

环境条件变化对滇池沉积物磷释放的影响

高丽^{1,2} 杨浩¹ 周健民¹

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所) 南京 210008;

2 烟台大学海洋学院 山东烟台 264005)

PHOSPHORUS RELEASE FROM SEDIMENTS IN DIANCHI LAKE UNDER DIFFERENT ENVIRONMENTAL CONDITIONS

GAO Li^{1,2} YANG Hao¹ ZHOU Jian-min¹

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008;

2 Ocean School, Yantai University, Yantai, Shandong 264005)

摘要 在实验室控制条件下,以滇池表层新鲜沉积物和湖水为材料,研究了氧化还原状况、水体扰动、pH值等环境因子对沉积物P释放的影响。结果表明,与好氧条件相比,厌氧状态大大促进沉积物中P的释放,最大释放量为3.96 mg。随着湖水pH值的升高,沉积物的释P量明显增加,碱性条件下P释放量是中性条件的几百倍。水体扰动对沉积物P释放的影响不大。不同环境因子相比,湖水在碱性条件下(pH 10.5)P的释放速率最大,高达68.04 mg/(m²·d),厌氧条件次之,变化在7.73~8.91 mg/(m²·d),对照和扰动条件下P释放速率很低。湖水pH值增加和氧化还原电位降低是滇池沉积物释P的主要机制。

关键词 滇池; 磷; 释放; 环境因子

中图分类号 X524

滇池是我国著名的高原淡水湖泊,曾有“高原明珠”之美誉。近年来,随着城市化和工农业的迅速发展,大量废水排入湖中,导致富营养化程度日趋严重,每到夏、秋两季,“水华”频繁暴发^[1,2]。滇池湖水的治理始于20世纪80年代,到目前为止,生活和工业点源污染已经得到有效控制,但富营养化现象并没有得到明显改善,“水华”仍大面积、长时间出现^[3]。沉积物是湖泊营养的内负荷,沉积物P的释放是湖泊水体P的重要来源之一,尤其在外源负荷减少的情况下,沉积物内源污染仍可在一定时间内控制着水体的营养水平^[4]。P是滇池富营养化的限制因子之一,有关沉积物释P潜力以及影响因子的研究,对于水质的治理具有非常重要的指导意义,目前这方面的报道很少。

沉积物P的释放涉及到解吸吸附、解散、配位体交换以及水解等过程。当沉积物P以可溶无机P形式存在时,可通过扩散、沉积物再悬浮、生物扰动以及气体沸腾等方式进入上覆水体^[5]。沉积物P

的释放除了受沉积物组成、P含量等因素影响外,环境因子的改变(如氧化还原电位、扰动、温度、pH值等)也可促进沉积物的释P作用^[6]。有关沉积物P的释放国内外已有很多研究^[4~6],但对不同类型的湖泊而言,由于沉积物的组成、理化性质不同,其释放的主导因子也有所不同。本试验以滇池表层新鲜沉积物和湖水为材料,研究氧化还原状况、水体扰动、pH值等环境因子对滇池沉积物释P作用的影响,从而为滇池富营养化的治理和控制提供一定的科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

试验材料为滇池的表层(0~10 cm)新鲜沉积物和过滤(0.45 μm)湖水,理化性质见表1。柱状重力采样器(Uwitec公司)采取沉积物,取表层10 cm,混匀,冰冻(4℃)待用,采样位置在滇池海埂附近。试验湖水为观音山附近含P量较低的湖水。

表1 表层沉积物和试验湖水的理化性质

	全P(P) (g/kg)	有机P(P) (g/kg)	全N (g/kg)	有机C (g/kg)	含水量 (g/kg)	pH	溶解性总P (mg/L)	溶解性P (mg/L)
沉积物	1.68	0.74	6.77	50.71	854.2	6.96	-	-
过滤湖水	-	-	-	-	-	8.50	0.020	0.009

1.2 试验设计

释放试验所用容器为高25 cm, 直径18 cm的塑料桶, 外面覆黑纸以避光。每桶加入沉积物0.70 kg (FW), 湖水3.5 L, 控制室温20℃, 试验周期38天, 3次重复。定期在距水-土界面3 cm处用注射器抽取水样, 经0.45 μm滤膜过滤后, 分析溶解性总P含量。每次取样后补充相同体积的试验湖水。

厌氧和好氧处理: 将先后通过稀硫酸、蒸馏水的空气通入上覆水体, 使水-土界面处于好氧状态($DO > 7.5 \text{ mg/L}$); 通入 N_2 提供厌氧条件($DO < 1.0 \text{ mg/L}$)。

pH处理: 用稀 $NaOH$ 或稀 H_2SO_4 溶液调节湖水的pH值。处理为4.5、7.0、9.5、10.5, 过滤湖水作为对照(pH值8.5)。

水体扰动: 在距水-土界面3 cm处, 调速搅拌器搅拌模拟水体扰动, 每天扰动20分钟, 处理为50、100、150转/分钟。

1.3 分析测定方法

水样: 溶解性总P(TDP): 过滤后, 硫酸-硝酸消化-钼锑抗比色法; 可溶性P(SRP): 过滤后, 钼锑抗比色法测定; 溶解氧(DO): 碘量法。

沉积物: 风干后过100目筛, 待测。全N: 硝粉、硫酸铜、硫酸消化-蒸馏法; 全P: 高氯酸、氢氟酸消化-钼锑抗比色法; 有机C: 重铬酸钾-硫酸消化法。含量均以风干基表示。

2 结果与分析

2.1 水体溶解氧含量对沉积物P释放的影响

由图1可以看出, 水体溶解氧含量对沉积物P的释放有着非常重要的影响。厌氧条件加速沉积物中P的释放, 好氧抑制释放, 两者有数量级之差。厌氧条件下($DO < 1.0 \text{ mg/L}$), 沉积物的释P量随时间的延长呈上升趋势, 在23~25天左右达峰值, 释放量为3.96 mg, 之后随时间的变化略有下降。好氧条件下($DO > 7.5 \text{ mg/L}$), P的释放量很低, 最大值仅为0.30 mg, 且随时间的变化不大。不同处理相比, 释P能力顺序为: 厌氧>对照>好氧处理。水体溶解

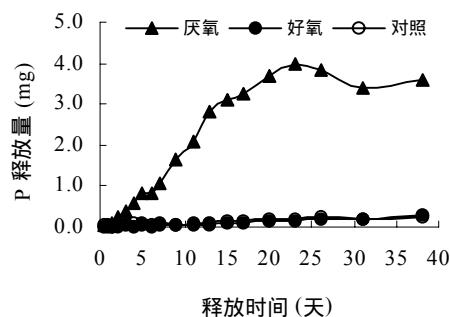


图1 氧化还原状况对沉积物P释放的影响

氧含量的变化改变了水-土界面的氧化还原电位(Eh), 从而影响到沉积物P的释放。当表层沉积物 Eh 较高时, Fe^{3+} 与磷酸盐结合成不溶的磷酸铁, 可溶性P也被氢氧化铁吸附而逐渐沉降; 而当 Eh 较低时, 有助于 Fe^{3+} 向 Fe^{2+} 转化, 使铁及被吸附的磷酸铁转变成溶解态而析出, 且不溶的氢氧化铁转化成可溶的氢氧化亚铁, 沉积物P的释放量增加^[7]。

2.2 水体pH值对沉积物P释放的影响

图2a反映了不同pH处理下沉积物释P量随时间的变化(试验期间未对pH进行矫正)。可以看出, 在0~3天内, 不同pH处理的P释放量均增加较快, 其中pH 10.5处理P释放量的增加幅度最大, 释放量最高, 其余3个处理相差不大, 3天后各处理的P释放量随时间变化不大, 且有减少的趋势。其原因是由于沉积物对湖水pH值有着很强的缓冲作用, 3天后各处理湖水的pH值均趋向于8, 此pH条件下P的释放作用不明显。

图2b为每天对湖水pH值进行检验和校正后的不同pH处理下的释P量, 其中pH 7.0和对照的释P量对应于左纵坐标, pH 9.5和10.5处理对应于右纵坐标。可以看出, 湖水pH的变化对P释放量的影响很大。随着湖水pH值的升高, 沉积物的释P量明显增加, 表现为pH 10.5>9.5>8.5(对照)>7.0。湖水pH为7.0或8.5处理P释放量较低, 变动在0~0.16 mg, pH值增至9.5时, 释放量大幅度增加, 且随时间延长呈上升趋势, 最大值为5.92 mg。pH 10.5处理释放量最高, 峰值为27.74 mg, 然后有所下降,

可能是方解石吸收或共沉淀作用的结果。在高 pH 值时, 体系中 OH^- 可与无定形铁铝胶合体中的磷酸根发生交换, 沉积物中 P 释放量的增加是水合氧化

物负电荷数量的增加以及 OH^- 和 H_2PO_4^- 竞争吸附点位两者综合作用的结果^[5, 8]。

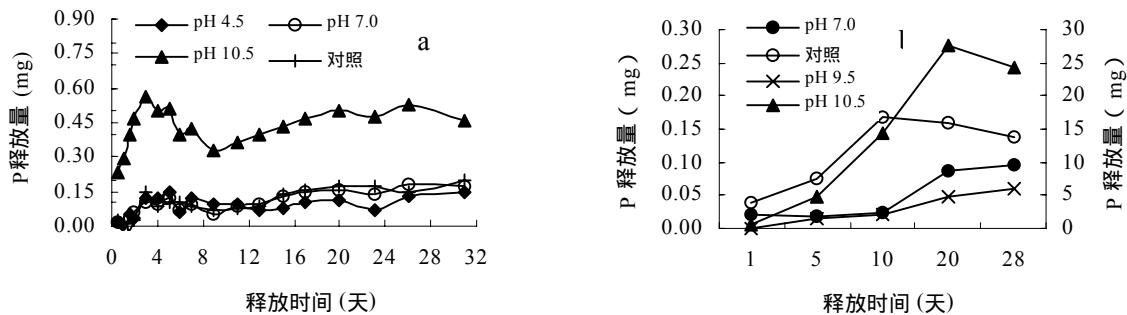


图 2 湖水 pH 值对沉积物 P 释放量的影响

2.3 水体扰动对沉积物 P 释放的影响

对浅水湖泊来说, 扰动是影响沉积物-水界面反应的重要因素。从我们的结果可以看出(图 3), 水

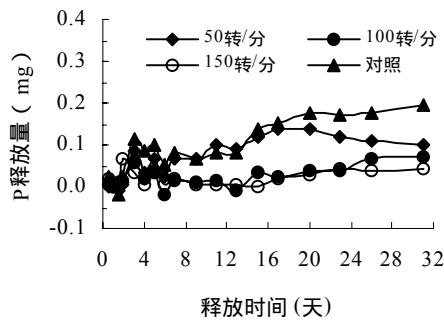


图 3 水体扰动对底沉积物 P 量的影响

体扰动对沉积物 P 的释放影响不大。相反, 随着扰动强度的加大, 释放量有所减少, 表现为 CK>50>100>150 转/分钟。这可能与本次模拟试验的条件有关, 试验水深仅 15 cm, 水体扰动加速了水-土界面

的氧化, 在水-土界面形成了氧化层, 从而抑制了 P 的释放; 从另一个角度来看, 水体扰动实际相当于曝气过程, 本释放试验结果与好氧条件下的结果是吻合的。

2.4 环境条件对 P 释放速率的影响

表 2 列出了不同环境条件下沉积物的释 P 速率。结果显示, 对照条件下沉积物的释 P 速率变动在 $0.32 \sim 0.96 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。与对照相比, 水体扰动条件下(曝气)沉积物 P 的释放速率较低。厌氧状态下 P 的释放速率远高于好氧状态, 两者有数量级之差。湖水 pH 值对 P 的释放速率影响很大, 随着 pH 值升高, 释放速率迅速增加。不同环境因子相比, 湖水 pH 10.5 处理沉积物的释 P 速率最高, 最大值为 $68.04 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, pH 9.5 处理次之, 之后是厌氧状态, 其余处理的沉积物释 P 速率则低于 CK, 由此可以看出, 湖水 pH 的增加和水-土界面的氧化还原电位的降低是滇池沉积物的主要释 P 机制。

表 2 不同环境条件下沉积物的释 P 速率 ($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)

处理	释放时间 (天)				
	1	5	10	20	28
pH	7.0	1.01	0.18	0.12	0.20
	9.5	3.34	14.7	9.78	11.5
充气	10.5	31.84	44.04	68.04	40.96
	厌氧	1.84	7.73	8.91	8.70
扰动 (r/min)	好氧	1.33	0.42	0.20	0.31
	50	0.04	0.64	0.42	0.33
	100	0.09	0.33	0.05	0.09
CK	150	0.02	0.35	0.02	0.07
	CK	0.74	0.96	0.35	0.41

3 讨论

滇池流域是我国重要的P矿生产基地，在P矿开采、P肥生产的过程中，有大量的P直接或间接地进入滇池水体。近年来，由于大量工业废水和生活污水的排放，农田化肥使用量的增加，以及水土流失等各种原因，导致进入滇池的P急剧增加。湖水中的P通过颗粒吸附、自生沉积及生物聚集沉淀等方式大部分积累在沉积物中。2002年我们在滇池全湖选取118个采样点，对沉积物的营养状况进行了调查，结果表明滇池表层沉积物(0~5cm)的总P含量主要变动在1.02~4.15g/kg之间，最大值为6.66g/kg。由此可见，滇池沉积物对水体具有很大的供P潜力，沉积物P的释放将是滇池水体中P的重要来源之一。当入湖营养盐减少或完全截污后，沉积物中P的释放仍会使水体处于富营养化状态，甚至出现“水华”。

湖水pH增加和氧化还原电位降低是滇池沉积物的主要释P机制。滇池湖水偏碱性，由于藻类的长时间、大面积暴发，光合作用加强，使得湖水pH值进一步升高，个别时间达10以上，从而促进了沉积物中P的释放^[9]。厌氧条件促进P在沉积物中的迁移和释放，在夏季，由于藻类大面积出现在湖水表面，以及藻类死亡后在沉积物表面的耗氧分解，使水-土界面的氧化还原电位迅速降低，沉积物中Fe-P还原、溶解而释放到上覆水体中。沉积物P的释放提高了湖水的营养水平，促进藻类的暴发；藻类的暴发及死亡又为沉积物释P创造了一定的环境

条件，从而加速了P的释放，两者相互促进，形成了一个长期的恶性循环，这可能是滇池水质长期得不到改善的原因之一。有关滇池沉积物P释放的影响因子，以及内源污染对上覆水体贡献率的研究有待于进一步加强。

参考文献

- 1 柘元蒙. 滇池富营养化现状、趋势及其防治对策. 云南环境科学, 2002, 21 (1): 35~38
- 2 吴德玲, 钱彪, 何琳晖. 滇池富营养化成因分析. 环境科学研究, 1992, 5 (5): 26~28
- 3 Chen JN, Zhang TZ, Du RF. Assessment of water pollution control strategies: A case study for the Dianchi lake. Journal of Environ. Qual., 2002, 14 (1): 76~78
- 4 Masden WM. Lake restoration by reducing external phosphorus load: The influence of sediment phosphorus release. Freshwat. Biol., 1989, 21 (1): 139~162
- 5 Boström B, Jansson M, Forsberg C. Phosphorus release from lake sediment. Arch Hyarobiol., 1982, 18 (1): 55~59
- 6 高丽, 杨浩, 周健民. 磷自湖泊沉积物释放的研究进展. 土壤, 2004, 36 (1): 12~15
- 7 Hu XF, Gao XJ, Chen ZL, Xu SY. Preliminary study on nitrogen and phosphorus release from creek sediments in Shanghai suburbs. Pedosphere, 2002, 12 (2): 157~164
- 8 高超, 张桃林, 吴蔚东. 氧化还原条件对土壤P素固定与释放的影响. 土壤学报, 2002, 39 (4): 542~549
- 9 Paul CMB. The influence of pH on phosphate release from lake sediment. Wat. Res., 1991, 25 (3): 309~311