

贵州红枫湖水体叶绿素 a 的分布与磷循环^{*}

商立海¹ 李秋华^{1,2} 邱华北^{1,3} 仇广乐¹ 李广辉¹ 冯新斌^{1**}

(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贵州师范大学贵州省山地环境信息系统和生态环境保护重点实验室, 贵阳 550001; ³西南大学资源环境学院, 重庆 400715)

摘要 于2009年8月(夏季)和2010年1月(冬季)在贵州红枫湖采集了分层湖水和分层沉积物样品,分析了湖水样品的总氮(TN)、总磷(TP)及叶绿素 a(Chl a)含量,结果表明,湖水 TN含量在2个季节无明显变化,平均含量为 $1.58 \pm 0.73 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,湖水 TP含量夏季($0.091 \pm 0.070 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)高于冬季($0.026 \pm 0.055 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。夏季湖水在8 m处有季节性分层,下层湖水 TN TP含量高于上层;夏季湖水 Chl a主要集中在上层,上层平均含量为 $33.2 \pm 13.0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$,冬季湖水 Chl a平均含量为 $11.1 \pm 3.7 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$,分析发现,湖水上层(8 m)Chl a与 TP有明显的线性相关关系($r=0.965$ $P<0.01$),表明红枫湖富营养化主要受 P元素限制。沉积物孔隙水中的溶解态 P(DP)浓度和湖水的磷酸盐(PO_4^{3-} -P)浓度比上覆水体高,具有向上扩散的趋势,利用费克第一定律计算了沉积物向上覆水体的释 P速率,发现夏季沉积物向上覆水体释 P速率高于冬季,可能主要是由于夏季湖水底层的还原环境下沉积物表层的早期成岩作用生成磷酸盐进入孔隙水而促进了沉积物向上覆水体释 P。根据通量释放结果估算了全湖沉积物向水体的释 P通量,约为每年 $5.0 \pm 5.6 \text{ t}$ 。红枫湖富营养化受 P控制,沉积物向水体有很大的释放 P的潜力,是湖水 P的重要内源,严格控制流域的外源输入才能彻底治理该湖的富营养化。

关键词 红枫湖; N; P; 叶绿素 a; 费克第一定律

中图分类号 B93 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2011)5-1023-08

Chlorophyll a distribution and phosphorus cycle in water body of Hongfeng Reservoir Guizhou. SHANG Li-hai¹, LI Qiu-hua², QIU Hua-bei³, QIU Guang-le¹, LI Guang-hui¹, FENG Xin-bin^{1**}. (¹ State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; ² Key Laboratory for Information System of Mountainous Area and Protection of Ecological Environment of Guizhou Province, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China; ³ College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China). Chinese Journal of Ecology 2011, 30(5): 1023-1030.

Abstract In August (summer) 2009 and January (winter) 2010, water and sediment samples were collected from Hongfeng Reservoir in Guizhou to analyze the total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), phosphate (PO_4^{3-}), and chlorophyll a (Chl a) in water body and the dissolved phosphorus (DP) in sediment pore water. The mean TN concentration in water body was $1.58 \pm 0.73 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, and no obvious difference was observed between summer and winter. The mean TP concentration in water body was higher in summer ($0.091 \pm 0.070 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) than in winter ($0.026 \pm 0.055 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). In summer, the lake water at the depth 8 m was thermally stratified with the TN and TP concentrations being higher in hypolimnion than in thermocline. The Chl a in water body was mainly concentrated in the thermocline with a mean concentration $33.2 \pm 13.0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ in summer and $11.1 \pm 3.7 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ in winter. There was a significant positive linear correlation between Chl a and TP in the upper 8 m water layer ($r=0.965$ $P<0.01$), suggesting that the eutrophication of Hongfeng Reservoir was limited by phosphorus. The DP concentration in sediment pore water and the phosphate (PO_4^{3-} -P) concentration in water body were

*国家自然科学基金项目(40873085和40973083)和贵州省自然科学基金项目(黔科合字[2007]2168号)资助。

**通讯作者 E-mail: fengxinbin@vip.skl.ecg.cn

收稿日期: 2010-09-27; 接受日期: 2011-01-19

much higher than the $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentration in overlying water, which meant that the DP had a strong upward diffusion tendency. According to Fick's first law, the phosphorus emission flux from sediment to overlying water was calculated. The phosphorus emission rate was higher in summer than in winter, possibly because the bottom anoxic water environment and its higher temperature in summer favored the formation of DP during the early diagenesis. Based on the phosphorus flux from sediment to overlying water, the annual phosphorus emission from sediment to water body was estimated as 5.0 ± 5.6 metric tons. It was suggested that the eutrophication of Hongfeng Reservoir was controlled by phosphorus, and the sediment had a great potential in releasing phosphorus, being an important inner source of lake water phosphorus. To control the eutrophication of Hongfeng Reservoir, more strict policy was necessary to limit the anthropogenic phosphorus input from the watershed.

Key words: Hongfeng Reservoir; nitrogen; phosphorus; chlorophyll *a*; Fick's first law

富营养化是指自然和人为活动过程中向水体输送了过量的 C、N、P 等营养元素,造成水体初级生产力增加而打破生态平衡的过程。通常根据水体中 C、N、P 3 种元素比值 (106:16:1) 或者 N/P 比 (11~15) 判断营养限制类型 (Redfield et al., 1963; OECD, 2006), 而最近的研究认为, 根据经验的比值判别并不准确, N 元素对水体富营养化不起关键作用, 治理水体富营养化需着重控制 P (王海军和王洪铸, 2009)。

湖水中 P 主要来源包括流域径流的输入、大气降水直接输入和沉积物向上覆水体的释放等。其中沉积物的释放是湖泊的内源, 对该源的准确估算对于管理流域和治理湖泊富营养化有重要的意义。沉积物内源的 P 释放是通过 P 在沉积过程中发生各种反应, 从而产生磷酸盐进入到孔隙水, 通过孔隙水向上覆水体释放。这是一个复杂的过程, 通常发生在沉积物的表层, 受早期成岩作用的控制, 受温度、Eh 氧化还原条件等多种因素影响, 更可在湖泊外部条件转化时发生“源”、“汇”的转化 (范成新等, 2006; 孙淑娟和黄岁樑, 2008)。许多学者研究了沉积物在水体富营养化过程的内源作用, 并用多种方法测定和计算了海水、湖泊、河口沉积物向上覆水体的 P 的释放通量 (刘敏等, 2001; 陈洪涛等, 2003; 蒋凤华等, 2003; 孙青等, 2003; 蔡立胜等, 2004; 徐徽等, 2009), 发现这一过程对水体富营养化有重要的贡献 (Sundby et al., 1992)。

我国是水库大国,“蓄水河流”已经成为我国水系河流的普遍现象和重要特征。水库类似于湖泊的环境条件, 季节性的水体温度分层是深水湖泊中诸多化学、生物过程的最直接的控制因素 (刘丛强等, 2009)。红枫湖是乌江支流猫跳河上的第一级水库, 是贵阳市的主要饮用水源地。自 1994 年红枫湖

出现大面积“黑水”现象引起死鱼第一次水质大面积恶化以来, 1996 年至今, 几乎每年都有大面积蓝、绿藻暴发 (庞磊和庞增铨, 2007)。虽然禁止网箱养鱼、治理重点工业污染源 (姜平, 2004; 吴沿友等, 2004), 但是红枫湖仍然几乎每年发生藻类水华。本研究主要是通过研究红枫湖不同采样点的湖水 N、P 元素与叶绿素 *a* 的季节性变化, 确定湖泊富营养化的限制性营养元素, 进一步通过模型计算沉积物作为内源通过扩散对水体的贡献及其影响因素。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

红枫湖是乌江支流猫跳河上的第一级水库, 水面面积 57.2 km^2 , 流域面积 1596 km^2 , 蓄水量为 2818 亿 m^3 。红枫湖输入河流主要有羊昌河、麻线河、后六河、桃花园河等。在冬春季 (干季), 雨水较小, 河流的流量较低; 而在夏季 (雨季), 雨水充沛, 河流的流量较大。红枫湖是贵阳市的主要饮用水源地, 另外兼具发电、灌溉、养殖、防洪、旅游及调节自然生态等综合功能。

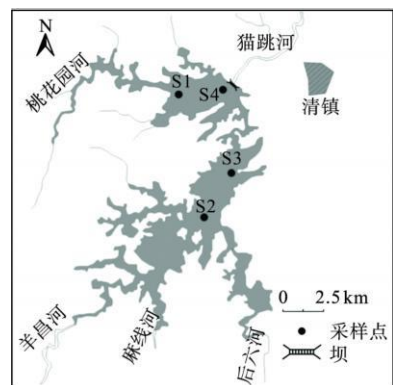


图 1 红枫湖采样布点示意图

Fig. 1 Location of sampling sites in Hongfeng Reservoir

1.2 样品采集及处理

2009年 8月和 2010年 1月各采样 1次, 分别代表夏季和冬季。在红枫湖布置了 4个采样点, 分别记为 S₁、S₂、S₃、S₄ 如图 1所示, 分别对应腰洞、将军洞、后午和大坝 4个点。在每个采样点, 按 2~4 m 分层采集不同深度水样, 保证每个采样点至少有 4个分层水样。

采用便携式沉积物柱状采样器在每个点采集沉积物及上覆界面水样品, 现场按 1 cm 分层切割沉积物。沉积物样品带回实验室, 离心, 以一次性针式过滤器 (0.45 μm) 过滤孔隙水。

1.3 分析方法

采用 YSI6600 V2便携式水质多参数测定仪原位测定水温 (T)、电导率 (Cond)、pH 溶解氧 (DO) 等指标。

总 N(TN)、总 P(TP)、磷酸盐 (PO₄³⁻-P) 参照国家地表水质标准方法进行测定。叶绿素 a (Chl a) 含量采用反复冻融 浸提过滤水样后的滤膜, 运用改进的丙酮萃取法测定 (翁笑艳等, 2009)。

1.4 数据处理

以 Microsoft Excel 2007 及 SigmaPlot 10.0 处理

数据及作图。

2 结果与分析

2.1 理化参数

由图 2可见, 红枫湖水体在夏季具有热分层现象, DO 电导率及 pH 均有分层, 整体而言, 上层为水面至 8 m 下层为 8 m 以下至底层。在上层, 温度保持 25 °C 左右, 自 8 m 以下温度呈直线下降趋势, 到采样点最深一点 30 m 时底层温度降低至 20 °C 左右, 约每米下降 0.3 °C。DO 的分层与温度分层相似, 自表层向下呈降低趋势, 水面浓度较高, 为 8~9 mg·L⁻¹, 向下浓度下降, 至 8 m 处为 1~4 mg·L⁻¹; 底层基本处于厌氧状态, DO 浓度保持在 0.2 mg·L⁻¹。0~8 m 电导率保持在 0.3 mS·cm⁻¹, 8 m 以下电导率逐渐升高, 在 12 m 处升高至 0.4 mS·cm⁻¹, 以下保持不变。pH 值在水体剖面上从上向下逐渐降低, 水面 pH 值约为 9 至 8 m 处降为 7.5 向下 pH 保持不变。

由图 2可见, 冬季红枫湖水体呈现混匀状态, 温度、DO 电导率及 pH 在水体剖面上表面为上下一致的现象, 温度为 9.5 °C, 电导率为 0.4 mS·cm⁻¹, pH

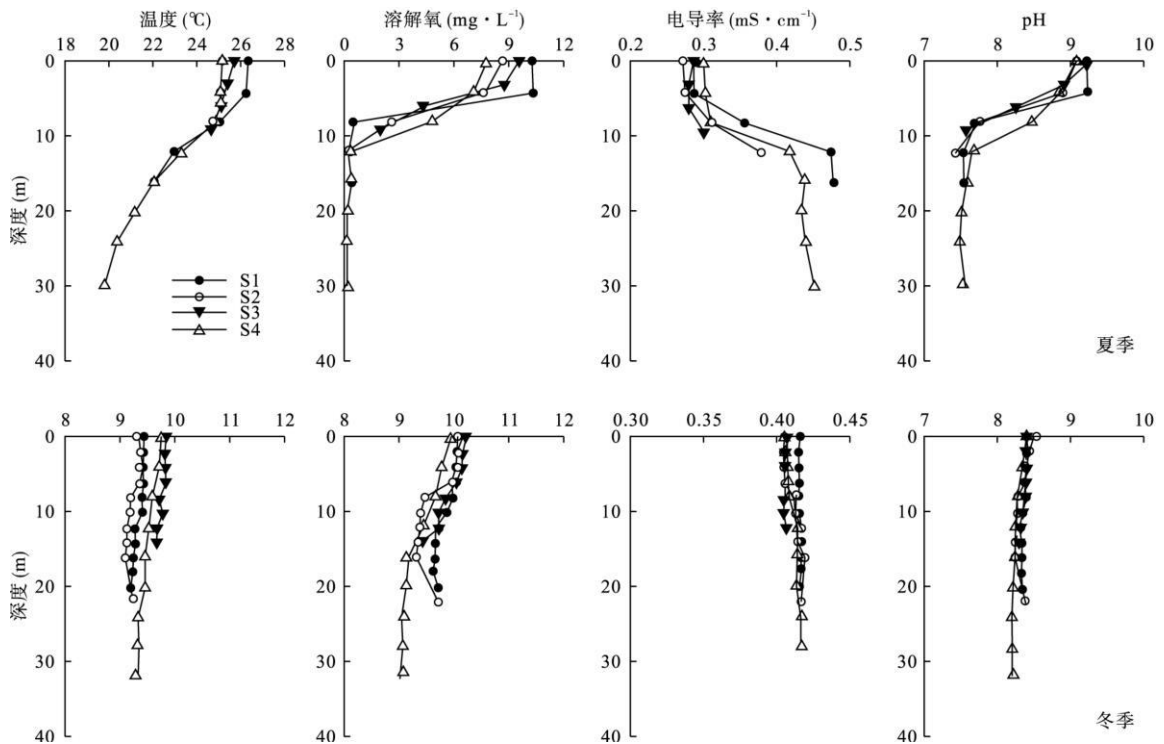


图 2 红枫湖夏、冬 2 季水体温度、溶解氧、电导率和 pH 分布

Fig. 2 Temperature (T), dissolved oxygen (DO), conductivity (Cond) and pH of water profiles from Hongfeng Reservoir in summer and winter

为 8.5 DO在剖面上自上而下略有降低,表面上 10 mg·L⁻¹,到水库底部为 9 mg·L⁻¹。

表层 DO水平秋季略高于夏季,底层夏季为厌氧层,冬季为有氧层,浓度高于夏季;表层的电导率冬季高于夏季,底层电导率冬季与夏季接近;夏季表层 pH值高于冬季,而夏季底层 pH值低于冬季。

2.2 TN与 TP分布

由图 3可见,在夏季,总 N浓度在水体剖面上的分布具有分层的现象,即表层至 8 m较为一致,而 8 m以下浓度高于上一层。在冬季,水体整体均匀,没有上下分层现象。而 TP浓度夏季低层高于表

层,冬季水体 TP浓度均一。

2.3 孔隙水溶解态 P的分布

如图 4所示,红枫湖孔隙水溶解态 P浓度表层较高,底层较低。夏季,全湖平均溶解态 P浓度为 0.103±0.225 mg·L⁻¹, S₁、S₂和 S₄的浓度峰值出现在表层 2 m, S₃的浓度峰值在 10 m左右;冬季全湖溶解态 P浓度为 0.077±0.098 mg·L⁻¹, S₁和 S₄溶解态 P浓度峰值在表层 5 m, S₂和 S₃的浓度峰值出现在 15 m左右。溶解态 P浓度的峰值出现位置不同可能是由于沉积物中的氧化还原带的变动,影响沉积物向水样释放磷酸盐(王雨春, 2001)。

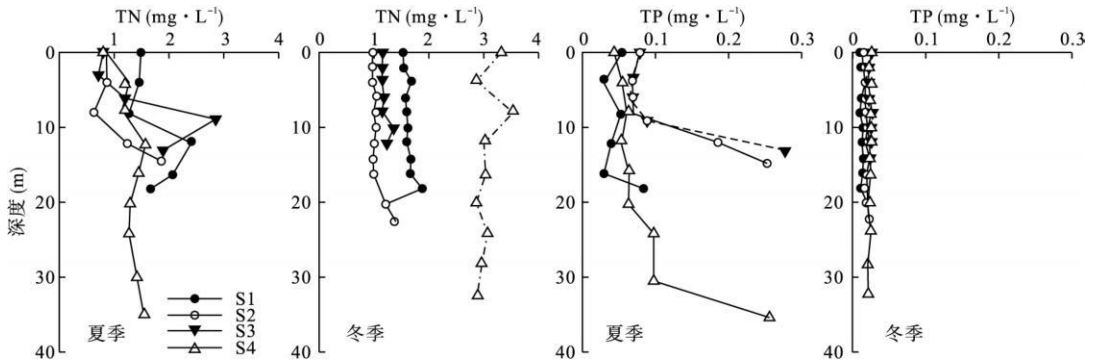


图 3 红枫湖夏季及冬季各采样点水体 TN和 TP剖面分布

Figure 3 TN and TP contents of water profiles from Hongfeng Reservoir in summer and winter

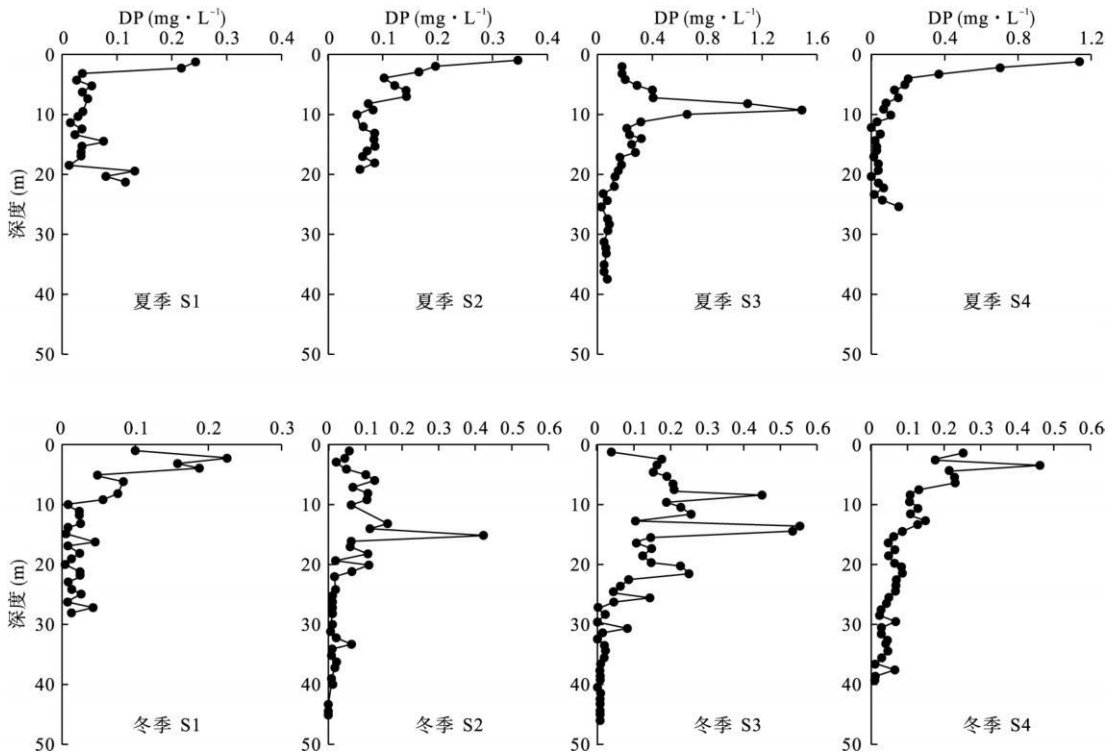


图 4 红枫湖夏季、冬季各采样点孔隙水溶解态磷的分布

Figure 4 Dissolved Phosphorous of the porewater profile from Hongfeng Reservoir in summer and winter

2.4 叶绿素 a

叶绿素 a 可以反映水生生态系统中的初级生产力的程度。由图 5 可知, 红枫湖夏季水体叶绿素水平高于冬季。夏季水体中叶绿素分布不均匀, 具有分层现象, 从水面至 8 m, 叶绿素呈下降趋势, 而 8 m 以下叶绿素 a 浓度保持在较低的水平。冬季水体叶绿素均匀, 浓度为 $10 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。红枫湖夏季的叶绿素 a 水平高于冬季, 夏季各点叶绿素 a 的浓度顺序为 $S_3 > S_2 > S_4 > S_1$, 冬季各点叶绿素 a 含量差别不大。

3 讨论

3.1 红枫湖水体总 N 总 P 的时空变化

红枫湖水体总 N 浓度季节性变化不明显, 冬季整体略高于夏季, 尤其在 S4 点, 冬季浓度平均浓度最高, 达 $3.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。夏季浓度总 N 浓度顺序为 $S_1 > S_4 > S_3 > S_2$ 与国家地表水环境质量标准基准项目标准限值 (GB3838—2002) 比较, S1 为 V 类水 ($< 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), S2、S3、S4 为 IV 类水 ($< 1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。在冬季则为 $S_4 > S_1 > S_3 > S_2$, S1 点为 V 类, S2 和 S3 点为 IV 类, S4 劣于 V 类。由表 1 可知, 本研究湖水 TN 浓度整体低于 2007 年以前的湖水 TN 浓度, 南湖 (后午、将军洞) 浓度明显降低。

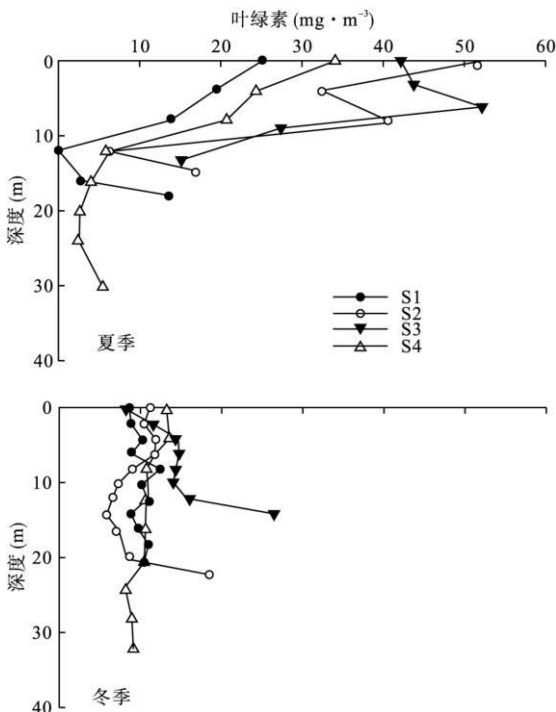


图 5 红枫湖夏季和冬季水体叶绿素 a 的分布变化
Fig. 5 Chl a concentration of water profiles from Hongfeng Reservoir in summer and winter

表 1 红枫湖水体 TN TP 浓度比较 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Table 1 Comparison of TN and TP concentration in Hongfeng Reservoir with previous studies

采样时间	采样地点	TP	TN	文献
2004—2007	大坝	0.033 ± 0.006	3.02 ± 1.49	吴红和严军, 2009
	腰洞	0.064 ± 0.037	2.81 ± 1.24	
	后午	0.399 ± 0.521	3.33 ± 0.82	
	焦家桥	0.350 ± 0.430	1.94 ± 1.39	
2001—2002	红枫湖	0.022 ± 0.014	2.79 ± 0.67	吴沿友等, 2004
	腰洞	0.047 ± 0.020	1.69 ± 0.43	本研究
	将军洞	0.129 ± 0.084	1.04 ± 0.49	
	后午	0.115 ± 0.090	1.44 ± 0.90	
2010.1	大坝	0.087 ± 0.065	1.27 ± 0.22	
	腰洞	0.011 ± 0.002	1.61 ± 0.16	
	将军洞	0.047 ± 0.102	1.06 ± 0.13	
	后午	0.021 ± 0.003	1.20 ± 0.07	
	大坝	0.020 ± 0.002	3.07 ± 0.22	

数据为平均值 \pm 标准差。

红枫湖水体 TP 的浓度有明显的季节性变化, 夏季明显高于冬季。与国家地表水环境质量标准基准项目标准限值 (GB3838—2002) 对比发现, 夏季水体 TP 浓度 S1 点为 II 类水体 ($< 0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), S2 与 S3 为 V 类水体 ($< 0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), S4 为 IV 类水体 ($< 0.10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); 冬季 S2 点为 II 类水体外, 其余为 II 类水体。对比前人测定红枫湖的 TP 浓度结果, 可知夏季与以前 TP 浓度相近, 但是南湖 (后午、将军洞) 浓度明显降低, 与 TN 浓度降低一致, 可能是由于近年来对红枫湖的治理, 尤其是禁止网箱投饵养鱼, 降低了向湖泊的 N 输入导致湖水 TN 浓度降低。

3.2 TP 对水体叶绿素 a 限制作用

N P 营养盐是生态系统的基础物质和能量来源, 营养盐限制直接影响浮游植物的初级生产力变化和生物资源的持续利用。通过计算, 红枫湖 TN 与 TP 的比值比较高, 夏季平均为 22, 冬季平均为 104, 可以确定红枫湖湖泊藻类生长的限制因子。

将红枫湖表层的叶绿素 a 浓度与 TN TP 作回归分析。统计发现, 叶绿素 a 与 TN 无明显相关性 ($R=0.50, P>0.05$)。各点叶绿素 a 平均含量与 TP 的平均浓度呈线性关系 (图 6 a), 相关系数为 0.965 ($P<0.01$), 线性回归方程为:

$$[Chl-a] = 559 \times [TP] + 1.02$$

式中, $[Chl-a]$ 为表层 0~8 m 水体中叶绿素 a 的平均浓度, 单位为 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$, $[TP]$ 为相应的 TP 浓度, 单位为 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-3}$ 。由于 N 也是另外一种重要的营养元素, 也会对藻类的生长产生影响, 进而影响叶绿素 a 的结果, 故限制 TN 把叶绿素 a 和 TP 结果进行分

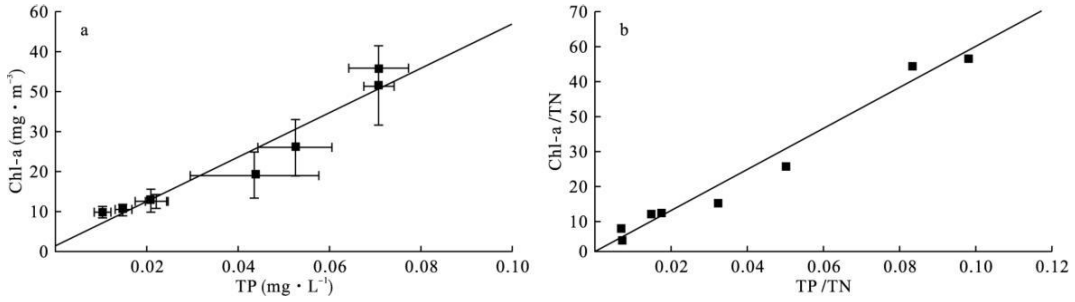


图 6 红枫湖水体 (0~8 m) 叶绿素与 TP 含量的关系
 Fig. 6 Relationship between mean Chl-a and TP concentration in 0~8 m water from Hongfeng Reservoir
 误差线表示标准差。

析发现, 此时总 P 对叶绿素 a 的分布影响力更为明显, 相关系数为 0.987 ($P < 0.01$) (图 6 b)。线性回归方程为:

$$[Chl\ a/TN] = 596 \times [TP/TN] - 0.21$$

结果表明, 红枫湖是 P 控制型富营养化水库, P 对红枫湖叶绿素 a 有明显的限制作用。因为叶绿素 a 可以表征湖泊的初级生产力程度, 故表明浮游植物等初级生产力受 P 的控制, 对红枫湖富营养化的治理需着重控制水库的 P 的输入。

3.3 沉积物向上覆水体的 P 扩散通量

湖泊中 P 的来源可以分为外源和内源, 外源包括地表径流输入和大气沉降输入, 内源主要是指沉积在湖泊底层的颗粒态 P 在早期成岩作用下, 生成溶解性磷酸盐而向水体的释放。沉积物向水体释放 P 通量的估算主要基于两种方法, 一种是沉积物培养测定法, 另一种是基于沉积物孔隙水与上覆水体浓度梯度计算, 本研究采用第 2 种方法结合费克第一定律 (Fick's first law) 计算沉积物向水体的 P 释放通量。费克定律主要描述物质扩散移动通过界面过程, 分子扩散作用是沉积溶解组分通过孔隙水迁移输送的最主要方式。费克定律表达式如下 (Li & Gregory 1974):

$$F_d = -\Phi D_s \frac{dC}{dz}$$

式中: F_d 为沉积物溶质扩散通量 ($mg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$), Φ 为沉积物孔隙度, 取测定红枫湖表层沉积物孔隙度的平均值 (0.93); $\frac{dC}{dz}$ 为孔隙水与上覆水体间的物质最大浓度梯度, 单位为 $mg \cdot L^{-1} \cdot cm^{-1}$; D_s 为沉积物中溶质的分子扩散系数 ($10^{-6} m^2 \cdot s^{-1}$)。由于红枫湖水体 pH 在 8 左右, 磷酸盐主要以 HPO_4^{2-} 的形式存在, 故计算中把孔隙水中溶解态 P 作为 HPO_4^{2-} 处理, D_s 则取 HPO_4^{2-} 的分子扩散系数。 D_s

难于测定, 通常以稀溶液中溶质的扩散系数 D_0 与 D_s 的经验公式得出 (Leman 1979, Kim & Bember 1980)。

$$D_s(HPO_4^{2-}) = D_0(HPO_4^{2-}) \Phi^2$$

$$D_0(HPO_4^{2-}) = 7.34 + 0.16 \times (T - 25)$$

式中, T 为温度, 单位为 $^{\circ}C$ 。

由表 2 可见, 夏季沉积物孔隙水向上覆水体释放 P 的速率大于冬季, 这可能是由于夏季湖水出现季节性分层, 沉积物-水体界面的厌氧还原环境促进沉积物向水体释放 P (Eckert et al., 1997)。红枫湖沉积物中铁结合态 P 所占比例最大, 还原环境下, 表层沉积物中的三价铁还原为二价铁, 使得沉积物中铁结合态 P 溶解进入孔隙水中 (王雨春等, 2004; 蔡景波等, 2007; 孙淑娟和黄岁樑, 2008; 杨学芬等, 2008)。另外, 红枫湖夏季水体温度高于冬季, 温度高可以促进沉积物中微生物活性, 进而提高了生物扰动作用和沉积物有机物的矿化速率, 从而促进沉积物中内源 P 的释放 (Eckert et al., 1997)。

如表 3 所示, 大部分水体沉积物向水体释放 P 只有惠州西湖沉积物是湖泊 P 的“汇”, 淡水普遍高

表 2 红枫湖沉积物孔隙水向上覆水体释放 P 的速率
 Table 2 Phosphorus flux from sediment porewater to water profile in Hongfeng Reservoir

采样时间	采样点	温度 ($^{\circ}C$)	$\Delta C/\Delta z$ ($mg \cdot L^{-1} \cdot cm^{-1}$)	D_0 ($\times 10^{-6} m^2 \cdot s^{-1}$)	Φ	F_d ($mg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)
2009	S1	22.12	0.077	6.9	0.93	135
	S2	23.30	0.054	7.1	0.93	97
	S3	24.67	0.117	7.3	0.93	216
	S4	19.77	0.339	6.5	0.93	559
2010	S1	9.17	0.055	4.8	0.93	67
	S2	9.17	0.024	4.8	0.93	30
	S3	9.61	0.044	4.9	0.93	54
	S4	9.26	0.073	4.8	0.93	89

表 3 不同水体沉积物孔隙水向水体释放 P 的速率
Table 3 Comparison of Phosphorus flux from sediment porewater to water profile with other study

研究对象	测定方法	F_d ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	文献
官厅水库	Fick's law	5.0	孙青等, 2003
东风水库	Fick's law	66	朱俊, 2005
乌江渡水库	Fick's law	898	
长江河口	Fick's law	157	刘敏等, 2001
红枫湖	Fick's law	146~1050	王雨春, 2001
百花湖	Fick's law	288~756	
太湖	流动培养实验	398	徐徽等, 2009
南湖(南宁)	实验室培养	5300	陈竑等, 1998
西湖(惠州)	实验室培养	-2340~-290	李传红等, 2008
骆马湖	Fick's law	4560±350	范成新等, 2002
滇池	Fick's law	950	毛建忠等, 2005
桑沟湾(山东半岛东端)	Fick's law	0.312	蔡立胜等, 2004
胶州湾	实验室培养	1.22	蒋凤华等, 2003
渤海莱州湾	实验室培养	75.8	陈洪涛等, 2003
红枫湖	Fick's law	27~507	本研究

出海水沉积物的释放速率。本次结果与国内长江河口、乌江渡水库、东风水库、太湖研究结果相当, 在同一数量级, 低于南宁南湖、骆马湖、滇池的研究结果, 高出官厅水库结果一个数量级。本次结果略低于王雨春(2001)的研究结果, 可能是因为贵阳市治理“两湖一库”取得一定成效。

按照红枫湖多年平均水面面积 32.15 km^2 作为沉积物的面积(王雨春, 2001), 取各采样点及 2 个季节的孔隙水向上覆水体释放速率的平均值估算沉积物向水体释放 P 的年释放量, 可得沉积物向水体释放 P 量为 $5.0 \pm 5.6 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 占 2004 年红枫湖流域重点排放源的 50% 左右(周贻兵等, 2009)。但是, 考虑到采样点数量较少及采样只有 2 个季节, 该结果仍有很大的不确定性。因此, 在内源输入比重较大情况下, 只有更有力地削减红枫湖流域的外源 P 输入, 才能更好地降低红枫湖的富营养化程度。

4 结 论

本研究表明, 红枫湖水体, 特别是南湖部分 TN、TP 浓度降低, 可能与近年来对红枫湖的治理, 尤其是禁止投饵网箱养鱼有关系。红枫湖水体富营养化主要受 P 控制, 湖水 TP 与叶绿素 a 有较好线性关系。红枫湖沉积物是水体的一个重要 P 源, 每年向水体释放的 P 约 $5.0 \pm 5.6 \text{ t}$ 。在湖泊的内源 P 释放程度一定情况下, 只有更有力地削减流域输入, 才能根本控制该湖的富营养化问题。

参考文献

蔡景波, 丁学锋, 彭红云, 等. 2007. 环境因子及沉水植物

对底泥 P 释放的影响研究. 水土保持学报, 21(2): 151-154

蔡立胜, 方建光, 董双林. 2004. 桑沟湾养殖海区沉积物海水界面 N、P 营养盐的通量. 海洋水产研究, 25(4): 57-64

陈洪涛, 刘素美, 陈淑珠, 等. 2003. 渤海莱州湾沉积物海水界面 P 酸盐的交换通量. 环境化学, 22(2): 110-114

陈竑, 陈家宝, 刘文炜, 等. 1998. 南宁市南湖沉积物 P 释放的研究. 广西大学学报(自然科学版), 23(3): 269-273

范成新, 张路, 包先明, 等. 2006. 太湖沉积物水界面生源要素迁移机制及量化. II. P 释放的热力学机制及源-汇转换. 湖泊科学, 18(3): 207-217

范成新, 张路, 杨龙元, 等. 2002. 湖泊沉积物 NP 内源负荷模拟. 海洋与湖沼, 33(4): 370-378

姜平. 2004. 贵州省湖库污染现状和湖库富营养化控制对策. 贵州环保科技, 10(增刊): 1-6

蒋凤华, 王修林, 石晓勇, 等. 2003. 胶州湾海底沉积物海水界面 P 酸盐交换速率和通量研究. 海洋科学, 27(5): 50-54

李传红, 谭镇, 刘正文, 等. 2008. 惠州西湖沉积物营养盐的释放. 生态环境, 17(2): 537-541

刘丛强, 汪福顺, 王雨春, 等. 2009. 河流筑坝拦截的水环境响应——来自地球化学的视角. 长江流域资源与环境, 18(4): 384-396

刘敏, 侯立军, 许世远, 等. 2001. 河口滨岸滩涂沉积物-水界面 N、P 的扩散通量. 海洋环境科学, 20(3): 19-23

毛建忠, 王雨春, 赵琼美, 等. 2005. 滇池沉积物内源 P 释放初步研究. 中国水利水电科学研究院学报, 3(3): 229-233

庞磊, 庞增轻. 2007. 红枫湖、百花湖水体污染事件调查. 环保科技, (3): 44-48

孙青, 黄怀曾, 何红蓼, 等. 2003. 北京官厅水库沉积物-水界面 P 的分布和迁移特征. 矿物岩石地球化学通报, 22(2): 137-139

孙淑娟, 黄岁樑. 2008. 海河沉积物 P 释放模拟实验研究. 环境科学研究, 21(4): 126-131

王海军, 王洪铸. 2009. 富营养化治理应放宽控 N 集中控 P. 自然科学进展, 19(6): 599-604

王雨春, 马梅, 万国江, 等. 2004. 贵州红枫湖沉积物 P 赋存形态及沉积历史. 湖泊科学, 16(1): 21-27

王雨春. 2001. 贵州红枫湖、百花湖沉积物水界面营养元素(P、N、C)的生物地球化学作用(博士学位论文). 贵阳: 中国科学院地球化学研究所.

翁笑艳, 林美爱, 严颖. 2009. 地表水浮游植物叶绿素 a 测定方法比较研究. 中国环境监测, 25(3): 36-38

- 吴红, 严军. 2009 红枫湖特征污染物变化趋势分析. 中国环境监测, (3): 90—93
- 吴沿友, 李萍萍, 王宝利, 等. 2004 红枫湖百花湖水质及浮游植物的变化. 农业环境科学学报, 23(4): 745—747
- 徐徽, 张路, 商景阁, 等. 2009 太湖水土界面 NP 释放通量的流动培养研究. 生态与农村环境学报, 25(4): 66—71.
- 杨学芬, 熊邦喜, 杨明生. 2008 武汉南湖水体及沉积物不同形态 P 的季节变化. 应用生态学报, 19(9): 2029—2034
- 周贻兵, 林野, 滕明德, 等. 2009 红枫湖、百花湖重要污染源排污现状调查. 贵州师范大学学报(自然科学版), (4): 34—36
- 朱俊. 2005 水坝拦截对乌江生源要素生物地球化学循环的影响(博士学位论文). 贵阳: 中国科学院地球化学研究所.
- Eckert WA, Nishi R, Parparova R. 1997. Factors regulating the flux of phosphate at the sediment-water interface of a subtropical calcareous lake: A simulation study with intact sediment cores. Water, Air, and Soil Pollution, 99: 401—499.
- Krom MD, Bember RA. 1980. Adsorption of phosphate in anoxic marine sediments. Limnology and Oceanography, 25: 797—806.
- Leman A. 1979. Geochemical Processes Water and Sediment Environment. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Li YH, Gregory S. 1974. Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. Geochimica et Cosmochimica Acta, 38: 703—714.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation), 2006. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development (OECD).
- Redfield AC, Ketchum BH, Richards FA. 1963. The influence of organisms on the composition of seawater// Hill MN. The Sea: Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas. Vol. 2. The Composition of Seawater. Comparative and Descriptive Oceanography. New York: Interscience Publishers: 26—77.
- Sundby BC, Cobelli C, Silverberg N, et al. 1992. The Phosphorus cycle in coastal marine sediments. Limnology and Oceanography, 37: 1129—1145.

作者简介 商立海, 1979年生, 博士, 主要从事环境地球化学研究。E-mail: shanlihai@vip.sjtu.edu.cn

责任编辑 魏中青
