Eco-Environmental Knowledge Web

环境工程学报
Chinese Journal of Environmental Engineering

第 17 卷 第 12 期 2023 年 12 月
Vol. 17, No.12 Dec. 2023

http://www.cjee.ac.cn E-mail: cjee@rcees.ac.cn (010) 62941074

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.202310119 中图分类号 X524 文献标识码 A

都诚, 夏玉林, 谢得宝, 等. 长荡湖入湖河流底泥污染特征和潜在生态风险评价[J]. 环境工程学报，2023, 17(12): 3849-3858. [DU Cheng, XIA Yulin, XIE Debao, et al. Characteristics of sediment pollution and assessment of potential risk in rivers flowing into Changdang Lake[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(12): 3849-3858.]

# 长荡湖入湖河流底泥污染特征和潜在生态风险评价

都诚[1,2], 夏玉林[3], 谢得宝[4], 陈辉[5], 陆海明[4,✉], 杨剑[5], 王凯[4], 唐文忠[2], 张洪[2]

1. 华中师范大学城市与环境科学学院，武汉 430000；2. 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；3. 江苏省水文水资源勘测局常州分局，常州 213022；4. 南京水利科学研究院，水利部水文水资源工程技术研究中心，南京 210029；5. 江苏省金坛长荡湖旅游度假区管理办公室，常州 213200

**摘　要**　选择长荡湖入湖河流为研究对象，分析河流底泥营养盐、有机质和重金属的分布特征，采用潜在生态风险指数法评价底泥重金属的潜在污染风险水平。结果表明，长荡湖入湖河流底泥中总氮和总磷均低于流域背景的平均水平，分别为 1 134.15 和 664.81 mg·kg$^{-1}$，氮、磷化学计量比 (N/P = 1.96) 也低于我国不同纬度典型的湖泊底泥平均水平 (N/P =3.89~9.57)，且所有底泥中总磷都存在较高的污染负荷。有机质的平均质量分数为 1.23%，除方洛港外，整体质量分数相对较低，与总磷和总氮强相关。入湖河流底泥中重金属的平均质量分数高于背景值，特别是新河港、方洛港和大浦港，其中 Cu、Zn、Cd 和 Hg 的平均质量分数显著高于流域背景值，分别为 48.25、163.47、0.37 和 0.12 mg·kg$^{-1}$。潜在污染风险主要存在于新河港和方洛港，其风险指数分别为 328.8 和 222.26。方洛港存在潜在污染风险的底泥主要集中在深层底泥的 45 cm 以下，且赋存了大量的营养盐，人为干扰可能再次释放营养盐，故不建议实施清淤工程。该研究结果可为同类湖泊水质监管与治理提供参考。

**关键词**　环保清淤；长荡湖；垂直分布；入湖河流；太湖流域

底泥是湖泊生态系统的重要组成部分，由水环境中多种复杂过程的共同作用形成，包括物质输入、生物活动、化学反应和水动力作用[1]。非自然产生的营养盐和重金属会通过多种途径累积在底泥中，过多的物质累积会在水环境条件改变的情况下形成内源释放，破坏水生态平衡[2-3]。尤其是重金属元素，重金属在底泥中具有潜伏性和富集性，其对生态平衡的威胁主要表现在被藻类等水生动植物的体表吸附、富集，在食物链内产生累积，进而引起生物群落的退化等问题[4-6]。对于内陆湖泊而言，入湖河流是上游来水和污染物入湖的主要通道，因此准确掌握入湖河流底泥的污染状况对于湖泊水生态修复具有重要意义[7-8]。

早期的清淤技术被用于多种目的，如保障河道的通航、深海采矿作业和建立野生动物自然保护区等[9-11]。应用于控制湖泊内源污染的环保清淤起源于发达国家对于生态环境遭受破坏的思考，并于二十世纪初引入我国[12-13]。然而，清淤技术在改善区域内的氮磷负荷上效果显著，但在底泥被清除的同时，由于内部物质负荷、底泥性质和清淤方式等的不同，工程可能会引起后续的生境重建问题。如采用抓斗方式会在风浪较大的天气条件下引发营养物质或治病细菌的再次释放[9,14]。对于清出淤泥的处理，仍需考虑底泥中盐分、矿质和有机质等的构成特征，同样需要经过实验论证[15]。由于环保清淤技术的独特性，工程上要求其在技术手段上避免河湖状态再次受到影响。这将决定清淤方式的选择，因此河湖内部氮、磷、有机质和重金属负荷的垂直分布研究可为工程提供实施依据。

**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 (52270202，41877471)；江苏省水利科技项目 (2021013)

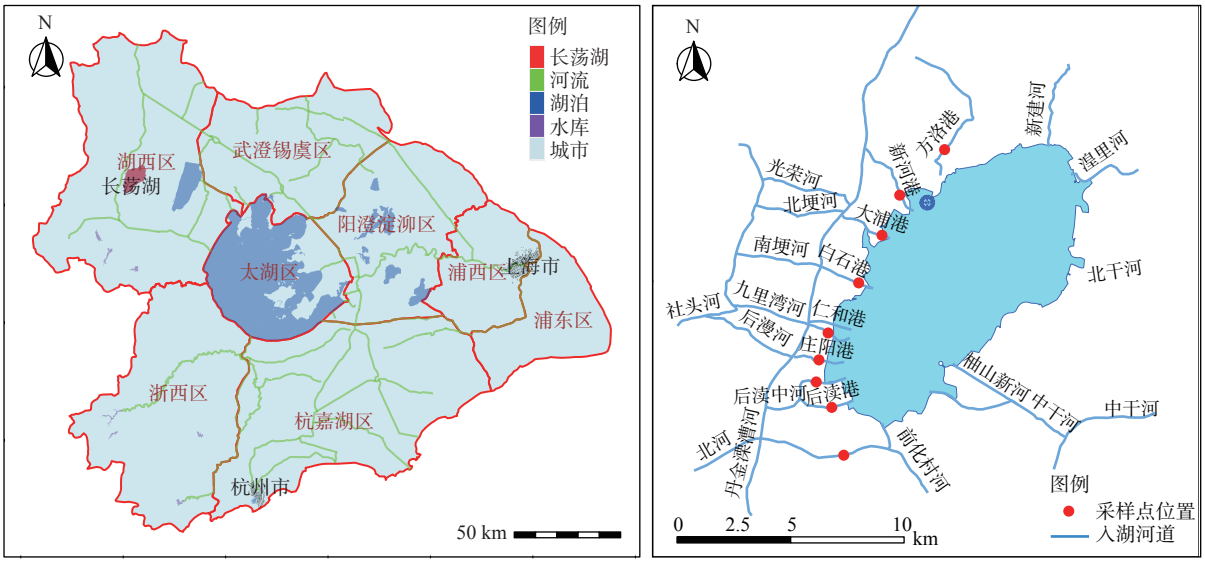
**第一作者**：都诚 (1998—)，男，博士研究生，ducheng98@outlook.com；**✉通信作者**：陆海明 (1978 —)，男，博士，正高级工程师，cnlhm@126.com

20 世纪 50 年代以来，长荡湖湖区渔业内源污染和接受上游带有污染物的补水等都对该湖区水质造成了直接影响[16–18]。2015 年，为解决长荡湖内源污染问题，金坛区政府根据太湖流域水环境综合治理的总体部署和《长荡湖保护规划》相关要求实施了长荡湖环保清淤工程。本研究以长荡湖入湖河流为研究对象，分析底泥营养盐、有机质和重金属的质量分数和垂直分布特征，利用潜在生态风险指数法评价可能存在的污染风险，为长荡湖湖泊水生态修复提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域

长荡湖是太湖流域上游的调蓄性湖泊，位于金坛区境内东南方向 9 km 处，跨金坛区、溧阳市两地，又名洮湖，系古太湖分化而成，是太湖流域三大湖泊之一。其南窄北宽，南北最长距离为 13.6 km，东西最宽距离为 9.3 km，湖周岸线长度约 40 km，湖面面积 81.9 km$^2$，湖区平均水深 0.8~1.2 m，蓄水量 8 600×10$^4$ m$^3$ (常水位) 。长荡湖湖底的平均高程为 2.36 m，最低处高程为 1.36 m。方洛港、新河港、大浦港、白石港、仁和港和庄阳港是长荡湖主要入湖河流，湟里河、北干河和中干河则为主要出湖河流。其中新建河、大浦港、白石港、仁和港和庄阳港与客水河流丹金溧漕河相连 (图 1) 。




(a) 太湖流域　　(b) 长荡湖入湖河流及采样点

注：图(a)基于太湖流域管理局提供数据绘制，图(b) 基于常州市金坛区水利局提供的数据绘制。

**图 1 太湖流域区位图和长荡湖入湖河流柱状底泥的采样点位图**

Fig. 1 Regional of Taihu Lake basin and sampling sites of the columnar sediment in the rivers entering the Changdang Lake

### 1.2 样品采集和分析

根据长荡湖的主要入湖河流分布 (图 1) ，设置方洛港 (FL)、新河港 (XH)、大浦港 (DP)、白石港 (BS)、仁和港 (RH)、庄阳港 (ZY)、后渎中河 (HDZ)、后渎港 (HD) 和北河 (BH) 共计 9 条河流 18 个采样点位，采集底泥样品，分析底泥中总氮、总磷、有机质和重金属 Cu、Zn、Pb、Cd、Ni、Cr、As 和 Hg 的质量分数。2020 年夏季在对应点位采集柱状底泥样品，每个柱状底泥自上而下以 5 cm 为尺度进行分层，分层后低温保存运送回实验室检测分析。

柱状底泥样品指标检测方法：总氮采用凯氏法 (HJ 717-2014) ；总磷采用碱熔-钼锑抗分光光度法 (HJ 632-2011) ；有机质采用重铬酸钾分光光度法 (HJ 615-2011) ；Cu、Zn 采用火焰原子吸收分光光度法 (GB/T 17138-1997) ；Pb、Cd 采用石墨炉原子吸收分光光度法 (GB/T 17141-1997) ；Ni 采用火焰原子吸收分光光度法 (GB/T 17139-1997) ；Cr 采用火焰原子吸收分光光度法 (HJ 491-2009) ；As 采用原子荧光法 (GB/T22105.2-2008) ；Hg 采用原子荧光法 (GB/T22105.1-2008) 。

### 1.3　评价方法

1) 总氮和总磷污染程度评价。太湖是国内开展底泥氮磷营养盐与上覆水体和富营养化关系研究最多的湖泊之一，具有较为丰富的研究资料。长荡湖是太湖流域的调蓄湖泊，故长荡湖底泥的总氮和总磷污染程度评价方法采用太湖底泥的评估标准[19] (表 1) 。

**表 1　太湖底泥中总氮和总磷的污染程度评估标准**
Table 1　Assessment criteria for the pollution levels of total nitrogen and total phosphorus in Taihu Lake sediment　　mg·kg$^{-1}$

| 指标 | 清洁 | 轻度污染 | 中度污染 | 重度污染 |
|---|---|---|---|---|
| 总氮 | 1 128 | 1 377 | 1 627 | >1 627 |
| 总磷 | 434 | 497 | 625 | >625 |
| 对应水质类别 | Ⅲ | Ⅳ | Ⅴ | 劣Ⅴ |

2) 重金属风险评价方法。我国尚未制定底泥中重金属的国家质量标准，考虑到长荡湖底泥 pH 为 6.5~7.5，农用地均可以作为水田、水旱轮作或者其他用途，所以不同污染物项目均采用较为严格的风险筛选值。基于湖泊底泥清淤需求，采用《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准 (试行) (GB 15618-2018) 》中重金属风险筛选值和管制值。根据农用地土壤重金属风险筛选值和管控值，将 Cd、Hg、As、Pb、Cr 五种重金属质量分数低于或等于风险筛选值的底泥评价为“低风险”，高于风险筛选值、低于或等于风险管控值的底泥评价为“中风险”，高于风险管控值的底泥评价为“高风险”。将 Cu、Ni 和 Zn 三种重金属质量分数低于或等于风险筛选值的底泥评价为“低风险”，高于风险筛选值的底泥评价为“中风险”。其中 Cr、Cu、Ni、Zn、As、Cd、Pb 和 Hg 的风险筛选值分别为 200、100、100、250、25、0.3、120 和 0.6 mg·kg$^{-1}$。Cr、As、Cd、Pb 和 Hg 风险管控值分别为 1000、120、3.0、700 和 4.0 mg·kg$^{-1}$ (该标准未提供 Cu、Ni 和 Zn 三种重金属的风险管控值) 。

3) 重金属潜在生态风险指数评价方法。瑞典学者 Håkanson 于 1980 年提出潜在生态风险指数法[20]，它是划分底泥污染程度和其水域潜在生态风险的一种相对快速、简便和标准的方法。通过测定底泥样品中的污染物质量分数计算出潜在生态风险指数值，可反应表层底泥金属的质量分数、金属的毒性水平和水体对金属污染的敏感性。单因子潜在生态风险指数的计算式为式 (1) 和式 (2) ；多因子潜在生态风险指数计算参考式 (3) 。

$$C_{\mathrm{f}}^{i}=C_{\mathrm{D}}^{i}/C_{\mathrm{R}}^{i} \tag{1}$$

$$E_{\mathrm{r}}^{i}=T_{\mathrm{r}}^{i}\times C_{\mathrm{f}}^{i} \tag{2}$$

$$\mathrm{RI}=\sum_{i=1}^{n}E_{\mathrm{r}}^{i} \tag{3}$$

**表 2　生态风险指数的污染程度划分**
Table 2　Classification of pollution levels for the ecological risk index

| 阈值区间 | 程度分级 |
|---|---|
| RI<150 | 低风险 |
| 150≤RI<300 | 中风险 |
| 300≤RI<600 | 较高风险 |
| 600≤RI<1 200 | 高风险 |
| RI≥1 200 | 很高风险 |

式中：$C_{\mathrm{f}}^{i}$为某一金属的污染系数；$C_{\mathrm{D}}^{i}$为底泥中重金属的实测质量分数，mg·kg$^{-1}$；$C_{\mathrm{R}}^{i}$为计算所需的重金属参比背景值，mg·kg$^{-1}$；$E_{\mathrm{r}}^{i}$为潜在生态风险系数；$T_{\mathrm{r}}^{i}$为单个污染物的毒性响应参数；RI 为多种金属的潜在生态风险指数。潜在生态风险指数污染等级划分见表 2。重金属参比背景值为 (参照太湖流域底泥[19]) Cr = 77.8；Cu = 22.3；Ni = 26.7；Zn = 62.6；As = 10；Cd = 0.13；Pb = 26.2；Hg = 0.29 (单位：mg·kg$^{-1}$) 。计算潜在生态风险指数所需的毒性响应参数为 Hg = 40；Cd = 30；As = 10；Pb= 5 ；Cu = 5；Zn = 1；Cr = 2；Ni = 5。

### 1.4　数据分析

利用 Microsoft Excel、SPSS 软件和 R 语言进行数据整理、统计分析和制图。不同入湖河流环境因子的显著性检验采用 t.text。

## 2　结果与讨论

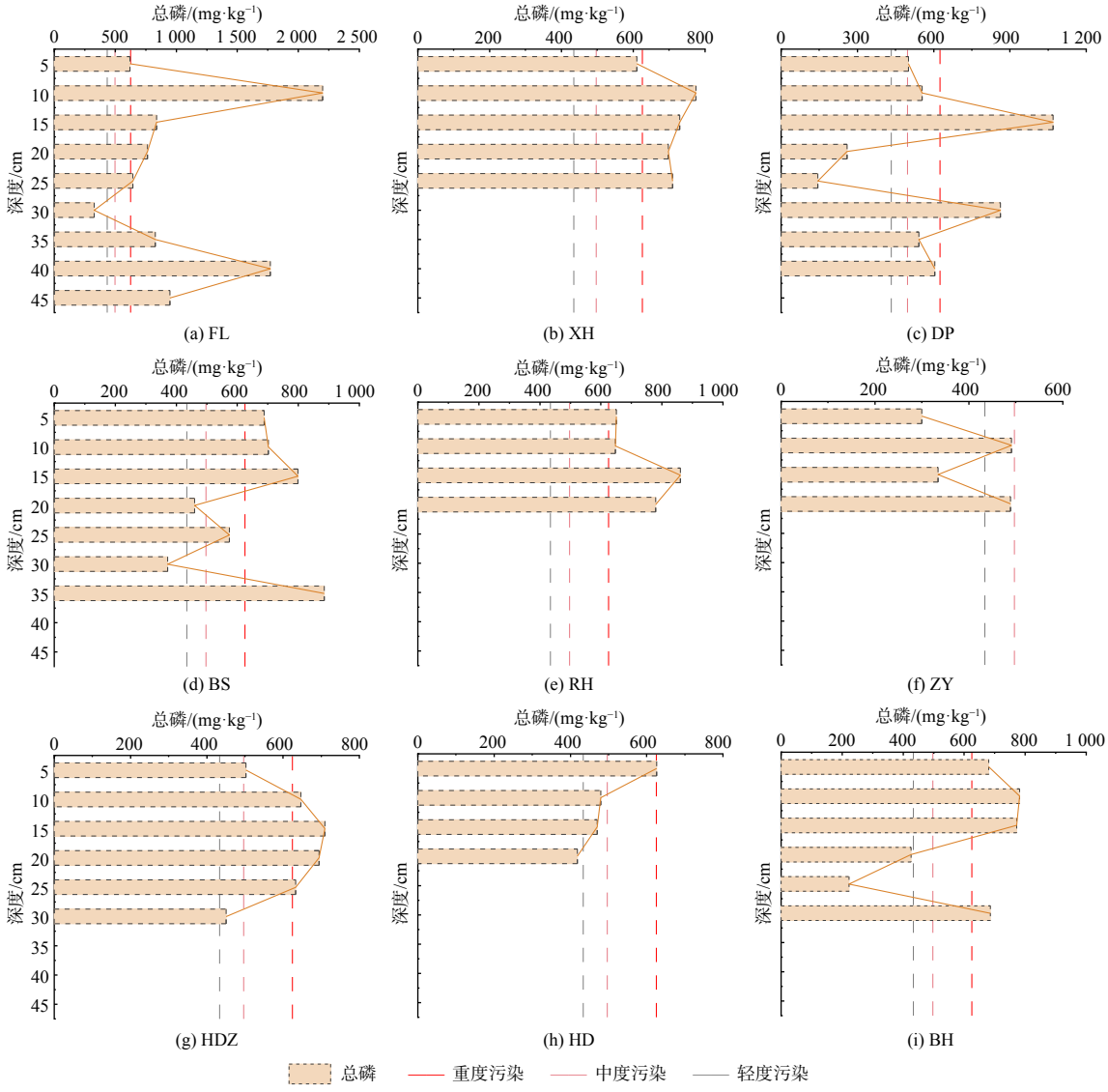
### 2.1　入湖河流底泥中营养盐分布和污染特征

2000 年以来，湖区的污染负荷因人类生产活动急剧增加，导致长荡湖水质低于国家地表水劣Ⅴ类水体标准[21–26]。长荡湖入湖河流底泥中总氮和总磷分别为 1 134.15 mg·kg$^{-1}$ 和 664.81 mg·kg$^{-1}$，总氮要低于太湖湖区 (1 349 mg·kg$^{-1}$) ，而总磷要高于太湖湖区 (486 mg·kg$^{-1}$) 。然而，在流域体系中，总氮 (1 748 mg·kg$^{-1}$)

和总磷 (760 mg·kg$^{-1}$) 均要低于流域背景的平均水平，并且没有达到数量级差异[16,27]。长荡湖入湖河流底泥的氮、磷化学计量比平均值 (N/P = 1.96) 也要低于我国纬度相同的典型湖泊底泥的平均水平 (N/P = 3.89~9.57)[28–30]。

### 2.1.1 总磷质量分数垂直分布和污染特征

长荡湖入湖河流底泥中总磷质量分数的分层特征如图 2 所示。除 ZY 外，整体都有较高的污染水平。其中 FL、DP、BS 和 BH 的垂直分层变异系数较高，分别为 0.6、0.49、0.29 和 0.37，可反映对应时域内伴随着沉积作用有外来源的磷投入。其平均总磷分别为 993.22、567.38、640 和 594.83 mg·kg$^{-1}$，变化范围分别为 327~2 200、145~1 070、372~885 和 223~782 mg·kg$^{-1}$；XH、RH、ZY、HDZ 和 HD 中平均总磷为 704.6、734.75、403.5、606.33 和 498.5 mg·kg$^{-1}$。底泥样品中平均总磷为 681.07 mg·kg$^{-1}$，表层底泥都有较高的污染负荷，只有 ZY 的污染程度在重度污染以下。长荡湖的底泥与我国同季节的其他地区湖泊相比具有更高的磷占比[28–30]，其主要原因是湖区上游长时间磷肥大量投入使得底泥中总磷赋存量偏离自然基线[17]。相对于其他入湖河流，与钱资荡湖连接的 FL 呈现出更加不稳定的底泥状态，是总磷负荷最高的入湖河流。近几年，当地政府开展了严格的水污染治理措施，入湖磷的负荷相较于前几年得到有效控制，但是对于清洁型




注：虚线代表根据污染程度不同分级的阈值标准。

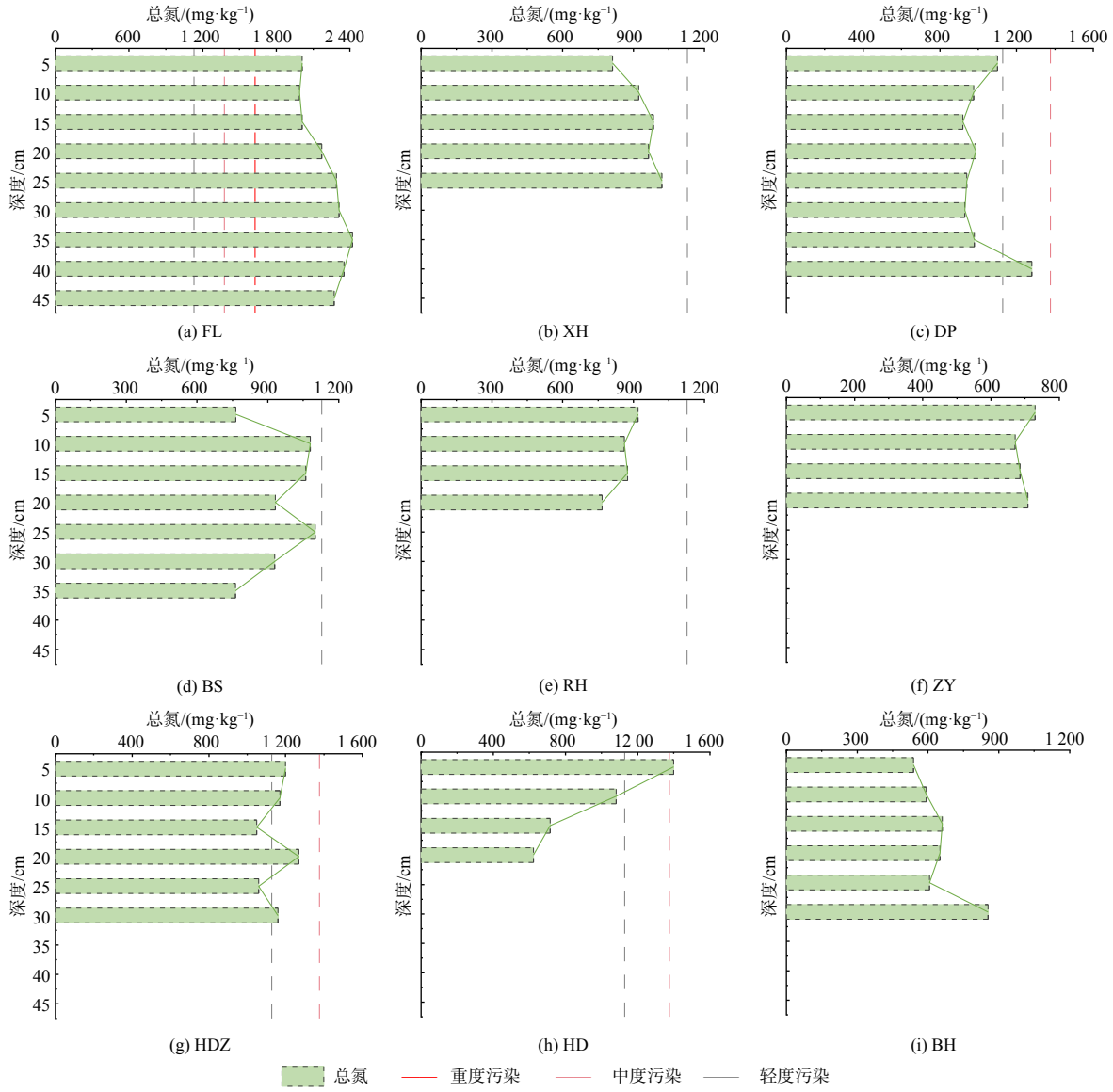
**图 2 长荡湖入湖河流底泥中总磷的垂直分布**

Fig. 2 Vertical distribution of total phosphorus in the sediment of rivers entering the Changdang Lake

底泥来说仍存在较高的赋存量[31]。而湖内底泥与入湖河流底泥没有明显的数据差异 (湖内底泥中磷的质量分数平均值为 695 mg·kg$^{-1}$) [32]，但入湖河流底泥具有更高的变异系。这说明入湖河流的磷沉积过程要比湖内复杂，区域内存在过量的磷输入。

### 2.1.2　总氮质量分数垂直分布和污染特征

长荡湖入湖河流底泥中总氮质量分数的分层特征如图 3 所示，氮负荷整体污染水平要低于磷负荷，除 FL 外 (总氮平均值为 2 202.22 mg·kg$^{-1}$，变异系数为 0.07)，都未超出重度污染限制阈值。XH、BS、RH、ZY、和 BH 均未达到轻度污染限制阈值，平均总氮分别为 940.4、946.86、855.5、698.25 和 650.17 mg·kg$^{-1}$。DP、HDZ 和 HD 部分分层达到轻度污染，平均总氮分别为 1 014.5、1 151.67 和 954.5 mg·kg$^{-1}$。入湖河流底泥中总氮的污染程度良好，底泥样品中平均总氮为 1 134.15 mg·kg$^{-1}$，要高于湖内底泥[32]，但低于我国同季节的其他地区湖泊[28–30]。与磷的负荷模式类似，其中 FL 的氮素也超出了重度污染限，污染程度较重，为管控输入源头需要注意的入湖河流。HD 表层底泥中氮的质量分数在该时期已到达了中度污染阈值，且从垂直分布来看氮素累积有逐渐增加的趋势，同样需要注意入湖河流负荷。




注：虚线代表根据污染程度不同分级的阈值标准。

**图 3　长荡湖入湖河流底泥中总氮的垂直分布**

Fig. 3　Vertical distribution of total nitrogen in the sediment of rivers entering the Changdang Lake

### 2.1.3 有机质质量分数垂直分布和污染特征

长荡湖入湖河流底泥中有机质的平均质量分数为 1.23 %，有机质质量分数的分层特征如图 4 所示。FL 的有机质的平均质量分数为 1.98 %，变异系数为 0.08，为负荷最高的入湖河流。有机质质量分数较高的底泥会产生较多的磷营养盐释放量，并且达到动态平衡的速率也不受质量分数影响[33]。有机质的质量分数与总磷呈现弱或强相关性，与总氮呈现强相关性[34-35]。与 FL 的总磷和总氮高负荷保持一致，这说明有机质的质量分数可作为底泥营养盐释放的直接依据，同时也可认为 FL 就是为湖泊提供营养输入量最主要的河道。DP 和 HDZ 中有机质的平均质量分数均为 1.35 %。XH、BS、RH、ZY、BH 和 HD 中有机质平均质量分数分别为 1.05、1.09、0.98、0.8、0.82 和 0.98 %。HD 的有机质同氮素的垂直分布趋势相同，若为外源型输入，则均存在潜在污染风险。

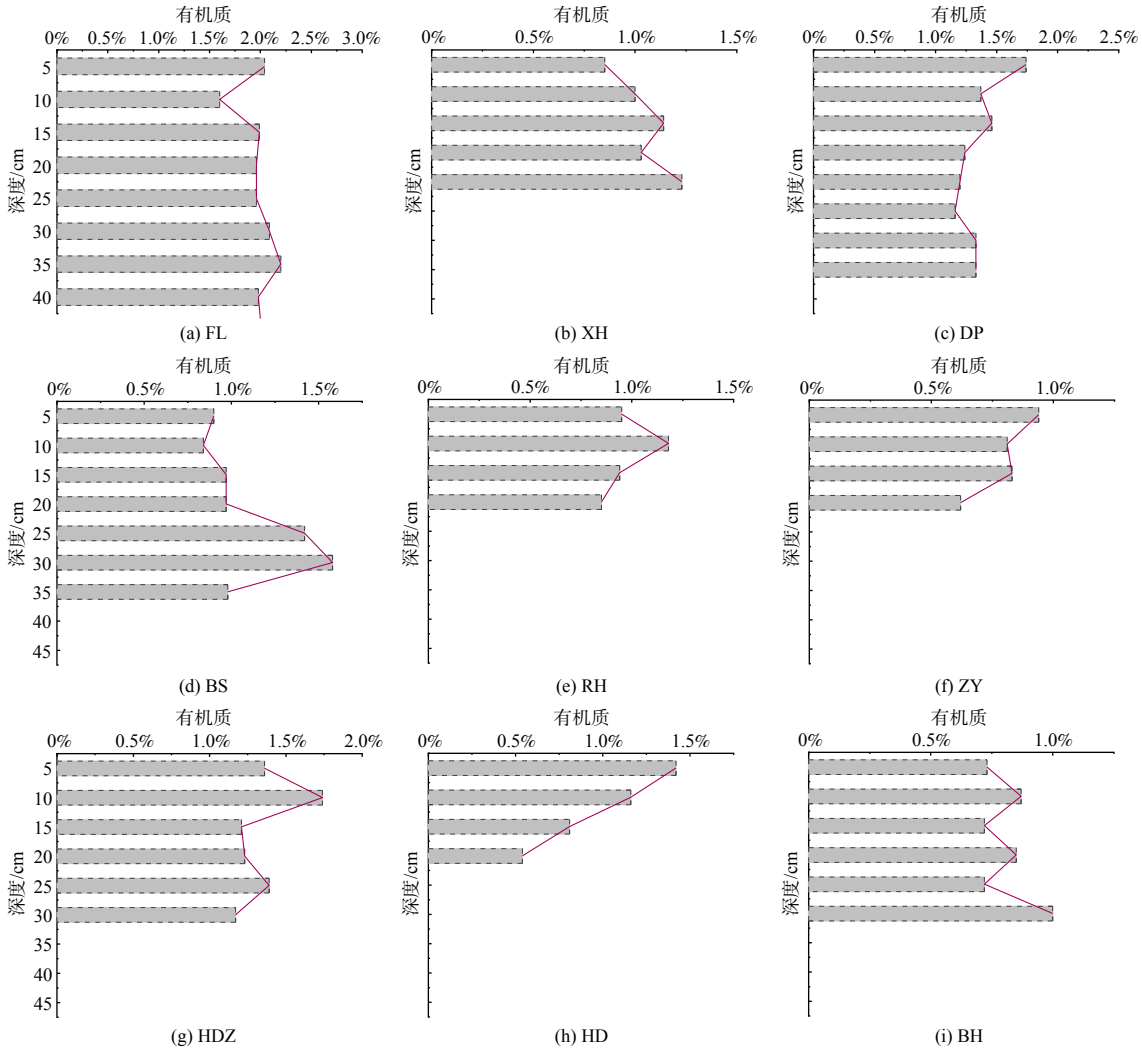



**图 4 长荡湖入湖河流底泥中有机质的垂直分布**

Fig. 4 Vertical distribution of organic matter in the sediment of rivers entering the Changdang Lake

## 2.2 入湖河流底泥中重金属分布和潜在生态风险

### 2.2.1 底泥中重金属质量分数分布

入湖河流底泥中重金属的平均质量分数如表 3 所示。其中，Hg、Zn、Cd 和 Cu 的质量分数显著高于背景值。FL 仍然是最需要注意的入湖河流，8 种检测重金属均超过流域的背景值，单因子生态风险较高的 Cd 和 Hg 分别超出背景值 7.9 倍和 5.3 倍。金坛区的工业废水和生活污水通过丹金溧漕河和下塘河汇入钱资荡湖与长荡湖[36]，而 FL 是长荡湖与钱资荡湖交汇的主要河流，存在湖水倒灌的现象，并且钱资荡湖还有截

污和引水工程[37]，使得 FL 的水力条件变的复杂。因此，FL 会受纳更多的污染物并且得到更长的停留时间，造成了各类污染物都严重超标，但仍需进一步研究以确认。除 Cd 和 Hg 外，Zn 和 Cu 的最高质量分数分别为 280 mg·kg$^{-1}$ 和 70 mg·kg$^{-1}$，XH、DP、BS、RH 和 BH 的质量分数分别超过了背景值 4.3~2.7 倍和 2.7~2.1 倍，同样威胁底泥的生态健康。As，Pb，Ni 和 Cr 都存在小程度的背景值超标。但相对于其他 4 种重金属，在生态修复问题上，显然后者是需要优先重视的目标。

**表 3　长荡湖入湖河流底泥中重金属的质量分数平均值和背景值[32]**

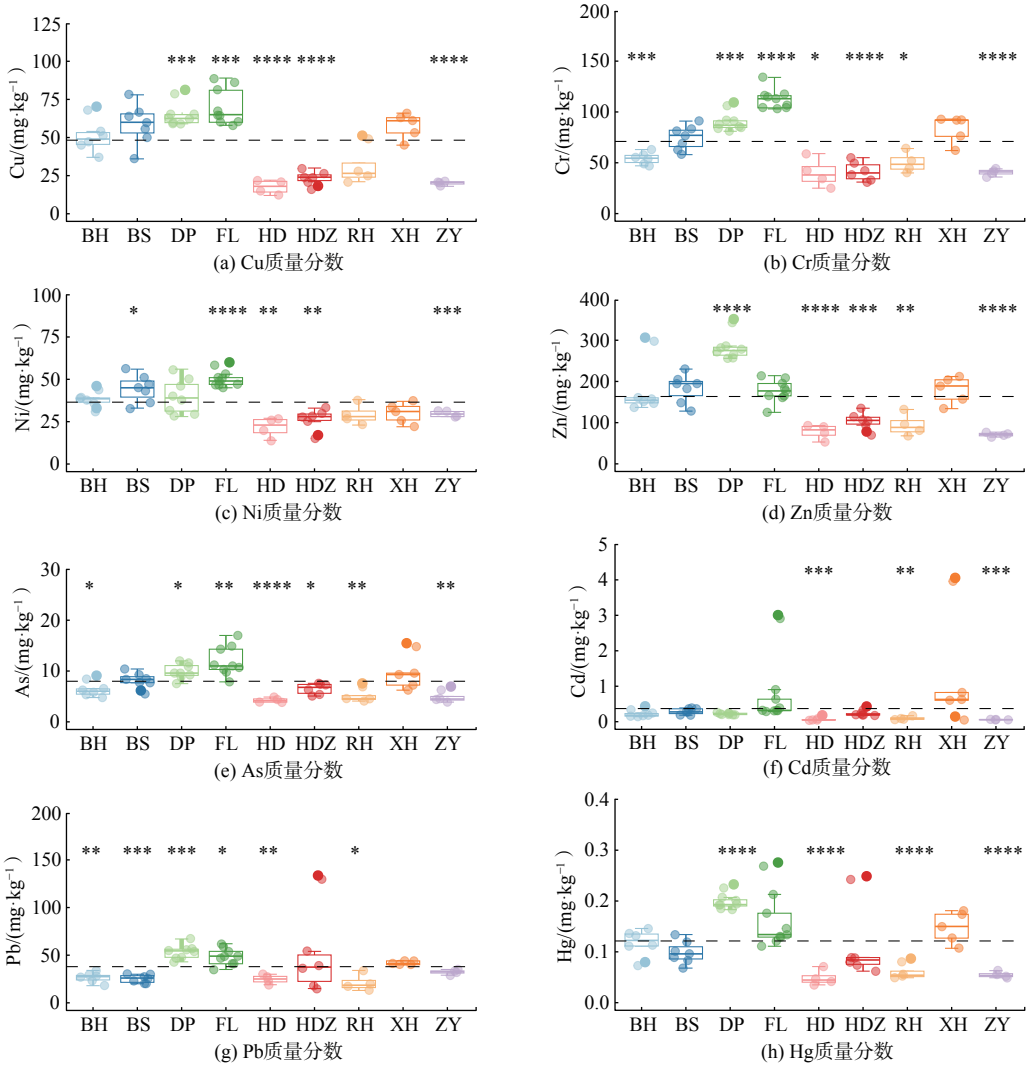
Table 3　Mean and background value of heavy metal mass fraction in the sediment of rivers entering the Changdang Lake　　mg·kg$^{-1}$

| 入湖河流编号/背景值 | Cr | Cu | Ni | Zn | As | Cd | Pb | Hg |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| FL | 112.67 | 70.00 | 49.67 | 177.22 | 11.89 | 0.71 | 48.56 | 0.16 |
| XH | 83.00 | 57.60 | 30.00 | 179.20 | 9.43 | 1.21 | 41.80 | 0.15 |
| DP | 89.13 | 64.00 | 39.88 | 280.00 | 9.92 | 0.22 | 53.38 | 0.20 |
| BS | 74.57 | 58.71 | 44.43 | 183.43 | 8.21 | 0.29 | 25.14 | 0.10 |
| LJW | 50.25 | 30.75 | 29.25 | 94.25 | 5.02 | 0.10 | 21.00 | 0.06 |
| ZY | 40.50 | 20.00 | 29.50 | 71.00 | 4.79 | 0.06 | 32.25 | 0.05 |
| HDZ | 41.50 | 23.50 | 26.50 | 104.17 | 6.50 | 0.22 | 48.67 | 0.11 |
| HD | 40.00 | 17.50 | 21.75 | 77.75 | 4.25 | 0.05 | 24.75 | 0.05 |
| BH | 54.33 | 50.33 | 37.83 | 175.33 | 6.19 | 0.21 | 26.50 | 0.12 |
| 背景值 | 75.60 | 23.40 | 32.80 | 64.80 | 9.40 | 0.09 | 22.00 | 0.03 |

为明确重金属的质量分数在入湖河流中的差异程度，采用 t 检验对每条入湖河流与该指标总体平均值进行显著性检验，结果如图 5 所示。9 条入湖河流底泥中重金属的质量分数除 XH 外均有不同程度的显著性差异，FL 和 DP 是差异度最高的入湖河流。FL 底泥中 Cr、Ni、Cu、As 和 Pb 的质量分数显著高于其他入湖河流 ($P$<0.05)，其中 Cr 和 Ni 的显著性最高 ($P$<0.001)。Cd 和 Hg 的质量分数没有表现出显著性差异，但数据超出生态风险标准，这说明所有入湖河流底泥中的 Cd 和 Hg 总体负荷较高。DP 底泥中 Zn、Hg、Cu、Pb 和 As 的质量分数显著高于其他入湖河流 ($P$<0.05)，其中 Zn 和 Hg 的显著性最高 ($P$<0.001)。而 RH、ZY、HDZ 和 HD 的重金属质量分数虽然存在显著性差异，但是都要低于总体平均值，这说明近年的水生态修复对长荡湖中部入湖河流的重金属负荷起到了有效控制。关于入湖河流中 Zn、Hg、Cu 和 Pb 的超标问题，可认为部分来源于丹金溧漕河的补水。因漕河受纳了印染纺织行业、煤炭行业和电子行业的污水，在补水过程中导致了重金属滞留[36,38]。而 Cd 和 As 则来自于湖区和湖内农渔业生产中的农药和肥料的过量投入[21,39-40]。

### 2.2.2　底泥中重金属潜在生态风险

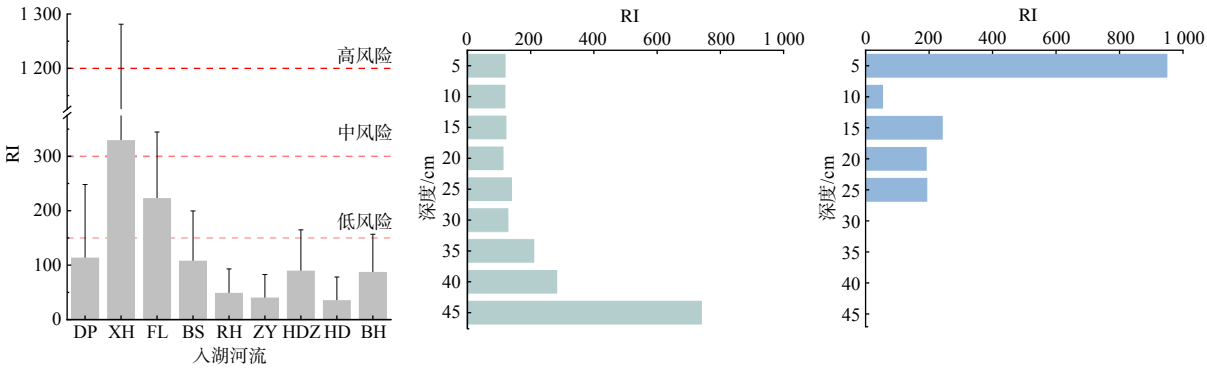
因为采样时间在夏季，属于丰水季节，所以会在湖泊的完整周期上存在一定的局限性。然而，通过先前的研究结论来看，底泥内的各重金属指标的质量分数占比是一致的，故认为夏季可代表为长荡湖整年的污染状态[39-41]。通过风险指数计算结果表明，长荡湖入湖河流底泥样品中生态风险指数的平均值分别为 118.85，入湖河流底泥中重金属的生态风险指数特征如图 6 (a) 所示。8 种检测重金属中 Cd、Zn、Cu 和 Pb 达到了筛选值，但 Cu 和 Pb 仅存在一个样本达到筛选值，且去掉异常值后与其他重金属都呈正态分布，因此认为该样本为异常值。Cd 和 Zn 的质量分数平均值分别为 0.37 mg·kg$^{-1}$ 和 163.47 mg·kg$^{-1}$，在 53 个底泥样品中共有 17 个样品大于或等于 Cd 的风险管控值 (3.0 mg·kg$^{-1}$)，其中 4 个样品位于 XH，13 个位于 FL；10 个样品底泥的 Zn 质量分数超过风险筛选值 (230 mg·kg$^{-1}$)，8 个样品位于 DP，其他重金属指标均未超过风险筛选值。其中，只有 XH 和 FL 存在潜在污染风险，风险指数分别为 328.8 和 222.26，单因子潜在污染风险贡献高的重金属主要为 Cd，其次为 Zn。XH 底泥的生态风险指数超出风险阈值的主要集中在表层 (图 6 (b) )，存在较高的释放风险，在具备条件时可采用环保清淤方式清除表层受污染底泥。FL 超出风险阈值的主要集中在 45 cm 以下的深层底泥 (图 6 (c) )，重金属释放风险低。而 FL 的营养盐在底泥的 45 cm 内均达到重度污染，




注：虚线为该指标的总体平均值。

**图 5　长荡湖入湖河流底泥中重金属的质量分数和显著性分析**

Fig. 5　Mass fraction and significance analysis of heavy metals in the sediment of rivers entering the Changdang Lake




(a) 所有入湖河流底泥中重金属的生态风险指数特征　(b) 方洛港底泥中重金属的生态风险指数垂直分布　(b) 新河港底泥中重金属的生态风险指数垂直分布

**图 6　入湖河流底泥中重金属的生态风险指数特征**

Fig. 6　Ecological risk index characteristics of heavy metals in the sediment of rivers entering the Changdang Lake

在工程角度的清淤可行性很低，并且已有文献表明作业中造成的人为扰动还可能再次释放营养盐[13,42-43]，因此，若不需要增加行洪通航能力的情况下不建议实施清淤工程。

### 2.3　入湖河流底泥中营养盐、有机质和重金属的相关性分析

对营养盐、有机质和金属元素进行了相关性分析，结果如图 7 所示。营养盐中氮素与有机质的相关性是最高的，而磷素要弱的多，这也与其他学者的研究一致[34-35]。并且长荡湖的氮素的质量分数丰度要比磷素高得多，排除重金属元素的影响，在数据上与有机质强相关也是合理的。重金属元素 Cd 只与 Cr、Hg 和 Cu 有一定的相关性 ($P \leqslant 0.05$)，这表明底泥中含有 Cd 的分子团有可能与其他元素不存在活跃的络合作用。而 Cr 元素在自然环境本底当中存量很少，也反映了人为来源贡献的重要性。Cr、Cu、As 和 Hg 之间存在较高的相关性 ($P \leqslant 0.01$)，这说明这几种元素可能来自于同一污染源或有相当活跃的络合作用，再或者存在一些吸附等的物理作用并积累在底泥中。

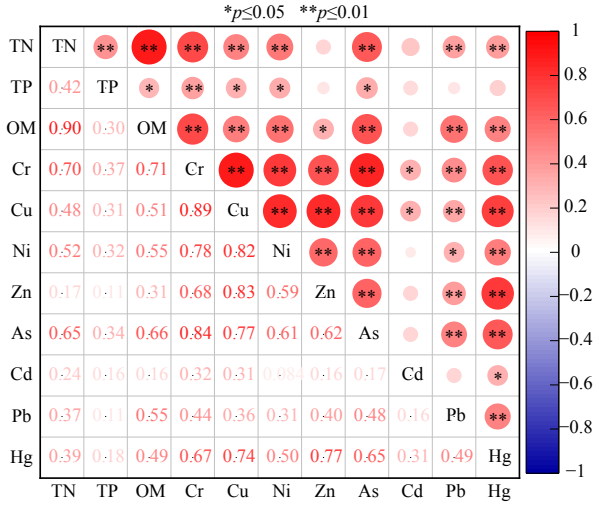



**图 7　入湖河流底泥中总氮、总磷、有机质和重金属的相关性分析**

Fig. 7　Correlation analysis of total nitrogen, total phosphorus, organic matter and heavy metals in the sediment of rivers entering the Changdang Lake

## 3　结论

1) 长荡湖入湖河流底泥中总氮、总磷和有机质的平均质量分数分别为 1 134.15、664.81 和 1.23 %，总体都低于早期的背景平均水平。近几年实施的修复工程起到了积极、显著的作用，入湖河流的污染负荷得到了有效控制。所有河流底泥的总磷整体都达到重度污染负荷，需要控制该区域内的磷输入。2) 入湖河流底泥中重金属 Cu、Zn、Cd 和 Hg 的平均质量分数分别为 48.25、163.47、0.37 和 0.12 mg·kg$^{-1}$，显著高于背景值。其中，重金属 Cd 和 Zn 超过该重金属的风险管控值，主要集中于方洛港、新河港和大浦港。其他重金属指标均未超过风险筛选值。3) 结合潜在生态风险指数，新河港底泥超出风险阈值的主要集中在表层，存在较高的释放风险，在具备条件时可采用环保清淤方式清除表层受污染底泥。方洛港超出风险阈值的主要集中在 45 cm 以下的深层底泥，且方洛港的营养盐可能会在作业中再次释放，若不需要增加行洪通航能力的情况下不建议实施清淤工程。

## 参 考 文 献


[1] LERMAN A. Chemical exchange across sediment-water interface[J]. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 1978, 6: 281-303.
[2] 邴海健, 吴艳宏, 刘恩峰, 等. 长江中下游不同湖泊沉积物中重金属污染物的累积和其潜在生态风险评价[J]. 湖泊科学, 2010, 22(5): 675-683.
[3] 唐文忠, 孙柳, 单保庆. 土壤/沉积物中重金属生物有效性和生物可利用性的研究进展[J]. 环境工程学报, 2019, 13(8): 1775-1790.
[4] KARAOUZAS I, KAPETANAKI N, MENTZAFOU A, et al. Heavy metal contamination status in Greek surface waters: A review with application and evaluation of pollution indices[J]. Chemosphere, 2021, 263: 128192.
[5] PENG J, SONG Y, YUAN P, et al. The remediation of heavy metals contaminated sediment[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 161(2): 633-640.
[6] 朱雨锋, 孙柳, 李立青, 等. 黑臭水体治理Ⅰ: 水体氧状态对沉积物中重金属形态及生物有效性的影响[J]. 环境科学学报, 2023, 43(2): 1-10.
[7] 查慧铭, 朱梦圆, 朱广伟, 等. 太湖出入湖河道与湖体水质季节差异分析[J]. 环境科学, 2018, 39(3): 1102-1112.
[8] 郑一, 王学军, 江耀慈, 等. 环太湖河道水质分析与入湖污染物负荷量估算[J]. 地理学与国土研究, 2001(1): 40-44.
[9] GRIMES D J. Release of sediment-bound fecal coliforms by dredging[J]. Applied microbiology, 1975, 29(1): 109-11.
[10] SMITH D D, FIREE T E, MITCHELL C T, et al. Feasibility of using dredge spoil to generate a wildlife reserve and salt marsh in San Diego Bay, California[C]//OCEAN 75 Conference, 1975: 180-7.
[11] ROELS O A, AMOS A F, GARSIDE C, et al. The Environmental Impact of Deep Sea Mining[C] //8th Annual Conference and Exposition on Applications of Marine Technology to Human Needs, 1972: 369-73.
[12] GULATI R D, VAN D E. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review[J]. Hydrobiologia, 2002, 478(1): 73-106.
[13] 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(3): 189-192+243.
[14] CHEN C, KONG M, WANG Y Y, et al. Dredging method effects on sediment resuspension and nutrient release across the sediment-water interface in Lake Taihu, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, 27(21): 25861-25869.
[15] MULLIGAN C N, YONG R N, GIBBS B F. An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments[J]. Journal of hazardous materials, 2001, 85(1-2): 145-63.
[16] 杨佳磊, 张瑞, 张银意, 等. 1980~2018 年太湖流域非点源氮磷负荷变化研究[J]. 环境保护科学, 2022, 48(6): 93-101.

[17] 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.
[18] 赵苇航, 朱彧, 朱亮, 等. 长荡湖水环境变化趋势及其主要影响因子[J]. 水资源保护, 2014, 30(6): 48-53.
[19] 姜霞, 张晴波, 王书航, 等. 太湖有毒有害与高氮磷污染底泥环保疏浚规划研究[M]. 北京: 科学出版社, 2014.
[20] HÅKANSON L. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution-Control - a Sedimentological Approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
[21] 王菲菲, 李小平, 陈小华, 等. 长荡湖近 15 年营养状态评价和限制因子研究[J]. 环境科学与技术, 2012, 35(S1): 353-357.
[22] JING L W, CHENG M H, HAI A Z, et al. Sedimentary evidence for recent eutrophication in the northern basin of Lake Taihu, China: human impacts on a large shallow lake[J]. Journal of Paleolimnology, 2007, 38(1): 13-23.
[23] 诸葛玮琳. 长荡湖生态环境现状及防治对策[J]. 环境导报, 2000(1): 32-34.
[24] 张卫星, 靳一兵, 于仲华, 等. 长荡湖水环境现状及控制措施[J]. 环境工程, 2002(2): 64-65.
[25] 徐俊华, 付言言, 张响, 等. 长荡湖水生态现状及存在问题浅析[J]. 科学养鱼, 2020(5): 3-4.
[26] 王晓杰. 长荡湖水质变化分析及污染控制对策[J]. 人民长江, 2009, 40(9): 20-22.
[27] 杨洋, 刘其根, 胡忠军, 等. 太湖流域沉积物碳氮磷分布与污染评价[J]. 环境科学学报, 2014, 34(12): 3057-3064.
[28] 刘丽娜, 马春子, 张靖天, 等. 东北典型湖泊沉积物氮磷和重金属分布特征及其污染评价研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(3): 520-529.
[29] 岳维忠, 黄小平, 孙翠慈. 珠江口表层沉积物中氮、磷的形态分布特征及污染评价[J]. 海洋与湖沼, 2007(2): 111-117.
[30] 尹德超, 王雨山, 祁晓凡, 等. 白洋淀湿地不同植物群落区表层沉积物碳氮磷化学计量特征[J]. 湖泊科学, 2022, 34(2): 506-516.
[31] 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.
[32] 李志清, 王俊, 吴苏舒, 等. 长荡湖表层沉积物营养盐与重金属分布及污染评价[J]. 中国农村水利水电, 2019(11): 115-118+128.
[33] 易文利. 湖泊沉积物中有机质含量对释放磷的影响[J]. 科学技术与工程, 2011, 11(26): 6401-6404.
[34] 陆志华, 王元元, 蔡梅, 等. 太湖浅层底泥营养盐污染特征评价[J]. 人民长江, 2022, 53(12): 23-29.
[35] 王骋雯, 张勇, 张家鑫, 等. 再生水补给下湿地沉积物中营养盐空间分布特征[J]. 环境工程, 2023, 41(1): 87-92.
[36] 陈月芳, 士青允, 曲尽妍, 等. 丹金溧漕河典型重金属污染评估及来源解析研究[J]. 环境污染与防治, 2021, 43(7): 871-874+879.
[37] 盛学良, 陈建, 郑英铭, 等. 金坛市饮用水源地保护方案研究[J]. 长江流域资源与环境, 2001(2): 179-184.
[38] 唐国平, 陈德超, 周涛, 等. 丹金溧漕河 (溧阳段) 水质特征分析[J]. 农村经济与科技, 2016, 27(6): 1-2.
[39] 李勇, 王超, 朱亮, 等. 长荡湖底泥污染特征及水体富营养化状况[J]. 环境科学与技术, 2005(2): 38-40.
[40] 巫丹, 凌虹, 娄明月, 等. 长荡湖沉积物重金属污染特征及生态风险评价[J]. 环境污染与防治, 2023, 45(3): 370-375+399.
[41] 尹子龙, 吴沛沛, 胡晓东. 长荡湖底栖动物群落结构及与环境因子关系[J]. 江苏水利, 2020(2): 10-15.
[42] 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(1): 1-10.
[43] 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(15): 1523-1528.

(责任编辑: 靳炜)

# Characteristics of sediment pollution and assessment of potential risk in rivers flowing into Changdang Lake

DU Cheng[1,2], XIA Yulin[3], XIE Debao[4], CHEN Hui[5], LU Haiming[4,*], YANG Jian[5], WANG Kai[4], TANG Wenzhong[2], ZHANG Hong[2]

1. College of Urban and Environmental Sciences, Central China Normal University, Wuhan 430000, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. Changzhou Branch of Jiangsu Hydrology and Water Resources Survey Bureau, Changzhou 213022, China; 4. Nanjing Hydraulic Research Institute, Research center on hydrology and water resources of Ministry of water resources, Nanjing 210029, China; 5. Jiangsu Jintan Changdang Lake Tourism Resort Management Office, Changzhou 213022, China

*Corresponding author, E-mail：cnlhm@126.com

**Abstract** This study focuses on the rivers flowing into Changdang Lake (CDL), analyzing the distribution characteristics of nutrients, organic matter, and heavy metals in river sediments. The potential ecological risk of heavy metals was also assessed. The results indicated that the mass fraction of total nitrogen and total phosphorus in the sediments of rivers entering CDL was lower than the average levels of the watershed background, standing at 1134.15 and 664.81 mg·kg$^{-1}$, respectively. The stoichiometric ratios of nitrogen and phosphorus (N/P = 1.96) were also lower than the average level of sediments in typical lakes at different latitudes in China (N/P = 3.89~9.57), and a high pollution load of total phosphorus was observed in all sediments. The average mass fraction of organic matter was 1.23 %, and except for Fangluo Port, the overall mass fraction was relatively low, showing a strong correlation with total phosphorus and total nitrogen. The average mass fractions of heavy metals in the sediment of rivers entering the lake were higher than the background value, especially in Xinhe Port, Fangluo Port, and Dapu Port. Among them, the average mass fraction of Cu, Zn, Cd, and Hg significantly exceeded the watershed background values, standing at of 48.25, 163.47, 0.37, and 0.12 mg·kg$^{-1}$, respectively. Potential pollution risks were mainly present in Xinhe Port and Fangluo Port, with risk indices of 328.8 and 222.26, respectively. In Fangluo Port, sediment posing potential pollution risks was primarily concentrated below 45 cm of the deep sediment layer, which also contained a large number of nutrients. Artificial disturbances may release nutrients again, so dredging is not recommended.

**Keywords** environmental dredging; Changdang Lake; vertical distribution; inflow rivers; Taihu Lake Basin