10 cm 的底泥生态风险指数高于“较高风险”标准值，个别采样点在 0~10 cm 的底泥生态风险指数处于“高风险”状态，需特别关注。不同分区的垂直

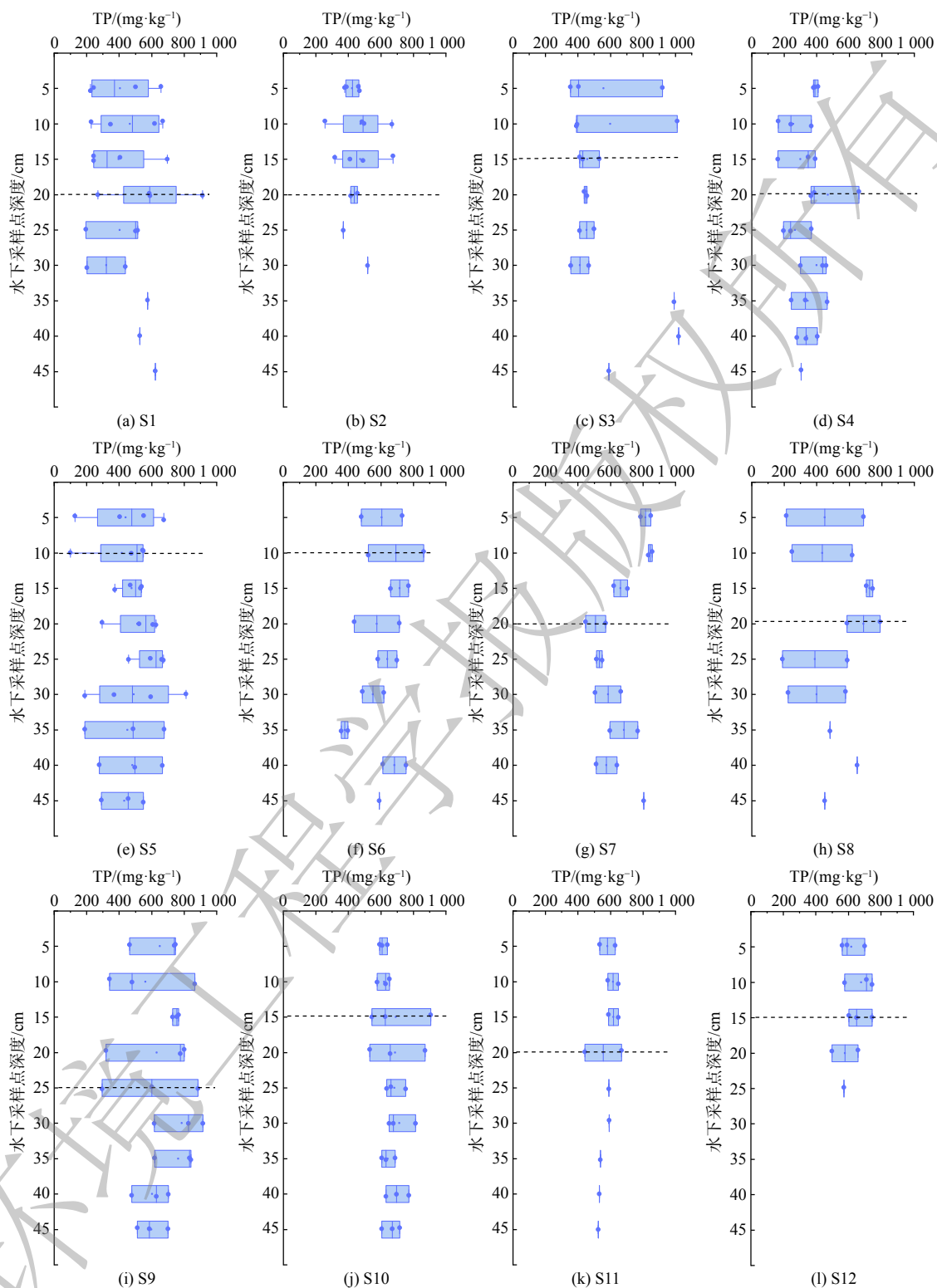


图 4 研究区域 S1~S12 底泥中 TP 随深度变化特征

Fig. 4 Variation characteristics of TP mass fraction in the sediments from S1 to S12 with depth in study area

方向上，重金属的生态风险指数在一定深度内趋于稳定。如 S2、S3、S7 和 S11 区域的生态风险指数在泥水界面水界面以下 10 cm 处开始达最低值且趋于稳定，而 S5、S9 和 S10 区域的生态风险指数则在泥水界面以下 30~35 cm 才趋于稳定。这表明这些区域的重金属污染程度较强，所需的清淤深度也相对较深。

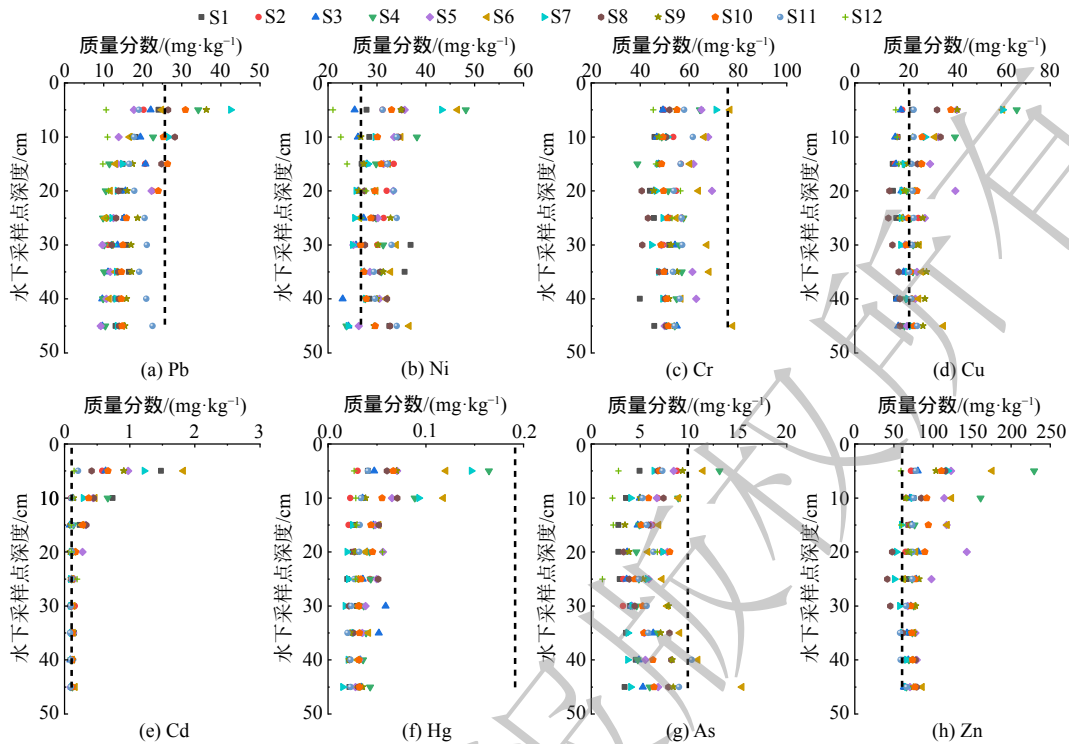


图 5 研究区域底泥中 8 种重金属质量分数随深度变化特征

Fig. 5 Variation characteristics of heavy metal mass fraction in the sediments with depth in study area

2.3 基于营养盐和重金属污染现状的清淤深度确定

根据柱状底泥采样情况,分析得到长荡湖清淤区域受人为活动影响新生成淤泥样品的深度空间分布情况(图 7(a))。总体而言,长荡湖西北部湖区淤泥较深,部分区域淤泥厚度达 70 cm。相对而言,西南侧区域采集的淤泥较浅,该区域已经清理的网箱养殖相对集中区域。在湖区靠近中心处有一个区域,淤泥较厚,泥厚可达 70 cm。在湖区东南侧和现有网箱养殖区的西侧部分采样点,淤泥厚度也达到了 70 cm。总之,长荡湖底泥厚度呈区域性分布,但在部分采样点所在区域存在较厚的底泥。

清淤深度是环保清淤工程设计的关键参数之一,直接关系着环保清淤的效果及工程费用^[23-24]。若环保清淤深度过小,将无法去除污染较重的污染层,达不到清淤目的;而若清淤深度过大,则可能对湖泊底部生态系统造成难以恢复的破坏,对水生生态系统构成严重威胁,亦会削弱湖泊底泥对外源性污染物输入后的缓冲作用,增加后期水体生态修复的难度^[25-26]。此外,清淤深度的增大也意味着清淤费用的增加。因此,确定合理的环保清淤深度意义重大。目前,国内常用环保清淤深度确定的方法有分层法、拐点法、生态风险指数确定法等多种方法^[27-30]。本研究主要运用野外采样时柱状底泥分层特征、污染物含量拐点法、底泥生态风险指数确定法等多种方法,对环保清淤深度进行了综合分析和确定。

本研究利用野外采样时照片资料、每个区域底泥 TN 和 TP 分层分布特征、重金属生态风险指数分层分布特征并结合工程实施可行性,综合确定了不同区域环保清淤深度(图 7(b))^[26]。环保清淤工程不同施工区域内的清淤深度各不相同,清淤深度范围为 10~35 cm,其中 S1 区清淤深度计划为 20 cm,该区域也是重金属 Cd 质量分数较高的区域。区域 S2 和 S3 清淤深度均为 10 cm。S4 区清淤深度为 20 cm,该区域是本次清淤区域重金属 Cd 质量分数最高的区域。S5 区清淤深度为 30 cm。S6 区和 S8 区清淤深度均为 20 cm, S7 区清淤深度为 10 cm, S9 区清淤深度为 35 cm。S10~S12 区清淤深度分别为 35 cm、10 cm 和 20 cm。在环保清淤工程组织实施时,建议首先实施重金属风险指数较高的 S5 区、S9 区和 S10 区,并妥善处理重金属 Cd 质量分数较高的底泥及其尾水。每个区域环保清淤施工工艺及底泥、尾水处置方式需根据资金投入、场地条件和施工期限等具体情况确定。由于受到实际用地、环境卫生、工程施工精度和技术经济等因素限制,实际操作过程中的清淤深度与设计的清淤深度之间不可避免存在差异(如图 7(b)和图 7(c))。

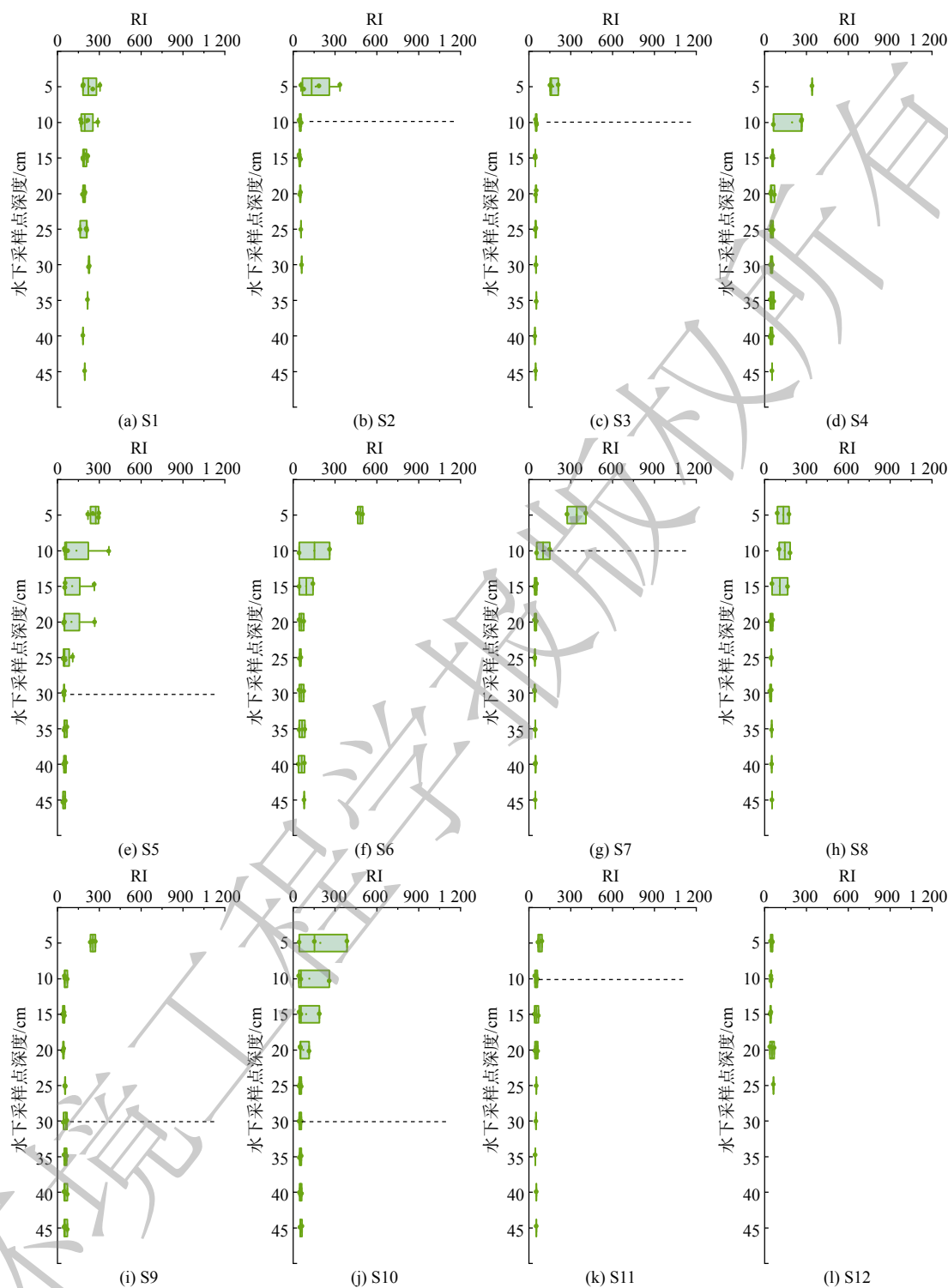


图 6 研究区域 S1~S12 底泥中重金属生态风险指数 (RI) 随深度变化特征

Fig. 6 Variation characteristics of heavy metal ecological risk index in the sediments from S1 to S12 with depth in study area

环保清淤是内源污染治理最直接有效的措施，对于提高水体水环境质量和改善居民生活环境至关重要。环保清淤方案设计参考的边界条件系统复杂，在环保清淤方案制定前需要对湖区水文特征、泥质特性及常见的污染物(如 TN、TP、OM 和常见重金属质量分数及其生态风险指数)在底泥中的垂直分布特征及地理区域特征等进行充分调查，以保证环保清淤设计的合理性^[30]。本研究采用了柱状底泥分层特征、污染物含量拐点法和底泥生态风险指数确定法，针对清淤区域的环保清淤深度进行了初步预测。综合考虑影响程度最大的污

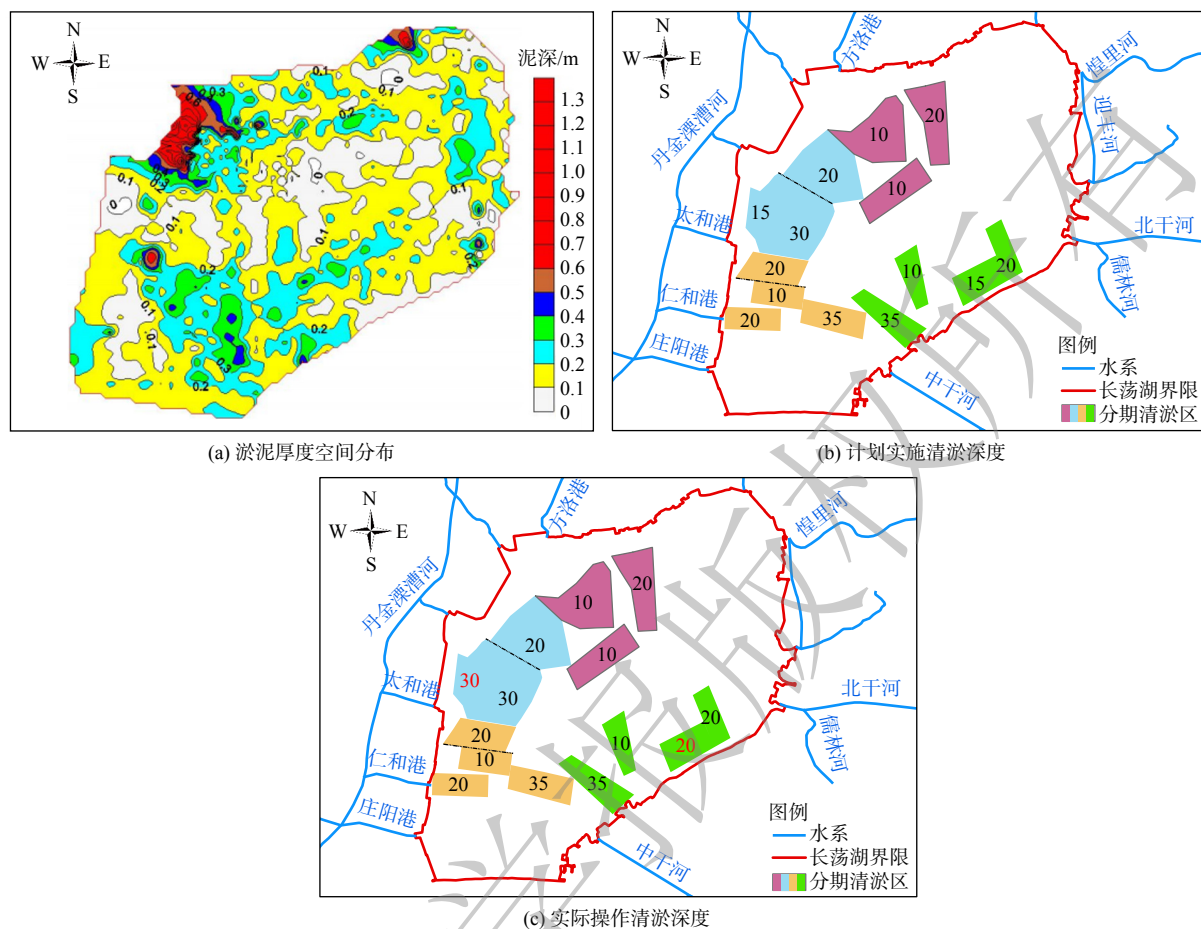


图7 长荡湖清淤区域底泥厚度及计划实施和实际操作清淤深度

Fig. 7 Sediment thickness in the dredging area of Changdang Lake and the planned versus actual operational dredging depths

染物指标, 重点关注污染物各指标质量分数上部分明显高于下部分的界面, 以针对性地确定清淤深度。在方案设计阶段需综合考虑用地、环境卫生、工程施工精度、技术经济等多个方面因素, 对清淤深度和清淤工艺等关键环节进行合理的选择设计, 以保证工程实施的可操作性。考虑清淤工程施工机械的施工精度, 以5 cm的清淤精度确定各区域的具体清淤深度, 充分利用有限的投入发挥更好的经济效益。环保清淤不仅仅是单一的水利工程或环境治理措施, 还需充分考虑工程可行性、经济性和生态环境效益等多种因素, 从科学性、可操作性和经济效益等方面综合决策, 以达到生态环境改善和社会经济效益最大化的目标。

3 结论

1) 清淤区域底泥中各指标(TN、TP、OM、重金属和生态风险指数)变化范围均较大。其中, 底泥Cd的质量分数变幅最大, 最高值是最低值的153倍; 其次是Hg的质量分数, 最高值是最低值的116倍; 变幅相对较小的是Cr和Ni, 最高值是最低值的5倍。2) 底泥中TP、TN、OM随着深度的变化总体趋势不明显, 不同层次底泥中污染物质量分数变化范围较大。表层底泥生态风险指数明显高于底层, 8种重金属(Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Hg和Pb)质量分数随深度增加而降低。3) 长荡湖不同清淤区域的环保清淤深度为10~35 cm不等。在组织实施时, 建议首先实施重金属风险指数较高区域, 并妥善处理重金属Cd的质量分数较高的底泥及其尾水。考虑目前清淤工程施工机械的施工精度, 以5 cm的底泥深度作为清淤深度, 精度确定各区域的具体清淤深度, 实现兼顾技术可行性和经济合理性。

参考文献

- [1] WOOLWAY RI, KRAEMER BM, LENTERS JD et al. Global lake responses to climate change[J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2020, 1: 388-403.
- [2] 徐锦前, 钟威, 蔡永久, 等. 近30年长荡湖和溧湖水环境演变趋势[J]. 长江流域资源与环境, 2022, 31(7): 1641-1652.

- [3] 杨俊, 王祖辉, 李昂, 等. 武汉乌金港底泥重金属和磷污染特征及清淤深度的确定[J]. 浙江农林大学学报, 2022, 39(3): 653-661.
- [4] WANTING L, JIANMING X U, YANZHENG G. Effects of dissolved organic matter from sewage sludge on the atrazine sorption by soils[J]. *Science in China Series C: Life Sciences*, 2005, 48: 57-66.
- [5] 陈国柱, 刘毅. 浅析长诏水库生态清淤的范围和深度[J]. 浙江水利科技, 2019, 47(3): 8-11.
- [6] 宋倩文, 李永峰. 太湖梅梁湾沉积物中磷形态垂直分布特征分析[J]. 哈尔滨商业大学学报(自然科学版), 2013, 29(2): 156-159.
- [7] ZHAN J H, DENG S, LI Z X, et al. The effects of estuary dredging on removing nitrogen and phosphorus in Dianchi Lake, China[J]. *Advanced Materials Research*, 2012, 518: 2895-2899.
- [8] MATTHEW F, JESSIE S, GARY K, et al. Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management with environmental windows using Western Australia as a case study[J]. *Ecological Indicators*, 2017, 78: 229-242.
- [9] 贾海峰, 马洪涛. 城市河湖底泥疏浚对水生态的影响分析与对策探讨[J]. *北京水务*, 2006(1): 48-51.
- [10] 王鸿涌. 太湖无锡水域生态清淤及淤泥处理技术探讨[J]. *中国工程科学*, 2010, 12(6): 1009-1742.
- [11] DING T, HU L G, LING H, et al. (2018). Vertical profile of pahs and dredging depth of river sediments[J]. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 27(6), 513-523.
- [12] 杨兰琴, 樊华, 赵媛, 等. 北方河道清淤判定及深度初探[J]. *水利规划与设计*, 2021(6): 88-93.
- [13] 张奇, 喻庆国, 王胜龙, 等. 滇西北剑湖沉积物磷形态、空间分布及释放贡献[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(10): 3792-3803.
- [14] 黄佳聪, 张京, 季雨来, 等. 太湖流域平原农业面源污染模拟与管控的思考[J]. *农业环境科学学报*, 2022, 41(11): 2365-2370.
- [15] ZHANG Y, SU Y, LIU Z, et al. Sedimentary lipid biomarker record of human-induced environmental change during the past century in Lake Changdang, Lake Taihu basin, Eastern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 613: 907-918.
- [16] 刘维淦, 林琪, 张科等. 太湖流域长荡湖近百年生态环境演变过程[J]. *湖泊科学*, 2022, 34(2): 675-683.
- [17] 王秀, 王振祥, 潘宝, 等. 南淝河水-沉积物中重金属的分布规律、环境评价与溯源研究[J]. *环境工程*, 2017, 35(4): 134-138.
- [18] 金龙, 乐晖. 强降雨对昆承湖总磷浓度的影响分析[J]. *环境保护科学*, 2021, 47(5): 123-125.
- [19] 刘恒博, 姚勤英, 郑钦文, 等. 典型简易锌浸出渣堆场土壤重金属污染特征研究[J]. *环境保护科学*, 2022, 48(4): 133-140.
- [20] 徐争启, 倪师军, 虞先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. *环境科学与技术*, 2008, 31(2): 4.
- [21] 李林, 苏奇倩, 丁豪杰, 等. 剑湖流域土壤/沉积物重金属分布特征、来源解析及生态风险[J]. *环境化学*, 2022, 41(3): 949-961.
- [22] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [23] 陈荷生, 江溢, 宋祥甫, 等. 太湖湖内综合治理技术[J]. *水利水电技术*, 2002(12): 46-49.
- [24] 王雯雯. 基于无机污染物风险分级的太湖污染底泥环保疏浚范围的确定方法研究[D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2012.
- [25] 范成新. 湖泊沉积物-水界面研究进展与展望[J]. *湖泊科学*, 2019, 31(5): 1191-1218.
- [26] 范成新, 钟继承, 张路, 等. 湖泊底泥环保疏浚决策研究进展与展望[J]. *湖泊科学*, 2020, 32(5): 1254-1277.
- [27] 吴永红, 胡俊, 金向东, 等. 滇池典型湖湾沉积物氮磷化学特性及疏浚层推算[J]. *环境科学*, 2005, 26(4): 77-82.
- [28] 周小宁, 姜霞, 金相灿, 等. 太湖梅梁湾沉积物磷的垂直分布及环保疏浚深度的推算[J]. *中国环境科学*, 2007, 27(4): 445-449.
- [29] 张宏华, 宋志鑫, 宋刚福, 等. 沉积物生物有效态重金属测定分析研究进展[J]. *环境保护科学*, 2023, 49(1): 26-31.
- [30] 艾留唤, 马秉, 邵世伟, 等. 东平湖水体和沉积物重金属分布及风险评估[J]. *环境保护科学*, 2023, 49(2): 6.

(责任编辑: 靳炜)

Determination of environmental dredging depth based on the pollution status of columnar sediments: A case study of Changdang Lake

PEI Xiping^{1,2}, WANG Kai³, WANG Yuansheng⁴, ZHU Yufeng⁵, TANG Wenzhong^{1,2,*}, LU Haiming³, XIE Debao³, ZHANG Hong^{1,2}

1. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Nanjing Hydraulic Research Institute, Research center on hydrology and water resources of Ministry of water resources, Nanjing 210029, China; 4. JiangSu TaiHu Planning and Design Institute of Water Resources Co., Ltd, Suzhou 215103, China; 5. School of Environmental Studies, China University of Geosciences(Wuhan), Wuhan 430074, China

*Corresponding author, E-mail: wztang@rcees.ac.cn

Abstract This study takes the environmental dredging project of Changdang Lake (CDL) as an example, examining the pollution characteristics of pollutants(TN,TP,OM,and eight kinds of heavy metals) in the columnar sediments of the dredging area. A method for determining the dredging depth based on the thickness of the columnar sediment and the vertical distribution characteristics of pollutants was proposed. In the planned dredging area,the overall content of TN, TP and OM content in the sediments did not show clear trends with the change of depth, due to large variations in the contents in different sediment layers. The content of TN and TP ranged from 418 to 1 840 mg·kg⁻¹ and 100 to 1 120 mg·kg⁻¹, respectively. With increasing depth, the average content of TN showed a slight decrease, while that of TP showed a slightly increasing trend. In addition, the potential ecological risk index of heavy metals in the surface sediments was significantly higher than that in the bottom layer. Heavy metal contents in the sediments decreased with increasing depth. Among them, Zn had the highest content, ranging from 33.9 to 359 mg·kg⁻¹, while Hg had the lowest content, ranging from 0.002 to 0.23 mg·kg⁻¹. The contents of Cr, Cu, Ni, As, Cd, and Pb ranged from 24.9 to 114 mg·kg⁻¹, 4.3 to 95.0 mg·kg⁻¹, 12.4 to 55.8 mg·kg⁻¹, 1.02 to 17.9 mg·kg⁻¹, 0.05 to 7.78 mg·kg⁻¹, and 6.28 to 59.9 mg·kg⁻¹, respectively. Upon comprehensive analysis, the environmental dredging depth of CDL is set at 10 to 35 cm. It is recommended that areas with higher ecological risks of heavy metals in the sediments are prioritized during environmental dredging. Additionally, proper handling of sediments with a high Cd content and its tailwater is advised.

Keywords environmental dredging; dredging depth; total nitrogen; total phosphorus; heavy metals