

# 风浪扰动中太湖 OA 对水体磷循环影响的原位实验研究

晁建颖<sup>1,2</sup>, 高光<sup>2</sup>, 汤祥明<sup>2</sup>, 戴江玉<sup>2,3</sup>, 庄巍<sup>1</sup>, 张毅敏<sup>1</sup>

(1. 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042; 2. 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; 3. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:**在一次风速  $12 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  的强风浪过程中, 对太湖梅梁湾一浅水区水体有机聚集体 (organic aggregates, OA) 丰度、颗粒态有机质含量、碳、氮和磷含量等基本理化性质的变化情况进行了连续的原位监测和分析, 同时分析了基本的水质指标。结果表明, 风浪过程会对水体 OA 的理化性质及水体的磷循环产生极大的影响: 在风浪过程中, OA 丰度出现显著的增加, 达到  $316.87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 为无风时期均值的 29 倍; 虽然在此过程中, 水柱中以 OA 形式存在的营养盐总量出现了显著的增加, 但同时 OA 丰度也出现了显著的上升, 水体 OA 中颗粒态碳、氮和磷等营养元素浓度都出现了下降, 下降幅度都超过 50%; 由于风浪扰动引起了沉积物悬浮, 水体总悬浮颗粒物 (SS)、总氮 (TN) 和总磷 (TP) 的浓度出现了显著的增加, 达到  $325.5$ 、 $9.43$  和  $0.242 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 分别为无风期的 17.5 倍、1.8 倍和 2.8 倍。但是溶解态营养盐如溶解性总氮 (TDN)、溶解性总磷 (TDP)、溶解性反应磷 (SRP) 等的浓度却没有出现明显的上升; 风浪过程中沉积物的再悬浮导致水体 OA 碱性磷酸酶活性和 OA 可酶解磷含量都出现明显的增加, 最高达到  $0.0059 \text{ } \mu\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$ , 可见风浪扰动加速了 OA 磷的矿化速率和水柱中 SRP 的供给补偿; 风浪过后, OA 丰度、OA 碱性磷酸酶活性、OA 可酶解磷、水体 SS、TN 和 TP 等指标均出现了显著的回落并逐步达到了风浪前的水平。这说明风浪扰动引起的水体 SRP 释放可能并不是 SRP 直接由沉积物暴发性释放, 而是水体颗粒态磷 (尤其是 OA 磷) 酶解并向水柱缓慢的连续性释放。

**关键词:** 风浪扰动; 原位实验; 有机聚集体; 太湖; 营养盐循环; 磷补偿

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)10-2861-07

## Effects of Wind-Induced Wave on Organic Aggregates Physical and Chemical Characteristics in a Shallow Eutrophic Lake (Lake Taihu) in China

CHAO Jian-ying<sup>1,2</sup>, GAO Guang<sup>2</sup>, TANG Xiang-ming<sup>2</sup>, DAI Jiang-yu<sup>2,3</sup>, ZHUANG Wei<sup>1</sup>, ZHANG Yi-min<sup>1</sup>

(1. Nanjing Institute of Environmental Science, Ministry of Environmental Protection, Nanjing 210042, China; 2. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** The physical and chemical characteristics were continually monitored during a wind course one time per day, which continued for 10 days, and other water physical and chemical parameters were concomitantly monitored. Organic aggregates (OA) abundance was significantly higher during wind period than calm stage and the maximum of OA abundance, which occurred the same day when wind speed was highest, was 29 times higher than that in the calm stage. Although OA-C, OA-N and OA-P concentration were decreased during wind period, the total C, N and P content in OA were increased for the increased OA abundance. Additionally, suspended soil (SS), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) concentration during wind period were significantly higher than that of calm stage, but total dissolved phosphorus (TDP), total dissolved nitrogen (TDN) and soluble reactive phosphorus (SRP) were insignificantly different. During the wind, OA alkaline phosphatase activity (OA-APA) and OA enzymatically hydrolyzable phosphorus (OA-EHP) both increased significantly, which accelerated organic phosphorous mineralization and SRP release. The results indicate that SRP release induced by wind in shallow lakes may comes from suspended matter, especially OA release rather than directly comes from sediment.

**Key words:** wind-induced water turbulence; *in situ* experiment; organic aggregates (OA); Lake Taihu; nutrient cycling; phosphorous release

有机聚集体 (organic aggregates, OA) 是指水体中生活的、正在消亡或已经死亡的浮游植物、浮游动物、细菌等微生物及其代谢产物、生物高聚物、大型水生动物、植物的残体碎屑等与水体中其它有机、无机颗粒经絮凝作用或自身分泌的黏液黏合而形成的不规则多孔颗粒物<sup>[1]</sup>, 是水体中颗粒物质的重要组成

部分。由于其富含各种营养物质, 在降解过程中会向

收稿日期: 2010-09-30; 修订日期: 2011-05-20

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2008CB418103); 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2008ZX07101-007); 中央级公益性科研院所基本科研业务专项

作者简介: 晁建颖 (1983 ~), 男, 硕士, 主要研究方向为湖泊生态学, E-mail: njachao@163.com

周围水体释放大量的营养盐,被认为是水体营养盐的重要载体和物质循环的核心<sup>[2-5]</sup>. 晁建颖等<sup>[6]</sup>对太湖有机聚集体时空分布研究发现,太湖河口区和北部梅梁湾湖区等富营养化严重的区域 OA 丰度显著高于富营养化程度不是很严重的东太湖湖区,且夏季水华暴发期 OA 丰度高于其他季节. 但是对太湖 OA 附着细菌多样性的研究发现,水体营养盐浓度并非影响细菌生物多样性的主要因子,DIP、DIN 和水温与 OA 附着细菌生物多样性有更显著的相关性<sup>[7]</sup>.

太湖平均水深不足 2 m,最大水深不足 3 m<sup>[8]</sup>,夏秋季节水体中蓝藻水华频发,是一个典型的大型浅水富营养化湖泊<sup>[9]</sup>. 对于大型浅水湖泊而言,其一个最大的特点就是水-沉积物界面不断受到风浪的扰动,导致表层沉积物大量再悬浮并重新进入水体中. 有关风浪扰动导致的浅水湖泊水环境改变和沉积物营养盐释放等方面的研究已开展较多<sup>[10-13]</sup>,另外有研究表明,太湖 OA 附着细菌与沉积物细菌有较高的相似性,说明沉积物可能是太湖 OA 的一个重要来源<sup>[5]</sup>. 但是以 OA 为核心研究太湖风浪扰动与沉积物营养盐释放和水体营养盐循环,特别是磷释放过程的研究还不多见.

有鉴于此,本实验在一次风浪过程中对太湖梅梁湾一浅水区 OA 和水体基本理化性质进行了连续的原位监测和分析,研究了风浪过程中太湖水体 OA 理化性质的变化特征,探讨了水动力扰动对大型浅水富营养化湖泊水体中 OA 理化性质的影响,以及 OA 对水体磷循环和再生的贡献,以期大型浅水富营养化湖泊 OA 与水体中营养盐内循环关系研究提供一些新的视角及基础数据.

## 1 材料与方法

### 1.1 样品的采集

实验区域为太湖梅梁湾口东岸“中国科学院太湖湖泊生态系统研究站”栈桥附近水域(采样点位置见图 1,120°12′49.67″E,31°29′09.99″N),距岸边约 200 m,水深约 1.6 m. 实验时间为 2008 年 3 月 18~27 日,期间实验水域正好经历了一次完整的风浪过程,每天采集表层水样 1 次,采样时间为 14:00,每次同步采集 3 个平行的水样. 由于太湖风浪扰动较大,不易形成个体较大的聚集体,本实验采取离心的方法收集 OA<sup>[14]</sup>,即:取 1 L 水样经 5 000 r/min 离心 10 min,弃去上清液,收集离心管中的沉淀物(OA). 用事先灭过菌的去离子水将离心管中的 OA 重悬浮,并定容到一定体积,此样品即为 OA 的浓缩样;

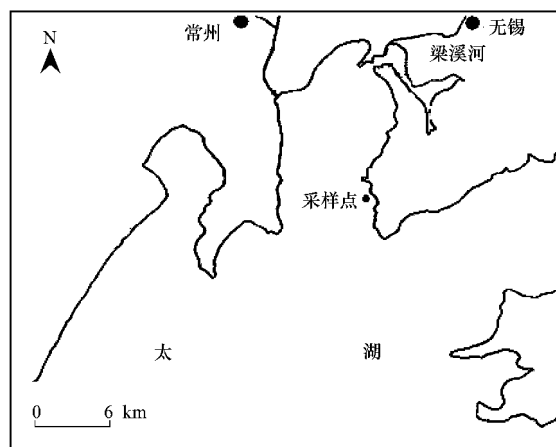


图 1 风浪过程监测野外实验采样点示意

Fig. 1 Location of the observation point

余下的水样用于其他水质参数的分析.

### 1.2 测定项目和分析方法

(1) 水体中 OA 丰度和有机质含量的测定 将一定体积的上述 OA 浓缩样过滤到事先经 450℃ 灼烧并称重的 GF/C 膜上,经 105℃ 4 h 烘干称重,然后经 550℃ 灼烧 5 h 称重,分别计算 OA 丰度(organic aggregates abundance,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )和 OA 颗粒态有机质含量(organic aggregates particle organic matter, OA-POM,  $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ )<sup>[15]</sup>.

(2) OA 总颗粒碳、总氮、总磷的测定 将一定体积的上述 OA 浓缩样用去离子水稀释至其在原水样中的浓度,经超声波振荡使已经凝聚成大颗粒的聚集体破碎,按照水体中 TN、TP 测定方法,测定样品中的 TN 和 TP 浓度,即为单位水体中以 OA 形式存在的营养盐浓度( $c_{\text{OA-N}}$ 、 $c_{\text{OA-P}}$ ,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ),进而通过 OA 丰度( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )计算聚集体内 TN、TP 含量(OA-TN、OA-TP,  $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ );有机聚集体颗粒态碳(organic aggregates particle organic carbon, OA-POC)含量按照 OA-POM 的 50% 进行计算<sup>[16]</sup>.

(3) OA 碱性磷酸酶活性(OA alkaline phosphatase activity, OA-APA)和 OA 可酶解磷(OA enzymatically hydrolysable phosphorus, OA-EHP)浓度的测定 将一定体积的上述 OA 浓缩样用去离子水稀释至其在原水样中的浓度,经超声波振荡使已经凝聚成大颗粒的聚集体破碎,然后按照测定水体 APA 和 EHP 的方法测定 OA 稀释样的 OA-APA<sup>[17]</sup> [ $\mu\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$ ]和 OA-EHP( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )<sup>[18]</sup>的浓度.

(4) 水样中总氮、总磷等理化指标的测定 水温、透明度、溶解氧等水质参数在野外原位测定;悬浮颗粒物含量、总溶解性有机质、总氮、总磷、总溶解

性磷、磷酸根、Chl-a 浓度等水质参数在实验室内参照文献方法测定<sup>[19]</sup>.

1.3 实验数据的分析和作图

本实验的数据均采用 SPSS 统计软件包 (SPSS 公司, 版本 13.0) 进行的统计分析, 用 Sigmaplot 9.0 软件作图.

2 结果与分析

2.1 实验期间风速的变化

实验期间, 观测到了一个风速由小到大再减小的完整风浪过程. 实验期间风速的变化情况见图 2. 本实验共持续 10 d, 每天采集水样 1 次. 实验过程中出现了一次明显的风浪过程: 实验前 3 d 风速较小, 平均在  $3\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  左右; 在 3 月 21 ~ 23 日期间, 出现了一场大风过程. 其中 3 月 21 日, 日均风速为  $5.4\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , 3 月 23 日, 日均风速为  $7.4\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , 其中 12:00 ~ 16:00 风速达到最大, 平均风速为  $11.7\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ; 然后风速开始下降, 随后出现了 2 d 的小风期, 风速为  $2.9\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , 实验结束时的风速为  $3.0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ .

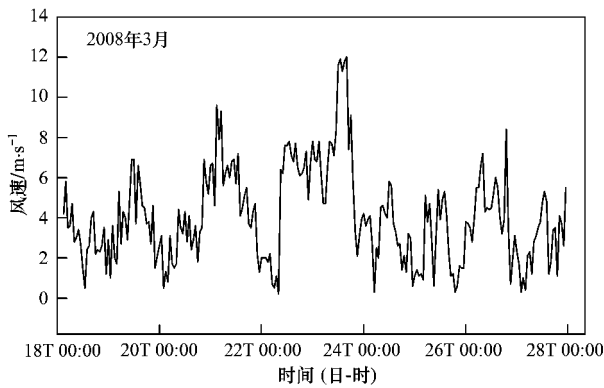


图 2 实验期间观测点 10 min 平均风速变化情况  
Fig.2 The 10 min averaged wind speed in the observation point during study period

2.2 风浪过程中水质参数的变化

实验期间水温  $10^{\circ}\text{C}$  左右, 水体中营养盐浓度和其他理化参数的变化情况见表 1. 表 1 中数据显示: 实验期间变化最为明显的参数是水体 SS 浓度. 在实验前 3 d 风浪较小的情况下, 其分布范围为  $13.2 \sim 21.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . 随着 3 月 21 日风速开始加大, 水体中的 SS 浓度也开始迅速升高到  $29.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 3 月 22 日达到  $251.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 较前 1 d 的浓度高出 8.6 倍. 到 3 月 23 日随着风速的继续增大, 水体中的 SS 浓度达到实验期间的最大值  $325.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 为前 1 d 的 1.29 倍, 是实验初小风期间均值的 15.7 倍. 在大风期过后的第 1 d (3 月 24 日), 水体 SS 浓度开始迅速下降到  $84.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 第 2 d (3 月 25 日) 继续下降到  $30.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 略高于风浪前的水平. 这说明风浪扰动是所引起水体中沉积物剧烈再悬浮的主要因素, 这种由于强风浪扰动所增加的水体悬浮颗粒, 会在风速降低后迅速下降.

伴随着水体 SS 浓度的增加, 水体悬浮颗粒物有机质 (POM) 浓度也呈现出随着风速的增大而逐渐增加的趋势, 并在 3 月 23 日风速最大的当天出现最大值  $23.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 然后开始下降, 这个变化趋势与 SS 变化十分相似. 但是 SS 中有机质浓度的比例却呈现出与此相反的趋势, 即随着风浪的增大, POM/SS 比值逐渐下降, 并在 3 月 23 日出现最低值 7.1% (表 1). 这说明伴随着风浪的扰动, 沉积物中大量无机颗粒物也进入水体.

由于实验是在 3 月份进行的, 实验期间水温比较低, 浮游植物还没有开始大量繁殖, 所以水体中的 Chl-a 浓度普遍比较低, 均值仅为  $6.6\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ . Chl-a 浓度在实验期间没有明显的规律性, 其最大值为  $12.1\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 出现在风速最大的 1 d, 最小值仅为  $1.6\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ .

表 1 实验期间水体中营养盐浓度及其它理化参数的变化情况  
Table 1 Water column physical and chemical parameters during observation

| 参数                                     | 日期 (月-日) |       |       |       |       |       |       |       |       |       | 均值    |
|----------------------------------------|----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                                        | 03-18    | 03-19 | 03-20 | 03-21 | 03-22 | 03-23 | 03-24 | 03-25 | 03-26 | 03-27 |       |
| Chl-a/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | 11.0     | 4.1   | 5.3   | 8.9   | 7.4   | 12.1  | 3.6   | 4.4   | 1.6   | 7.4   | 6.6   |
| TN/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$      | 5.25     | 5.32  | 5.10  | 5.15  | 7.03  | 9.43  | 4.76  | 5.00  | 5.10  | 4.94  | 5.71  |
| TDN/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$     | 4.84     | 5.07  | 4.92  | 5.06  | 4.29  | 4.78  | 4.52  | 4.77  | 4.57  | 4.72  | 4.75  |
| TP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$      | 0.088    | 0.103 | 0.085 | 0.094 | 0.160 | 0.242 | 0.114 | 0.105 | 0.122 | 0.100 | 0.121 |
| TDP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$     | 0.079    | 0.085 | 0.070 | 0.074 | 0.070 | 0.073 | 0.067 | 0.080 | 0.060 | 0.066 | 0.072 |
| SRP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$     | 0.027    | 0.036 | 0.023 | 0.017 | 0.021 | 0.036 | 0.040 | 0.040 | 0.034 | 0.036 | 0.031 |
| SS/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$      | 18.6     | 21.9  | 13.1  | 29.3  | 251.0 | 325.5 | 84.0  | 30.9  | 90.3  | 33.1  | 89.77 |
| POM/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$     | 4.1      | 4.0   | 3.3   | 4.6   | 18.4  | 23.0  | 10.9  | 6.4   | 6.9   | 4.3   | 8.6   |
| POM/%                                  | 21.9     | 18.1  | 25.1  | 15.6  | 7.3   | 7.1   | 13.0  | 20.7  | 11.5  | 13.0  | 15.33 |

对于水体中的营养盐而言,实验期间水体中的 TN 浓度比较高,均值为  $5.71 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,且呈现出比较明显的随着风速的增大而逐渐增加的趋势.在实验的前 4 d,由于风浪不大,水体中的 TN 没有明显的变化.从 3 月 22 日开始,随风浪的增大,水体中的 TN 浓度快速增加,并在 3 月 23 日,也就是风速最大值出现的当天出现最大值  $9.43 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,比实验初期增加了将近 1 倍.随风速的降低,水体中的 TN 浓度也开始快速下降.在 3 月 24 日,下降到大风前的水平.与 TN 浓度相对应,水体中溶解性总氮(TDN)浓度没有发现如此明显的变化.即使在 TN 浓度最高的 2 d 里,TDN 的浓度也基本上没有显著的升高.这说明在风浪扰动期间,伴随着沉积物的再悬浮,释放进入水体中的氮,主要是以颗粒态形式存在的.

实验期间,水体中 TP 浓度的变化趋势与 TN 极为类似,两者相关性达  $r = 0.629 (n = 10, P < 0.05)$ .在风速开始增大的 3 月 22 日,水体中的 TP 浓度迅速增加,并在 3 月 23 日达到最大值  $0.242 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,为实验起始小风期的 2.5 倍.大风过后,水体中的 TP 浓度也呈现出明显的下降趋势,但是下降的速度比 TN 要缓慢一些.但整个实验期间,水体中溶解性总磷(TDP)的浓度没有发生明显的变化,一直维持在  $0.070 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右波动,均值为  $0.072 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .水体中的溶解性反应磷(SRP)的浓度,在大风期间出现了小幅的增长,不同的是 SRP 的最大值出现在大风过后的 3 月 24 日和 3 月 25 日,均为  $0.040 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,这与 TN 和 TP 浓度的变化情况有明显的差别.由于 TDP 没有发生明显的变化,而 SRP 浓度小幅升高,导致 SRP/TDP 的比值从实验起始时的 30%~40% 升高到 50%~60%.这可能说明在大风期间,伴随着沉积物的大量再悬浮,沉积物间隙水中的 SRP 发生了较为明显的释放,但是由于沉积物再悬浮增加了水体颗粒物浓度,而颗粒物会对 SRP 有效地吸收和吸附,因此底泥间隙水中的正磷酸盐释放并没有造成水体 SRP 浓度的显著升高.

### 2.3 风浪过程中水体中有机聚集体理化特性变化

实验期间水体中 OA 和 OA-POM 浓度的变化情况如图 3 所示.在实验前 3 d 小风情况下,水体中 OA 的丰度没有明显的变化.从 3 月 21 日开始,水体中 OA 的丰度开始有小幅的增加,从前 1 d 的  $10.87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  增加到  $21.82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,但其差异不显著.3 月 22 日,伴随着风浪的增大,水体中 OA 的丰度迅速升高到  $166.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,显著高于前 1 d 水体中 OA 的丰度.在 3 月 23 日出现最大风速的当天,水体

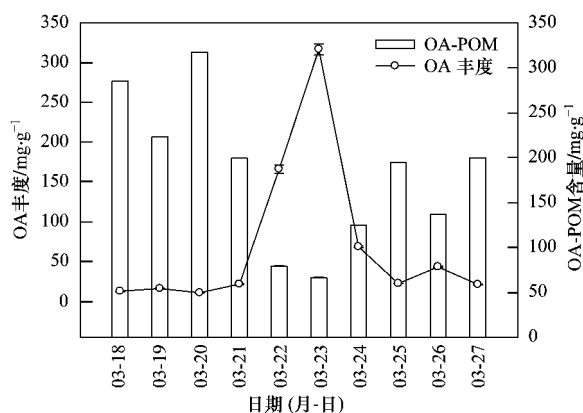


图 3 风浪扰动下水体中 OA 丰度和 OA-POM 含量的变化

Fig. 3 Daily variability of OA abundance and OA-POM concentration during the 10-days observation

中 OA 的丰度也出现了  $316.87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的峰值.随后,在风速下降后,水体中 OA 的丰度也出现了快速的下降.到 3 月 24 日,风速已降到  $2.9 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ,但水体中 OA 的丰度仍高达  $68.80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,表明水动力扰动对水体中 OA 丰度的影响,有一个滞后的过程,会持续一段时间,并不会随着风速的下降而立即消失.

与水体中 OA 丰度的变化趋势相反,随着风浪扰动强度的增大及水体中 OA 丰度的增加,OA-POM 含量却出现极显著的降低 ( $r = -0.76, P < 0.01, n = 10$ ),并在 3 月 23 日风速最大时,出现最小值  $66.48 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$  (图 3).

实验期间,在风浪的作用下 OA 中的碳、氮、磷 3 种营养元素浓度均出现了明显的波动下降的过程,到 3 月 25 日风浪逐渐降低后才趋于稳定(图 4).其中:OA-C 浓度在实验初期、风速较小的 3 d 中波动范围为:  $111.60 \sim 158.80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .从 3 月 21 日,随风速的逐渐增大,OA-C 浓度出现迅速的下降,并在 3 月 23 日风速最大时出现最小值.在风速减小后,OA-C 的含量又开始缓慢上升,在 3 月 25 日风浪逐渐降低后趋于稳定. OA-C 的这种变化趋势与水体中 POM/SS 比例的变化趋势基本相同.

实验期间,OA-N 的下降速度要比 OA-C 慢 1~2 d.在大风过后,其浓度的增加也比 C 要快.在实验前 3 d 的小风条件下,水体中 OA-N 的浓度变动于  $22.17 \sim 30.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间,并在 3 月 21 日风速开始增加后开始下降,在 3 月 24 日达到最小值 ( $8.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ),比 OA-C 达到最小值的时间晚了 1 d.在达到最小值后,OA-N 开始迅速增加,在 3 月 25 日之后趋于稳定(图 4). OA-P 浓度变化跟 OA-C 相似,两

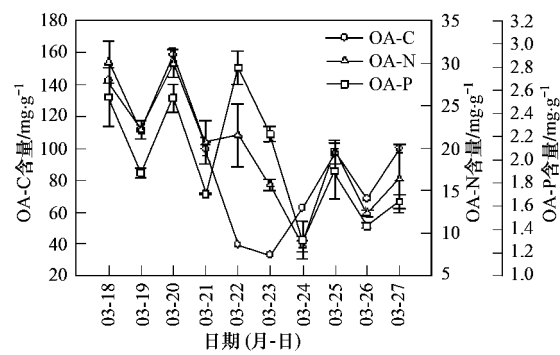


图 4 OA 中 C、N 和 P 营养盐浓度变化情况  
Fig. 4 Carbon, nitrogen, and phosphorous content of OA during study period

者之间有着极显著的相关性 ( $P < 0.01$ ,  $n = 10$ ). 这说明在风浪扰动过程中, 沉积物中大量无机颗粒也参与了 OA 的形成, 并且降低了 OA 营养元素的浓度, 这 and OA-POM 在风浪期间的变化情况相似.

2.4 有机聚集体的矿化速率及其对水体 SRP 补偿再生的贡献

实验期间, OA 碱性磷酸酶活性、可酶解磷浓度、以及 OA 可酶解磷矿化所需要的时间如图 5 所示. 图 5 中数据显示: 随着风速的增加, 水体 OA-APA 有了显著的增加, 并且在风速最大时出现峰值. 其中 OA-APA 最大值为  $0.0059 \mu\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$ , 为实验初期风浪较小时 3 d 均值的 3 倍, 表明伴随着风浪的扰动, 使得大量的沉积物再悬浮, 沉积物中大量的碱性磷酸酶也释放到水体中, 从而增加了水体的生物活性, 加速了有机磷向无机磷的转化.

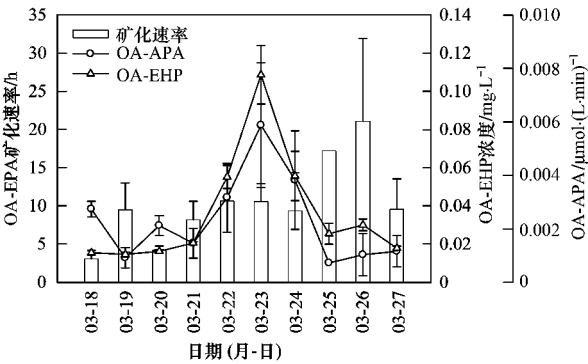


图 5 OA-APA、OA-EHP 浓度及 OA-EHP 的矿化时间  
Fig. 5 Changes in OA-APA, OA-EHP concentration and OA-EHP mineralizing time

与 OA-APA 的变化趋势一样, 实验期间 OA-EHP 浓度随着风速的增加而显著增加, 且在风速最大的 3 月 23 日出现峰值 ( $0.1087 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 为实验

初期 (小风期) 均值的 7 倍. 表明在沉积物再悬浮过程中, 大量的生物可利用磷被释放到水体中, 通过酶解可以转化 SRP, 为水体中藻类的生长提供营养盐.

水体中可酶解磷的矿化速率呈现出与 OA-APA 和 OA-EHP 不同的变化趋势, 其最大值没有出现在风速最大的时候, 而是出现在 3 月 26 日, 也就是最大风速 3 d 后 (图 5). 在实验期间, 虽然温度还不是很高, 碱性磷酸酶的活性也并不是很高, 但水体中可酶解磷完全矿化所需的时间较短, 最短的只要 3 h, 最长也只需要 21 h.

3 讨论

根据 Nixdorf 等<sup>[20]</sup>对浅水湖泊的分类, 太湖属于“极浅水湖泊”<sup>[10]</sup>, 强烈的水动力扰动极大地改变了水体的物理、化学和生物性质, 同时对有机聚集体的理化性质也产生了显著的影响.

3.1 风浪扰动对水体中有机聚集体丰度和大小的影响

从实验结果来看, 风浪扰动引起了水体中 OA 丰度的显著增加. 原位监测的数据显示, 水体中 OA 丰度的增加最大可以达到无风时期的 29 倍, 同时 OA-POM 也出现了相应的增加. 但在 OA 丰度和 OA-POM 绝对值增加的过程中, OA 中有机质含量却出现下降 (图 3). 这与国外对浅海和河口等水动力扰动较明显的水体的监测结果相似<sup>[21-24]</sup>. 有研究发现海洋潮汐作用引起的沉积物再悬浮和扰动短期内会影响有机聚集体大小<sup>[24]</sup>; 在扰动强烈的美国 Columbia River 河口处  $3 \sim 10 \mu\text{m}$  的小型有机聚集体上细菌的生产力占到水体总细菌生产力的 87%, 说明扰动强烈的水体中小型有机聚集体对水生生态系统的影响<sup>[25]</sup>; Eisma 等<sup>[26]</sup>的研究也发现水体中聚集体的大小会随流速增大而变小; 在持续的水动力扰动情况下, 水体中的大型有机聚集体不容易长时间存在, 有机聚集体的粒径一般小于无扰动的生态系统中的 ( $< 2000 \mu\text{m}$ ), 但其丰度却会比无扰动系统高<sup>[21, 27, 28]</sup>; 风浪的扰动还会大大降低水体中藻类的聚集, 减少由于藻类水华的分解所形成的大型有机聚集体的丰度, 很多情况下硅藻水华形成聚集体后就是被风浪扰动破碎而最终消失的<sup>[16]</sup>.

3.2 有机聚集体中营养盐含量的变化及其对水体 P 的补偿

风浪扰动大大增加了水体中 OA 的丰度, 由于在此过程中形成有聚集体的物质主要来源于表层沉积物, 所以相对于一些主要来源于生物降解所产生

的有机聚集体,其有机质含量和营养盐的含量都会出现明显的下降(图3、图4).但由于风浪扰动所导致的水体中OA丰度的增加远远超出其营养盐浓度下降的程度,因此水体中以OA形式存在的营养盐总量还是有比较显著的增加.沉积物中含有丰富的碱性磷酸酶,在风浪作用下,伴随着水体沉积物的大量释放和OA丰度的增加,OA-APA和OA-EHP的浓度也显著增加(图5).另外沉积物磷是水体营养盐的一个重要来源,沉积物的悬浮和有机聚集体丰度的增加也引起了OA-EHP的增加.水体中碱性磷酸酶活性及可酶解磷浓度的增加,使得OA可以向周围水体中释放出更多的能被藻类等生物所利用的磷,以补偿水体中由于藻类生长所消耗的磷.

此外,水动力的扰动还会改变水体中有机聚集体的沉降速率,增加其悬浮于水体中的时间<sup>[29, 30]</sup>,从而增加了有机聚集体中的营养盐释放到周围水体中的机会.从实验结果来看,水体SRP浓度在风浪过程中只出现了小幅的增加,这种增加幅度并不与TP浓度和水体APA活性的增加程度成比例.出现这种现象的原因可能是颗粒悬浮物的吸附作用和藻类的吸收作用.但是可以从水体生物可利用性磷的增加和APA的增加推测有机聚集体在连续向周围水体释放SRP,这些生物可利用性磷的释放,很可能会促进水体中藻类的生长.这个推测在室内模拟实验中也得到了证实,藻类在扰动处理下生长速率明显高于无扰动对照(未发表数据).秦伯强等<sup>[11]</sup>根据波浪水槽的实验,计算出太湖水体中全年总磷的释放量可达到2.1万t,朱广伟等<sup>[10]</sup>对太湖野外原位的监测也显示风浪过程不仅引起了大量颗粒态营养盐的释放,还引起了SRP等生物可利用性营养盐的释放.风浪过程所导致的营养盐的释放,毫无疑问有利于满足水体中藻类生长过程中的营养盐需求,这也在本实验中得到证实.

### 3.3 风浪过程水体营养盐总量和形态的变化

关于太湖沉积物营养盐释放的研究已经开展了很多,范成新等<sup>[31]</sup>经过模拟实验比较了扰动前后悬浮颗粒物磷的赋存形态,表明太湖沉积物营养盐释放以生物转化释放为主.秦伯强等<sup>[32]</sup>通过原位观测太湖风浪过程提出了静态释放和动态释放2种沉积物营养盐释放的概念模型,并指出在太湖水体营养盐释放以动态释放为主.朱广伟等<sup>[33]</sup>的原位研究发现现在大风过程中水体TN、TP、SS等都出现了显著的增加,但是溶解态营养盐却没有明显的增加,这和本实验水体营养盐结果类似.本实验也发现水体OA-

APA在风浪期间也出现显著的升高(图5),这主要是由于扰动将沉积物中的碱性磷酸酶释放到了水体,另外水体OA-EHP也出现了显著的增加.OA-APA和OA-EHP同时增加虽然没有引起有机磷矿化速率发生明显的改变,却大大加速了聚集颗粒物向周围释放SRP的速率和能力,这说明颗粒物磷释放主要是由生物转化完成的,这和范成新的研究结果相似.在风浪扰动条件下,SRP在水体中的行为比较复杂:一方面颗粒物向水体释放而补充着SRP,另一方面颗粒物(包括无机和有机颗粒物以及藻类细胞)又吸收或者吸附SRP,这可能是造成实验期间SRP浓度没有明显变化的主要原因.

## 4 结论

(1)风浪过程中强烈的水动力扰动会使太湖表层沉积物大量再悬浮,显著增加了水体中有机聚集体的含量,观察期间水体中OA的丰度最大值可达到无风时期的29倍.

(2)风浪过程中,虽然水体OA中的营养盐绝对浓度出现下降,但由于OA丰度的极显著增加,使得水柱中以OA形式存在的营养盐出现了显著的增加.

(3)风浪过程导致水体OA中碱性磷酸酶活性和可酶解磷含量都出现了明显的增加,加速了OA-P的矿化速率和水柱中SRP的补偿能力.

参考文献:

- [1] Simon M, Grossart H, Schweitzer B, *et al.* Microbial ecology of organic aggregates in aquatic ecosystems[J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2002, **28**(2): 172-211.
- [2] 段雪梅, 冯胜, 王小冬, 等. 一株分离自太湖有机聚集体上的有机磷降解细菌的鉴定及其降解特性研究[J]. *农业环境科学学报*, 2008, **27**(2): 741-747.
- [3] Simon M, Jontofsohn M, Parparov A, *et al.* Turnover of combined amino acids and carbohydrates on organic aggregates and in the bulk water in Lake Kinneret and other pelagic ecosystems[J]. *Archive of Hydrobiological Special Issues: Advanced Limnology*, 2000, **55**: 365-377.
- [4] Koski M, Moller E F, Maar M, *et al.* The fate of discarded appendicularian houses: degradation by the copepod, *Microsetella norvegica*, and other agents[J]. *Journal of Plankton Research*, 2007, **29**(7): 641-654.
- [5] Tang X, Gao G, Chao J, *et al.* Dynamics of organic-aggregate-associated bacterial communities and related environmental factors in Lake Taihu, a large eutrophic shallow lake in China[J]. *Limnology and Oceanography*, 2010, **55**(2): 469-480.
- [6] 晁建颖, 高光, 汤祥明, 等. 生态系统结构对太湖有机聚集体理化性质的影响[J]. *环境科学*, 2009, **30**(11): 3196-

- 3202.
- [7] Tang X, Gao G, Qin B. Organic aggregate-attached bacterial community composition and dynamics of the shallow hypertrophic freshwater Lake Taihu, revealed by T-RFLP analysis [J]. *Ecological Science*, 2008, **27**(5): 341-345.
- [8] 孙顺才, 黄漪平. 太湖[M]. 北京: 海洋出版社, 1993. 118-147.
- [9] Jin X, Xu Q, Huang C. Current status and future tendency of lake eutrophication in China[J]. *Science in China Series C-Life Sciences*, 2005, **48**(S1): 948-954.
- [10] 朱广伟, 秦伯强, 高光. 风浪扰动引起大型浅水湖泊内源磷暴发性释放的直接证据[J]. *科学通报*, 2005, **50**(1): 66-71.
- [11] 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 II): 33-44.
- [12] 牛晓君, 张景飞, 史小丽, 等. 磷化氢及其氧化产物动态释放对铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)生长的影响[J]. *湖泊科学*, 2003, **15**(3): 263-268.
- [13] 张路, 范成新, 秦伯强, 等. 模拟扰动条件下太湖表层沉积物磷行为的研究[J]. *湖泊科学*, 2001, **13**(1): 35-42.
- [14] Bockelmann U, Manz W, Neu T R, *et al.* Characterization of the microbial community of lotic organic aggregates(‘river snow’) in the Elbe River of Germany by cultivation and molecular methods [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2000, **33**(2): 157-170.
- [15] Herndl G J. Ecology of amorphous aggregations(marine snow) in the Northern Adriatic Sea. II. Microbial density and activity in marine snow and its implication to overall pelagic processes[J]. *Marine Ecology-Progress Series*, 1988, **48**: 265-275.
- [16] Grossart H, Simon M. Formation of organic aggregates (lake snow) in a large lake: The significance of transparent exopolymer particles, phytoplankton, and zooplankton [J]. *Limnology and Oceanography*, 1997, **42**(8): 1651-1659.
- [17] Boon P I. Organic matter degradation and nutrient regeneration in Australian freshwaters: I. Methods for exoenzyme assays in turbid aquatic environments [J]. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 1989, **115**(3): 339-359.
- [18] Chrost R J, Siuda W, Albrecht D, *et al.* A method for determining enzymatically hydrolyzable phosphate (EHP) in natural waters[J]. *Limnology and Oceanography*, 1986, **31**(3): 662-667.
- [19] 刘鸿亮, 金相灿, 屠清瑛, 等. 湖泊富营养化调查规范[M]. (第二版). 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [20] Nixdorf B, Deneke R. Why “very shallow” lakes are more successful opposing reduced nutrient loads[J]. *Hydrobiologia*, 1997, (342-343): 269-284.
- [21] Chen S, Eisma D. Fractal geometry of in situ flocs in the estuarine and coastal environments[J]. *Netherlands Journal of Sea Research*, 1995, **33**(2): 173-182.
- [22] Walsh I D, Gardner W D, Richardson M J, *et al.* Particle dynamics as controlled by the flow field of the eastern equatorial Pacific [J]. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography*, 1997, **44**(9-10): 2025-2047.
- [23] Koren N, Klein M. Rate of sedimentation in Lake Kinneret, Israel: spatial and temporal variations [J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2000, **25**(8): 895-904.
- [24] Van der Lee W T B. Parameters affecting mud floc size on a seasonal time scale: The impact of a phytoplankton bloom in the Dollard estuary, The Netherlands [J]. *Proceedings in Marine Science*, 2000, **3**: 403-421.
- [25] Crump B, Baross J. Characterization of the bacterially-active particle fraction in the Columbia River estuary [J]. *Marine Ecology-Progress Series*, 2000, **206**: 13-22.
- [26] Eisma D, Li A. Changes in suspended-matter floc size during the tidal cycle in the Dollard estuary[J]. *Netherlands Journal of Sea Research*, 1993, **31**(2): 107-117.
- [27] Chen S, Eisma D, Kalf J. In situ size distribution of suspended matter during the tidal cycle in the Elbe Estuary[J]. *Netherlands Journal of Sea Research*, 1994, **32**(1): 37-48.
- [28] Riebesell U. Particle aggregation during a diatom bloom. I. Physical aspects[J]. *Marine Ecology-Progress Series*, 1991, **69**: 273-280.
- [29] Milligan T G. An examination of the settling behaviors of a flocculated suspension[J]. *Netherlands Journal of Sea Research*, 1995, **33**(2): 163-171.
- [30] Lauria M L, Purdie D A, Sharples J. Contrasting phytoplankton distributions controlled by tidal turbulence in an estuary [J]. *Journal of Marine Systems*, 1999, **21**(1-4): 189-197.
- [31] 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.
- [32] 秦伯强, 范成新. 太湖浅水湖泊内源营养盐释放的概念性模式探讨[J]. *中国环境科学*, 2002, **22**(2): 150-153.
- [33] 朱广伟, 秦伯强, 高光. 强弱风浪扰动下太湖的营养盐垂向分布特征[J]. *水科学进展*, 2004, **15**(6): 775-780.