

底泥间歇扰动-沉降过程对静止水体中生物有效磷的影响

李大鹏^{1,2}, 黄勇², 范成新¹

(1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008; 2. 苏州科技学院环境科学与工程学院, 苏州 215011)

摘要:通过模拟试验研究了底泥间歇扰动-沉降过程(每天底泥扰动10 min,然后静置沉淀1 430 min,共持续17 d)上覆水中生物有效磷(BAP)的变化规律.结果表明,每次底泥扰动后0 h,BAP含量显著升高,并在第1 d(第1次扰动)达到最高值($2.82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$);然而,随着静置沉淀时间的延长(1、6、24 h),BAP呈逐渐下降的趋势.另外,随着底泥扰动次数的增加,各采样时段(0、1、6、24 h)的BAP均明显降低,但每次扰动后0 h时的BAP含量仍远高于其它时段(1、6、24 h),这主要是由于底泥扰动导致BAPP的“瞬间释放”所致,试验过程中此时段的BAPP/BAP平均值高达95.3%.随着静置沉淀时间的延长,这一比值逐渐降低.试验开始后的第5 d,每次底泥扰动后0、1、6、24 h时的TDP达到平衡浓度(0.053 、 0.062 、 0.051 、 $0.045 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),而且TDP在BAP中所占的比重也逐渐降低.说明底泥扰动抑制了BAPP向TDP的转化,“延缓”了静止水体富营养化发展进程.底泥中内源磷形态分析也表明,底泥扰动后,难释放态磷占总磷的百分比由原底泥中的72.8%升至77.3%,其主要与闭蓄态铁铝结合态磷含量增加有关.说明底泥扰动促使易释放态磷向难释放态磷转化.

关键词:扰动;生物有效磷;转化;富营养化

中图分类号:X171.4 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)08-1795-06

Influence of Intermittent Sediment Disturbance-Sedimentation Process on the Bioavailable Phosphorus in Standing Water

LI Da-peng^{1,2}, HUANG Yong², FAN Cheng-xin¹

(1. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215011, China)

Abstract: The course of intermittent sediment disturbance-sedimentation, that sediment disturbance was for 10 min and succeeding sedimentation was for 1 430 min each day over a 17-day period, was simulated to investigate the variation of bioavailable phosphorus (BAP) in overlying water. The results showed that the concentrations of BAP increased obviously at 0h after each disturbance, and the maximum concentration of BAP was reached up to $2.82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ after 1 d (the first disturbance). However, the BAP gradually decreased with the sedimentation time increase (1 h, 6 h, 24 h). Moreover, at 0, 1, 6, 24 h after disturbance, the BAP gradually declined with the number of sediment disturbance increase, but the BAP at 0h after each disturbance was higher than that at 1 h, 6 h, 24 h. This may be attributed to the immediate release of bioavailable particulate phosphorus (BAPP), as a result of sediment disturbance. The average BAPP/BAP was up to 95.0% at 0h after disturbance over a 17-day period, but this value gradually decreased with the sedimentation time increase (1 h, 6 h, 24 h). At 0 h, 1 h, 6 h, 24 h after each disturbance, the equilibrium concentrations of total dissolved phosphorus (TDP) were reached after 5 d (0.053 , 0.062 , 0.051 , $0.045 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), and the percentage of TDP in BAP also decreased gradually. Therefore, it is considered that sediment intermittent disturbance can accelerate the transformation from TDP to PP and hinder the development process of eutrophication in standing water. Sequential fractionation also indicates that the percentage of refractory phosphorus in Tot-P increased from 72.8% (raw sediments) to 77.3% (sediments after disturbance), attributable to the increase of concentrations of occluded Fe/Al-P. It is hopefully suggested an acceleration of transformation of phosphorus from mobile fractions to refractory fractions.

Key words: disturbance; bioavailable phosphorus; transformation; eutrophication

对于静止水体而言,内源磷的释放主要有2种途径:静态释放和底泥扰动.其中,底泥扰动导致内源磷的释放量远大于静态释放数量^[1].然而,释放的磷并非都可以被浮游生物利用^[1,2].通常,水体中的磷可以分为溶解态磷(TDP)和颗粒态磷(PP)2

种.溶解态磷又包括溶解性活性磷(SRP)和溶解性

收稿日期:2009-10-12;修订日期:2010-01-11

基金项目:国家自然科学基金青年基金项目(50908154);国家自然科学基金重点基金项目(40730528)

作者简介:李大鹏(1975~),男,博士,主要研究方向为城市水体修复理论,E-mail:ustsldp@163.com

有机磷(DOP).SRP 和一部分 DOP 可以被浮游生物直接利用,而 PP 则不能被浮游生物利用,但其也包含了部分可以被浮游生物利用的磷(BAPP)^[3,4].因此,生物有效磷(BAP)就包括了全部的 SRP 和 DOP 以及部分的 PP.与总磷相比,BAP 则可以更为准确地表征水体中被浮游生物利用态磷的含量^[5],并以此衡量水体发生富营养化的可能性.在 BAP 中,与 BAPP 相比,溶解态磷(SRP、DOP)相对容易检测.BAPP 可以通过生物法进行测定^[4],但需要长达 14 d 的培养时间.BAPP 与 PP 的生物有效性有关,而 PP 的生物有效性又取决于 PP 中不同形态磷的数量分布^[6]和悬浮物的沉降速度^[4].底泥扰动对两者均会产生显著的影响^[7-9],进而影响 BAPP 的含量.

以往研究仅仅关注了底泥扰动产生的短期环境效应,即 1 次扰动后(通常扰动持续时间为几 min、几十 min 或几个 h),悬浮物自然沉降,研究底泥扰动-沉降过程中上覆水中不同形态磷的变化规律^[7,10,11].研究表明,底泥扰动会改变内源磷赋存形态的数量分布,并强化内源磷的持留能力,降低磷的生物有效性^[8,9];另外,底泥扰动会强化悬浮物的絮凝、沉降效果,加快悬浮物的沉降速度^[12],降低颗粒态磷对溶解态磷的贡献.这均会影响到底泥下一次扰动时上覆水中 BAP 的含量.以往的大多数研究均只关注了 1 次扰动过程中 BAP 的变化,而忽视了 1 次扰动对内源磷形态分布以及悬浮物的絮凝、沉降效果的改变会对下一次底泥扰动产生什么影响,即底泥间歇扰动-沉降过程中上覆水中 BAP 的变化规律.因此,本研究通过在实验室模拟底泥间歇扰动-沉降过程,定时观测上覆水中溶解态磷(TDP)和颗粒态磷(PP)的变化,根据 Ellison 等^[4]的研究结果计算 BAPP,探讨了底泥间歇扰动-沉降过程对上覆水中 BAP 的影响规律,以期探明底泥扰动在水体富营养化发展进程中的作用究竟是“促进”还是“延缓”提供依据.

1 材料与方法

1.1 试验用底泥及上覆水

采用活塞式柱状沉积物采样器采集位于校园河道入口处的底泥样品.采得表层 3 cm 的底泥样品,立即用冰盒保存(4℃)送至实验室,采用孔径为 1 mm 的铁筛筛除大颗粒物质,对筛过的底泥进行充分混匀,备用.同时取采样点上覆水 50 L.底泥氧化还原电位为 -137.22 mV, pH = 7.08,含水率为

76.8%,烧失量为 12.19%, Σ (Tot-P) 含量为 1 494.3 mg·kg⁻¹,Ox-Fe 和 Ox-Al 含量分别为 16 550 mg·kg⁻¹和 11 050 mg·kg⁻¹.上覆水溶解氧含量为 1.89 mg·L⁻¹, pH = 7.15, Σ (TP) 含量为 0.61 mg·L⁻¹,SRP 为 0.395 mg·L⁻¹,DOP 为 0.155 mg·L⁻¹,PP 为 0.06 mg·L⁻¹.

1.2 底泥扰动试验设计

1 个 5 L 圆形有机玻璃容器作为实验装置($d = 17$ cm, $h = 25$ cm).加入 200 g 湿底泥,沉积物厚度约为 1.2 cm,并小心加入采集自底泥采样点的河水 3 L,尽量避免底泥悬浮.

底泥扰动试验:试验期间,每天 13:00 ~ 13:10 采用恒速搅拌机对底泥进行扰动(140 r·min⁻¹).扰动期间,底泥处于完全悬浮状态.扰动停止,底泥自然沉降.

试验从第 1 d 开始,每天采样,采样时间为 13:10、14:00、19:00、次日 13:00(扰动 24 h 后),即分别模拟底泥扰动停止后,静置沉淀时间为 0、1、6、24 h;5 d 后,每隔 2 d 取样.每次采样位置为水面以下 10 cm 处,采样量为 50 mL.每次采完水样,立即向容器中补充等量的河水.试验共持续 17 d,底泥共扰动 17 次.

试验结束后,从实验装置取出底泥,干燥,磨碎,过 100 目筛网.检测底泥中磷赋存形态的变化.每个试验 3 个平行.

1.3 分析方法

水样中总磷(TP)含量采用过硫酸钾消解后钼锑抗分光光度法测定;溶解性总磷酸盐(TDP)是将水样经过 0.45 μm 滤膜过滤后的滤液消解后测定;溶解性活性磷(SRP)是将水样经过 0.45 μm 滤膜过滤后的滤液直接测定;溶解性有机磷(DOP)是指 TDP 与 SRP 之间的差值;颗粒态磷(PP)是指 TP 与 TDP 的差值.BAPP 的计算参照 Ellison 等^[4]的研究结果.

底泥中磷赋存形态的分析参照 Hietjes 等^[13]的分析方法.底泥含水率的定义为 105℃ 烘干 12 h 的质量损失,有机质含量的定义为 550℃ 灼烧 2.5 h 的质量损失.底泥中活性铁(Ox-Fe)与活性铝(Ox-Al)的测定参照付强等^[14]的方法.

2 结果与讨论

2.1 底泥扰动-沉降过程上覆水中 BAP 的变化规律

底泥扰动后,上覆水中 BAP 发生了显著变化

(图 1). 每次扰动后 0 h 时, 上覆水中 BAP 显著升高. 在第 1 d 达到最高值 ($2.82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 但随着扰动次数的增加而呈现明显的下降趋势, 并保持在远高于初始值 ($0.59 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的状态. 每次扰动后 1 h 和 6 h 时, BAP 的变化规律与 0 h 时的规律基本一致, 但 BAP 最高值 (分别为 $1.04 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和平衡浓度 (分别为 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 远低于每次扰动后 0 h 时, 并且 BAP 的下降幅度也较为平缓. 然而, 每次扰动后 24 h 时, BAP 并未出现“释放”现象, 而始终低于初始值, 并在第 3 d 即达到平衡状态, 平衡浓度为 $0.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 底泥每次扰动后, 随着底泥沉降时间的延长, BAP 均有明显的降低. 第 1 d, 这种降低幅度最大. 24 h 内, BAP 从 $2.82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $0.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 但随着底泥扰动次数的增加, 这种降低幅度逐渐趋缓.

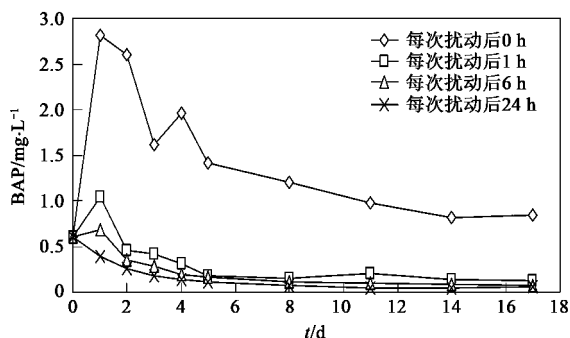


图 1 底泥扰动-沉降过程中 BAP 的变化规律

Fig. 1 Variation of BAP during the process of sediment disturbance-sedimentation

从图 1 中还可以看出, 对于每一次底泥扰动而言, 随着底泥沉降时间的延长 (0、1、6、24 h), BAP 显著降低; 随着底泥扰动次数的增加, BAP 也显著下降. 这说明底泥的每一次扰动对下一次扰动时内源磷的释放都产生了一定的抑制作用. 其原因可能有二: ①底泥间歇扰动后, 由于悬浮物的絮凝效果增

强^[7,12], 导致上覆水中 PP 含量降低, 从而致使 BAPP 降低 (图 2). 这直接体现在, 随着底泥扰动次数的增加, 底泥每次扰动后 0 h 时, BAPP 的“瞬间释放量”显著降低 (图 2). ②底泥间歇扰动后, 内源磷的赋存形态的数量分布发生改变, 提高了底泥对磷的持留能力, 进而改变了内源磷的生物有效性^[8,9]. 以往研究 (1 次扰动)^[7,10,11] 也表明, 底泥 1 次扰动后, 内源磷发生释放, 但随着底泥沉降时间的延长, 上覆水中磷含量明显降低. 这与本研究中每一次扰动所导致的磷迁移规律一致. 从单一的每一次扰动的结果来看, 底泥扰动实际上是促进了内源磷的“瞬间释放” (每次扰动后 0 h), 但每次扰动后 24 h 时, 内源磷则并未释放 (图 1). 若将每次扰动累加在一起, 从长期来看 (本研究一共扰动 17 次), 底泥扰动对内源磷的释放有“延缓”作用. 对于易受风浪扰动的浅型水体而言, 其底泥发生悬浮的频率很高, 如太湖为三分之一 (以 d 计)^[15]. 因此, 在探讨底泥扰动对磷迁移的影响规律时, 不能从单一的 1 次扰动过程来看, 而应该从反复多次的扰动-沉降过程来分析. 因此, 底泥扰动降低了上覆水中 BAP 的含量, 似乎更有利于“延缓”水体富营养化的发展进程.

2.2 BAP ~ 的变化规律

BAP 主要由 TDP 和 BAPP ~ , 其中 TDP 可以直接被浮游生物利用, 而 BAPP 则需要通过转化才能被浮游生物利用^[15]. 本研究中 BAPP 的计算参照了 Ellison 等^[4] 的研究结果, 但需要指出的是, 其研究主要考虑了水体中 PP 的含量, 而未考虑内源磷赋存形态数量分布的改变对 BAPP 的影响. 因此, 本研究中 BAPP 应该为上限值 (图 2).

图 2 显示, 随着底泥扰动次数的增加, TDP 迅速降低. 然而, 对于每一次底泥扰动而言, TDP 的变化规律大致相同, 即底泥扰动后 0 h 时, TDP 含量最低, 在随后的沉降过程中, TDP 有所增加. 这主要是

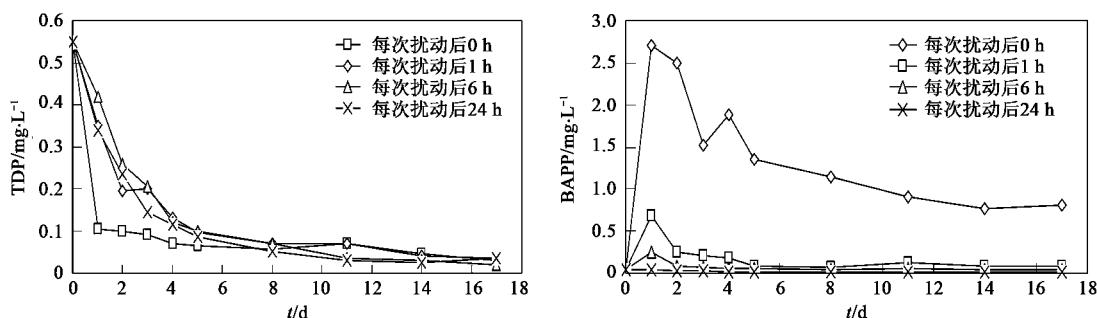


图 2 上覆水中 TDP 与 BAPP 的变化规律

Fig. 2 Variation of TDP and BAPP in the overlying water

来源于水体中 BAPP 向 TDP 的转化. 然而从试验的第 5 d 开始, 在底泥扰动后 0、1、6、24 h 时, TDP 含量达到平衡状态, 并分别稳定在 0.053、0.062、0.051、0.045 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 显著低于初始值 (0.55 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 和底泥第 1 次扰动时. 因 TDP 属于浮游生物可以直接利用态磷, 因此, TDP 的降低意味着水体富营养化风险得到了控制^[16]. TDP 的降低主要是由于底泥扰动导致的水体悬浮物含量增加, 即增加了溶解性活性磷、溶解性有机磷发生化学、物理、生物吸附的几率^[17-20], 从而将其转化成颗粒态磷, 随后通过沉降进入底泥, 降低其被浮游生物利用的可能性.

另外, 从图 2 中可以看出, 在试验的初期 (1~4 d), 每一次底泥扰动后, 1、6、24 h 时 TDP 含量均高于当次扰动的 0 h 时, 但随着底泥扰动次数的增加, 每次扰动后 1、6、24 h 时的 TDP 含量逐渐接近当次扰动后的 0 h 时. 这与水体中悬浮物絮凝、沉淀效果和底泥持留磷能力增强有关^[7-9]. 试验初期, 底泥扰动导致 TDP 迅速被悬浮物吸附而转化成 PP, 然而, 底泥扰动停止后, 大量悬浮物停留在水体中, 相应增加了 BAPP 向 TDP 转化的几率. 但随着底泥扰动次数的增加, 絮凝、沉淀效果增强^[12], 水体中悬浮物含量降低, 并导致 PP 含量降低 (结果未显示). 因而降低了 BAPP 向 TDP 转化的几率. 并且, 底泥扰动导致底泥/水系统中溶解氧含量增加, 使得随着底泥扰动而进入水体的铁、铝、锰等金属离子被氧化, 如溶解态的、无定形的 Fe^{2+} 化合物会被氧化成晶体 Fe^{3+} 化合物^[21], 提高了对磷的持留能力. 因而, 随着底泥扰动次数的增加, BAPP 向 TDP 的转化被抑制.

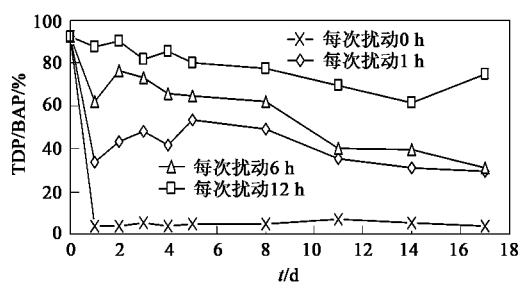


图 3 TDP 和 BAPP 在 BAP 中的比重

Fig. 3 Proportions of TDP and BAPP in BAP

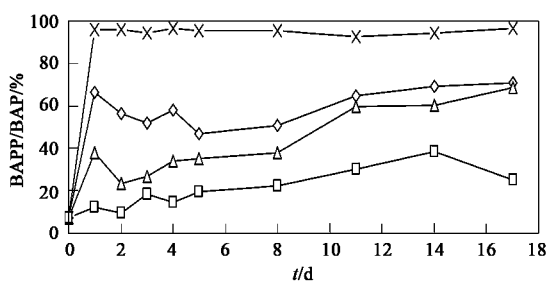
图 3 显示, 底泥每次扰动后 0 h, TDP/BAP 显著降低, 明显低于初始值 (92.6%), 并稳定在 4.69% 左右, 相反, BAPP/BAP 则显著增加, 说明底泥扰动并未导致 TDP 的“瞬间释放”, 而是导致 BAPP 的“瞬间释放”. 此时 BAP 含量很高, 但能够被浮

底泥扰动后, 上覆水中 BAPP 含量变化显著 (图 2). 每次扰动后 0 h 时, 上覆水中 BAPP 均显著升高, 在第 1 d 达到最高值 (2.71 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 但随着扰动次数的增加而呈现明显的下降趋势, 并保持在远高于初始值 (0.04 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 的状态. 然而, 在每次底泥扰动后, 随着沉降时间的延长 (1、6、24 h), BAPP 含量明显降低. 试验的第 1 d, 扰动后 1、6、24 h 时 BAPP 含量分别为 0 h 时的 25.32%、9.40%、1.77%, 随着底泥扰动次数的增加, 这一比值呈逐渐降低的趋势. 在整个试验过程中, 底泥每次扰动后 0、1 h 的 BAPP 均高于初始值, 但随着底泥扰动次数增加, 其含量逐渐降低; 底泥每次扰动后 24 h 时, BAPP 含量均低于初始值 (0.04 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 并稳定在 0.02 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 这主要是源于底泥扰动强化了悬浮物的絮凝、沉降效果^[12], 加快了颗粒态磷向底泥的迁移, 从而导致 BAPP 降低. 但值得指出的是, BAPP 为浮游生物潜在可利用态磷^[14], 其被浮游生物利用的速率取决于 BAPP 向 TDP 转化的速率, 对水体富营养化仅具有潜在风险.

从本研究结果来看, 无论是 TDP 还是 BAPP, 均随着底泥扰动次数的增加而逐渐降低, 表明底泥扰动不仅促进了上覆水中 TDP 向底泥转移, 而且强化了内源磷的稳定性, 降低了内源磷的迁移活性. 而 Kelderman^[22] 在研究中也指出, 每年输入太湖的磷中有 65% 被持留在底泥中. 这与本研究结果相类似.

2.3 BAP 组成成分之间的转换规律

在底泥扰动-沉降过程中, TDP 和 BAPP 对 BAP 的贡献发生了显著变化 (图 3).



游生物直接利用态磷 (TDP) 并不占主要地位. 然而, 底泥每一次扰动之后, 随着底泥沉降时间的延长 (1、6、24 h), TDP/BAP 逐渐增加, 并在 24 h 时达到最大, 相反, BAPP/BAP 则降至最小, 并且, 与 0 h 相比, 水体中 TDP 含量也有所增加 (图 2). 这可能

源于 BAPP 向 TDP 的转化. 然而, 随着底泥扰动次数的增加, TDP/BAP 逐渐降低. 相反, BAPP/BAP 则逐渐升高, 这是由于底泥扰动强化了内源磷的稳定性所致^[8,9], 同时也说明底泥扰动抑制了 BAPP 向 TDP 的转化, 降低了水体发生富营养化的风险.

2.4 底泥扰动对内源磷数量分布的影响

底泥扰动后, 内源磷赋存形态的数量分布发生了显著变化(图4). 底泥中总磷含量有所增加, 说明上覆水中的磷被转移到底泥中. 这与图2中 TDP 的变化规律一致. 被转移到底泥中的磷主要分布在铁铝结合态磷(Fe/Al-P)和钙结合态磷(HCl-P)中. 其中, 分别有 48.7% 和 31.7% 的磷被结合到 Fe/Al-P 和 HCl-P 中. 这与底泥中大量存在的 Ox-Fe、Ox-Al 有密切关系^[6]. 而弱吸附态磷(NH₄Cl-P)和残渣磷(Res-P)则基本保持不变. 由此可见, 底泥扰动后, 内源磷的释放能力主要取决于 Fe/Al-P 和 HCl-P 的含量(两者占总磷的百分比超过 90%). 由于 Fe/Al-P 被认为是易释放态磷^[23], 而 HCl-P 则被认为是难释放态磷^[24]. 从两者在底泥中的数量分布来看, Fe/Al-P 占总磷的百分比超过 60%, 而 HCl-P 则仅占 30% 左右. 因此, 底泥扰动后, 内源磷的释放能力应取决于 Fe/Al-P. 因此, 底泥扰动后, 内源磷释放能力增强. 然而, 这与上覆水中磷含量的变化规律却明显不符. 其原因必定与 Fe/Al-P 自身的性质有关.

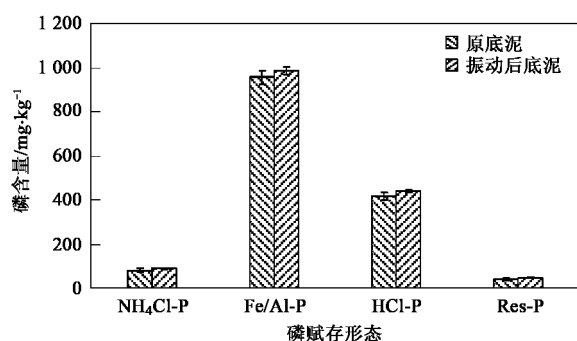


图4 底泥扰动对内源磷数量分布的影响

Fig. 4 Effects of sediment disturbance on distribution of phosphorus fractions

Fe/Al-P 被广泛认为是易释放态磷^[23,24], 但有研究认为其包含部分难释放态磷^[25,26]. 通常把这部分磷称为闭蓄态 Fe/Al-P (occluded Fe/Al-P)^[21], 而另一部分易于释放的 Fe/Al-P 被称为非闭蓄态 Fe/Al-P (non-occluded Fe/Al-P). 这部分磷也可以用藻类可利用态磷(AAP)来表征^[27], 即采用 0.1 mol/L NaOH 溶液进行提取. 结果表明, 原底泥和扰

动后底泥中的 AAP 含量分别为 285 mg·kg⁻¹ 和 220 mg·kg⁻¹. 由此可见, 底泥扰动后, 非闭蓄态 Fe/Al-P 含量有所降低, 其在 Fe/Al-P 中的百分比也从原底泥中的 29.8% 下降至 22.3%, 相应地, 闭蓄态 Fe/Al-P 含量显著增加. 如此看来, 以 Fe/Al-P 来评价内源磷释放能力是不妥的, 而应该将 Fe/Al-P 按照闭蓄态和非闭蓄态 2 种分开考虑. 按此计算可知, 底泥扰动后, 底泥中易释放态磷占总磷的百分比由原底泥中的 19.1% 下降到 14.1%, 而难释放态磷则由 72.8% 增加至 77.3%, 说明底泥扰动强化了内源磷的持留能力. 这与上覆水中磷含量的变化规律是一致的.

既然 Fe/Al-P 释放能力与其存在形态密切相关, 那么其与 Fe、Al 的存在形态也一定有密切关系. 如随着溶解氧的融入, 底泥中无定形的 Fe²⁺ 化合物会被氧化成晶体 Fe³⁺ 化合物^[21], 从而形成闭蓄态 Fe/Al-P. 研究中发现, 底泥扰动后, Ox-Fe 含量由原底泥中的 16 550 mg·kg⁻¹ 降至 14 700 mg·kg⁻¹, 说明易于释放的无定形铁氧化物被氧化成难释放的晶体铁氧化物, 从而促进了闭蓄态 Fe/Al-P 的形成. 而 Ox-Al 则由 11 050 mg·kg⁻¹ 升至 13 100 mg·kg⁻¹. Reddy 等^[28] 研究表明, Ox-Fe 和 Ox-Al 对磷的吸附都可以显著提高磷持留能力, 而 Ox-Al 对磷的持留能力还要强于 Ox-Fe^[29]. Rydin^[24] 在静止水体底泥磷的纵向分布的研究中指出, 随着时间的迁移, 内源磷的形态存在着由易释放态向难释放态转化的趋势. 因此推测, 底泥扰动加快了非闭蓄态 Fe/Al-P 向闭蓄态 Fe/Al-P 的转化进程, 而起主要作用的是溶解氧的大量融入.

但值得指出的是, 本研究中由于实验装置的限制, 水深较浅, 底泥扰动时, 溶解氧的融入量要显著高于自然水体. 因此推测, 在风浪扰动频繁的浅型水体中, 随着溶解氧的融入^[30], 也一定存在着内源磷由易释放态向难释放态转化的过程, 但与本研究相比, 可能转化程度要小得多. 然而, 自然水体中, 每一次风浪扰动对该转化进程的推进可能都微乎其微, 但是从长期来看, 这种累积效应是不能被忽视的, 其对富营养化的发展进程而言, 甚至可能起到极为重要的“缓冲”作用.

3 结论

(1) 底泥每次扰动后 0 h 时, 上覆水中 BAP 含量均最高, 但其主要~ 为 BAPP, 其占 BAP 的百分比超过 95%, 而能够被浮游生物直接利用态磷

(TDP)含量则最低.随着沉降时间的延长(1、6、24 h),BAP 含量明显降低,其主要是由于 BAPP 的降低,而 TDP 则有所升高,这主要是来源于 BAPP 向 TDP 的转化.随着底泥扰动次数的增加,BAP 显著降低,而且 TDP 含量及其在 BAP 中的比重均显著降低.

(2)底泥扰动后,内源磷形态分析表明,从上覆水中转移到底泥中的磷主要分布在 Fe/Al-P 和 HCl-P 中.然而,底泥扰动 17d 后,非闭蓄态 Fe/Al-P(AAP)含量却从原底泥中的 $285 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $220 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.底泥中难释放态磷占总磷的百分比则从 72.8% 升至 77.3%,说明底泥扰动提高了内源磷的持留能力.因此,从底泥间歇扰动-沉降过程来看,底泥扰动似乎更有利于“延缓”水体富营养化的发展进程.

参考文献:

- [1] 秦伯强,朱广伟,张路,等.大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法——以太湖为例[J].中国科学(D辑),2005,35(增刊):33-44.
- [2] 黄清辉,王子健.淡水环境磷的生物有效性评估方法的发展动态[J].安全与环境学报,2006,6(3):132-136.
- [3] Gonsiorczyk T, Casper P, Koschel R. Phosphorus-binding forms in the sediment of an oligotrophic and an eutrophic hardwater lake of the Baltic lake district (Germany) [J]. Water Sci Technol, 1998, 37(3):51-58.
- [4] Ellison M E, Brett M T. Particulate phosphorus bioavailability as a function of stream flow and land cover[J]. Water Res, 2006, 40: 1258-1268.
- [5] Gerdes P, Kunst S. Bioavailability of phosphorus as a tool for efficient P reduction schemes [J]. Water Sci Technol, 1998, 37:241-247.
- [6] Lai D Y F, Lam K C. Phosphorus retention and release by sediments in the eutrophic Mai Po Marshes, Hong Kong[J]. Mar Pollut Bull, 2008, 57: 349-356.
- [7] 孙小静,秦伯强,朱广伟,等.持续水动力作用下湖泊底泥胶体态氮、磷的释放[J].环境科学,2007,28(6):1223-1229.
- [8] 李大鹏,黄勇,李伟光.底泥再悬浮状态下生物有效磷形成机制研究[J].环境科学,2008,29(7):1824-1830.
- [9] 李大鹏,黄勇,李伟光.再悬浮条件下底泥中磷赋存形态的转化研究[J].环境科学,2008,29(5):1289-1294.
- [10] 尤本胜,王同成,范成新,等.太湖草型湖区沉积物再悬浮对水体营养盐的影响[J].环境科学,2008,29(1):26-31.
- [11] 尤本胜,王同成,范成新,等.风浪作用下太湖草型湖区水体 N、P 动态负荷模拟[J].中国环境科学,2008,28(1):33-38.
- [12] 张彬,李涛,刘会娟,等.模拟扰动条件下太湖水体悬浮物的结构特性[J].环境科学,2007,28(1):70-74.
- [13] Hieltjes A H, Lijklema L. Fractionation of inorganic phosphate in calcareous sediments[J]. J Environ Qual, 1980, 9: 405-407.
- [14] 付强,尹澄清,马允.源头农业区不同类型水塘中水体沉积物磷吸附容量[J].环境科学,2005,26(4):70-76.
- [15] 范成新,张路,秦伯强,等.风浪作用下太湖悬浮态颗粒物中磷的动态释放估算[J].中国科学(D辑),2003,33(8):760-768.
- [16] Bostan V, Dominik J, Bostina M, et al. Forms of particulate phosphorus in suspension and in bottom sediment in the Danube Delta[J]. Lakes Res, 2000, 5: 105-110.
- [17] Selig U. Particle size-related phosphate binding and P-release at the sediment-water interface in a shallow German lake [J]. Hydrobiologia, 2003, 492: 107-118.
- [18] Spears B M, Carvalho L, Perkins R, et al. Sediment phosphorus cycling in a large shallow lake: spatio-temporal variation in phosphorus pools and release [J]. Hydrobiologia, 2007, 584: 37-48.
- [19] Sun S J, Huang S L, Sun X N, et al. Phosphorus fractions and its release in the sediments of Haihe River, China [J]. J Environ Sci, 2009, 21: 291-295.
- [20] House W A, Denison F H, Armitage P D. Comparison of the uptake of inorganic phosphorus to a suspended and stream bed-sediment [J]. Water Res, 1995, 29(3): 767-779.
- [21] Long M N. Phosphate incorporation and transformation in surface sediments of a sewage-impacted wetland as influenced by sediment sites, sediment pH and added phosphate concentration [J]. Ecol Eng, 2000, 14: 139-155.
- [22] Kelderman P, Kansime F, Tola M A, et al. The role of sediments for phosphorus retention in the Kirinya wetland (Uganda) [J]. Wetlands Ecol Manage, 2007, 15: 481-488.
- [23] Ribeiro D C, Martins G, Nogueira R, et al. Phosphorus fractionation in volcanic lake sediments (Azores-Portugal) [J]. Chemosphere, 2008, 70: 1256-1263.
- [24] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in lake Erken sediment [J]. Water Res, 2000, 34: 2037-2042.
- [25] Selig U. Particle size-related phosphate binding and P-release at the sediment-water interface in a shallow German lake [J]. Hydrobiologia, 2003, 492: 107-118.
- [26] Saavedra C, Delgado A. Iron-related phosphorus in eroded sediments from agricultural soils of Mediterranean areas [J]. Geoderma, 2005, 125: 1-9.
- [27] Sharpley A N. An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using iron oxide-impregnated paper [J]. J Environ Qual, 1993, 22: 597-601.
- [28] Reddy K R, Flaig E G, Graetz D A. Phosphorus storage capacity of uplands, wetlands and streams of the Lake Okeechobee Watershed, Florida [J]. Agr Ecosyst Environ, 1996, 59: 203-216.
- [29] Lijklema L. Considerations in modelling the sediment-water exchange of phosphorus [J]. Hydrobiologia, 1993, 253: 219-231.
- [30] Qin B Q, Hu W P, Gao G, et al. Dynamics of the sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in the large shallow Lake Taihu, China [J]. Chinese Sci Bull, 2004, 49(1):54-64.