

太湖竺山湾污染底泥环保疏浚深度的推算

王雯雯,姜霞*,王书航,金相灿 (中国环境科学研究院湖泊生态环境创新基地,北京 100012)

摘要: 根据颜色、气味、粒径、黏稠度等理化指标,将太湖竺山湾柱状底泥样品由上至下依次分为氧化层(A)、污染层(B)、污染过渡上层(C1)、污染过渡下层(C2)和健康层(D)。通过对底泥中氨氮、总磷、总氮和烧失量垂直分布规律的分析,结合柱状底泥各分层氮、磷吸附/解吸实验,推算出竺山湾污染底泥环保疏浚层及其深度。结果表明,底泥中氨氮、总磷、总氮和烧失量含量随深度的增加呈下降趋势。A层和B层中污染物含量明显高于其他层;无机磷吸附/解吸平衡浓度随深度的增加而下降,在C1层与C2层间出现拐点;而氨氮的吸附/解吸平衡浓度变化趋势较复杂。结合上覆水中无机磷与氨氮浓度,推算出竺山湾底泥环保疏浚层次为C1层,疏浚平均深度为0.40~0.70m。

关键词: 垂直分布; 吸附/解吸平衡浓度; 环保疏浚深度

中图分类号: X524 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2011)06-1013-06

Calculation of environmental dredging depth of contaminated sediments in Zhushan Bay of Taihu Lake. WANG Wen-wen, JIANG Xia*, WANG Shu-hang, JIN Xiang-can (Research Center of Lake Eco-environment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China). *China Environmental Science*, 2011,31(6): 1013~1018

Abstract: According to physical and chemical indexes of sediment, such as color, odor, particle size and viscosity, column sediments of Zhushan Bay were divided into oxide layer(A), polluted layer(B), upper polluted transition layer(C1), lower polluted transition layer(C2) and healthy mud layer(D) from top to bottom. To calculate the environmental dredging layer and depth of Zhushan Bay, vertical distributions of ammonia nitrogen($\text{NH}_4^+\text{-N}$), total phosphorus(TP), total nitrogen(TN) and loss of ignition(LOI) were analyzed. Nitrogen and phosphorus adsorption/desorption experiments about every layer were also conducted. Concentrations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TP, TN and LOI decreased with depths, and concentrations of contaminants in layer A and layer B were significantly higher than those in other layers. Adsorption/desorption equilibrium concentrations of inorganic phosphorus(IP) in sediment decreased with depths, and there was an inflection point between C1 layer and C2 layer. Changes of adsorption/desorption equilibrium concentrations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ with depths were complex. Combined with concentrations of IP and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in overlying water, environmental dredging (env-dredging) layer of Zhushan Bay was layer C1 and environmental dredging depth range from 0.4 to 0.7m.

Key words: vertical distribution; adsorption/desorption equilibrium concentration; environmental dredging depth

湖泊富营养化是目前世界范围内面临的主要水环境问题^[1]。底泥作为陆源性入湖污染物的主要蓄积场所,是湖泊水体内源污染的源头。研究表明^[2-4],当外源污染物得到有效控制后,底泥成为影响上覆水体水质的重要因素。特别是在风浪作用下,底泥极易发生再悬浮,从而加速营养盐等污染物向上覆水体中的释放,导致湖体富营养化。因此,有效控制内源污染对湖泊富营养化治理意义重大。环保疏浚是通过去除富含污染物的表层底泥来控制污染物的释放或减少污染物生物有效性^[3-5],已被广泛应用于水环境治理中。疏浚深度是环保疏浚的关键参数之一^[6-8],疏浚深度过

小,达不到有效去除污染物的目的;疏浚深度过大,则会对湖泊底部的生态及环境修复造成困难,且工程费用昂贵。目前国内外尚无确定环保疏浚深度的成熟技术和规范^[1,6,9]。以往研究对于湖泊底泥的分层大都是简单的等距离划分^[10-14],但由于湖泊各区域受湖流、水土流失、污染负荷和地质条件的影响,污染底泥分布及污染厚度都极不均匀,常规等厚度采集的方法不能准确反映底泥的

收稿日期: 2010-10-19

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07101-010)

* 责任作者, 研究员, jiangxia@craes.org.cn

实际分层特征,在施工中存在一定的局限性.鉴于此,本研究根据太湖竺山湾底泥的颜色、气味、粒径、黏稠度等理化指标,对底泥柱样进行了科学分层,并将柱状底泥中污染物垂直分布规律与底泥氮、磷吸附/解吸实验相结合,推算出疏浚层次及疏浚深度,为太湖污染底泥治理提供依据.

1 材料与方法

1.1 研究区域

竺山湾为太湖西北部的半封闭性富营养湖湾,北起百渎口,南至马山咀一线,面积 57.2km².该区域涉及无锡马山区、宜兴市和常州武进区,是太湖北部水质污染最严重且恶化速率最快的湖湾之一,常年水质劣于 V 类^[15].受太漚运河、殷村港等河道污水汇入影响,底泥污染严重,是太湖治理的重点湖区.本实验选取的 8 个采样点位于殷村港入竺山湾的湖口,底泥淤积厚度较大,营养盐污染较为严重.

1.2 样品的采集和处理

2010 年 4 月,用柱状采泥器(BEEKER, Eijkel kamp, 直径 12cm)在太湖竺山湾采集 8 个点位的柱状底泥样品,采样点位采用 GPS 进行定位导航,采样点分布如图 1 所示.

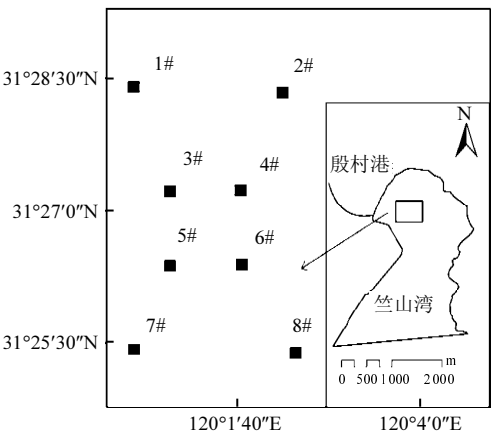


图 1 竺山湾采样点分布示意
Fig.1 Location of sampling sites of Zhushan Bay

根据底泥的颜色、气味、粒径和黏稠度等理化指标将底泥由上至下依次分为氧化层(A)、污

染层(B)、污染过渡层(C)和正常湖泥层(D).将污染过渡层划分为污染过渡上层(C1)和污染过渡下层(C2),底泥分层特征见表 1.

表 1 柱状底泥的分层特征
Table 1 Characteristics of columnar sediment layers

分层	特征
氧化层(A)	多为浅黄色,半液态流塑状,含丰富的有机质及大量生物残骸,与 B 层分界明显,平均厚度为 0.06m.
污染层(B)	黑色至深黑色,上部稀浆状,下部呈流塑状,有臭味,湖内分布广泛.沉积年代新,沉积发展速度快,为近几十年来人类活动的产物;湖泊内源污染物的主要蓄积库,平均厚度为 0.33m.
污染过渡层(C)	多灰黑色,流-软塑状,氮、磷含量高,较 B 层密实,与 D 层分界明显,根据深度可分为 C1 层和 C2 层,平均厚度为 0.27m 和 0.34 m.
健康层(D)	呈褐灰、灰黄等不同颜色,多为粘质夹灰质粘土,质地密实,局部有草斑、铁锈斑,少量含贝壳,平均厚度为 0.50m.

底泥样品现场分割,用聚乙烯封口袋密封后,冷冻保存.经冷冻干燥后,过 100 目筛储存备用.在采集底泥样品的同时,采集上覆水,水样运回实验室后立即用 0.45μm 的微孔滤膜过滤,每 L 过滤水中加入 3mL 氯仿,冷藏保存备用.

1.3 实验方法

1.3.1 磷的吸附热力学实验 参照文献[16],称取 0.5g 底泥干样置于用盐酸洗过的 100mL 离心管中,按水土比 100:1 加入用磷酸二氢钾配制的磷的系列浓度为 0,0.010,0.020,0.025,0.050,0.100, 0.200,0.400,0.800mg/L 的含磷溶液,恒温振荡 [(25±1) °C ,220r/min]]48h 至吸附平衡,离心 (5000r/min)5min,上清液过 0.45μm 纤维滤膜后用钼锑抗分光光度法^[17]测定可溶性无机磷(DIP)浓度.以上处理设 3 个平行,相对离均差<5%.

1.3.2 氨氮的吸附热力学实验 参照文献[18],用氯化铵配制氮的系列浓度:0,0.15,0.20, 0.50, 1.00,1.50,2.00,4.00,8.00mg/L,按水土比 100:1 加入底泥和不同浓度的含氮溶液,恒温振荡[(25±1) °C ,220r/min]2h 至吸附平衡,离心(5000r/min)5min,上清液过 0.45μm 纤维滤膜后用纳氏试剂法^[17]测定 NH₄⁺-N 浓度.以上处理设 3 个平行,相对离均差<5%.

1.4 分析测定方法

单位质量底泥吸附量 $Q(\text{g/kg})$ 按式(1)计算:

$$Q=(C_0-C_e) \cdot V/W \tag{1}$$

式中: V 为加入样品中的溶液体积 L ; W 为底泥干样的重量 g ; C_0 为原溶液中氮(磷)浓度, mg/L ; C_e 为实验结束后溶液中氮(磷)浓度, mg/L .利用回归法即可计算出吸附/解吸平衡浓度(底泥对氮(磷)的吸附量为零时溶液中 NH_4^+-N 或 DIP 的浓度,用 EC_0 表示).

上覆水中 DIP 采用钼锑抗分光光度法^[17]测定, NH_4^+-N 采用纳氏试剂光度法^[17]测定.

底泥中 NH_4^+-N 的测定:称取 2g 冷冻干燥后底泥于 100mL 聚乙烯离心管中,加入 50mL 2mol/L KCl 管中,振荡(200r/min) 30min 后离心(5000r/min) 20min ,上清液过 $0.45\mu\text{m}$ 滤膜.提取液中 NH_4^+-N 的含量采用纳氏试剂光度法^[17]测定;烧失量(LOI)代表有机质,采用灼烧法(550°C , 5h)^[19]测定;总氮(TN)采用半微量法^[17]测定;总磷(TP)采用高氯酸消解钼锑抗分光光度法^[17]测定.

2 结果与讨论

2.1 TN 、 TP 、 NH_4^+-N 、有机质的垂直分布特征

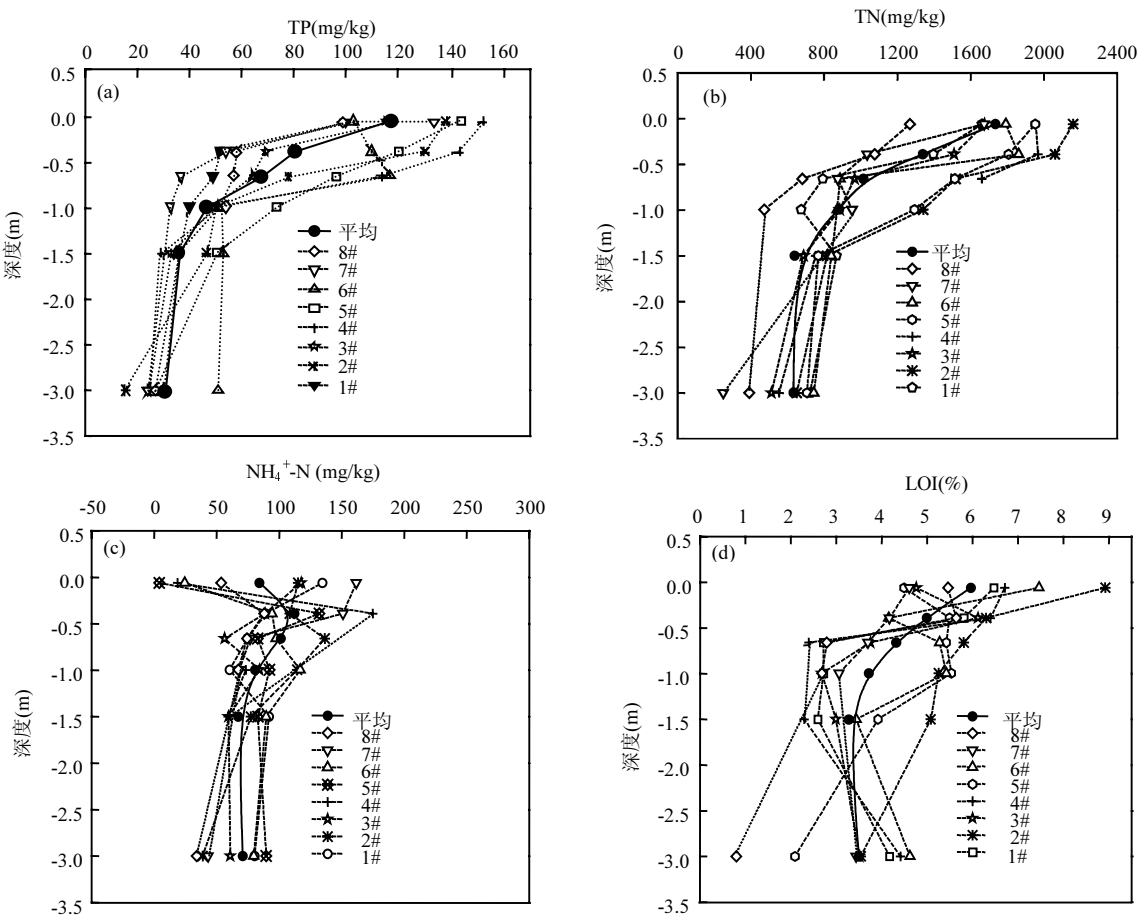


图2 竺山湾底泥中 TP 、 TN 、 NH_4^+-N 和 LOI 的垂直分布

Fig.2 Vertival distributions of TP , TN , NH_4^+-N and LOI in the sediments of Zhushan Bay

底泥营养盐的释放是维持湖泊富营养状态的重要因素,分析底泥中氮磷含量的变化,有助于了解底泥中营养盐的迁移转化过程^[20-22].

由图 2 可见,竺山湾氧化层中 TP 的含量为 $984.19\sim1512.36\text{mg/kg}$,平均 1171.26mg/kg ;污染层中 TP 的含量为 $514.79\sim1429.53\text{mg/kg}$,平均

804.78mg/kg;过渡上层和过渡下层中 TP 的平均含量分别为 672.37,466.72mg/kg;而健康层中 TP 平均含量仅为 361.23mg/kg.各点位 TP 含量在底泥中随深度的变化趋势相似,即随着深度的增大,TP 的含量呈下降趋势,在氧化层、污染层、过渡层 TP 含量的下降速度较快,在健康层及下层 TP 的含量基本达到稳定,这与周小宁等^[23]、范成新等^[24]的研究结果相似。

底泥氧化层中 TN 含量为 1268.58~2160.50mg/kg,平均 1736.13mg/kg;污染层中 TN 含量为 1035.15~2061.28mg/kg,平均 1339.38mg/kg;过渡上层、过渡下层、健康层中 TN 平均含量分别为 1015.25,882.94,639.64mg/kg.各采样点 TN 垂直变化趋势与 TP 相似。

从图 2(c)可见,底泥中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量随着深度的增大而呈下降趋势,但在氧化层中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量小于污染层.主要是因为富氧条件下,表层底泥中微生物活动频繁,氨化细菌的矿化作用可将大分子的有机含氮污染物转变为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ^[25].同时,由于氧化层与上覆水接触充分,底泥中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在浓度差的影响下不断向上覆水扩散, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的硝化作用导致氧化层中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量明显小于污染层.研究区域各采样点 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量在污染层平均值为 112.22mg/kg,而在健康层仅为 67.21mg/kg.

竺山湾底泥氧化层中 LOI 平均含量为 5.96%,污染层、过渡层上部和下部平均含量分别为 4.99%、4.32%和 3.71%,而健康层中 LOI 平均含量仅为 3.27%.各点位底泥的 LOI 的垂直变化趋势大致相同,即随深度的增大呈下降趋势,在健康层及下层达到稳定,见图 2(d).

2.2 底泥吸附磷热力学

在浅水湖泊中,泥-水界面一直在不断进行着物质交换^[26].而磷在天然土壤或底泥上的吸附等温线是穿过浓度坐标而不是通过原点的“交叉式”^[27],当溶液中磷浓度为某一适当值时,底泥对磷既不发生吸附也不发生解吸,称此时溶液中磷的质量浓度为吸附-解吸平衡质量浓度(EPC_0). EPC_0 可以反映底泥对内生磷固定能力的强弱,当上覆水中磷的浓度大于 EPC_0 时,底泥会吸附上

覆水体中的磷,充当“汇”;反之,底泥表现出释放磷的特征^[18,28].因此应用沉积物吸附磷热力学实验确定底泥的 EPC_0 对于确定合理的底泥环保疏浚深度具有指导意义。

竺山湾地区氧化层 EPC_0 为 0.052~0.197mg/L,平均 0.120mg/L;污染层 EPC_0 为 0.012~0.123mg/L,平均 0.065mg/L;过渡上层、过渡下层、健康层 EPC_0 平均值分别为 0.046,0.049,0.064mg/L.各点位 EPC_0 随深度的垂向变化趋势基本相似,即在氧化层、污染层和过渡上层随深度的增大而迅速变小,而在过渡下层及下层 EPC_0 随深度的增大而趋于平衡,整体呈下降趋势。

研究表明^[29],底泥对磷酸盐的吸附-解吸平衡浓度与其总磷含量显著正相关.本研究中,底泥中总磷垂直变化趋势与 EPC_0 的垂直变化趋势相似.因此,底泥磷含量增大,其 EPC_0 也相应增大。

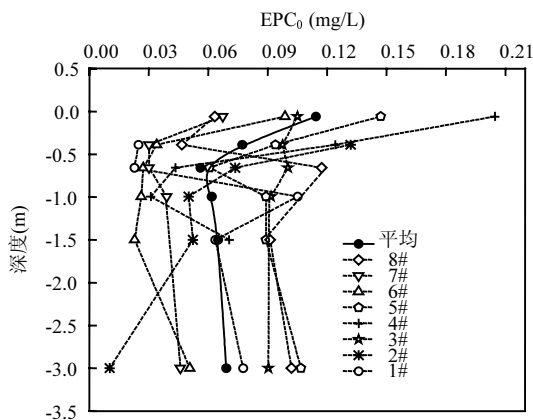


图3 底泥无机磷吸附-解吸平衡浓度随深度的变化

Fig.3 EPC_0 Changes of inorganic phosphorus in sediments with depths

磷释放机制与其化学沉淀形态有关^[19].研究表明^[30-31],铁结合态磷与磷潜在释放间具有较好的相关系数.分析图 3 曲线变化的原因可能是在氧化层及污染层中氧气浓度较高,尤其是氧化层处于富氧状态,因此 Fe^{2+} 被氧化为 Fe^{3+} ,上覆水及间隙水中的磷极易与 Fe^{3+} 反应生成 FePO_4 沉淀,从而在底泥层中累积,导致其中磷的浓度较高,进而达到吸附/解吸平衡时的浓度也较深层高.在深部厌氧状态,氧化还原电位高, Fe^{3+} 被还原并溶解,

磷被释放出来,通过间隙水向上扩散,向上迁移的 DIP 被表层、氧化层中的铁氧化物强烈吸附,表现为可还原态磷(BD-P)在表层的富集^[20],这也可能导致表层及氧化层 EPC₀ 较高。

2.3 底泥吸附 NH₄⁺-N 热力学

氮素在底泥-水界面上的转化和交换是一个复杂的生物学过程,且在整个交换过程中,氮素主要以 NH₄⁺-N 形式存在^[32].NH₄⁺-N 在泥-水界面的吸附/解吸作用对底泥中氮素的循环会产生重要的作用。

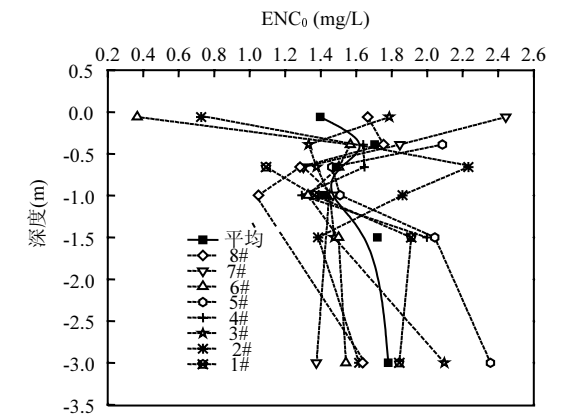


图4 底泥 NH₄⁺-N 吸附-解吸平衡浓度随深度的变化
Fig.4 ENC₀ Changes of ammonia nitrogen in sediments with depths

竺山湾氧化层 ENC₀ 为 0.03~2.44mg/L,平均 1.40mg/L;污染层 ENC₀ 为 1.33~2.09mg/L,平均 1.71mg/L;过渡上层和过渡下层 ENC₀ 平均值分别为 1.49,1.42mg/L;而健康层 ENC₀ 平均值为 1.72mg/L.各点位 ENC₀ 在氧化层、污染层和过渡层中变化差异较大,但在健康层以下 ENC₀ 变化不大且基本达到平衡。

2.4 讨论

湖泊中污染底泥的分布极不均匀,主要聚集在入湖河口或滞水区,因此采用等尺度分层采样来确定疏浚深度的方法繁琐、工作量大,难以科学快速确定环保疏浚深度.同时含量拐点法没有考虑疏浚后新生底泥层对上覆水体的影响.本研究分析了柱状底泥中 TP、TN、NH₄⁺-N 和 LOI 的垂直分布规律,模拟了疏浚后新生表层底泥对磷和 NH₄⁺-N 的吸附/解吸,考

察了各底泥层释放氮、磷的风险大小,一定程度弥补了先有方法的不足。

竺山湖底泥中 DP、DN、NH₄⁺-N 和 LOI 的含量均随深度的增大而下降,且在氧化层和污染层含量较高,变化速度较快,在过渡层和健康层含量较小,且变化较为平缓.从环保疏浚的目的考虑,应该将污染物含量较高的氧化层和污染层疏浚掉,但对过渡层是否疏浚还有待进一步分析。

表2 上覆水中 NH₄⁺-N、DIP 含量及底泥中 EPC₀、ENC₀ 含量(mg/L)

Table 2 Concentrations of NH₄⁺-N and DIP in the overlying water, and their equilibrium concentrations in sediments (mg/L)

层位	底泥		水体	
	EPC ₀	ENC ₀	DIP	NH ₄ ⁺ -N
A	0.12	1.40		
B	0.07	1.71		
C1	0.05	1.49	0.06	1.58
C2	0.05	1.42		
D	0.06	1.72		

由表2可见,底泥 EPC₀ 随深度的增大呈下降趋势,氧化层和污染层 EPC₀ 均大于上覆水体中磷的平均浓度(0.06mg/L),即存在较高的释放风险,必须予以疏浚.过渡上层 EPC₀ 平均值小于上覆水体中磷的平均浓度,但随深度的变化仍有部分底泥 EPC₀ 大于上覆水体中磷的平均浓度,存在一定的释磷风险,建议疏浚;过渡下层 EPC₀ 均小于上覆水体中磷的平均浓度,即不存在释磷风险,可能成为磷的汇.对于氨氮,过渡上层和过渡下层 ENC₀ 分别为 1.49~1.70,1.42~1.49mg/L,过渡下层中 ENC₀ 小于上覆水中氨氮的平均浓度(1.58mg/L),氨氮的释放风险较小,且有吸附上覆水中的氨氮的能力.因此,从环保疏浚效果和工程经济学角度综合考虑,推测竺山湾地区底泥环保疏浚层次为过渡上层,疏浚深度为 0.40~0.70m。

3 结论

3.1 竺山湾地区底泥由上至下依次分为氧化层、污染层、过渡上层、过渡下层、健康层.各层的平均厚度为 0.06,0.33,0.27,0.34,0.50m。

3.2 底泥中 TP、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、LOI 随深度增大呈下降趋势,且在氧化层及污染层中含量较下层高.EPC₀在氧化层、污染层和过渡上层随深度的增大呈下降趋势,且下降速度较快,在过渡下层以下基本达到平衡。

3.3 根据竺山湾底泥中 TP、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 LOI 随深度的垂直分布规律,结合不同底泥层磷及氨氮吸附/解吸浓度与上覆水中磷与氨氮的平均浓度的对比分析,推算出竺山湾底泥环保疏浚层为过渡上层,疏浚平均深度为 0.40~0.70m。

参考文献:

- [1] 金相灿,屠清瑛.湖泊富营养化调查规范 [M]. 北京:中国环境科学出版社,1990:10-15.
- [2] 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.
- [3] 刘鸿亮,金相灿,荆一风.湖泊底泥环境疏浚工程技术 [J]. 中国工程科学,1999,1(1):81-84.
- [4] Xu Q, Liu X D, Wang H F, et al. Study on the endogenous phosphorus load of sediments in Miyun reservoir [J]. Science in China Ser. D Earth Sciences, 2005,48(2):333-340.
- [5] Klein J. Sediment dredging and macrophyte harvest as lake restoration techniques [J]. Land and Water, 1998,42(3):10-12.
- [6] 吴 敏,汪 雯,黄岁樑.疏浚深度和光照对海河表层沉积物氮磷释放的实验研究 [J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(7):1458-1463.
- [7] 金相灿,荆一风,刘文生,等.湖泊污染底泥疏浚工程技术-滇池草海底泥疏挖及处置 [J]. 环境科学研究, 1999,12(5):9-12.
- [8] 郑金秀,胡春华,彭 祺,等.底泥生态疏浚研究概况 [J]. 环境科学与技术,2007,30(4):111-114.
- [9] 中国科学院南京地理与湖泊研究所.污染水体底泥环保疏浚深度的确定方法: 中国,200810023224.9 [P]. 2008-09-17.
- [10] 刘红磊,尹澄清,唐运平.太湖梅梁湾岸边带底泥中重金属的形态与分布 [J]. 中国环境科学,2010,30(3):389-394.
- [11] 朱广伟,高 光,秦伯强,等.浅水湖泊沉积物中磷的地球化学特征 [J]. 水科学进展,2003,14(6):714-719.
- [12] 冯 峰,方 涛,刘建彤.武汉东湖沉积物氮磷形态垂向分布研究 [J]. 环境科学,2006,27(6):1078-1082.
- [13] 朱广伟,陈英旭,周根娣,等.运河(杭州段)沉积物中重金属分布特征及变化 [J]. 中国环境科学,2001,21(1):65-69.
- [14] 秦伯强,胡维平,高 光,等.太湖沉积物悬浮的动力机制及内源释放的概念行模式 [J]. 科学通报,2003,48(17):1822-1831.
- [15] 中华人民共和国环境保护部.中国环境状况公告 [R]. 北京:中华人民共和国环境保护部,2009.
- [16] 王圣瑞,金相灿,庞 燕.不同营养水平沉积物在不同 pH 下对磷酸盐的等温吸附特征 [J]. 环境科学研究,2005,18(8):53-57.
- [17] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法 [M]. 第 4 版.北京:中国环境科学出版社,2002:246-279.
- [18] 王 娟,王圣瑞,金相灿,等.长江中下游浅水湖泊表层沉积物对氨氮的吸附特征 [J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(4):1224-1229.
- [19] 朱广伟,秦伯强,高 光,等.灼烧对沉积物烧失量及铁、磷测定的影响 [J]. 分析实验室,2004,23(8):72-76.
- [20] Howarth R W, Marino R. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades [J]. Eutrophication of Freshwater and Marine Ecosystems, 2006,51(2):364-376.
- [21] Smith V H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2002,10(2):126-139.
- [22] Elser J J, Marzolf E R, Goldman C R. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: A review and critique of experimental enrichment [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1990, 47(7):1468-1477.
- [23] 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.
- [24] 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.
- [25] 金相灿,姜 霞,徐玉慧,等.太湖东北部沉积物可溶性氮、磷的季节性变化 [J]. 中国环境科学,2006,26(4):409-413.
- [26] 秦伯强,胡维平,陈伟民,等.太湖水环境演化过程与机理 [M]. 北京:科学出版社,2004:191.
- [27] Stumm W, Morgan J. Aquatic Chemistry [M]. New York: J. Wiley and Sons, 1981:102-133.
- [28] 王庭健,苏 睿,金相灿.城市富营养湖泊沉积物中磷负荷及其释放对水质的影响 [J]. 环境科学研究,1994,7(4):12-19.
- [29] 王圣瑞,金相灿,赵海超,等.长江中下游浅水湖泊沉积物对磷的吸附特征 [J]. 环境科学,2005,26(3):38-43.
- [30] 范成新,杨龙元,张 路.太湖底泥及其间隙水中氮磷垂直分布及其相互关系分析 [J]. 湖泊科学,2000,12(4):359-366.
- [31] 张 路,范成新,王建军,等.长江中下游湖泊沉积物氮磷形态与释放风险关系 [J]. 湖泊科学,2008,20(3):263-270.
- [32] 吴永红,胡 俊,金向东,等.滇池典型湖泊沉积物氮磷化学特性及疏浚层推算 [J]. 环境科学,2006,26(4):77-82.

作者简介: 王雯雯(1987-),女,黑龙江哈尔滨人,中国环境科学研究院硕士研究生,研究方向为湖泊水环境。