

滇池典型湖湾沉积物氮磷化学特性及疏浚层推算

吴永红^{1,3}, 胡俊^{1,3}, 金向东², 柯鹏振², 陈晓国², 刘剑彤^{1*}

(1. 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072; 2. 武汉理工大学资源环境学院, 武汉 430071; 3. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要:以滇池围湖试验区海东湾和马村湾的沉积物为研究对象,对沉积物柱状样按每 3cm 分层,测试有机质、总磷及赋存形态磷(包括不稳定性磷、铁铝结合态磷、钙结合态磷、残渣磷)、总氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮和氨氮等指标。结果表明:近些年来,2 湾遭受的氮、磷内源负荷比以前大,铁铝结合态磷在磷的各形态中含量最高,氨氮所占总氮的比例较其它湖泊偏低;也发现海东湾和马村湾这 2 个湖湾在 9~12cm 层总磷、总氮呈现污染减轻的趋势,同时在 24~39cm 的深度上,总磷、总氮指标再次出现转折,考虑可行性和经济制约,24~39cm 处可作为疏浚层厚度。

关键词:垂向分布; 沉积物; 马村湾; 海东湾; 疏浚

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2005)04-0077-06

Chemical Characteristics of Nitrogen and Phosphorus in the Sediments of the Typical Bays in Dianchi Lake and Calculation of Their Dredging Layers

WU Yong-hong^{1,3}, HU Jun^{1,3}, JIN Xiang-dong², KE Peng-zhen², CHEN Xiao-guo², LIU Jian-tong¹

(1. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China; 2. College of Resource and Environment, Wuhan University of Technology, Wuhan 430071, China; 3. Graduate School of Chinese Academy of Science, Beijing 100039, China)

Abstract: The sediments of Haidong bay and Macun bay in Dianchi Lakes' experimental area were studied. The sediment column was cut in every 3cm, and the following items are tested, such as total phosphorus, phosphorus species, which include labile phosphate, Fe, Al-P, Ca-P and residual-P, total nitrogen, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen, ammonium nitrogen. The results showed that the loads of nitrogen and phosphorus of these two bays increased quickly in recent years. The Fe, Al-P was the largest component in all the P forms and the content of ammonium nitrogen in these two bays less than that of other lakes. The layer of 9 to 12 centimeters of the two bays was polluted less than the rests. It indicated that these years more and more wastewater was inflow in these two bays. At the same time, the distribution of each testing items showed another low value between 24 to 39 centimeters. So considering feasibility and economic restriction, we can set the 24~39 centimeters depth as a dredging layer.

Key words: vertical distribution; sediments; Macun bay; Haidong bay; dredging

沉积物中的 N 和 P 在泥-水界面由于浓度差而释放进入水中,成为湖泊营养盐的内源负荷,并延续湖泊的富营养化^[1]。当前相当多的研究采用化学治理技术包括用“捆绑”试剂来共沉淀、絮凝、固定、钝化,使内源负荷(停留)在沉积物中^[2~6];也有采用物理治理技术包括改变泥-水界面氧化还原电位、掩蔽等技术来削减内源营养的释放^[7,8];还有采用生态重建、微生物修复、生物操纵等措施来阻碍氮磷进入水体^[9~11]。环保疏浚是近 10a 来新兴的行业,是以清除及处理水体中污染沉积物为主要任务的环境工程和疏浚工程相互交叉的边缘工程技术^[12]。本文重点调查了滇池海东湾和马村湾沉积物中氮磷含量,并初步推断出实验点位小区域的疏浚层厚度。

1 样品采集和分析方法

1.1 调查区域

“滇池蓝藻水华污染控制技术研究”试验区位于滇池东北部(滇池污染最严重区域之一),由马村湾和海东湾 2 部分组成,2000 年起试验区开展控制蓝藻水华污染工程性示范研究,通过 4a 的努力,严重暴发的蓝藻水华得到了有效控制。研究确定的 8 号和 12 号样点分别位于马村湾和海东湾湖心。

1.2 采样与测定

采样时间为 2004-03,利用内径为 6.0cm 的柱状采泥器采集,自表层向下按每柱 3cm 现场分割成 20 个样,冷冻保存,经自然风干后,研磨后过 100 目筛,待测定。总磷(TP)参照文献^[13]测定,沉积物中

收稿日期:2004-10-02;修订日期:2005-02-04

基金项目:中国科学院知识创新工程重大项目(KZCX1-SW-12);国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB412300);中国科学院水生生物研究所创新课题(220316)

作者简介:吴永红(1979-),男,江西吉安人,硕士研究生,主要从事富营养化控制技术与机理研究。

* 通讯联系人

磷的形态,根据“H-L和P法”分为不稳定性磷(Labile-P)、铁、铝磷(Fe、Al-P)、钙磷(Ca-P)和残渣磷(Residual-P),每步提取完成后,提取液于4000 r/min离心,然后经过0.45 μm的滤膜过滤,滤液直接用钼蓝比色法分析,残渣磷(Residual-P)即为总磷与以上3种磷之差^[14,15].总氮及无机氮参照文献^[16,17]测定.

2 结果与讨论

2.1 TP

图1中8号沉积柱TP含量明显高于12号沉积柱,这与汇入马村湾的几条河流常年污染严重,河流输入的悬浮颗粒物在这一区域大量沉积有关.据调查,马村湾沿岸多为韭菜、花卉种植区,年均耗化肥0.45 kg/m²左右,造成大量未经利用的磷肥成为面源污染,并且该区还有4条入污河流——宝象河、五甲河、新河和新开河,及10余条排水沟通向湖滩地.

由12号和8号沉积柱垂向TP的分布规律趋势图(图1)可以看出,在其各自历史沉积中虽然垂直方向上TP的分布并非完全的有规律,但在24~30cm处,2站位都出现了磷含量的极小值.从表层开始TP含量随着深度的增加而降低,在12cm附近呈现明显的低谷.根据于银亭和孟伟等^[18]计算的沉积速率,排除近十几年治污的人为影响,可知12cm相当于沉积了42a,说明近40a来马村湾和海东湾沉积物中TP曾大幅度增加过,与齐素华和卢云涛调查研究的结论完全一致^[19,20].

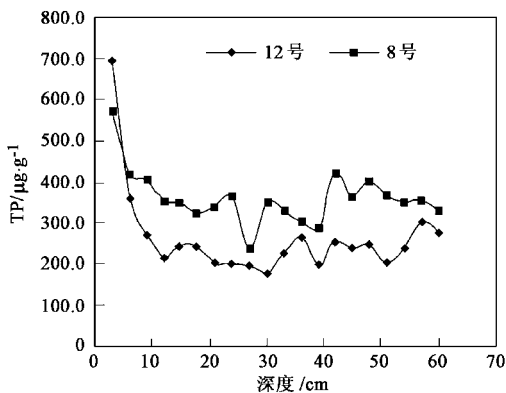


图1 12号和8号采样点总磷分布
Fig.1 Distribution of TP in the sediments of No.12 and No.8 samples stations

2.2 各磷赋存形态的垂向分布

2.2.1 Labile-P

Labile-P的含量是相当低的,仅占很小一部分.

12号沉积柱含量在1.42 μg/g~14.77 μg/g(干重)之间,平均含量占TP含量的1.13%;8号沉积柱Labile-P含量在1.43 μg/g~4.76 μg/g(干重)之间,平均含量占8号沉积柱TP平均含量的0.66%.

同总磷的分布趋势图一样(图2),整体上随着深度的增加,不稳定性磷的含量逐渐降低,在24~33cm深处附近不稳定性磷呈现一个极小值.据陈田耕报道^[21],影响不稳定性磷含量的因素,其一与沉积环境有关,在相对缺氧的环境中,表层环境中的磷酸铁被还原成磷酸亚铁而释放出磷酸根离子;其二,石灰性(碳酸钙)土壤中难溶性磷酸盐在长期的风化和成土过程中与土壤中各种有机酸、无机酸作用后,逐级脱钙,最后转化成水溶性磷酸钙.不稳定性磷在表层增多,说明环境作用和脱钙作用正在加强,其结果会更有利于浮游动植物的吸收生长,从而促进水华的产生,这对富营养化的滇池水质是极为不利.

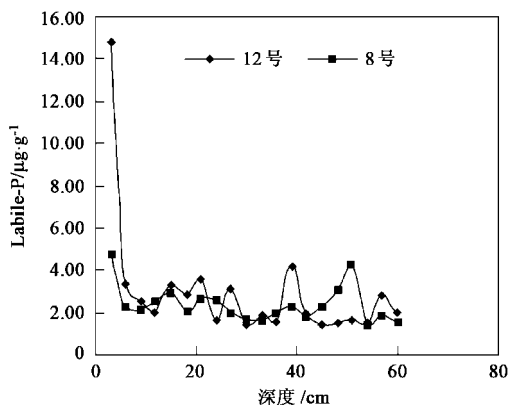


图2 12号和8号采样点的不稳定性磷分布
Fig.2 Distribution of labile-P in the sediments of No.12 and No.8 samples stations

2.2.2 Fe、Al-P

同磷的其它赋存形态相比,12号和8号沉积柱Fe、Al-P的含量比较高,尤其8号沉积柱;比较这两个沉积柱Fe、Al-P含量的分布(图3),8号沉积柱明显高于12号沉积柱,这也是决定8号沉积柱总磷含量明显高于12号沉积柱的原因.整体而言,随深度的增加,Fe、Al-P的含量呈下降的态势,在12~15cm附近都出现转折,说明大致在1952~1964的10余年间^[18]各因子都朝着有利于Fe、Al-P生成的方向发展,历史也表明该时期正处于以提高蛋白质供给、发展渔业为目的的年代.而12号沉积柱表层Fe、Al-P含量的急剧上升,明显有别于其下各层Fe、Al-P的含量,说明马村湾沉积物表层现在铁浓度很高,前人研究认为滇池水域中属Fe、Al高背景生物

地球化学区的结论一致^[22,23]。

Fe、Al-P 在沉积物中的分布受水中铁、铝的含量,溶解氧以及沉积物形成时间、酸碱性的影响^[24]。Fe、Al-P 被认为是沉积物中易被解析的部分,因为它会随着氧化还原环境的变化而变化,即氧化还原电位(Eh)降低时,Fe³⁺被还原并被溶解,或导致闭蓄态磷酸盐中 Fe₂O₃ 胶膜也由 Fe³⁺ 还原为 Fe²⁺,其溶解度提高,膜内的磷酸盐也可释放出来,进入间隙水;而 Eh 较高时,Fe²⁺被氧化成 Fe³⁺并沉淀,Fe、Al-P 也随之沉淀^[25]。活泼的铁氧化物对 P 的快速吸附和释放控制着间隙水中 PO₄³⁻ 的浓度,从而直接影响沉积物-水界面磷的交换^[26]。由于滇池具有低纬高原季风气候特征,湖内盛行西南风、偏南风和东南风,地处滇池北端的马村湾和海东湾恰好具有很长的吹程,大风大浪的搅动严重影响着水体中 DO 和 Eh 值。

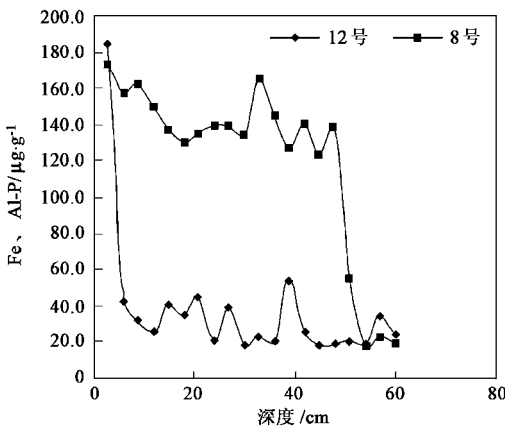


图 3 12 号和 8 号采样点铁铝结合态磷分布
Fig.3 Distribution of Fe、Al-P in the sediments of No.12 and No.8 samples stations

2.2.3 Ca-P

Ca-P 的含量 12 号沉积柱在 24.51µg/g ~ 156.26µg/g 之间,平均含量占总磷平均含量的 20.65%;8 号沉积柱 Ca-P 的含量在 35.02µg/g ~ 188.27µg/g,平均含量占总磷平均含量的 21.48%。2 个沉积柱中 Ca-P 含量与 Fe、Al-P 的含量相比,前者没有后者差异大,很明显它不能影响总磷曲线的走向,再次验证 2 个湖湾中磷赋存形态的主要区别在 Fe、Al-P 上。

Ca-P 含量如图 4 所示,2 沉积柱浓度最大值依然出现在表层,并且从表层开始 Ca-P 的含量随深度增加而减小。在 12cm 处出现第一个波谷极小值,12cm 以下 Ca-P 浓度含量的分布就不再是规律的变

化,但整体是较表层低,这与调查发现滇池属于重碳酸钙镁钠型湖泊,富含石灰岩沉积物结论一致。在 24~39cm 的深处又出现极小值。8 号沉积柱在其早期的沉积,39~54cm 相当于 19 世纪 20 年代至 19 世纪 70 年代^[18]中更是大起大落,反映了这些年份里,该地区底泥扰动频繁或者是生物消亡的残骸较其它年份多。

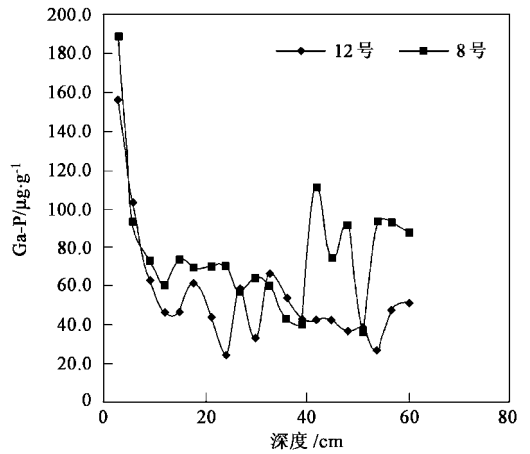


图 4 12 号和 8 号采样点钙结合态磷分布
Fig.4 Distribution of Ca-P in the sediments of No.12 and No.8 samples stations

2.2.4 Residual P

从图 5 中可以得出 12 号沉积柱 Residual P 的

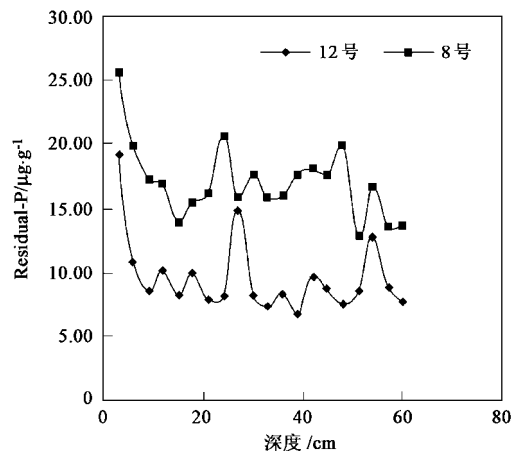


图 5 12 号和 8 号采样点残渣磷分布图
Fig.5 Distribution of residual-P in the sediments of No.12 and No.8 samples stations

含量占 TP 平均含量的 3.65%;8 号沉积柱 Residual-P 占 TP 平均含量的 4.71%。8 号沉积柱在垂向分布上,其含量都比相对应的 12 号沉积柱 Residual-P 含量高,这除了 8 号沉积柱所在的马村

湾是含磷比较丰富的地区以外,也说明马村湾其磷元素的输入更活跃.

2.3 沉积物中 N 的垂向分布

2.3.1 TN

TN 是氨态氮、硝态氮、氨基酸、酰胺和易水解的蛋白质氮等的总和^[27].经过分析测定,2 采样点沉积物中 TN 的含量如图 6 所示,12 号沉积柱平均含量为 432.2 $\mu\text{g/g}$; 8 号沉积柱平均含量为 425.9 $\mu\text{g/g}$.

TN 的最大值出现在 0~3cm 的表层,随深度增加,氮的含量减少,不过也有波形起伏,在 24cm 处,2 沉积柱均出现一个拐点值(极小值),表明进入湖湾的各类含氮污染物在增加.统计发现,仅 2000 年流域内共排放污水 2.4 亿 t,排放 COD_{Mn} 62 450t、TN 1 4 155t、TP 1 486t.其中生活污水 18 052 万 t, COD_{Mn} 32 494t、TN 9 835t、TP 796t; 工业废水 5 949 万 t, COD_{Mn} 6 945t、TP 28t.2000 年城市生活污染比以往有较大幅度的增长,污染负荷占总负荷的比例为 52%~69%.

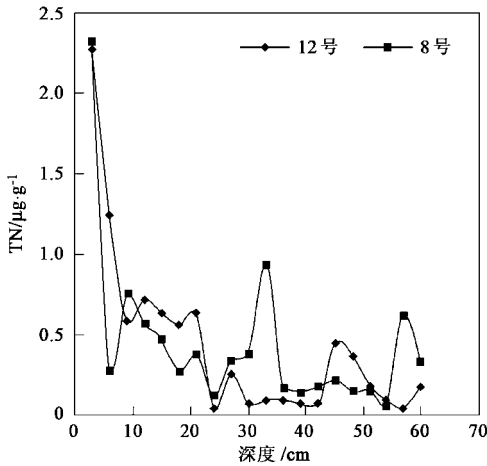


图 6 12 号和 8 号采样点总氮分布

Fig. 6 Distribution of TN in the sediments of No. 12 and No. 8 samples stations

2.3.2 NO₃⁻-N

NO₃⁻-N 在整个沉积柱中的浓度含量都是很低,如图 7.海东湾平均含量为 0.098 $\mu\text{g/g}$,占 TN 平均含量的 0.023%;马村湾平均含量为 0.072 $\mu\text{g/g}$,占 TN 平均含量的 0.017%.撇开表层沉积物(0~3cm),发现随着深度的增加,NO₃⁻-N 的含量反而增加了,在 21~24cm 处达到一个高峰值,这与图 6 中 TN 含量垂向分布刚好相反.NO₃⁻-N 是易于被生物所吸收的营养盐,较难被沉积物所吸附,沉积作用很

缓慢,所以越近表层其含量也就越小.这个高峰值过后,NO₃⁻-N 的含量随着深度的增加趋于降低,这与表层的 NO₃⁻-N 含量的走向并不矛盾,NO₃⁻ 作为 N 的最高价态,显然在稍深层中不易保留,可能形成还原性的 NH₄⁺ 等产物,也可以被粘土矿物吸附而转移^[28].可以认为 21~24cm 是这 2 个湖湾 NO₃⁻-N 含量的分水岭.

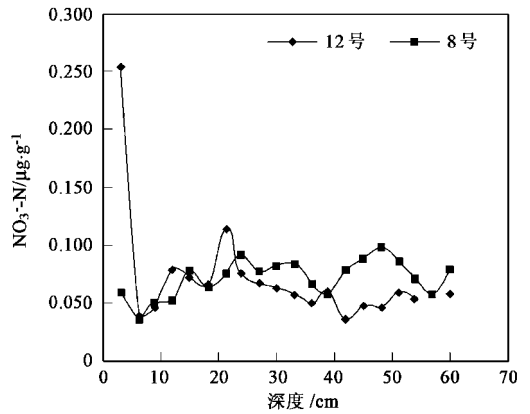


图 7 12 号和 8 号采样点硝酸盐氮分布

Fig. 7 Distribution of NO₃⁻-N in the sediments of No. 12 and No. 8 samples stations

2.3.3 NO₂⁻-N

NO₂⁻-N 在沉积物中的含量是极其微少的,从图 8 可以看出,随着深度的增加其含量呈降低的趋势,在 21~24cm 处达到一个波谷,之后随深度的继续

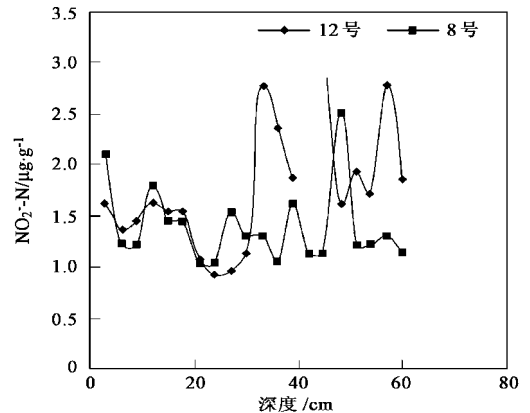


图 8 12 号和 8 号采样点亚硝酸盐氮分布图

Fig. 8 Distribution of NO₂⁻-N in the sediments of No. 12 and No. 8 samples stations

增加,NO₂⁻-N 的含量呈现增长的态势,之后又有波谷,这与 NO₃⁻-N 的分布刚好相反.在 24cm 以下的深处,随着厌氧环境的加剧,矿物质中及其它形态的氮化合物会转变为低价态氮,从而在深层沉积物中

NO₂⁻-N 的含量会偏高。

2.3.4 NH₄⁺-N

2 沉积柱中 NH₄⁺-N 含量如图 9,12 号沉积柱在 8.96μg/g ~ 170.92μg/g 之间,平均含量占 TN 的 26.52%;8 号沉积柱 NH₄⁺-N 含量范围为:17.64μg/g ~ 328.24μg/g,平均含量占 TN 的 33.25%,可见氮在沉积物中无机氮形式主要是以氨氮存在.不过相比较国内其它水体沉积物中 NH₄⁺-N 含量而言,该 2 湾 NH₄⁺-N 含量偏低,如在保安湖沉积物中 NH₄⁺-N 占 TN57.2%^[29],长江口南翼上海滨岸带沉积物 NH₄⁺-N 约占 TN70%~80%^[30].

虽然 NH₄⁺-N 分布的变化幅度比较大,但仍可看到,自表层而下随沉积物深度的增加,NH₄⁺-N 的含量也是呈正比增大的,说明在底泥中不断有其他形式氮的化合物或含氮矿物质其氮元素转变成 NH₄⁺-N 的形式,越深 NH₄⁺-N 含量越高,也就是在厌氧条件下,更有利于氮的其它形态转变为 NH₄⁺-N.表层的 NH₄⁺-N 含量是很低的,明显低于其它层,因为 NH₄⁺-N 易于释放溶解于水体.

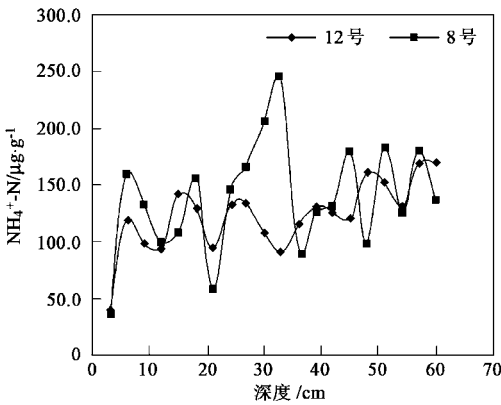


图 9 12 号和 8 号采样点氨态氮分布

Fig.9 Distribution of NH₄⁺-N in the sediments of No.12 and No.8 samples stations

3 疏浚层的推算

海东湾和马村湾 2 湖湾的沉积柱采样调查表明,影响湖泊富营养化的主导因子氮和磷的在 2 湾都呈现相同的分布规律,如图 10.从表层向下随深度的增加,氮和磷的含量都减小了,到 9cm 处出现 1 个转折点,之后随深度的增加,氮和磷的含量反而增加.当然这种增加和近水的表层相比只是细微的增加,以上氮、磷数据都显示,由氮、磷造成的污染基本都是从 9cm 开始至表层是不断加强的.第 2 个转折区出现在 24~39cm,氮和磷的含量主要集中在这之

上的表层沉积物中.这一层沉积物可以极大缓解 2 湾内源营养物的负荷.根据疏浚的可实施性和经济成本,可考虑将 2 位点区域疏浚层的厚度初步定为表层至 24~39cm 处.

一旦实施环保疏浚措施,沉积物中的泥炭层将成为新的表层,但其所造成的释放量将会很小,其一是因为选择的疏浚层恰好处于 TN 和 TP 的极小范围,其二是因为 NH₄⁺-N 和 Fe、Al-P 是氮磷释放的主要形态,并且由于滇池的主导风向为西南风,试验区湖水常年受西南风掀起的大风浪搅动,底泥常被卷起,环保疏浚的搅动并不一定强于风吹浪动,DO 和 Eh 仍然会大幅度变化.所以采用精密的环保疏浚技术对氮、磷赋存形态的改变以及物理搅动以致悬浮的影响会很小.

据调查,虽然马村湾和海东湾没有滇池草海的污染严重,但是其地质状况、沉积物质地以及污染物类型基本是相似的.事实证明^[31],1998~1999 年滇池草海进行环保疏浚措施之后,内湖底的有机污染物及金属污染物得到有效去除,减少了泥层中污染物向水中扩散;大部分水体透明度达到 0.8 m,已超过沉水植物恢复的光合补偿点深度,为草海水生态恢复创造了条件.

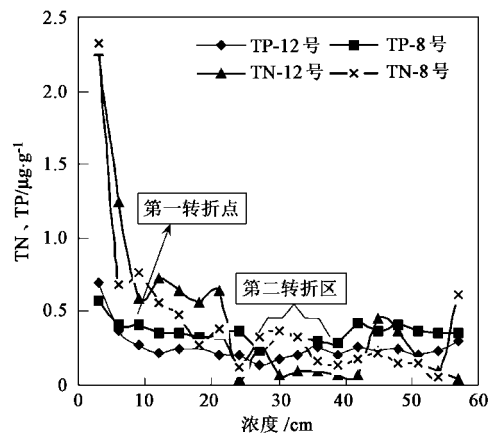


图 10 12 号和 8 号采样点总氮和总磷分布的折点曲线

Fig.10 Inflexion curves of TN and TP in the sediments of No.12 and No.8 samples stations

4 结论

(1) 两湾沉积物从下往上总磷的含量呈不断上升态势,并且马村湾受磷的污染比海东湾严重. Fe、Al-P 和 Ca-P 的含量最高,其次是残渣磷和可溶磷,而且各赋存形态磷的最大值均出现在表层,各形态磷含量马村湾均要高于海东湾,两湾中 Fe、Al-P 都是主要释放的磷赋存形态.

(2)总氮的含量自下而上呈增高的趋势,且两湾总氮的含量很接近.硝酸盐氮和亚硝酸盐氮的含量是极少的,硝酸盐氮含量自表层至深层,先增大后降低,亚硝酸盐氮却相反.自表层至深层,氨氮的含量呈增高趋势,且占总氮的比例很大,马村湾氨氮占总氮的 33.25%,海东湾氨氮占总氮的 26.52%.

(3)虽然两湾在氮磷的含量在垂向分布上有所区别,但在垂向分布图上有共同的规律,因此可考虑将 2 位点区域疏浚层厚度定为 0 至 24~39cm 处,并且选择该层实施环保疏浚时,可以最大程度地减小二次污染.

参考文献:

- [1] 国家环境保护总局,等.中国典型湖泊氮、磷容量与富营养化综合防治技术研究报告[M].北京:中国环境科学出版社,1990.
- [2] Quaaak M, van der Does J, Boers P, van der Vlugt J. A new technique to reduce internal phosphorus loading by in-lake phosphate fixation in shallow lakes[J]. *Hydrobiologia*, 1993, **253**: 337~344.
- [3] Murphy T P, Hall K G, Northcote T G. Lime treatment of a hardwater lake to reduce eutrophication[J]. *Lake and Reservoir Management*, 1988, **4** (2): 51~62.
- [4] Murphy T P, Prepas E E, Lim J T, Crosby J M, Walty D T. Evaluation of calcium carbonate and calcium hydroxide treatments of prairie drinking water dugouts[J]. *Lake and Reservoir Management*, 1990, **6** (1): 101~108.
- [5] Murphy T P, Prepas E E. Lime treatment of hardwater lakes to reduce eutrophication[J]. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 1990, **24**: 327~334.
- [6] Murphy T P, Prepas E, Babin J, Hall K, Manning P. Developments in lake restoration in western Canada[J]. *Wat. Res.*, 1993, **18**: 299~306.
- [7] Vandermeulen H. Design and Testing of a Propeller Aerator for Reservoirs[J]. *Wat. Res.*, 1992, **26**(6): 857~861.
- [8] Azcue J M, Ze man A J, Alena Mudroch, Fernando Rosa, Tim Patterson. Assessment of Sediment and Porewater After One Year of Sub Aqueous Capping of Contaminated Sediments in Harnilton Harbour, Canada[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1998, **7**(6-7): 323~329.
- [9] Lin Li, Yang Huifang. Progress of bioremediation technology [J]. *Environmental Sciences*, 1997, **18**(3): 67~71.
- [10] Fu Liu Xu, Shu Tao, Berr Gang Li, *et al.* Modeling the effect of ecological engineering on ecosystem health of a shallow eutrophic Chinese lake (Lake Chao) [J]. *Ecological Modeling*, 1999, **17**: 239~260.
- [11] Dongru Qiu, Zhenbin Wu, *et al.* The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China[J]. *Ecological Engineering*, 2001, **18**: 147~156.
- [12] 金相灿,荆一凤,刘文生,等.湖泊污染底泥疏浚工程技术——滇池草海底泥疏浚及处置[J]. *环境科学研究*, 1999, **12**(5): 9~12.
- [13] 徐骏.杭州西湖底泥磷分级分布[J]. *湖泊科学*, 2001, **13**(3): 247~254.
- [14] Psenner R, Pucskso R, Sager M. Fraktionierung organoischer und anorganischer phosphorverbindungen von sedimenten. Versuch einer definition okologischer wichtiger fractionen[J]. *Arch Hydrobiol. Suppl.*, 1985, **70**: 111~115.
- [15] Hietjes A H M, Lijklema. Fraction of inorganic phosphates in calcareous sediments[J]. *J. Environ. Qual.*, 1980, **9**: 405~407.
- [16] 鲍士旦.土壤农化分析(第三版)[M].北京:中国农业出版社, 1999. 39~49.
- [17] [日]土壤标准分析测定委员会编.秦素大,郑永章译.土壤标准分析方法[M].北京:北京大学出版社, 1988.
- [18] 于银亭,孟伟,李培泉,等.昆明滇池沉积速率的测定[J]. *海洋与湖沼*, 1996, **27**(1): 41~45.
- [19] 齐素华,艾萍,王趁义.滇池的富营养化状态分析及其防治对策[J]. *江苏环境科技*, 2000, **13**(4): 27~29.
- [20] 卢云涛.滇池草海污染底泥疏挖及处置工程效益分析[J]. *云南环境科学*, 1998, **17**(2): 27~30.
- [21] 陈田耕.关于磷自沉积物的释放[J]. *环境科学丛刊*, 1988, **9** (1): 36~42.
- [22] 余国营,张晓华,梁小民,徐小清.滇池水-植物系统金属元素的分布特征和相关性研究[J]. *水生生物学报*, 2000, **24**(2): 172~177.
- [23] 马莎,尹家元,曹槐,等.滇池水中铅的形态分布初探[J]. *岩矿测试*, 2002, **21**(6): 120~124.
- [24] 傅庆红,蒋新.湖泊沉积物中磷的形态分析及其释放研究[J]. *四川环境*, 1994, **13**(4): 21~24.
- [25] 刘浏,刘晓瑞,等.密云水库沉积物中磷的形态和分布特征[J]. *矿岩测试*, 2003, **22**(2): 81~85.
- [26] 扈传,潘建明,刘小涯.珠江口沉积物中磷的赋存形态[J]. *海洋环境科学*, 2001, **20**(4): 21~25.
- [27] 陈家宝,刘文炜.南宁市南湖沉积物磷释放的研究[J]. *重庆环境科学*, 1998, **20**(6): 18~21.
- [28] 宋金明,李鹏程.南沙群岛海域沉积物-海水界面间营养物质的扩散通量[J]. *海洋科学*, 1995, **5**: 43~50.
- [29] 张水元,刘瑞秋,黎道丰.保安湖沉积物和间隙水中氮和磷的含量及其分布[J]. *水生生物学报*, 2000, **24**(5): 434~438.
- [30] 高效江,张念礼,陈振楼,等.上海滨岸湖滩水沉积物中无机氮的季节性变化[J]. *地理学报*, 2002, **57**(4): 407~412.
- [31] 安琪,李发荣.滇池草海底泥疏浚对水体水质及底泥影响分析研究[J]. *云南地理环境研究*, 2002, **14**(2): 65~69.