

# 去除有机质对城市浅水湖泊氮磷释放特征的影响

向速林<sup>1,2</sup>, 吴涛哲<sup>1</sup>, 龚聪远<sup>1</sup>, 吴代赦<sup>2</sup>

(1.华东交通大学 环境工程系, 江西 南昌 330013;

2.南昌大学 教育部鄱阳湖湖泊生态与生物资源利用重点实验室, 江西 南昌 330047)

**摘要:** [目的] 分析南昌市浅水湖泊象湖表层沉积物的释放特征及有机质对氮、磷释放的影响, 为城市内浅水湖泊治理中富营养化控制提供理论依据。[方法] 通过释放动力学试验以及释放潜能试验研究了城市浅水湖泊氨氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )和溶解性活性磷(SRP)的释放特征, 以及与通过  $\text{H}_2\text{O}_2$  去除有机质后的释放特征进行了对比。[结果] 去除前后的氮磷的释放速率都是先由一个较快的过程逐渐变慢最后趋于稳定达到最大释放量( $Q_{\max}$ )。去除有机质后  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的释放平衡时间缩短, SRP 则几乎不变。去除有机质后,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的最大释放量( $Q_{\max}$ )与有机质含量呈显著正相关, 而 SRP 与有机质无显著相关性。[结论] 影响沉积物氮磷释放的因素多样, 其中高等水生植物丰富的区域对磷的释放有明显的抑制作用。沉积物有机质的含量越高沉积物氮的最大释放量( $Q_{\max}$ )也越高, 磷的的最大释放量( $Q_{\max}$ )则受有机质含量、活性、组成成分、吸附与结合的铁铝磷含量等因素共同影响。

**关键词:** 城市浅水湖泊; 氮; 磷; 有机质; 释放特征

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1000-288X(2021)05-0009-06

**中图分类号:** X171

**文献参数:** 向速林, 吴涛哲, 龚聪远, 等. 去除有机质对城市浅水湖泊氮磷释放特征的影响[J]. 水土保持通报, 2021, 41(5): 9-14. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2021.05.002; Xiang Sulin, Wu Taozhe, Gong Congyuan, et al. Effects of organic matter removal on nitrogen and phosphorus release characteristics from surface sediments in urban shallow lakes [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(5): 9-14.

## Effects of Organic Matter Removal on Nitrogen and Phosphorus Release Characteristics from Surface Sediments in Urban Shallow Lakes

Xiang Sulin<sup>1,2</sup>, Wu Taozhe<sup>1</sup>, Gong Congyuan<sup>1</sup>, Wu Daishe<sup>2</sup>

(1. Department of Environment Engineering, East China Jiaotong University,

Nanchang, Jiangxi 330013, China; 2. Key Laboratory of Poyang Lake Ecology and

Bioresource Utilization of MOE, Nanchang University, Nanchang, Jiangxi 330047, China)

**Abstract:** [Objective] The release characteristics of surface sediments in shallow lakes of a city and the influence of organic matter on nitrogen and phosphorus release were analyzed to provide a theoretical basis for eutrophication control of shallow lakes. [Methods] The release characteristics of ammonia nitrogen ( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ) and soluble reactive phosphorus (SRP) were studied in a shallow lake through a release kinetics experiment and a release potential experiment. Results were compared with the release characteristics after organic matter was removed by  $\text{H}_2\text{O}_2$ . [Results] The release rate of nitrogen and phosphorus before and after the removal of organic matter initially slowed down from a faster process, and finally stabilized to reach the maximum release rate. After the removal of organic matter, the release equilibrium time of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  was shortened, while SRP was almost unchanged. After removing organic matter, the maximum release of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  was significantly positively correlated with the organic matter content, while SRP had no significant correlation with organic matter. [Conclusion] Various factors influence the release of nitrogen and phosphorus in sediments. Areas rich in higher aquatic plants have a significant inhibitory effect on the release of phosphorus. The higher the content of organic matter in sediments, the higher the maximum release of nitrogen from sediments. The

收稿日期: 2021-03-18

修回日期: 2021-06-01

资助项目: 国家自然科学基金项目“微流体污染物氨硝燃料电池层流界面膜功能特性研究”(51768019)

第一作者: 向速林(1978—), 男(汉族), 江西省南昌市人, 博士, 副教授, 主要从事水资源与环境研究。Email: slxiang@ecjtu.edu.cn。

通讯作者: 吴涛哲(1995—), 男(汉族), 江西省南昌市人, 硕士研究生, 研究方向为湖泊富营养化治理。Email: 562950227@qq.com。

maximum release of phosphorus is affected by factors such as organic matter content, activity, composition, and adsorption, and the combined effects of iron, aluminum, and phosphorus content.

**Keywords:** urban shallow lake; nitrogen; phosphorus; organic matter; release characteristics

沉积物是湖泊生态系统的重要组成部分,是湖泊中氮磷等营养盐的重要储存场所。氮和磷则是导致湖泊富营养化的最主要的营养元素。上覆水中的污氮磷通过吸附、沉积等作用在底泥中逐渐积累,当湖泊环境条件发生改变时,原本蓄积在底泥中的污染物质会通过分解、溶解等反应再次进入到水体,造成湖泊的内源污染。城市湖泊由于深度较浅更易受到风吹、波浪等扰动而引起的沉积物再悬浮。扰动使沉积物与水体的接触机会增加,对水体的影响也更为直接和频繁,使得沉积物与水之间营养盐的交换作用更加充分<sup>[1]</sup>。

在湖泊沉积物—水界面这一庞大的生态系统中,其物质变化是动态的、多种方式的运动的,氮、磷元素主要依靠沉积物间隙水与上覆水体间溶解态的浓度梯度通过扩散作用下逐渐扩散到沉积物表面,随后进而向湖泊沉积物的上层水混合扩散<sup>[2]</sup>。氨氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )和溶解性活性磷(SRP)分别是沉积物中氮、磷的重要赋存形态,也是向上覆水与沉积物中交换较为频繁的营养物质。

有机质则是营养物质迁移和转化过程中的重要介质,对氮、磷元素向上覆水扩散过程有着重要的影响。有机质能与重金属和疏水性有机污染物等结合,影响污染物在环境中的迁移、转化和分配等环境过程以及生物性等<sup>[3]</sup>。比如,在厌氧氨氧化的过程中,高浓度的有机质则会与氨氮竞争电子受体,致使厌氧氨氧化的脱氮效率大大降低<sup>[4]</sup>,在富营养化湖泊中有机质含量较高,沉积物反硝化速率较大<sup>[5]</sup>。沉积物有机质中好氧微生物降解过程中可使沉积物—水界面氧化还原电位降低,作为电子受体的  $\text{MnO}_2$ ,  $\text{FeOOH}$  和  $\text{SO}_4^{2-}$  等被还原成溶解性的  $\text{Fe}(\text{II})$  和  $\text{Mn}(\text{II})$ <sup>[6]</sup>,从而导致与铁锰氧化物吸附和结合的磷形态大量释放出来。因此,研究有机质对湖泊中沉积物氮磷释放的影响对控制城市湖泊内源释放、防止湖泊富营养化具有重大意义。

象湖风景区坐落在江西省南昌城区西南角,由南

江、北江、东江、西江,以及青山湖的水流汇聚而成,是江西省省会南昌市重要的城市内湖之一。总面积为  $533.6 \text{ hm}^2$ ,其中绿地面积约  $322.5 \text{ hm}^2$ ,水面积  $211.1 \text{ hm}^2$ ,平均水深  $2.5 \text{ m}$ ,最大水深  $3.5 \text{ m}$ 。是具有集蓄水、养殖、景观等多功能的浅水湖泊。水流自南向北流经抚河故道、抚河、赣江,最后与长江进行换水<sup>[7]</sup>。随着城市的快速发展,象湖水体受到人类活动的影响越来越大,大量未经处理的生活污水直接排放进入象湖中,伴随湖中存在的大量动植物死亡后其残骸沉入湖底,再加上常年的雨水径流带入的污染物流进湖体,导致象湖中营养物质不断累积。经过对外源污染物的有效控制,象湖水质情况由劣 V 类<sup>[8]</sup>逐渐好转。为防止内源污染导致湖泊富营养化程度加剧,本文以象湖为例研究湖泊的释放特征,旨在为城市小型浅水湖泊富营养化控制和生态环境修复提供参考依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集及预处理

2019 年 12 月,利用沉积物采样器采集象湖各区域水下  $0\text{—}5 \text{ cm}$  的表层沉积物若干。沉积物样品充分混合并装入干净的聚氯乙烯袋中,放入带有冰块保温箱中,经冷冻后,剔除沙石、动植物碎片等,并混合均匀。干燥研磨后过  $0.15 \text{ mm}$  尼龙筛,装入聚乙烯塑料自封袋,放入冰箱中冷冻保存备用。用凯氏定氮法<sup>[9]</sup>测定总氮, SMT 法<sup>[10]</sup>测定总磷和铁铝磷,重铬酸钾容量法—外加加热法<sup>[11]</sup>测定有机质含量后,通过对比各采样点地理位置、环境状态及沉积物特征从北到南选取点  $L_1, L_2, L_3, L_4$  作为研究对象,其地理位置及环境状态见表 1。根据前人研究<sup>[12-14]</sup>,之后将沉积物分成两份,其中一份用 30% 的过氧化氢将样品中的有机质进行去除,称取适量沉积物干样放入  $50 \text{ ml}$  的离心管中,按比例的加入 30% 的过氧化氢(土液比为  $1 \text{ g} : 10 \text{ ml}$ ),放入  $50 \text{ }^\circ\text{C}$  烘箱中烘干,此过程反复进行,直到再次加入过氧化氢后无气泡产生。

表 1 各采样点环境特征及沉积物特征

采样点	地理位置及周围环境	TN/ ( $\text{g} \cdot \text{mg}^{-1}$ )	TP/ ( $\text{g} \cdot \text{mg}^{-1}$ )	(Fe/AlP)/ ( $\text{g} \cdot \text{mg}^{-1}$ )	OM/ %
$L_1$	象湖万寿宫景区门前南部水域,岸边有大量树木	3.33	1.67	1.23	9.14
$L_2$	湖泊中心,水面开阔,该区域近几年完成了象湖隧道建设	1.27	0.36	0.21	1.04
$L_3$	象湖湿地花卉公园中心,水生动植物丰富	3.32	0.75	0.42	7.98
$L_4$	位于湖泊南部入湖口前,四周有植被分布	2.75	1.21	0.86	6.78

## 1.2 试验方法

1.2.1 沉积物  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放动力学试验  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放动力学试验<sup>[15]</sup>:准确称取各样点干燥后过 100 目筛的沉积物样品 8 份(每份 0.5 g)到 100 ml 离心管中,加入 50 ml 0.02 mol/L KCL 溶液,放入恒温振荡中振荡(25 °C, 200 r/min)。分别在 5, 10, 30, 60, 90, 120, 180, 300 min 时取出一只试样,离心 5 min(5 000 r/min)后,用 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜抽取适量上清液于比色管中。根据纳氏试剂比色法测定样品中氨氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )吸光度<sup>[16]</sup>。

1.2.2 沉积物磷释放动力学试验 磷释放动力学试验<sup>[17]</sup>:准确称取各样点干燥后过 100 目筛的沉积物样品 8 份(每份 0.5 g)到 100 ml 离心管中,加入 50 ml 0.02 mol/L KCL 溶液,放入恒温振荡中振荡(25 °C, 200 r/min),分别在 0.5, 1.5, 3, 5, 7, 12, 18, 24 h 时取出一份样品,离心 15 min(5 000 r/min)后,用 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜抽取适量上清液于比色管中。根据钼锑抗分光光度法测定磷(SRP)的释放量<sup>[16]</sup>。

1.2.3 沉积物  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放潜能试验  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放潜能试验<sup>[18]</sup>:按水土质量比 25, 50, 100, 200, 500, 1 000, 1 500, 2 500, 5 000 称取不同质量的沉积物样品 9 份于 100 ml 离心管中,依次加入 50 ml 0.02 mol/L KCL 溶液,放入恒温振荡中振荡 6 h(25 °C, 200 r/min)后,离心 5 min(5 000 r/min)后,用 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜抽取适量上清液于比色管中。根据纳氏试剂比色法测定氨氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )浓度。

1.2.4 沉积物磷释放潜能试验 沉积物磷释放潜能试验<sup>[19]</sup>:按水土质量比 25, 50, 100, 200, 500, 1 000, 1 500, 2 500, 5 000 称取不同质量的沉积物样品 9 份于 100 ml 离心管中,依次加入 50 ml 0.02 mol/L KCL 溶液,放入恒温振荡中振荡 24 h(25 °C, 200 r/min)后,离心 15 min(5 000 r/min)后,用 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜抽取适量上清液于比色管中。根据钼锑抗分光光度法测定磷(SRP)的释放量。

1.2.5 释放动力学公式 描述  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , SRP 的具体释放过程可以用一级动力学模型来拟合<sup>[20]</sup>,具体公式如下。

$$Q_t = Q_{\max} \times (1 - e^{-kt}) \quad (1)$$

式中: $Q_t$  为  $t$  时刻  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  或 SRP 的释放量; $Q_{\max}$  为  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  或 SRP 的最大释放量; $k$  为  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  或 SRP 的释放速率常数; $t$  为释放时间(min)。

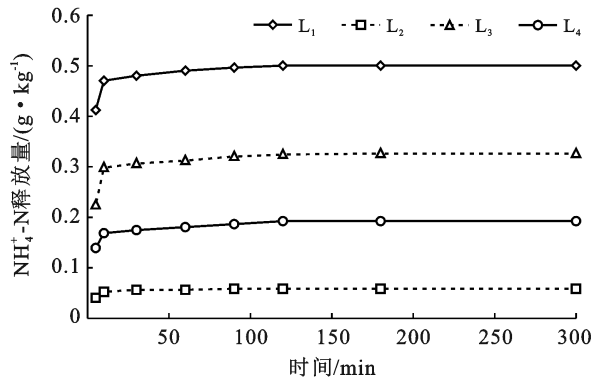
## 2 结果与分析

### 2.1 象湖沉积物氮的释放特征

2.1.1 象湖沉积物  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的释放特征 象湖沉积物中氨氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )的释放的动力学见图 1。各样点

沉积物中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的释放具有相似的变化趋势,释放速率先由一个较快的过程逐渐变慢,最后趋于稳定。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放量于 10 min 左右就到达最大释速率,之后于 120 min 左右达到最大释放量。

通过公式(1)对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的释放过程进行拟合,结果见表 2。一级动力学方程能够对象湖中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放进行较好的拟合( $R^2$  为 0.88~0.97)。象湖中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  最大释放量  $Q_{\max}$  范围在 0.06~0.54 g/kg 之间,平均值为 0.3 g/kg,不同采样点间  $Q_{\max}$  的差异可能与各采样点的特征有关。将沉积物中各点位  $Q_{\max}$  与相应点位总氮进行对比,发现沉积物中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  平衡时释放量与沉积物中总氮成正比,沉积物中总氮污染越严重的区域  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放量越高。同时根据图 2 可知,在不同水土质量比下各点位最大释放量也呈相同特征,但各点位  $Q_{\max}$  与总氮无显著相关性( $p > 0.05$ ),说明还存在诸多因素影响沉积物中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的释放。



注:L<sub>1</sub>, L<sub>2</sub>, L<sub>3</sub>, L<sub>4</sub> 为不同采样点。下同。

图 1 象湖表层沉积物中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的释放动力学特征

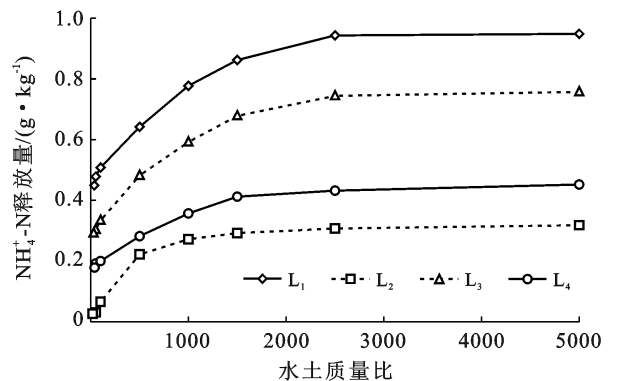


图 2 象湖表层沉积物中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的释放潜能

表 2 象湖表层沉积物中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放一级动力学方程拟合参数

参数	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>
$Q_{\max}$	0.64	0.06	0.32	0.19
$k$	0.32	0.28	0.25	0.19
$R^2$	0.92	0.97	0.95	0.88

### 2.1.2 去除有机质后沉积物 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的释放特征

去除有机质后象湖沉积物中氨氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )的释放的动力学见图 3。相比除去有机物之前,氨氮的释放速率和释放量都明显增加。到达平衡释放量  $Q_{\max}$  所需的时间也有所提前。通过公式(1)对去除有机质后  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  释放过程进行一级动力学拟合,结果见表 3。 $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的  $Q_{\max}$  为 0.43~2.68 g/kg,平均值为 1.72 g/kg,释放平衡量增加了 5.6~8.4 倍。这是由于沉积物有机质中较为稳定的腐殖质在氧化条件下会被氧化分解,腐殖质一般占有有机质 60%~80%<sup>[21]</sup>。而腐殖质一般可以分为活性腐殖质和非活性腐殖质,活性腐殖质分子结构简单、分子量较小、含有较多极性官能团,容易被氧化分解<sup>[22]</sup>。有机质氧化后极性官能团也随之减少,沉积物对铵态氮的吸附能力减弱, $\text{NH}_4^+-\text{N}$  随浓度梯度向水体中释放。同时,过氧化氢会优先氧化新富集的有机质以及活性腐殖质中的含氮、芳香族、烷烃链等极性官能团<sup>[23]</sup>,  $L_3$  由于位于花卉公园中,周围存在大量水生动植物,易产生新有机质,使得该区域去除有机质后氨氮增加倍数最多。而  $L_2$  处由于处在湖泊中心远离河岸不易受外部环境的影响,且多年前在其下方修建了隧道破坏了原有表层沉积物结构,使得该区域腐殖质程度低,水生生物对沉积物营养盐活化作用较弱<sup>[24]</sup>,氨氮释放量较低。

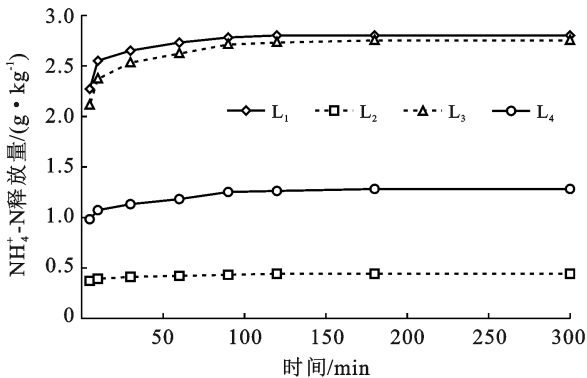


图 3 去除有机质后象湖表层沉积物中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的释放动力学特征

从图 4 可以看出,象湖中各点位氮的释放潜能也与平衡释放量相似,相比于未去除有机质之前都呈一定比例增多。但未去除前释放潜能在水土比 2 500 就达到氨氮的最大释放量,而去除后释放量到水土比 5 000 才趋于稳定。以水土比 5 000 时的氨氮释放量与沉积物中总氮和有机质进行相关性分析,得出在该条件下氨氮释放量与总氮和有机质含量都呈现显著正相关( $p < 0.01$ )。由此可得,沉积物中有机质的含量是影响沉积物中氨氮释放量的主要因素之一,沉积

物有机质的含量高低一定程度上能够体现沉积物向上覆水释放氨氮量的多少。

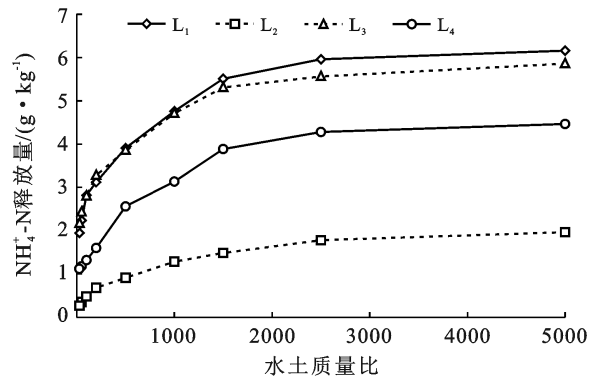


图 4 去除有机质后象湖表层沉积物中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的释放潜能

表 3 去除有机质后象湖沉积物中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  释放一级动力学方程拟合参数

参数	$L_1$	$L_2$	$L_3$	$L_4$
$Q_{\max}$	2.68	0.43	2.57	1.18
$k$	22.94	0.38	19.48	4.92
$R^2$	0.96	0.98	0.94	0.93

## 2.2 象湖沉积物磷的释放特征

2.2.1 象湖沉积物溶解性活性磷 SRP 的释放特征  
象湖沉积物中 SRP 的释放的动力学见图 5。各样点沉积物中 SRP 的释放具有相似的变化趋势,释放速率先由一个较快的过程逐渐变慢,最后趋于稳定。 $\text{NH}_4^+-\text{N}$  释放量于 3 h 左右到达最大释放速率,之后释放速率逐渐降低,于 12 h 左右达到最大释放量。描述 SRP 的具体释放过程也可以用一级动力学模型来拟合,将公式(1)中参数改为 SRP 即可得出。

通过表 4 可知,一级动力学方程能够对象湖中 SRP 释放进行较好的拟合( $R^2$  为 0.89~0.96)。象湖中 SRP 最大释放量  $Q_{\max}$  范围在 0.031~0.078 mg/kg,平均为 0.056 mg/kg。通过与  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的释放量相比,各点位沉积物中 SRP 的  $Q_{\max}$  与沉积物中的总磷含量不成正比,与  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的释放特征并不相同。 $L_6$  点处沉积物中总磷含量远高于  $L_5$  与  $L_7$  点位处,可该点位 SRP 的  $Q_{\max}$  却较低,通过对比发现这可能是由于该点位的水生环境导致的。 $L_6$  处位于象湖花卉湿地公园,优势植物主要为荷花,相关研究显示<sup>[25-26]</sup>水生植物根系能够生成活化沉积物中磷酸盐的分泌物,将本来难以利用的磷形态转化为可供植物或浮游生物利用的磷元素,虽然沉积物中总磷含量并不会显著降低,但是容易释放进入水体的可交换态磷含量会显著降低。这与象湖中磷的释放特征一致,说明荷花等挺水植物通过生物作用使得象湖沉积物中溶解性活



性磷等可交换态磷含量降低,向上覆水中释放的磷减少。图 6 为象湖沉积物中 SRP 的释放潜能,可见象湖沉积物中磷释放量较低,在水土比为 5 000 时每 1 kg 沉积物释放磷含量极少。与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的释放量相比,SRP 释放量远低于前者。

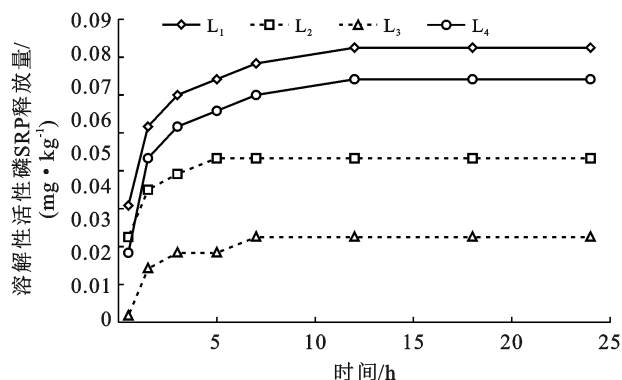


图 5 象湖表层沉积物中溶解性活性磷 SRP 的释放动力学特征

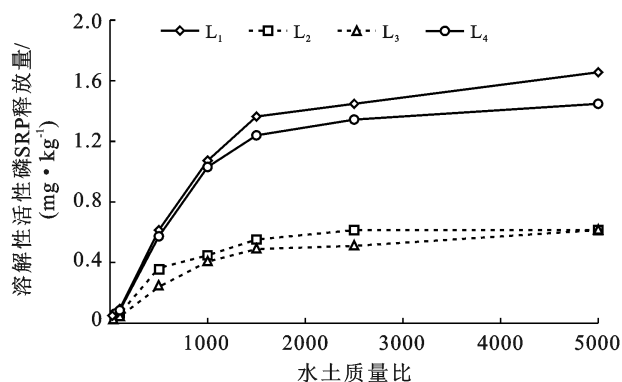


图 6 象湖表层沉积物中溶解性活性磷 SRP 的释放动力潜能

表 4 象湖表层沉积物中溶解性活性磷 SRP 释放一级动力学方程拟合参数

参数	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>
$Q_{\max}$	0.078	0.052	0.031	0.071
$k$	1.18	1.74	0.89	0.88
$R^2$	0.89	0.92	0.96	0.95

2.2.2 去除有机质后沉积物溶解性活性磷 SRP 的释放特征 去除沉积物中有机质后,磷的释放释放特征见图 7。沉积物释放动力学曲线趋势相比去除有机质之前几乎不变。通过公式(1)对 SRP 释放量过程一级动力学拟合,结果见表 5。 $Q_{\max}$  为 12.48~15.26 mg/kg,平均 14.14 mg/kg。与去除之前相比,沉积物中 SRP 释放量增加了 167~384 倍。而通过与前人研究<sup>[13]</sup>对比发现,象湖去除有机质后 SRP 的释放量相比贡湖、五里湖的 2.33~2.97 倍明显偏高。说明除了有机质外,还有其他因素也影响了磷的释放。资料

显示,沉积物中大部分有机质与无机胶体结合在一起,形成有机无机复合胶体,其中腐殖质和铁、铝形成有机无机复合体,为磷酸盐提供了重要的吸附位点<sup>[27]</sup>。在过氧化氢的作用下,有机质中极性官能团被氧化,使得磷酸盐的吸附点位减少,磷酸盐被释放到水体。根据相关研究<sup>[28-29]</sup>,当被过氧化氢氧化处理后,土壤中游离的氧化铁、全铁、无定型氧化铁都明显增加。象湖中铁铝磷占总磷含量的 48%~74%,为沉积中磷的主要成分,而沉积物中 FeP 存在形态多样且易受到各种理化性质影响。所以可以推断出,象湖沉积物中有机质吸附着大量 FeP,当通过过氧化氢去除有机质后,沉积物氧化还原电位升高,大量 FeP 被氧化成可交换态磷释放到水体。

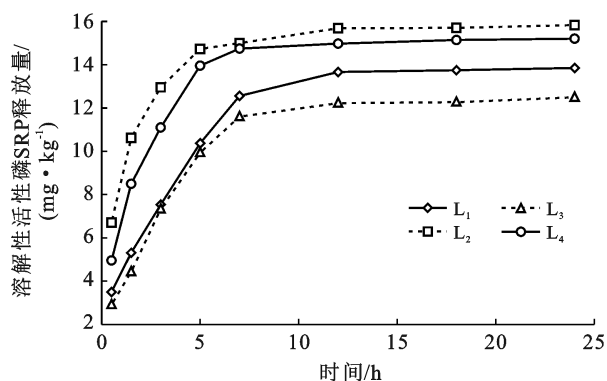


图 7 去除有机质后象湖表层沉积物中溶解性活性磷 SRP 的释放动力学特征

表 5 去除有机质后象湖表层沉积物中溶解性活性磷 SRP 释放一级动力学方程拟合参数

参数	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>
$Q_{\max}$	13.86	15.26	12.48	14.98
$k$	0.31	0.85	0.32	0.54
$R^2$	0.98	0.98	0.99	0.98

如图 8 所示,加入过氧化氢后 SRP 释潜能相比之前明显增加,且在水土比为 2 500 左右达到最大。但与去除有机质后  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放潜能不同,各点位 SRP 的最大释放量相差不大,且与沉积物中总磷、有机质含量略呈反比,但并没有达到显著水平( $p>0.05$ )。这可能与沉积物中的铁氧化物有关,当间隙水中  $\text{Fe}^{2+}$  向上扩散并被氧化成为  $\text{Fe}^{3+}$  氧化物,沉积物—上覆水界面形成铁氧化物,进而形成磷酸铁沉淀,而新生成的铁氧化物比老化的铁氧化物有更强的束缚磷酸盐能力<sup>[30]</sup>。加入过氧化氢去除有机质后铁氧化物对磷的束缚更加显著,而 L<sub>6</sub> 象湖花卉公园处由于水生动植物较多,有机质活性高,沉积物与水体物质交换更加频繁,新生的铁氧化物较多导致 SRP 释放量较低。

除此之外,相关研究显示沉积物磷的释放特征还与有机质的组成有关,沉积物磷的释放潜能随轻组有机质(LFOM)占总有机质(TOM)含量的增加而增大<sup>[31]</sup>。由此可见沉积物中磷的释放特征受有机质各因素的共同作用,城市湖泊由于与人类活动密切相关,生活污水、工业废水等都易使得湖泊沉积物中铁铝磷含量偏高,丰富的动植物残骸形成的有机质与铁铝磷结合让湖泊沉积物有较高的磷释放潜能,浅水易受扰动的特征加上人为因素让城市浅水湖泊有较高的磷释放风险。

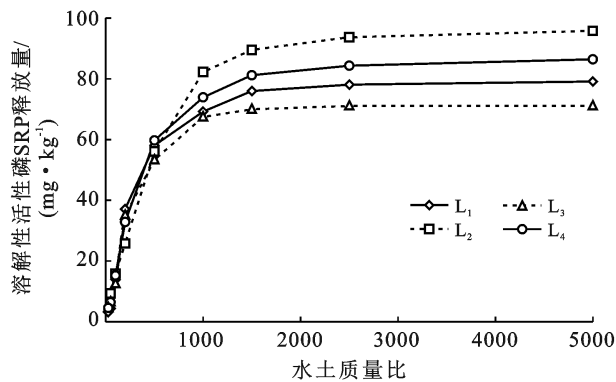


图 8 去除有机质后象湖表层沉积物中溶解性活性磷 SRP 的释放潜能

### 3 结论

(1) 沉积物中氨氮和溶解性活性磷的释放趋势相似,释放速率都是由高到低,最后趋于稳定,释放量达到一定最大值。释放潜能与释放量呈正比例关系,释放平衡量大的区域释放潜能也高。

(2) 沉积物中氨氮的释放量与释放速率与沉积物中总氮含量成正比,溶解性活性磷的释放则与所处区域的生态环境有关,高等水生植物为优势植株的区域通过生物作用使得象湖沉积物中溶解性活性磷等可交换态磷含量降低,向上覆水中释放的磷减少。

(3) 氨氮的释放量与表层沉积物中有机质含量呈显著正相关( $p < 0.01$ ),沉积物中有机质的含量是影响沉积物中氮释放特征的主要因素之一,沉积物有机质的含量越高沉积物氮的释放的  $Q_{max}$  也越高。而沉积物中磷释放的  $Q_{max}$  不仅与有机质含量有关还受有机质活性、成组成分、吸附与结合的铁铝磷含量等多因素共同影响。

#### [ 参 考 文 献 ]

[1] 雷沛,张洪,王超,等.沉积物—水界面污染物迁移扩散的研究进展[J].湖泊科学,2018,30(6):1489-1508.  
[2] 陈洁,许海,詹旭,等.湖泊沉积物—水界面磷的迁移转化

机制与定量研究方法[J].湖泊科学,2019(4):907-918.

- [3] 曹琳,吉芳英,林茂,等.有机质对三峡库区消落区沉积物磷释放的影响[J].环境科学研究,2011,24(2):185-190.  
[4] 文林,陈滢,刘敏.氮氧化物气体的产生及其对厌氧氨氧化的影响研究[J].环境科学与技术,2012,35(4):99-103.  
[5] 胡玲珍,陈振楼.河口沉积物反硝化反应影响因子综述[J].环境科学动态,2003,28(4):41-43.  
[6] 吴金浩,刘桂英,王年斌,等.辽东湾北部海域表层沉积物氧化还原电位及其主要影响因素[J].沉积学报,2012,30(2):333-339.  
[7] 陈春丽,戴星照,曾桐辉,等.城市内湖表层沉积物中有机氯农药残留特征及风险评价:以鄱阳湖生态经济区南昌市象湖为例[J].长江流域资源与环境,2015,24(12):2076-2084.  
[8] 李文华,刘小真,熊戩,等.南昌市象湖水水质监测[J].环境与健康杂志,2013,30(11):987.  
[9] 刘鹤,孟婷,程文,等.汤浦水库沉积物碳、氮、磷的分布与评价[J].水土保持通报,2017,37(2):333-338.  
[10] Ruban V, López-Sánchez J F, Pardo P, et al. Harmonized protocol and certified reference material for the determination of extractable contents of phosphorus in freshwater sediments: A synthesis of recent works [J]. Fresenius' Journal of Analytical Chemistry, 2001, 370(2/3):224-228.  
[11] 李法松,韩铖,林大松,等.安庆沿江湖泊及长江安庆段沉积物重金属污染特征及生态风险评价[J].农业环境科学学报,2017,36(3):574-582.  
[12] 宋鑫莱,王耀晶,张琢,等.有机质的去除对磷酸盐稳定土壤铅的影响[J].农业环境科学学报,2015,34(8):1522-1527.  
[13] 易文利.湖泊沉积物中有机质含量对释放磷的影响[J].科学技术与工程,2011,11(26):6401-6404.  
[14] 王圣瑞,赵海超,王娟,等.有机质对湖泊沉积物不同形态氮释放动力学影响研究[J].环境科学学报,2012,32(2):332-340.  
[15] Morin J, Morse J W. Ammonium release from resuspended sediments in the Laguna Madre estuary [J]. Marine Chemistry, 1999,65(1/2):97-110.  
[16] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会.水和废水监测分析方法[M].4版,北京:中国环境科学出版社,2002:279-281.  
[17] 易文利,王圣瑞,金相灿,等.去除轻组有机质对湖泊沉积物磷释放速率的影响研究[J].南开大学学报(自然科学版):2008,41(4):1-7.  
[18] Aminot A, Andrieux F. Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments [J]. Water Research,1996,30(11):2805-2811.  
[19] 黄威,刘星,赵丽,等.岱海沉积物内源磷释放特征的研究[J].环境科学研究,2020,33(9):2094-2102.

(下转第 74 页)

- [20] Ros G H, Hanegraaf M C, Hoffland E, et al. Predicting soil N mineralization: Relevance of organic matter fractions and soil properties [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(8):1714-1722.
- [21] 高俊琴, 欧阳华, 张锋, 等. 若尔盖高寒湿地土壤氮矿化对温度和湿度的响应 [J]. *湿地科学*, 2008, 6(2): 229-234.
- [22] Knoepp J D, Swank W T. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 36(3):177-182.
- [23] Templer P H, Lovett G M, Weathers K C, et al. Influence of tree species on forest nitrogen retention in the Catskill mountains, New York, USA [J]. *Ecosystems*, 2005, 8(1):1-16.
- [24] 张威, 何红波, 解宏图, 等. 葡萄糖对东北黑土有机氮矿化的调控作用 [J]. *生态与农村环境学报*, 2009, 25(4): 52-54.
- [25] Gil-Sotres F, Trasar-Cepeda C, Leirós M C, et al. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(5):877-887.
- [26] Prosser J I, Bohannan B J M, Curtis T P, et al. The role of ecological theory in microbial ecology [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2007, 5(5):384-392.
- [27] 倪银霞, 黄懿梅, 牛丹, 等. 宁南山区林地土壤原位矿化过程中碳氮转化耦合特征 [J]. *环境科学*, 2015, 36(9): 3401-3410.
- [28] Pathak H, Rao D L N. Carbon and nitrogen mineralization form added organic matter in saline and alkali soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30(6):695-702.
- [29] 龚骏, 张晓黎. 微生物在近海氮循环过程的贡献与驱动机制 [J]. *微生物学通报*, 2013, 40(1):44-58.
- [30] Yao Lu, Chen Chengrong, Liu Guihua, et al. Environmental factors, but not abundance and diversity of nitrifying microorganisms, explain sediment nitrification rates in Yangtze lakes [J]. *RSC Advances*, 2018, 8(4): 1875-1883.
- [31] Azam F, Farooq S. An Appraisal of Methods for Measuring Symbiotic Nitrogen Fixation in Legumes [J]. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 2003, 6(18): 1631-1640.

(上接第 14 页)

- [20] 苏青青, 宋林旭, 刘德富, 等. 三峡水库香溪河沉积物氮含量和氨氮释放特征 [J]. *水生态学杂志*, 2019, 40(3):1-7.
- [21] Cyr H, McCabe S K, Nürnberg G K. Phosphorus sorption experiments and the potential for internal phosphorus loading in littoral areas of a stratified lake [J]. *Water Research*, 2009, 43(6):1654-1666.
- [22] Blair G, Lefroy R, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems [J]. *Australian Journal of Agricultural Research*, 1995, 46(7):393-406.
- [23] 梁重山, 杨党志, 刘丛强, 等. 土壤有机质对菲的吸附—解吸平衡的影响 [J]. *高等学校化学学报*, 2005, 26(4): 671-676.
- [24] 屠晓翠, 蔡妙珍, 孙建国. 大型水生植物对污染水体的净化作用和机理 [J]. *安徽农业科学*, 2006, 34(12): 2843-2844.
- [25] 杨诗卡. 水生植物根系有机酸驱动沉积物氮、磷转化机制 [D]. 陕西 西安: 西安工业大学, 2019: 24-28.
- [26] 汤志凯, 张毅敏, 杨飞, 等. 3 种水生植物腐解过程中磷营养物质迁移、转化过程研究 [J]. *环境科学学报*, 2019, 39(3):716-721.
- [27] 金丹越, 王圣瑞, 步青云. 长江中下游浅水湖泊沉积物磷释放动力学 [J]. *生态环境*, 2007, 16(3):725-729.
- [28] 彭杰, 张杨珠, 周清, 等. 去除有机质对土壤光谱特性的影响 [J]. *土壤*, 2006, 38(4):453-458.
- [29] 张桃林, 高超, 吴蔚东. 氧化还原条件对土壤磷素固定与释放的影响 [J]. *土壤学报*, 2002, 39(4):542-549.
- [30] Slomp C P, Malschaert J F P, Van Raaphorst W. The role of adsorption in sediment-water exchange of phosphate in North Sea continental margin sediments [J]. *Limnology and Oceanography*, 1998, 43(5):832-846.
- [31] 赵海超, 王圣瑞, 张莉, 等. 有机质含量及其组分对洱海沉积物磷吸附—释放影响 [J]. *环境科学学报*, 2014, 34(9):2346-2354.