

持续充氧对养殖池塘上覆水—泥水界面—沉积物间隙水中离子垂直分布的影响

魏南^{1,2}, 余德光^{1*}, 王广军¹, 谢骏¹

(1. 中国水产科学研究院珠江水产研究所, 广东广州 510380;

2. 暨南大学水生生物研究所, 广东广州 510632)

摘要: 为研究底部充氧对养殖系统上覆水—泥水界面—沉积物间隙水中离子垂直分布的影响, 在室内条件下构建模拟装置, 设充氧组(实验组)和未充氧组(对照组), 每组4个平行, 利用Peeper技术分别采集各装置中第0、1、4和7天, 上覆水—泥水界面—沉积物间隙水整个垂直剖面的原位水样, 然后应用微量分光光度法测定样品中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 浓度。结果显示: (1)短期充氧对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在上覆水和沉积物间隙水中的垂直分布特征影响不显著; (2)充氧可使沉积物上覆水和表层沉积物(0~2 cm)间隙水中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度大幅升高; (3)硝化作用的中间产物 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 由于不能和氧气大量共存, 其平均浓度的最大值由未充氧前出现在上层上覆水, 逐渐转变为在表层沉积物1 cm深处; (4)充氧促进了沉积物对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的吸附和固定, 显著降低了其在上覆水和表层沉积物(0~2 cm)间隙水中的浓度; (5)充氧通过化学和生物途径氧化了系统中还原性含硫物质, 大幅升高了上覆水和表层沉积物(0~2 cm)间隙水中的 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 的浓度; (6)主成份分析(PCA)表明, 持续充氧1、4和7 d显著改变了上覆水的理化性质, 其中第4天和第7天的数据与对照组差异最大, 相对于上覆水, 充氧对沉积物间隙水的总体影响不显著。研究表明, 底部充氧可降低引起池塘富营养化 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的浓度, 提高了氧化性离子 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 的浓度, 显著改变了上覆水和表层沉积物间隙水的理化性质, 是养殖池塘水质调控和环境修复的一种有效方法。

关键词: 池塘养殖; 充氧; 离子; 沉积物间隙水; 上覆水

中图分类号: S 965

文献标志码: A

溶解氧(DO)是水产养殖中最重要的的一项参数, 既是养殖对象生存的必要条件, 其变化也是养殖系统水体理化性质和生物学过程的综合反映^[1]。养殖生境溶解氧水平可影响养殖对象的摄食量、饲料转化率以及生长速度等, 同时也是养殖水质调控及生态修复的重要方法^[2], 为现代池塘集约化生产的必备措施。

近年来, 池塘底部增氧方式得到广泛的推广, 与传统水车式、叶轮式增氧机等上层水体增氧方式相比, 具有增氧范围广、溶解氧分布

均匀、噪音小等优点, 可有效增加底部溶解氧, 改善池塘底部的水质条件, 是高产池塘增氧的一重要发展方向^[3-4]。而现阶段有关底部增氧对养殖系统底部(底层上覆水和沉积物间隙水)环境因子影响的研究相对较少, 且现有报道仅测定上覆水、沉积物间隙水中离子的含量, 缺乏上覆水—泥水界面—沉积物间隙水整个剖面离子垂直动态变化的研究, 并不能准确得出充氧对沉积物间隙水中离子的影响深度。

本实验采用室内模拟方法分别设置对照组

收稿日期: 2015-12-21 修回日期: 2016-11-15

资助项目: 国家科技支撑计划(2012BAD25B04); 广州市珠江科技新星专项(2014J2200088)

通信作者: 余德光, E-mail: gzyudeguang@163.com

(未充氧组)和实验组(充氧组),应用可抽水型渗透装置—Peeper(pore water equilibriums)装置^[5-6],分别采集模拟系统中原位的底层上覆水和沉积物间隙水,利用微量分光光度法分别测定对照组和实验组水样中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 的浓度^[7-8],研究底层充氧对各离子在上覆水—泥水界面—沉积物间隙水整个垂直剖面的动态变化,并分析曝气充氧对沉积物间隙水中离子的作用深度,探讨充氧对沉积物各离子垂直分布规律的影响,为调控池塘水质,改善养殖池塘底部环境,提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 实验设计及实验条件

在实验室条件下构建曝气模拟实验系统,使用8个相同规格为40 cm×20 cm×30 cm的有机玻璃装置开展实验,4个对照组为未充氧组,4个实验组分别持续充氧,有机玻璃装置四周用铝箔纸包裹以防止藻类在光照刺激下生长。实验沉积物采集自珠江水产研究所内养殖池塘,采集表层5 cm的沉积物,先在大的塑料桶内混合均匀,然后等量分装至8个有机玻璃实验装置内,每个玻璃缸分装21 kg沉积物,然后使用虹吸法,在不扰动沉积物的情况下,小心注入去离子水,静置7 d后,安装可抽水型Peeper渗透装置^[6],用于采集垂直分层的沉积物间隙水,静置7 d后,安装增氧泵(250 W),气管(内径3 mm),悬挂充气石于装置中央,于表层沉积物上方2~4 cm,通气量为0.01 m³/h,进行曝气充氧。实验过程中,使用哈希多参数水质分析仪(HQ30d)测定上覆水中水温、pH和DO。实验开始后对照组和实验组水温变化范围都为26~27 °C;实验组pH为8.2~8.4,对照组为7.5~7.8;实验组DO为7.7~7.8,对照组DO为1.1~1.2。

1.2 Peepers装置介绍

本实验使用Jacobs^[6]设计的可重复抽水型Peeper透析装置,采集模拟实验系统中上覆水—泥水界面—沉积物间隙水整个剖面的水样,并稍作改进。装置由3块透明有机玻璃板制作而成,共20个分辨率为1 cm的采集小室并排排列组成。两侧盖板与中间主板间使用0.5 cm厚橡胶垫提高Peeper板的密闭性。两侧橡胶垫与中间板之间覆盖一层0.2 μm的渗透膜(PALL, 美国)。利用

膜的渗透性使其两侧(外界沉积物间隙水和Peeper间隙水采集室内预先装好的无氧的去离子水)的可溶性营养盐和分子经过一定的时间达到交换平衡,利用注射器缓慢抽取Peeper采集小室1~2 mL间隙水,测定Peeper装置内原位水样中营养盐的浓度^[9-10]。

1.3 实验预处理和样品采集与分析

Peeper板的实验预处理、水样采集及处理具体过程参照魏南等^[10]。预实验于2014年5月19日开始,将8个Peeper板分别插入8个模拟实验系统中,并每6 h测定一次Peeper板上覆水和沉积物间隙水中的离子浓度,确定24 h内外离子可达到平衡。正式实验于2014年5月22日测定未充氧之前8个模拟实验系统中本底的理化指标,然后实验组4个装置持续充氧,分别于充氧1、4、7 d后,采集8个Peeper板各小室中的水样,测定其中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 的浓度。每次采集水样后用去离子水补充抽取和蒸发的上覆水。Peeper装置采集的原位间隙水的离子浓度使用酶标仪微体积分光光度的方法测定^[7-8]。相应的营养盐浓度测定方法分别为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 用靛酚法; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 用铜镉还原法; $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 用格里斯显色试剂法; $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 用钼蓝法; $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 用 BaSO_4 -明胶法。

1.4 数据统计分析

获得的实验组和对照组的理化数据根据水样采集部位都可以分为两类,即上覆水中的离子浓度数据和沉积物间隙水中的离子浓度数据,统计分析分别检验两类理化数据在每次水样采集时间点的实验组与对照组之间的差异性。利用PRIMER 6.0的相似性分析ANOSIM (analysis of similarities)^[11]功能分别分析实验组上覆水与对照组上覆水、实验组沉积物间隙水与对照组沉积物间隙水之间理化数据的总体差异性。主成份分析PCA (principal component analysis)分析实验组和对照组的理化数据在不同采样深度的差异。利用SPSS 21.0的方差分析分别检验各理化因子,及不同采集部位(上覆水数据、沉积物间隙水数据)实验组与对照组之间的差异性。

2 结果

2.1 持续充氧对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 垂直分布的影响

在整个实验过程中,实验组与对照组在上

覆水和沉积物间隙水中的浓度差异都不显著 ($P>5\%$), 说明充氧对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在上覆水—泥水界面—沉积物整个剖面的垂直分布影响不明显, 实验组和对照组上覆水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均值都保持较低的水平, 进入沉积物后, 从表层0~8 cm处, 浓度都迅速增加到15~20 mg/L(图1)。

2.2 持续充氧对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 垂直分布的影响

充氧1 d上覆水中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 显著上升($F=6.597$, $P<5\%$), 且随着实验时间的增加而不断升高, 平均值由0.11 mg/L上升至0.27 mg/L、0.46 mg/L, 至第7天时平均值达到0.71 mg/L(第4天: $F=15.411$, $P<1\%$; 第7天: $F=8.030$, $P<5\%$)。实验组上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 自泥水界面至其上的水面(0~7 cm)有逐渐升高的趋势, 而对照组上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 自泥水界面至其上的水面(0~7 cm)在整个实验期间都接近0.10 mg/L(图2)。在实验过程中, 沉积物表层1 cm处受充氧的影响, 间隙水中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 也明显升高, 而深层沉积物 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度无显著变化 ($P>5\%$)。且两组间隙水在0~16 cm范围内的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量在整个实验时间均保持较低水平。

2.3 持续充氧对 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 垂直分布的影响

初始时(本底值)实验组和对照组之间上覆水中的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 有本底的差异($F=7.536$, $1\%<P<5\%$),

其浓度在实验组和对照组的上覆水表面至泥水界面都有小幅逐渐降低的趋势(图3)。持续充氧1 d后, 两组系统上覆水中的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度差异扩大 ($F=8.640$, $1\%<P<5\%$), 充氧使实验组在泥水界面附近(-1~1 cm)平均浓度大幅升高, 峰值出现在泥水界面处(0 cm), 平均浓度高达0.034 mg/L, 上层上覆水(2~4 cm)浓度则大幅降低(低于0.01 mg/L)。充氧至第4天和第7天, 峰值下移至表层沉积物1 cm处(0.02~0.03 mg/L), 而整个上覆水剖面(1~5 cm)的浓度都降低至0.01 mg/L以下。充氧对深层沉积物间隙水中的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度影响不显著 ($P>5\%$), 且两组间隙水2~16 cm范围内 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 含量在整个实验时间均保持较低水平。

2.4 持续充氧对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 垂直分布的影响

充氧1 d显著降低上覆水中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度 ($F=6.597$, $P<5\%$), 持续充氧至4 d($F=8.030$, $P<5\%$)和7 d($F=15.411$, $P<1\%$)平均浓度差异继续扩大, 对照组底层水体的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均浓度有上升的趋势, 由第1天的1.31 mg/L上升至第7天的1.60 mg/L, 而实验组底层水体的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均浓度稍有降低(图4)。实验组与对照组在沉积物间隙水中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 含量总体差异不大, 但充氧可以显著降低沉积物间隙水0~2 cm内的浓度(第4天: $F=6.597$, $P<5\%$; 第7天: $F=15.411$, $P<1\%$)。

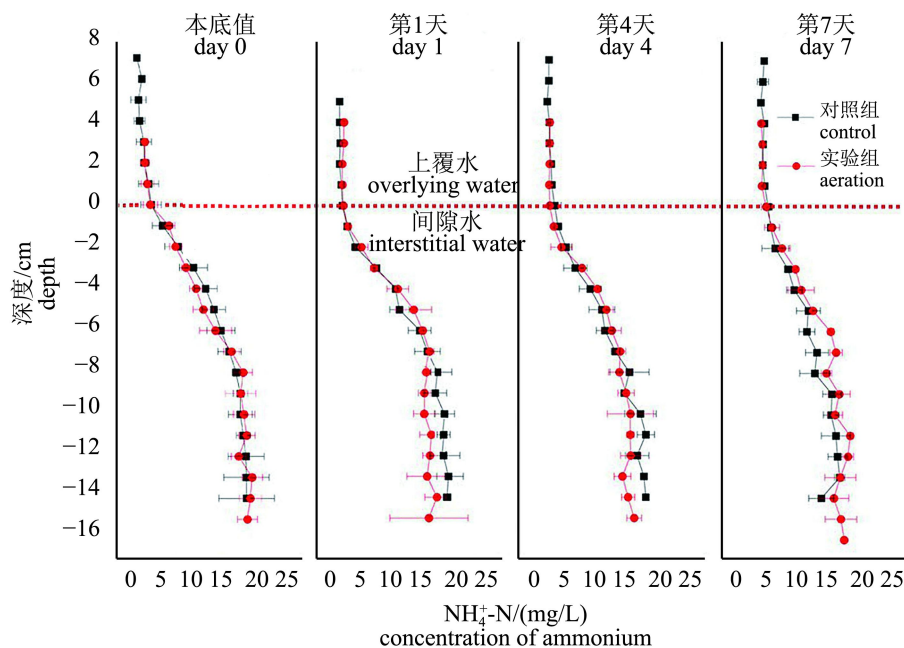


图1 充氧对上覆水和沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 离子垂直分布的影响

Fig. 1 Effect of aeration on vertical distribution of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in overlying and interstitial waters

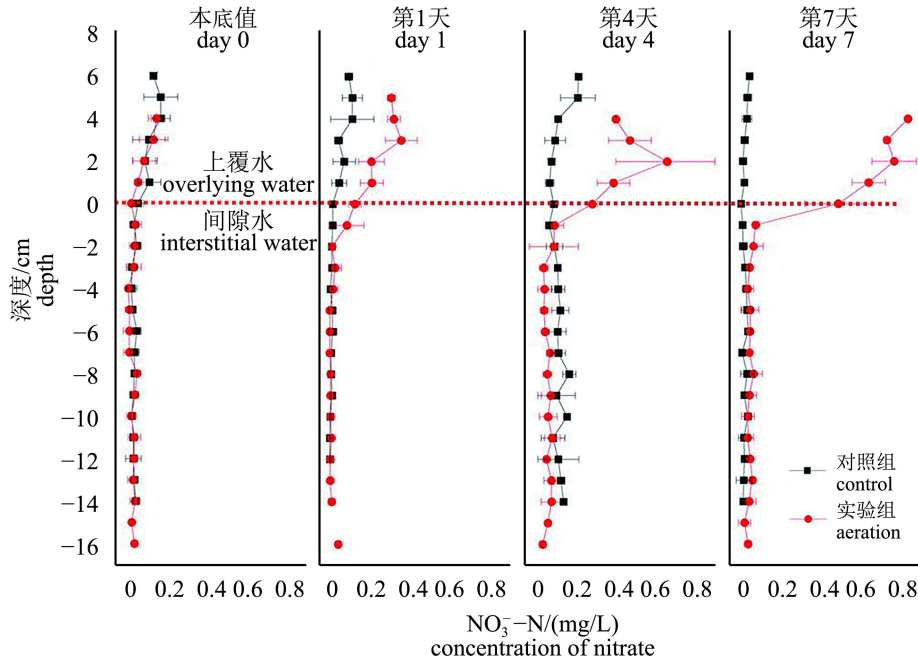


图2 充氧对上覆水和沉积物间隙水中NO₃⁻-N离子垂直分布的影响

Fig. 2 Effect of aeration on vertical distribution of NO₃⁻-N in overlying and interstitial waters

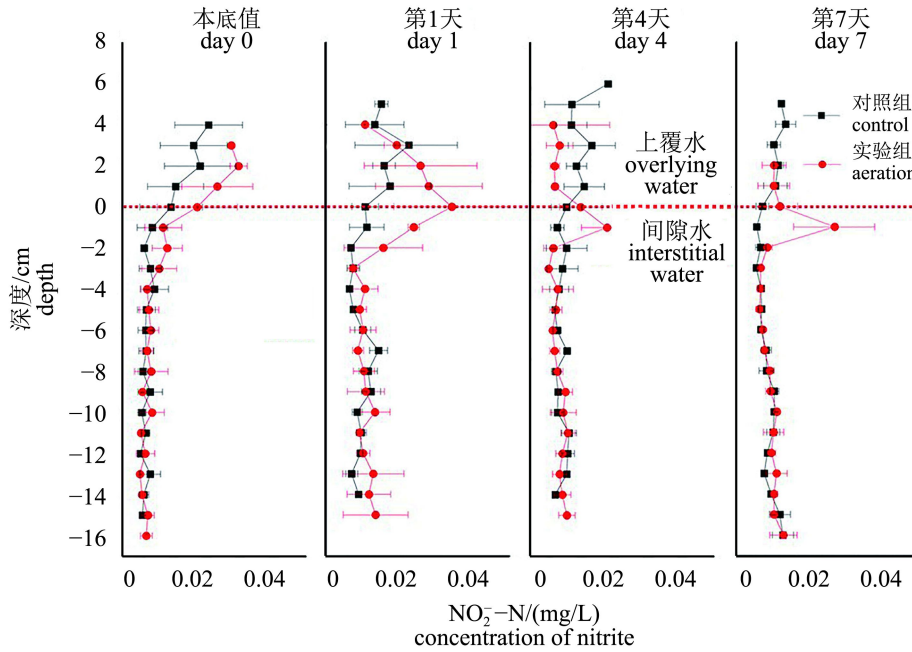


图3 充氧对上覆水和沉积物间隙水中NO₂⁻-N离子垂直分布的影响

Fig. 3 Effect of aeration on vertical distribution of NO₂⁻-N in overlying and interstitial waters

2.5 持续充氧对SO₄²⁻-S垂直分布的影响

持续充氧1 d可以大幅增加上覆水中SO₄²⁻-S的浓度($F=101.922, P<1\%$), 随着实验进程, 差异性会持续扩大(第4天: $F=672.167, P<1\%$; 第7天: $F=1114.024, P<1\%$)(图5)。实验组上覆水中

SO₄²⁻-S的浓度平均值由未充氧时的39.21 mg/L增加到充氧第7天的最大值约109.02 mg/L。虽然充氧对深层沉积物间隙水中的SO₄²⁻-S的浓度无影响($P>5\%$), 但可以显著提高表层0~2 cm沉积物间隙水中SO₄²⁻-S的浓度, 平均浓度由未充氧(本底值)1 cm处的19.26 mg/L增加到最大值第7天的79.73 mg/L。

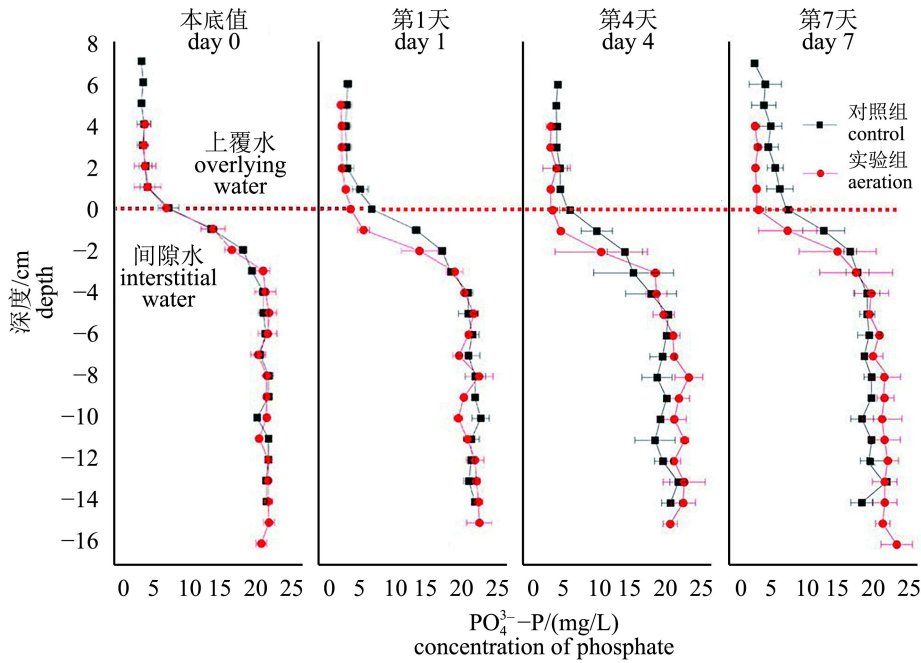


图 4 充氧对上覆水和沉积物间隙水中 PO_4^{3-} -P离子垂直分布的影响

Fig. 4 Effect of aeration on vertical distribution of PO_4^{3-} -P in overlying and interstitial waters

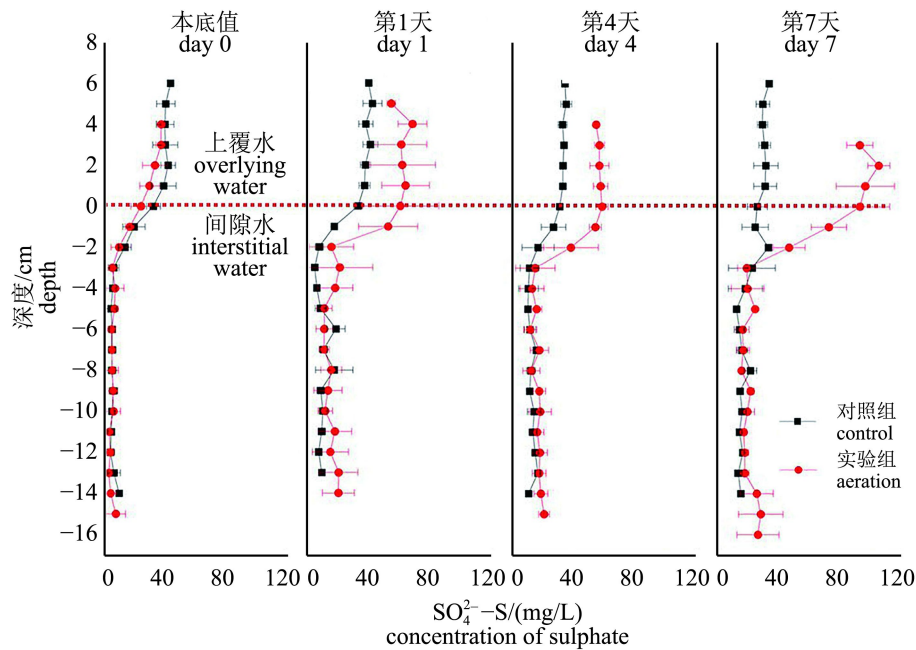


图 5 充氧对上覆水和沉积物间隙水中 SO_4^{2-} -S离子垂直分布的影响

Fig. 5 Effect of aeration on vertical distribution of SO_4^{2-} -S in overlying and interstitial waters

2.6 充氧对上覆水和沉积物间隙水理化数据影响的总体分析

ANOSIM检验分析在不同时间段的实验组上覆水与对照组上覆水、实验组沉积物间隙水与对照组沉积物间隙水理化数据之间的总体差异

性, 结果表明: (1)本底调查未充氧前的实验组和对照组在上覆水以及在沉积物间隙水中的理化数据总体差异都不显著($P>5\%$), 说明实验组和对照组起始的实验条件基本相同, 组间误差可以忽略, 验证了本实验的严谨性。(2)持续充氧1 d, 实验组与对照组的理化数据总体出现了

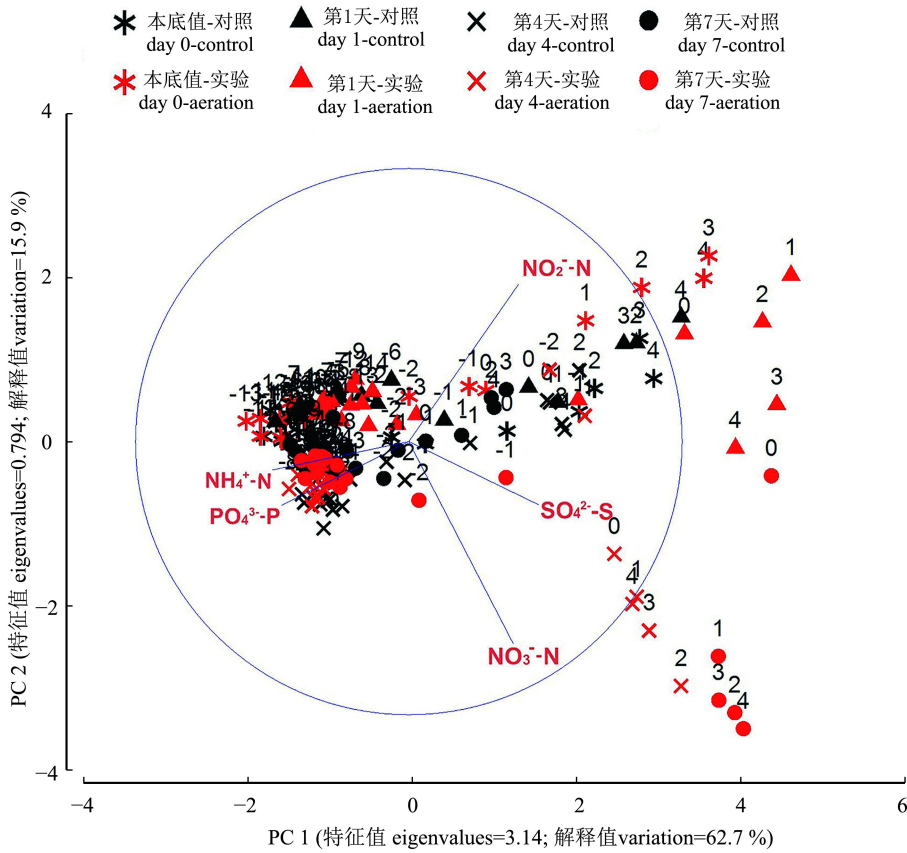


图 6 主成份分析实验组和对照组的理化数据在不同采样深度的差异

Fig. 6 PCA analysis of the concentration of the ions at different depth, collected from the aeration treated and control microcosms

差异, 但是上覆水组间的差异性 ($R=0.488$, $P<1\%$) 远大于沉积物间隙水组间的差异性 ($R=0.117$, $1\%<P<5\%$)。 (3) 持续充氧 4 d, 上覆水 ($R=0.984$, $P<1\%$) 与沉积物间隙水 ($R=0.193$, $P<1\%$) 理化数据在组间的总体差异性都继续扩大, 并且上覆水在组间的差异依然远大于沉积物间隙水。 (4) 持续充氧 7 d, 实验组与对照组的上覆水理化数据总体差异达到最大值 ($R=1.000$, $P<1\%$), 沉积物间隙水之间的差异稍微降低 ($R=0.087$, $1\%<P<5\%$)。

PCA 分析实验组和对照组的理化数据在不同采样深度的差异性 (图 6), 持续充氧 1、4 和 7 d 都较大程度地改变了上覆水的理化性质, 都相应远离对照组, 多分布于 PCA 图的右下方, 其中第 4 天和第 7 天的数据与对照组差异最大 (图 6)。相对于上覆水, 充氧对沉积物间隙水的总体影响却非常小, 即实验组和对照组的数据相距较近地分布于 PCA 图的左方 (图 6), 仅个别曝气组表层沉积物间隙水的理化数据与对照组差异较大。

3 讨论

本研究发现充氧并没有显著改变上覆水和沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度, 对其垂直分布影响不大, 可能的原因: (1) 在充氧条件下, 虽然高溶解氧环境 ($\text{DO}>7.7 \text{ mg/L}$) 可启动硝化细菌的硝化作用, 进入驯化阶段, 使上覆水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ [12], 但由 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的量却非常少, 如上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均值最大值仅 0.71 mg/L , 出现在充氧的第 7 天, 而 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的含量更低, 平均值最大值不超过 0.04 mg/L , 所以一周的充氧时间, 硝化作用可能对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度影响不大。 (2) 实验模拟装置内沉积物间隙水和上覆水间存在着 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度梯度差, 再加上充氧带来的机械扰动, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 可从沉积物持续扩散至上覆水中 [13], 补充部分硝化作用消耗的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。上覆水和沉积物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度与对照组相比无显著变化, 可能硝化作用的速率与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 从沉积物释放、扩散的速率相

差不多^[14]。

充氧技术作为一个投入成本低、见效快的技术,也被广泛使用于国内外城市污染河道的治理中,较多研究认为可有效降低水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度^[15-19]。如凌芬等^[15]指出上覆水曝气25 d,可降低上覆水中7.54%、沉积物间隙水中13.98%的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度;直接沉积物中曝气效果更好,可降低上覆水中63.39%、沉积物间隙水中43.33%的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度,但这些研究也指出,因硝化细菌为化能自养菌,繁殖速度较慢(平均倍增时间多在10 h以上),其硝化过程高效发挥作用需要一定的启动时间,如刘波等^[16-17]的研究指出硝化过程启动需要6~8 d,8~9 d后上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度才开始显著降低,本实验持续一周,时间较短并不能显著降低养殖上覆水和表层沉积物间隙水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度,而长期的充氧对养殖池塘上覆水和沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的影响,还需要进一步的研究。

持续充氧可显著增加上覆水和表层沉积物(0~2 cm)间隙水中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度。一方面是因为实验组上覆水($\text{DO}>7.7\text{ mg/L}$)和表层沉积物中较高的溶解氧启动了硝化作用,少部分的 NH_4^+ 转化为 NO_2^- ,继而再转化为 NO_3^- ^[12, 14, 20-21];一方面氧气可抑制反硝化酶的活性,尤其是亚硝酸盐还原酶,进而抑制反硝化过程,阻止了 NO_3^- 向 N_2 转化,因而实验组上覆水和表层沉积物中 NO_3^- 浓度呈现持续增长的趋势^[22-23]。对照组上覆水中溶氧较低($\text{DO}<1.2\text{ mg/L}$),低溶解氧条件下,硝化作用受抑制^[23],且反硝化作用可将 NO_3^- 转变为 N_2 ,因而对照组的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均浓度处于较低水平。

持续充氧对上覆水—沉积物整个剖面 NO_2^- 垂直分布影响最大的变化为,平均浓度的最大值出现在上层上覆水,逐渐转变为在表层沉积物1 cm深处。未充氧之前氧气含量较低,上覆水可少量积累来自硝化作用的 NO_2^- 。充氧后,上覆水中 NO_2^- 不能与氧气大量共存,从而被氧化为 NO_3^- ,浓度随充氧时间持续降低。由于氧气在沉积物中的扩散、渗透能力较小,随着深度的增加,沉积物中氧气含量逐渐减少,硝化作用被大大抑制, NO_2^- 随沉积物的深度增加浓度迅速降低,才在沉积物的氧化层(oxic zone)和厌氧层(anoxic zone)的交界处(1 cm)有少量累积。

大量研究表明,氧的供给是影响磷在沉积物和水之间吸附和释放动态平衡走向的最重要

的因素^[24-25]。持续充氧可降低上覆水和表层沉积物间隙水(0~2 cm)中 PO_4^{3-} 的浓度。沉积物在还原(厌氧)环境下利于 PO_4^{3-} 的释放,而氧化(好氧)环境有利于 PO_4^{3-} 的沉积,充氧带来的沉积物氧化还原电位的变化,最终导致上覆水中 PO_4^{3-} 浓度的改变^[26-27]。本实验中,实验组上覆水和表层沉积物 PO_4^{3-} 浓度较对照低,说明高溶氧促进了沉积物对 PO_4^{3-} 的吸附和固定。

沉积物中硫化物主要通过以下3个途径:(1)化学氧化,即硫化物在有氧的条件下化学氧化为 SO_4^{2-} ,是上覆水和表层沉积物 SO_4^{2-} 浓度升高的主要来源;(2)生物氧化,一些细菌,如硫细菌可以在有氧的情况下氧化无机硫化物生成 SO_4^{2-} ,这两种途径都主要发生在沉积物氧化层和厌氧层的交界处,为上层氧气向下扩散和深层沉积物中硫化物向上扩散的交汇区域;(3)另外,还原性的硫化物在深层沉积物处还可以通过化学或生物途径,被具有氧化性的 NO_3^- 、 Fe^{3+} 、 MnO_2 等物质氧化为单质硫、硫代硫酸盐和其他价态的硫,再进而氧化为 SO_4^{2-} ^[28]。本实验持续充氧可大幅升高上覆水和表层沉积物间隙水(0~2 cm)中 SO_4^{2-} 的浓度,氧气为过量的氧化剂,随着曝气时间变长,沉积物溶解氧量增高,还原性硫化物被逐渐氧化为 SO_4^{2-} ,深层沉积物中的部分硫化物也通过扩散作用扩散至上覆水中,从而沉积物向上覆水释放的硫元素增加,即 SO_4^{2-} 浓度大幅升高^[29]。

本实验结果表明,充氧对沉积物表层0~2 cm处间隙水中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 有较大影响,而对深层沉积物间隙水中离子影响不大,这应与氧气在沉积物中的渗透能力差异有关^[30]。氧气在沉积物表层渗透氧化的区域即为沉积物氧化层,其厚度受溶解氧含量、沉积物物质组成、温度、有机质含量、扩散边界层(diffusive boundary layer)的厚度、生物群落等多种因素的影响^[30]。Caffrey等^[31]在实验室条件下模拟沉积物中有机质含量对氧气渗透能力的影响,说明沉积物中有机含量越多,氧化层越薄。本实验采集自养殖池塘表层的沉积物,因养殖活动带来大量外源的有机质,有机质含量丰富,从而氧气渗透至沉积物的深度较小,再加上充氧带动的水体流动,也就仅影响实验组表层2 cm的理化性质。

参考文献:

- [1] 张敬旺. 草鱼养殖池塘溶氧收支平衡及关键影响因子的研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2012: 1-41.
Zhang J W. Study on the oxygen budgets of grass carp ponds and its critical impact factors[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2012: 1-41 (in Chinese).
- [2] Boyd C E, Tucker C S. Pond Aquaculture Water Quality Management[M]. Netherlands: Kluwer Academic Publishing, 1998: 1-700.
- [3] 王玮, 陆庆刚, 顾海涛, 等. 微孔曝气增氧机的增氧能力试验[J]. 水产学报, 2010, 34(1): 97-100.
Wang W, Lu Q G, Gu H T, *et al.* The oxygen-enriched capacity experiment of micropore aerator[J]. Journal of Fisheries of China, 2010, 34(1): 97-100(in Chinese).
- [4] 顾海涛, 王逸清. 我国池塘增氧技术现状与发展趋势[J]. 渔业现代化, 2014, 41(5): 65-68.
Gu H T, Wang Y Q. The situation, trends and issues of pond aeration technology in our country[J]. Fishery Modernization, 2014, 41(5): 65-68(in Chinese).
- [5] Hesslein R H. An in situ sampler for close interval pore water studies[J]. Limnology and Oceanography, 1976, 21(6): 912-914.
- [6] Jacobs P H. A new rechargeable dialysis pore water sampler for monitoring sub-aqueous in-situ sediment caps[J]. Water Research, 2002, 36(12): 3121-3129.
- [7] Laskov C, Herzog C, Lewandowski J, *et al.* Miniaturized photometrical methods for the rapid analysis of phosphate, ammonium, ferrous iron, and sulfate in pore water of freshwater sediments[J]. Limnology and Oceanography: Methods, 2007, 5(1): 63-71.
- [8] Tu X H, Xiao B D, Xiong J, *et al.* A simple miniaturised photometrical method for rapid determination of nitrate and nitrite in freshwater[J]. Talanta, 2010, 82(3): 976-983.
- [9] 时丹. 沉积物间隙水磷的高分辨被动采样技术研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2009: 1-47.
Shi D. Study on high-resolution, passive samplings for porewater phosphate in lake sediments[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2009: 1-47 (in Chinese).
- [10] 魏南, 余德光, 谢骏, 等. 吉富罗非鱼温棚池塘上覆水—沉积物间隙水营养盐垂直分布特征及其界面交换通量[J]. 中国水产科学, 2015, 22(4): 716-728.
Wei N, Yu D G, Xie J, *et al.* Vertical distribution of the nutrients in overlying and interstitial waters and their interface diffusion rates in tilapia greenhouse aquaculture ponds[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2015, 22(4): 716-728(in Chinese).
- [11] Clarke K R, Gorley R N. PRIMER v6: User Manual/Tutorial[M]. Plymouth: PRIMER-E Ltd, 2006: 1-190.
- [12] 刘晓伟, 谢丹平, 李开明, 等. 曝气复氧对底泥氮素生物地球化学循环影响的作用机制研究[J]. 生态环境学报, 2011, 20(11): 1713-1719.
Liu X W, Xie D P, Li K M, *et al.* Research on the impact mechanism of different aeration level on biogeochemical cycling of nitrogen in sediments[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2011, 20(11): 1713-1719.
- [13] Rasheed M. Nutrient Fluxes from sediments of the northern Gulf of Aqaba under various anthropogenic activities[J]. Lebanese Science Journal, 2004, 5(1): 3-16.
- [14] Zhang L, Wang S R, Wu Z H. Coupling effect of pH and dissolved oxygen in water column on nitrogen release at water-sediment interface of Erhai Lake, China[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2014, 149: 178-186.
- [15] 凌芬, 刘波, 王国祥, 等. 曝气充氧对城市污染河道内源铵态氮释放的控制[J]. 湖泊科学, 2013, 25(1): 23-30.
Ling F, Liu B, Wang G X, *et al.* The role of aeration in reducing internal $\text{NH}_4^+\text{-N}$ release from polluted urban river channel[J]. Journal of Lake Sciences, 2013, 25(1): 23-30(in Chinese).
- [16] 刘波, 王国祥, 王凤贺, 等. 不同曝气方式对城市重污染河道水体氮素迁移与转化的影响[J]. 环境科学, 2011, 32(10): 2971-2978.
Liu B, Wang G X, Wang F H, *et al.* Effect of different aeration ways on migration and transformation of nitrogen in heavily polluted urban river[J]. Environmental Science, 2011, 32(10): 2971-2978(in Chinese).
- [17] 刘波, 王文林, 凌芬, 等. 曝气充氧条件下污染河道氨挥发特性模拟[J]. 生态学报, 2012, 32(23): 7270-7279.
Liu B, Wang W L, Ling F, *et al.* Characterization of ammonia volatilization from polluted river under aeration conditons: A simulation study[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(23): 7270-7279(in Chinese).
- [18] Alp E, Melching C S. Allocation of supplementary aeration stations in the Chicago waterway system for dissolved oxygen improvement[J]. Journal of Environmental Management, 2011, 92(6): 1577-1583.
- [19] Lu X M, Huang M S. Nitrogen and phosphorus removal and physiological response in aquatic plants under

- aeration conditions[J]. *International Journal of Environment Science and Technology*, 2010, 7(4): 665-674.
- [20] Zhong J C, Fan C X, Zhang L, *et al.* Significance of dredging on sediment denitrification in Meiliang Bay, China: A year long simulation study[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(1): 68-75.
- [21] Zhang S Y, Zhou Q H, Xu D, *et al.* Effects of sediment dredging on water quality and zooplankton community structure in a shallow of eutrophic lake[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(2): 218-224.
- [22] Rivett M O, Buss S R, Morgan P, *et al.* Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes[J]. *Water research*, 2008, 42(16): 4215-4232.
- [23] Jing L D, Wu C X, Liu J T, *et al.* The effects of dredging on nitrogen balance in sediment-water microcosms and implications to dredging projects[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 52: 167-174.
- [24] James W F, Barko J W, Eakin H L, *et al.* Phosphorus budget and management strategies for an urban Wisconsin Lake[J]. *Lake and Reservoir Management*, 2002, 18(2): 149-163.
- [25] Kannel P R, Lee S, Lee Y S, *et al.* Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2007, 132(1-3): 93-110.
- [26] House W A, Denison F H. Exchange of inorganic phosphate between river waters and bed-sediments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(20): 4295-4301.
- [27] Aldridge K T, Ganf G G. Modification of sediment redox potential by three contrasting macrophytes: Implications for phosphorus adsorption/desorption[J]. *Marine and Freshwater Research*, 2003, 54(1): 87-94.
- [28] Konhauser K O. *Introduction to geomicrobiology*[M]. Malden, USA: Blackwell Publishing, 2007.
- [29] 金宝华, 宁靓, 王千红. 曝气充氧对污水中硫化物去除效果的研究[J]. *环境科学与管理*, 2011, 36(1): 100-103.
- Jin B H, Ning L, Wang Q H. Study on the impact of aeration to sulfide removal[J]. *Environmental Science and Management*, 2011, 36(1): 100-103(in Chinese).
- [30] Žilnius M. Oxygen and nutrient exchange at the sediment-water interface in the eutrophic Boreal Lagoon (Baltic Sea)[D]. Lithuania: Klaipėda University, 2011.
- [31] Caffrey J M, Sloth N P, Kaspar H F, *et al.* Effect of organic loading on nitrification and denitrification in a marine sediment microcosm[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1991, 12(3): 159-167.

Effect of aeration on vertical distribution of the ions in overlying and interstitial waters of microcosms paved with aquaculture sediment

WEI Nan^{1,2}, YU Deguang^{1*}, WANG Guangjun¹, XIE Jun¹

(1. Pearl River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Science, Guangzhou 510380, China;

2. Institute of Hydrobiology, Jinan University, Guangzhou 510632, China)

Abstract: In order to study the effect of aeration on vertical distribution of the ions in overlying and interstitial waters in aquaculture systems, we constructed 8 plexiglass microcosms paved with aquaculture sediment, including 4 tests with continuous aeration and 4 controls without aeration. Intact overlying and interstitial waters were collected by Peeper (pore water equilibriums) devices on the days of 0, 1, 4 and 7 respectively, before and after initiating the aeration. The ions of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ and $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ were measured by miniaturized photometrical methods using a microplate reader. The result showed that one week aeration didn't significantly change the vertical distribution of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in interstitial and overlying waters, but it greatly increased the concentration of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in overlying and 0–2 cm interstitial waters. The highest average concentration of $\text{NO}_2^-\text{-N}$ presented in surface layer waters before the aeration, while it peaked in the surface sediment interstitial waters at the depth of 1 cm during the aeration. The aeration promoted the adsorption and immobilization of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ in the sediment, greatly decreased the concentration of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ in overlying and 0–2 cm interstitial waters. The concentration of $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ in overlying and 0–2 cm interstitial waters was significantly increased by oxidizing reducible sulfur in biological and chemical path. The physicochemical property of the overlying water on 1 d, 4 d, 7 d was greatly changed, which distanced farthest away from the control group, suited at the bottom of the PCA image. On the contrary, it didn't distinctively change the property of the sediment interstitial waters, which suited at the left site of the PCA image. In conclusion, aeration conditions can elevate oxidative ions of $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$, and reduce the ions of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ which can cause eutrophication. It greatly changes the physicochemical property of the overlying water and surface sediment interstitial waters, which is an applicable method to control aquaculture pond water quality and remediate sediment.

Key words: aquaculture in ponds; aeration; ions; overlying water; interstitial water

Corresponding author: YU Deguang. E-mail: zzyudeguang@163.com

Funding projects: National Key Technology R & D Program of China (2012BAD25B04); Pearl River Nova Program of Guangzhou (2014J2200088)