

## 贵州红枫湖沉积物磷的生物有效性研究\*

王敬富<sup>1</sup> 陈敬安<sup>1</sup> 杨海全<sup>1,2</sup> 罗婧<sup>1,2</sup> 徐洋<sup>1,2</sup>

(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 550002;

2. 中国科学院研究生院, 北京 100049;

3. 贵州大学资源与环境工程学院, 贵阳 550025)

**摘要** 本文选取贵州红枫湖这一典型的高原深水湖泊为研究对象, 对其沉积物磷的生物有效性开展系统地分析研究。结果表明, 红枫湖沉积物生物有效磷(BAP)含量从高到低依次为AAP(藻类可利用磷) > Olsen-P(NaHCO<sub>3</sub>可提取态磷) > WSP(水溶性磷), 平均值分别为323.4, 61.2, 3.1 mg/kg。红枫湖沉积物BAP含量呈现随深度增加而降低的分布特征, 在表层沉积物中BAP含量较高, 存在较大的磷释放风险。相关性分析表明, NH<sub>4</sub>Cl-P和BD-P可能是沉积物生物活性磷最主要的来源。对红枫湖沉积物磷的生物有效性的科学评价, 将为科学制定湖泊沉积物内源磷治理方案提供理论依据。

**关键词** 红枫湖 沉积物 生物有效磷

磷是湖泊生态系统主要限制性因子<sup>[1-3]</sup>。当外源氮、磷得到有效控制后, 沉积物内源磷的释放成为影响湖泊水体富营养化的关键因素<sup>[4-11]</sup>。沉积物磷的活性是沉积物磷释放强度的首要决定因素。科学评价沉积物中磷的生物有效性, 对于正确认识湖泊沉积物内源磷对富营养化的潜在影响具有重要意义。

红枫湖是中国西南喀斯特地区贵州高原最大的人工深水湖泊, 常时满水位海拔1240 m, 水面面积57.2 km<sup>2</sup>, 流域面积1596 km<sup>2</sup>, 是贵阳市及周边地区最重要的饮用水源地。由于废水排放和网箱养鱼等人为活动导致湖泊水质富营养化、湖底沉积物磷负荷严重<sup>[12-13]</sup>。本文以化学试剂提取法分析红枫湖沉积物不同形态生物有效性磷含量与分布, 探讨不同湖区沉积物生物有效性磷的差异和可能的来源。

### 1 材料与方法

#### 1.1 样品的采集与分析

1.1.1 沉积物采集 2010年7月, 在桃花源河(THY)、北湖中部(NM)、大坝(DAM)、后五(HW)、南湖中部(SM)和羊昌河(YCH)等6个采样点(图1), 利用无扰动沉积物柱芯重力采样器<sup>[14]</sup>采集沉积物柱芯, 按照2 cm分样后将样品置于封口袋中密封, 带回实验室利用真空冷冻干燥仪(Techcomp FD-3-85-MP)干燥, 干燥后的样品研磨至100目以下。

1.1.2 沉积物生物有效性分析 沉积物生物有效性磷(Bioavailable Phosphorus, BAP)包括水溶性磷(Water Soluble Phosphorus)、藻类可利用磷(Algal Available Phosphorus)及NaHCO<sub>3</sub>可提取磷(Olsen-P)等3种形态, 各形态分析方法<sup>[15-16]</sup>见表1。

\* 基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41173125)

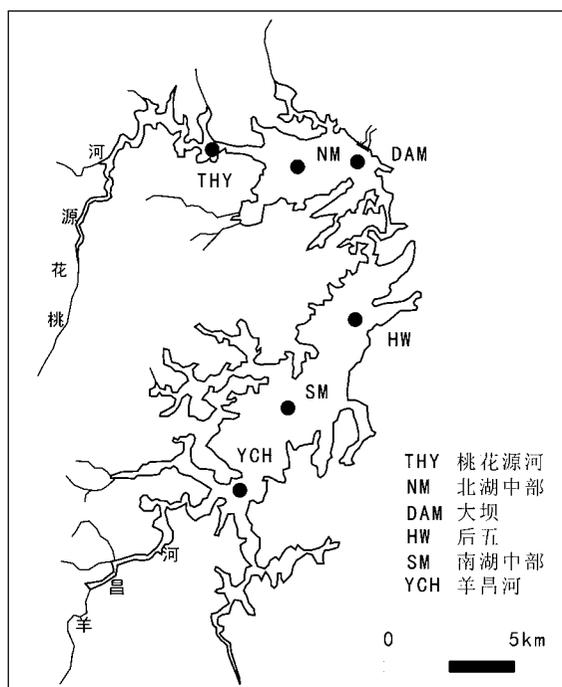


图1 红枫湖采样点分布图

Fig.1 Map of sampling sites in Hongfeng Lake

表1 沉积物中生物有效性磷的提取方法

磷形态	提取方法
水溶性磷 WSP	0.25g 沉积物/30 mL 去离子水, 振荡 2h, 4000 r/min 离心 10 min, 获取上清液, 0.45 $\mu\text{m}$ 滤膜过滤, 钼锑抗分光光度法测定提取液中磷含量。
藻类可利用磷 AAP	0.10g 沉积物/30 mL 0.1 mol/L NaOH, 振荡 4h, 4000 r/min 离心 10min, 获取上清液, 0.45 $\mu\text{m}$ 滤膜过滤, 测定提取液中磷含量。
NaHCO <sub>3</sub> 可提取磷 Olsen - P	1.20g 沉积物/30mL 0.5mol/L NaHCO <sub>3</sub> (pH = 8.5), 振荡 0.5h, 4000r/min 离心 10min, 获取上清液, 0.45 $\mu\text{m}$ 滤膜过滤, 测定提取液中磷含量。

## 2 结果与讨论

### 2.1 红枫湖沉积物 BAP 的分布特征

从图2可见, 红枫湖沉积物三种生物有效磷含量从高到低依次为 AAP (藻类可利用磷) > Olsen - P (NaHCO<sub>3</sub> 可提取态磷) > WSP (水溶性磷), 平均值分别为 323.4, 61.2, 3.1 mg/kg。WSP 是化学活性最强的磷形态, 在表层沉积物中其含量变化范围是 8.2 ~ 22.5 mg/kg, 均值 16.4mg/kg。从剖面分布来看, WSP 在沉积物表层的含量要略高于底部, 随深度增加而降低, 20cm 以下其含量保持稳定。Olsen - P 是在略碱性条件下容易被释放的磷形态, 其化学活性也比较强。在表层沉积物中其含量变化范围是 19.8 ~ 159.0 mg/kg, 均值 94.1 mg/kg。从剖面分布来看, Olsen - P 在表层 0 ~ 20 cm 深度范围内呈现随深度增加而逐渐降低的趋势, 在深度 20 cm 以下其含量保持稳定。AAP 在分解作用和微生物作用下亦可释放到上覆水体, 其在表层沉积物中的平均含量为 394.1 mg/kg, 变化范围为 68.6 ~ 525.2 mg/kg, 在垂向上的分布也表现为随深度

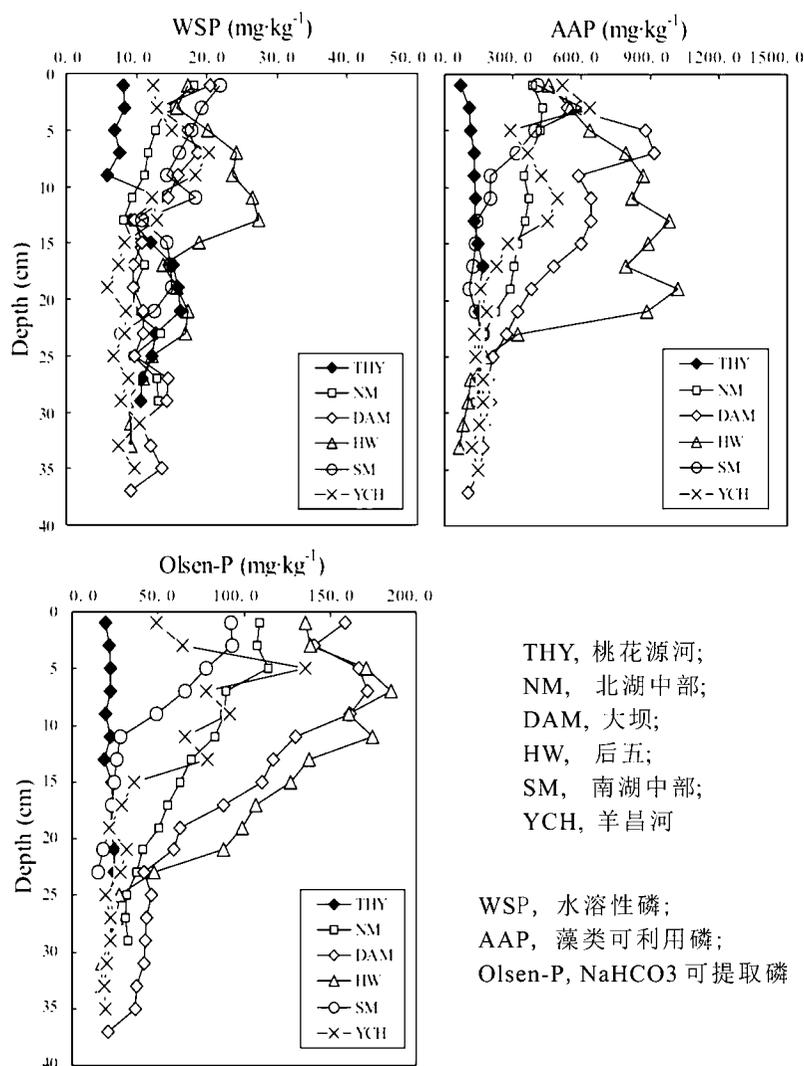


图2 红枫湖沉积物生物有效磷的剖面分布特征

Fig. 2 Profiles of BAP in sediments at Hongfeng Lake

增加而逐渐降低的趋势。红枫湖沉积物生物有效磷含量较高，尤其表层沉积物存在较大的磷释放风险。

从水平分布来看，红枫湖沉积物生物有效磷的含量在不同湖区存在较大的差异。红枫湖沉积物生物有效磷含量与沉积物 TP 含量分布比较一致，全湖污染最严重的后五、大坝湖区的生物有效磷含量也最高<sup>[13]</sup>。以 Olsen-P 为例，其含量分布由高到低为后五 > 大坝 > 羊昌河 > 北湖中部 > 南湖中部 > 桃花源河。研究表明，桃花源河沉积物生物有效磷在剖面上没有显著变化，尤其是 AAP 和 Olsen-P，这一点与其他湖区沉积物显著不同，桃花源河沉积物磷污染较轻，污染水平没有显著变化。由于沉积物中磷含量远远高于水体磷酸盐浓度（红枫湖水体总磷浓度为 0.05mg/L），所以在严重污染湖区可能存在很大风险，即使少量的释放仍可能造成严重后果。

## 2.2 红枫湖沉积物 BAP 与磷形态的相关性分析

对红枫湖沉积物生物有效磷与沉积物不同赋存形态磷（数据来源为参考文献 17）进行相关性分析表明（表 2, 3），无论后五沉积物还是桃花源河沉积物，其 AAP、Olsen-P 以及 WSP 三种生物有效磷之间均存在 0.01 或者 0.05 水平上的显著相关。然而，沉积物生物活性磷与不同磷形态之间的相关性存在差异。以后五湖区为例，其沉积物 AAP 与 NaOH-srP 相关性最显著；Ol-

sen - P 以及 WSP 均与 NH<sub>4</sub>Cl - P 相关性最好, 其次是 BD - P, 表明 NH<sub>4</sub>Cl - P 和 BD - P 是沉积物生物活性磷最主要的来源<sup>[16]</sup>。但对桃花源河湖区而言, 其沉积物生物活性磷与不同磷形态之间, 除 AAP 与 NaOH - srP、HCl - P, WSP 与 NaOH - srP 之间存在正相关外, 基本不存在相关性。这说明, 在桃花源河湖区沉积物中生物有效磷与沉积物不同赋存形态磷之间并没有显著的对应关系, 其沉积物磷的生物有效性并不能通过化学连续提取法分级形态进行反映。

表 2 后五湖区沉积物生物有效磷与磷形态的相关性分析

	WSP	AAP	Olsen - P	NH <sub>4</sub> CL - P	BD - P	NaOH - srP	NaOH - nrP	HCl - P	rest - P	TP
WSP	1									
AAP	.775**	1								
Olsen - P	.867**	.786**	1							
NH <sub>4</sub> CL - P	.928**	.720**	.911**	1						
BD - P	.900**	.865**	.935**	.956**	1					
NaOH - srP	.772**	.986**	.807**	.751**	.894**	1				
NaOH - nrP	.599*	.847**	.678**	.555*	.684**	.813**	1			
HCl - P	.831**	.673**	.724**	.829**	.806**	.702**	.491*	1		
rest - P	.897**	.897**	.914**	.859**	.922**	.891**	.841**	.716**	1	
TP	.826**	.982**	.856**	.806**	.927**	.991**	.845**	.743**	.939**	1

\*\* 在 0.01 水平 (双侧) 上显著相关; \* 在 0.05 水平 (双侧) 上显著相关。

表 3 桃花源河湖区沉积物生物有效磷与磷形态的相关性分析

	WSP	AAP	Olsen - P	NH <sub>4</sub> CL - P	BD - P	NaOH - srP	NaOH - nrP	HCl - P	rest - P	TP
WSP	1									
AAP	.680**	1								
Olsen - P	.632*	.637**	1							
NH <sub>4</sub> CL - P	-.485	-.521*	-.232	1						
BD - P	.451	.090	.360	.039	1					
NaOH - srP	.545*	.726**	.335	-.413	-.055	1				
NaOH - nrP	-.240	-.344	-.321	.188	.138	-.168	1			
HCl - P	-.385	-.649**	-.043	.495	.124	-.667**	-.263	1		
rest - P	-.031	-.047	.160	-.176	.193	-.366	-.092	.082	1	
TP	.163	.115	.103	-.125	.286	.385	.704**	-.512	.129	1

\*\* 在 0.01 水平 (双侧) 上显著相关; \* 在 0.05 水平 (双侧) 上显著相关。

### 3 结论

红枫湖沉积物生物有效磷含量从高到低依次为 AAP (藻类可利用磷) > Olsen - P (NaHCO<sub>3</sub> 可提取态磷) > WSP (水溶性磷), 平均值分别为 323.4, 61.2, 3.1 mg/kg。红枫湖沉积物生物有效磷含量较高, 尤其表层沉积物存在较大的磷释放风险。

红枫湖沉积物生物有效磷与磷形态的相关性分析表明, AAP、Olsen - P 以及 WSP 三种生物有效磷之间均存在 0.01 或者 0.05 水平上的显著相关, 而沉积物生物活性磷与不同磷形态之间的相关性存在差异。NH<sub>4</sub>Cl - P 和 BD - P 可能是沉积物生物活性磷最主要的来源。

## 参考文献

- [1] Jacqueline Eggleton, Kevin V. Thomas. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events [J]. *Environment International*, 2004, 30: 973 - 980.
- [2] Madgwick, F.J.. Restoring nutrient - enriched shallow lakes: integration of theory and practice in the Norfolk Broads, U. K. [J]. *Hydrobiologia*, 1999, 408/409: 1 - 12.
- [3] Shi - yang Zhang, Ai - fen Liu, Jian - min Ma, et al. Changes in Physicochemical and biological factors during regime shifts in a restoration demonstration of macrophytes in small hypereutrophic Chinese lake [J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36, 1611 - 1619.
- [4] 黄清辉, 王东红, 王春霞, 等. 沉积物中磷形态与湖泊富营养化的关系 [J]. *中国环境科学*, 2003, 23 (6): 583 - 586.
- [5] 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性模型 [J]. *科学通报*, 2003, 48 (17): 1822 - 1831.
- [6] 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.
- [7] 范成新, 张路, 包先明, 等. 太湖沉积物 - 水界面生源要素迁移机制及量化: 2. 磷释放的热力学机制及源 - 汇转换 [J]. *湖泊科学*, 2006, 18 (3): 207 - 217.
- [8] Zhang Y, Wu RSS, Hong H - S, Poon K - F, Lam MHW. Field study on the desorption rates of polynuclear aromatic hydrocarbons from contaminated marine sediment [J]. *Environ Toxicol Chem.* 2000, 19 (10): 2431 - 5.
- [9] 濮培民, 王国祥, 胡维平, 等. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗? [J]. *湖泊科学*, 2000, 12 (3): 269 - 279.
- [10] 金相灿, 荆一凤, 刘文生, 等. 湖泊污染底泥疏浚工程技术 - 滇池草海底泥疏挖及处置 [J]. *环境科学研究*, 1999, 12 (5): 9 - 12.
- [11] 王宁, 张刚, 王瑗. 湖泊内源污染的环保疏浚及其效果 - 以长春南湖清淤工程为例 [J]. *环境科学研究*, 2004, 17 (2): 34 - 37.
- [12] 万国江, 万恩源, 陈敬安, 等. 深水人工湖环境生物地球化学过程研究: 以贵州红枫湖 - 百花湖为例 [J]. *地球与环境*, 2010, 38 (3): 262 - 270.
- [13] 红枫湖底泥污染物空间分布特征. 第十三届世界湖泊大会论文集 [C]. 北京: 中国农业大学出版社, 2010.
- [14] 李键, 陈敬安. 一种无扰动沉积物柱芯采样器: 中华人民共和国, 200920168770 [P]. 2010.
- [15] Zhou Q - X, Gibson C - E, Zhu Y - M. Evaluation of P bioavailability in sediments of three contrasting lakes in China and the UK [J]. *Chemosphere*, 2001, 42, 221 - 225.
- [16] 朱元荣, 张润宇, 吴丰昌. 滇池沉积物生物有效性氮和磷的分布及相互关系 [J]. *环境科学研究*, 2010, 23 (8): 993 - 998.
- [17] 王敬富, 陈敬安, 曾艳, 杨永琼, 杨海全. 贵州红枫湖沉积物磷赋存形态的空间变化特征 [J]. *湖泊科学*, 2012, 24 (5): 789 - 796.