

许宽,刘波,王国祥,等. 2012. 底泥曝气对城市污染河道内源氮变化过程的影响[J]. 环境科学学报,32(12):2935-2942

Xu K, Liu B, Wang G X, et al. 2012. The effect on the variation process of internal nitrogen under aerating to the sediment condition of urban polluted river [J]. Acta Scientiae Circumstantiae,32(12):2935-2942

# 底泥曝气对城市污染河道内源氮变化过程的影响

许宽<sup>1</sup>,刘波<sup>1,2</sup>,王国祥<sup>1,\*</sup>,周锋<sup>1</sup>,凌芬<sup>1</sup>,杜旭<sup>1</sup>

1. 南京师范大学地理科学学院,南京 210046

2. 南通大学地理科学学院,南通 226000

收稿日期:2012-03-02

修回日期:2012-05-03

录用日期:2012-05-09

**摘要:**以城市重污染河道上覆水和沉积物为研究对象,采用模拟实验方法,探讨了底泥曝气对城市污染河道内源氮变化过程的影响.结果表明:底泥曝气促进内源氮去除和有机质分解,泥水系统氮素去除率比对照组高出 5%,对照组有机质升高 35.1%,而底泥曝气组有机质却基本维持不变;底泥曝气促进氨氮的迁移与转化,曝气阶段上覆水、表层底泥间隙水和吸附态氨氮浓度分别降低了 99.5%、94.4% 和 75.6%;底泥曝气时有机质分解促使有机氮浓度升高,曝气结束后有机氮的矿化作用与有机质的分解作用共同影响内源无机氮的含量;底泥曝气直接改变了底泥的理化性质,继而在一定程度上改变底泥氮素的赋存情况,含水率与表层间隙水和底泥的有机氮、无机氮均呈显著相关,表层无机氮与亚铁显著相关,内源氮变化与有机质无显著相关性.

**关键词:**底泥曝气;河道;内源氮;有机氮;无机氮;变化过程

文章编号:0253-2468(2012)12-2935-08

中图分类号:X703

文献标识码:A

## The effect on the variation process of internal nitrogen under aerating to the sediment condition of urban polluted river

XU Kuan<sup>1</sup>, LIU Bo<sup>1,2</sup>, WANG Guoxiang<sup>1,\*</sup>, ZHOU Feng<sup>1</sup>, LING Fen<sup>1</sup>, DU Xu<sup>1</sup>

1. School of Geographical Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210046

2. School of Geographical Science, Nantong University, Nantong 226000

Received 2 March 2012;

received in revised form 3 May 2012;

accepted 9 May 2012

**Abstract:** Using indoor simulation method, the variation process of internal nitrogen fraction was investigated under aerating to sediment condition. The heavy-polluted surface sediment of urban river was used as material in the study. The results showed that the removal of endogenous nitrogen and the decomposition of organic matter were promoted under aerating to sediment condition. The removal rate of sediment-water system nitrogen was 5% higher than the control group. The organic matter of the control group increased by 35.1% during the experiment, while the organic matter of aerating to sediment group is essentially unchanged. Aerating to sediment condition promoted the migration and transformation of the ammonia. The ammonia concentration of the overlying water, pore-water of surface sediment and adsorbed of sediment decreased by 99.5%, 94.4% and 75.6% under aerating to sediment condition. The concentration of organic nitrogen was promoted by decomposition of organic matter when aerating to the sediment, while the concentration of inorganic nitrogen was inflected by both mineralization of organic nitrogen and decomposition of organic matter. The aeration changed the physicochemical property of sediment and thus the storage condition of internal nitrogen. Moisture rate was significantly correlated with both organic nitrogen and inorganic nitrogen of surface pore-water and sediment, while Fe(II) had a significantly relationship with inorganic nitrogen of surface sediment. However, there was no significant relationship between organic matter and internal nitrogen.

**Keywords:** aerating to the sediment; river; internal nitrogen; organic nitrogen; inorganic nitrogen; variation process

### 1 引言(Introduction)

底泥被普遍认为是水系中氮素的“源”和“汇”，

因此氮素在底泥中的迁移与转化得到了广泛研究(Tam *et al.*, 1995; Kim *et al.*, 2003; 蒋小欣等, 2007; 谢丹平等, 2009; 刘波等, 2011b). 目前对底

基金项目:江苏省太湖水环境治理专项基金(No. TH2011207);江苏省科技厅科技支撑计划(No. BE2011690);江苏省建设系统科技项目(No. JS2011JH25)

Supported by the Special Funds for Taihu Water Environment Management of Jiangsu Province(No. TH2011207), the Science and Technology Support Program of Jiangsu Province(No. BE2011690) and the Science and Technology Project of Construction System of Jiangsu Province(No. JS2011JH25)

作者简介:许宽(1987—),男,E-mail:xk0806@126.com; \*通讯作者(责任作者),E-mail:wanguoxiang@njnu.edu.cn

Biography: XU Kuan(1987—), male, E-mail:xk0806@126.com; \*Corresponding author, E-mail:wanguoxiang@njnu.edu.cn

泥内源氮的研究大多集中于无机氮(刘波等, 2011b), 一般包括底泥间隙水氮(TN、 $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N)、底泥吸附态氮( $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N)(Konrad *et al.*, 1970; Kemp *et al.*, 1972)和底泥全氮. 内源氮以间隙水作为媒介, 可与上覆水中的氮素进行交换(张彦等, 2010), 同时也会在微生物作用下发生形态转化. 因此研究内源氮的迁移与转化规律对治理城市污染河道具有重要意义.

近年来, 随着城市污染河道治理工作逐步开展, 曝气技术得到了广泛应用, 曝气可直接对水体或底泥进行充氧和搅动, 该过程对水体氮形态变化所产生的影响也备受关注. 李大鹏(2007)对比研究了水曝气和底泥曝气对城市河道上覆水  $\text{NH}_4^+$ -N 去除效果的影响. 陈玉霞(2011)研究了不同曝气扰动条件下, 表层底泥对上覆水和间隙水中氮素迁移与转化的影响. 然而以上研究大多数只关注污染河道上覆水和间隙水中氮形态的变化, 缺乏曝气对污染河道内源氮变化影响的细致研究. 刘波等(2011a)探讨了不同曝气方式(水曝气和底泥曝气)对水体中氮素迁移与转化的影响, 同时也初步对比了曝气前后间隙水和底泥吸附态  $\text{NH}_4^+$ -N 的变化, 但是对泥水系统无机氮和有机氮曝气条件下的变化过程仍鲜见报道.

本研究以城市污染河道底泥和上覆水为材料构建试验系统, 采用室内模拟方法, 通过对比对照和底泥曝气条件下底泥内源氮形态变化的过程, 探究曝气扰动状态下底泥氮形态的变化规律, 以期为城市污染河道治理工作提供相关理论依据.

## 2 材料与方法(Materials and methods)

### 2.1 实验材料

南京九乡河是南京仙林地区主要排污河流, 污染严重. 实验材料为九乡河表层沉积物, 同步采集上覆水, 氮素指标见表 1, 测定方法见 2.3 节. 采集样品后迅速送至实验室, 底泥进行均化处理, 上覆

表 1 实验材料氮素本底值

| Table 1 Background nitrogen value of the experiment material |   |   |   |  |
|--|---|---|---|--|
| 氮素   | 上覆水<br>/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) | 间隙水<br>/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) | 底泥可提取态<br>/( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | 底泥全氮<br>/( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) |
| TN   | 22.89                                     | 39.81                                     | —   | 2.73                                       |
| $\text{NH}_4^+$ -N   | 21.94                                     | 38.41                                     | 324.27  | —  |
| $\text{NO}_3^-$ -N +<br>$\text{NO}_2^-$ -N                   | 0.71                                      | 0.08                                      | 10.17   | —  |

水经  $45\ \mu\text{m}$  膜抽滤, 置冰箱  $4\ ^\circ\text{C}$  蔽光保存. 经测定底泥含水率为 51.3%, 烧失率为 9.32%, 亚铁含量为  $170\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

### 2.2 实验系统

有机玻璃容器高 30 cm, 口径 9 cm. 装入底泥 380 g, 厚 5 cm. 用虹吸法加入过滤水样 1 L, 尽量避免底泥扰动, 液面距泥水界面高 15 cm. 微孔曝气头(气泡尺寸为 1~3 mm)安置在泥水界面下方 2 cm 处, 可使得表层底泥(厚 2 cm)悬浮, 与上覆水充分混合. 底泥部分用避光材料包裹. 系统静置 3 d 后实验开始, 用曝气机(ALEAS AP-9804)进行曝气, 曝气流量通过流量计(Ruanming LZB-6)控制为  $2\ \text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ , 每日 0 点~6 点自动曝气, 曝气时长 6 h. 实验进行 25 d, 为考察底泥曝气对泥水环境的后续影响, 在第 15 d 停止曝气, 即 0~15 d 为曝气阶段, 每日曝气 6 h, 15~25 d 为静置阶段.

实验分为对照组和底泥曝气组, 每组 6 个柱子, 置于同一整理箱内, 整理箱内注入自来水, 液面与柱内液面等高, 每个整理箱内安装潜水加热棒, 水温控制在  $(20 \pm 1)\ ^\circ\text{C}$ , 室内空气温度也控制在  $(20 \pm 1)\ ^\circ\text{C}$ . 每组分别在实验开始后的第 0、5、10、15、20、25 d 取出一个柱子进行底泥理化性质分析, 并对其上覆水各形态氮进行测定, 方法见 2.3 节. 因底泥曝气后底泥分层明显, 故进行分层采样, 表层厚 2 cm, 底层厚 3 cm.

### 2.3 分析方法

含水率采用 GB7172-87 测定; 烧失率采用 GB 7876-87 测定; 亚铁采用光度法(金相灿, 1990)测定; 有机质采用重铬酸钾容量法测定(史瑞和, 1988); 上覆水经  $0.45\ \mu\text{m}$  膜抽滤后用 SKALAR 连续流动水质分析仪测定 TN、 $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N +  $\text{NO}_2^-$ -N; 间隙水溶解态氮用鲜泥离心(4500 g, 10 min)后取上清液经  $0.45\ \mu\text{m}$  膜抽滤后, 用 SKALAR 连续流动水质分析仪测定 TN、 $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N +  $\text{NO}_2^-$ -N; 底泥可提取态氮使用  $1\ \text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  KCl 为提取剂, 液土比 100:1, 振荡 12 h 后离心(4500 g, 10 min), 上清液过  $0.45\ \mu\text{m}$  膜抽滤, 用 SKALAR 连续流动水质分析仪测定  $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N +  $\text{NO}_2^-$ -N. 底泥全氮采用过硫酸盐消化法测定(钱君龙等, 1990). 每个样品做 3 个平行, 控制相对标准偏差  $\leq 10\%$ , 文中数据均采用平均值.

有机氮采用差值计算而得. 间隙水有机氮 = 间隙水总氮 - 氨氮 - 硝态氮; 底泥有机氮 = 底泥全

氮-底泥可提取态氮(岳维忠等,2005).上覆水和间隙水的氮素总量 = 浓度 × 体积,间隙水的体积 = 含水率 × 底泥质量.底泥氮素质量 = 浓度 × 底泥干重质量,干重质量 = 底泥质量 × (1 - 含水率).

### 3 结果与分析(Results and analysis)

#### 3.1 总氮

3.1.1 曝气阶段(0~15 d) 与对照相比,底泥曝气促使间隙水总氮降低,而使得底泥全氮升高.如图1所示,对照组间隙水和底泥总氮均呈缓慢下降趋势,第15 d 分别比初始降低了32.5%和7.0%.与对照相比,底泥曝气表层间隙水总氮经历了快速下降-持平-快速下降的变化过程,在第5 d 和15 d 总氮去除率分别为40.0%和75.0%.然而底泥曝气表层全氮曝气期间一直升高(图2),第15 d 数值达到 $2.9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,比初始增加了8.6%.底泥曝气底层间隙水总氮在前10 d 持续下降了40.0%,之后维持到曝气结束基本未变.底层全氮第10 d 升高至 $3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,比初始增加了10.0%.

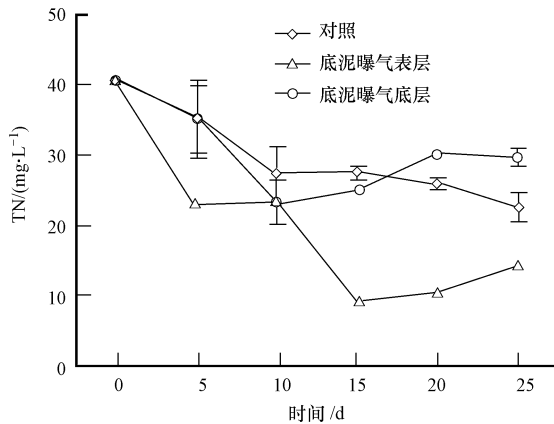


图1 间隙水 TN 变化过程

Fig.1 The variation process of TN in pore-water

3.1.2 静置阶段(15~25 d) 曝气停止,静置阶段间隙水总氮升高,而底泥全氮呈表层降低、底层升高趋势.对照组间隙水和底泥总氮均继续保持下降趋势(图1),10 d 内分别降低17.6%和7.7%.底泥曝气组表层和底层间隙水总氮浓度在静置阶段有明显反弹,如图2所示,分别升高了61.0%和20.0%,但比实验初始时仍有65.0%和25.0%的较大幅度降低.

底泥曝气底层底泥之上是表层底泥,在曝气阶段,表层底泥悬浮后底层底泥可与上覆水和表层底

泥发生氮素的迁移与转化过程,静置时表层底泥切断了其与上覆水的直接接触.这种特殊的关系使得曝气期间底层在第10 d 前高升而10~15 d 剧烈下降.10~15 d,表层全氮依旧升高,应是有相当一部分来自于底层底泥的释放.静置后,底层底泥全氮升高后持平,与表层底泥相反,二者在15~20 d 趋于相同,之后表层继续降低,氮素向上释放,而底层维持不变.

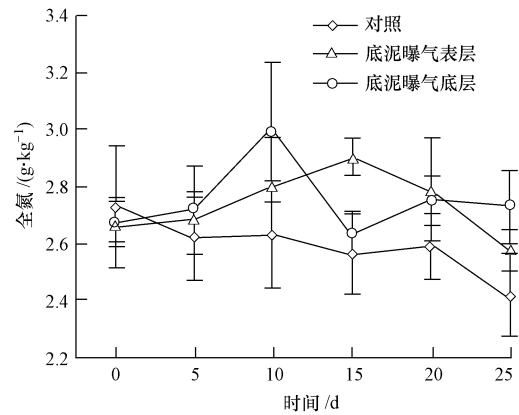


图2 底泥全氮变化过程

Fig.2 The variation process of TN in sediment

#### 3.2 无机氮

3.2.1 曝气阶段(0~15 d) 与对照相比,底泥曝气明显促进表层底泥间隙水和提取态  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的浓度降低(图3a,3b),其中对表层提取态  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除效果更加显著.曝气进行15 d 时,表层底泥间隙水和提取态  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除率比对照组高出57.5%和72.1%,而底层的去除率仅比对照高10.0%和3.9%.因此底泥曝气对底层  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的影响不大.

底泥间隙水和提取态硝态氮含量低,仅占无机氮的0.25%~5.0%.间隙水硝态氮的变化总体来说是波动中略有降低.曝气阶段(0~15 d),底泥曝气表层间隙水硝态氮在第5 d 降至最低点并维持在低位(图4a),在每天曝气间歇形成了好氧-缺氧交替的环境,促使反硝化作用进行,使得硝氮、亚硝氮含量均低位持平.底泥提取态硝氮的变化较剧烈,与对照相比,表层可提取态硝氮含量略高(图4b),各组含量顺序为对照 < 底泥曝气底层 < 底泥曝气表层.这与曝气改善还原环境促使硝化作用进行有密切关系(李大鹏等,2007;刘波等,2011a).

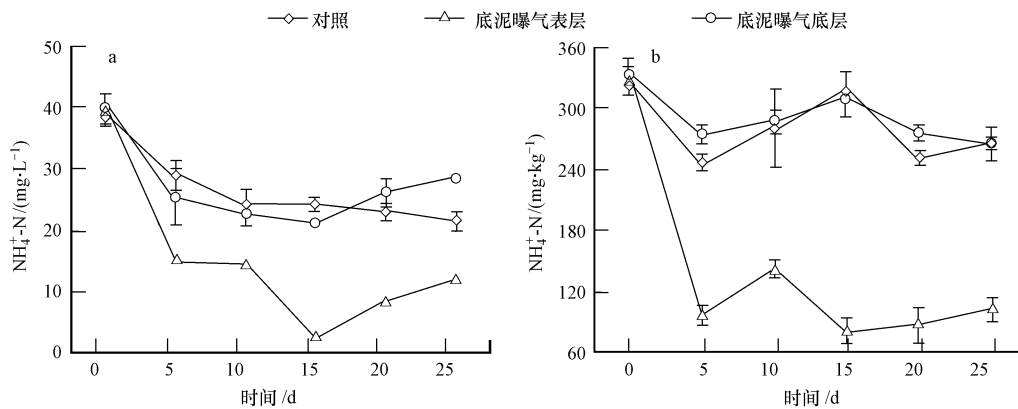


图3 间隙水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (a) 和底泥提取态  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (b) 变化过程

Fig. 3 The variation process of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in pore-water (a) and extractable  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in sediment (b)

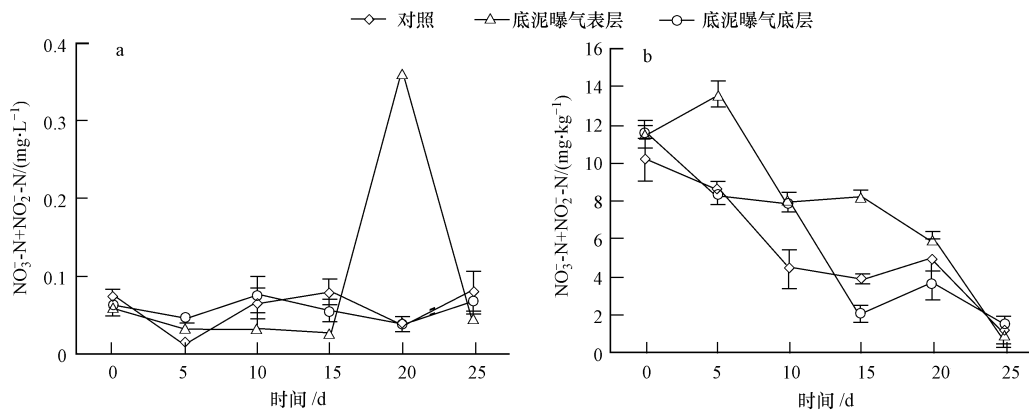


图4 间隙水硝氮 (a) 和底泥可提取态硝氮 (b) 变化过程

Fig. 4 The variation process of  $\text{NO}_3^-\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N}$  in pore-water (a) and extractable  $\text{NO}_3^-\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N}$  in sediment (b)

3.2.2 静置阶段(15~25 d) 对照组间隙水和吸附态  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度均维持下降趋势,而底泥曝气组间隙水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  有较大幅度反弹. 底泥曝气组吸附态底层与对照差异不大,均呈下降趋势. 而表层底泥则稳定在  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  左右,略有升高. 这可能是因为底泥曝气结束后,表层和底层底泥可提取态氮浓度差较大,根据 Fick 第一定律,二者浓度会在扩散作用下向中间值靠拢 (Gilles, 1978; Kaspar *et al.*, 1985),这就造成了曝气结束后表层可提取态氮含量升高而底层降低的趋势.

第20d底泥曝气表层硝态氮有大幅升高(图4a),造成这一峰值的原因可能有以下两点,其一,第20d底泥曝气底层氨氮降低,可能是硝化作用使氨氮降低并扩散至表层底泥中;其二静置阶段底泥曝气组上覆水的硝态氮大幅降低(表3),有可能是部分硝态氮从上覆水转移至表层底泥间隙水中,致使硝氮和亚硝氮浓度升高所致. 底泥曝气表层吸附

态硝态氮迅速下降,10 d内降低75%,其余两组也有下降趋势,这是因为静置过程中溶解氧被有机质大量消耗(蒋小欣等,2007),造成底泥恢复还原状态,反硝化作用进行,使得硝氮含量迅速降低.

### 3.3 有机氮

3.3.1 曝气阶段(0~15 d) 底泥曝气促使间隙水和底泥有机氮浓度升高. 如图5所示,对照组间隙水有机氮呈升高后降低的趋势,在第5d为最高点,是初始值的4.5倍,而底泥有机氮则在0~15 d内持续下降了10.8%. 与表层底泥有机氮的持续升高了20.5%不同,底泥曝气底层和间隙水有机氮呈升高-下降趋势,但是曝气结束时,底泥曝气表层和底层间隙水有机氮浓度仍是初始值的12.1和6.7倍,底层有机氮则与初始持平.

3.3.2 静置阶段(15~25 d) 静置阶段间隙水有机氮浓度总体呈下降趋势(图5a),但表层有机氮迅速降低而底层则相应升高(图5b),二者在第25 d



有机氮含量相同. 可以发现经曝气扰动而升高的有机氮经过 10 d 的静置后有恢复初始值的趋势.

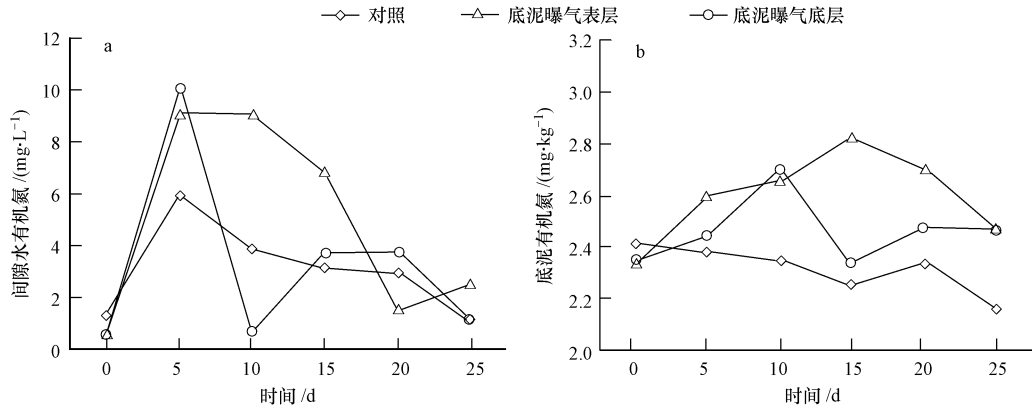


图 5 间隙水有机氮(a)和底泥有机氮(b)变化过程

Fig. 5 The variation process of organic nitrogen in pore-water (a) and organic nitrogen in sediment (b)

#### 4 讨论 (Discussion)

##### 4.1 底泥曝气促进内源氮去除和有机质分解

对照组在实验期间上覆水、间隙水和底泥中总氮均呈下降趋势,表明在自然状况下,泥水系统中氮素的通量向上,脱离泥水系统,进入大气中(杨龙元等,1998). 该过程会减少水体氮素含量,有效降低水体富营养化程度,从而改善水质. 表 2 为泥水系统各阶段氮素含量,可以得出对照组在第 15 d 泥水系统氮素去除率为 7.7%,而底泥曝气组氮素去除

率为 12.6%,表明底泥曝气可促进内源氮的去除. 在第 15~25 d,对照组氮素又减少 11.5%,而底泥曝气组则升高了 4.5%. 通过分析可得,在静置阶段,底泥曝气组除了上覆水总氮呈下降趋势,间隙水和底泥总氮均升高,且上覆水总氮减少 5.34 mg,而间隙水和底泥总氮增加了 26.27 mg,这说明在没有外来氮素加入的情况下,仅靠上覆水的氮素补充间隙水和底泥氮素是远远不够的,即必定是底泥有机质分解成氮素,造成静置阶段的泥水系统氮素升高(图 6).

表 2 泥水系统各阶段氮素含量

Table 2 The nitrogen amount of different stages in the experiment system

| 氮素    | 对照组       |           |           | 底泥曝气组     |           |           | mg |
|-------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----|
|       | 第 0 d     | 第 15 d    | 第 25 d    | 第 0 d     | 第 15 d    | 第 25 d    |    |
| 上覆水总氮 | 22.59     | 11.27     | 7.28      | 21.19     | 13.45     | 8.11      |    |
| 间隙水总氮 | 3.10 *    | 2.12 *    | 1.84 *    | 3.07 *    | 0.92 *    | 1.28 *    |    |
|       | 4.66 **   | 3.19 **   | 2.77 **   | 4.60 **   | 2.76 **   | 3.34 **   |    |
| 底泥全氮  | 202.13 *  | 191.20 *  | 170.09 *  | 204.41 *  | 145.46 *  | 164.30 *  |    |
|       | 303.19 ** | 286.80 ** | 255.13 ** | 306.62 ** | 309.21 ** | 315.70 ** |    |
| 总计    | 535.67    | 494.58    | 437.11    | 539.89    | 471.8     | 492.73    |    |

注: \* 表示底泥曝气组表层底泥, \*\* 表示底泥曝气组底层底泥;初始为第 0 d,曝气结束为第 15 d,静置结束为第 25 d.

沉积物中的有机质来源分为内源输入和外源输入,实验系统在没有外源输入的情况下,有机质来源只有泥水系统本身产生的浮游生物及微生物等的沉积而得(朱广伟等,2001). 图 6 对照组有机质在实验期间持续升高,而曝气组有机质在很小范围内变动,因此可以认为曝气过程促使沉积的有机质被分解成有机氮等物质,这便解释了曝气期间间隙水和底泥有机氮升高的现象(图 5). 而静置阶段,

有机氮的矿化作用和有机质的分解作用共同进行,二者相互制约,当有机氮矿化作用高于有机质分解作用时,有机氮浓度便降低,如表层底泥(图 5b);当有机氮矿化作用低于有机质分解作用时,有机氮浓度便升高,如底层底泥(图 5b).

由此可以推断,底泥曝气后促使有机质分解,降低泥水系统有机负荷,具有积极的生态学意义. 如果实验第 25 d 时启动曝气,再进行 1 个曝气-静置

周期,会将上一静置阶段有机质分解的氮素脱离出泥水系统,形成良性循环,对内源氮的去除具有持久的效果.

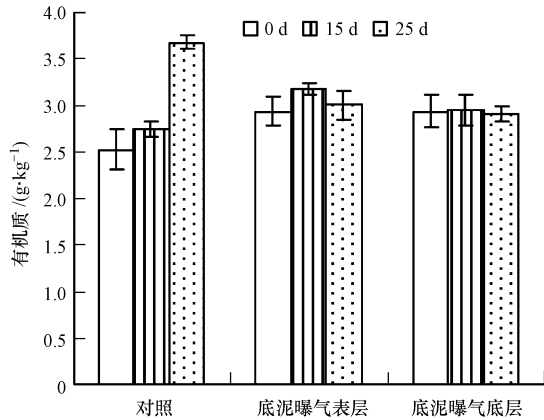


图6 底泥有机质变化过程

Fig. 6 The variation process of OM in sediment

#### 4.2 底泥曝气对有机氮变化过程的影响

底泥曝气促进无机氮的去除,促使有机氮浓度增加,使有机氮比重升高.以底泥全氮为例,在实验第15 d(曝气最后1 d),对照组有机氮比重为87.79%,而底泥曝气表层底泥有机氮比重为97.20%,实验结束时(静置10 d后)对照和表层的有机氮分别占89.03%和96.04%.由4.1节分析可得,底泥曝气促使有机质分解,研究表明,有机质分解后形成大量的有机氮(徐阳春等,2002;张俊清等,2004),这就是造成曝气期间间隙水和底泥有机氮浓度增加比重升高的原因.静置阶段,有机氮浓度下降,但是由于无机氮的大量去除,因此有机氮的比重依旧很高.但是静置过程中,有机氮必定经历了厌氧矿化过程,转化成无机态的氨氮,由图3可得,静置阶段间隙水和底泥吸附态的氨氮浓度均有较大幅度升高,即证明了矿化作用的存在.

#### 4.3 底泥曝气对泥水系统 $\text{NH}_4^+$ -N 的影响

$\text{NH}_4^+$ -N 是城市污染河道中最主要无机氮形态(De,1992).因此,关注间隙水和底泥吸附态氨氮就显得尤为重要.由图3可知,底泥曝气结束时,表层间隙水和吸附态氨氮分别降低了94.4%和75.6%,上覆水氨氮浓度也降低99.5%(表3),表明底泥曝气期间对氨氮的迁移与转化具有良好的促进作用.静置阶段,上覆水、间隙水和表层底泥吸附态氨氮有大幅反弹现象,仅有曝气组底层底泥吸附态氨氮持续下降.

曝气期间(0~15 d),假设底泥在曝气搅动过程

中充分与上覆水进行混合,由于底泥与上覆水氨氮浓度的差异,将会导致上覆水、间隙水和底泥吸附态氨氮重新分配.但实际情况是上覆水、间隙水和底泥吸附态氨氮均呈下降趋势(图3、表3),因此可以推断泥水系统氨氮是通过形态转变脱离系统的.表3可知曝气期间硝态氮浓度升高,且间隙水和底泥硝态氮均有下降趋势(图4),表明硝化和反硝化作用进行,使得部分泥水系统氨氮转化为  $\text{N}_2$  和  $\text{N}_2\text{O}$  脱离系统(De,1992;王伟伟等,2009;朱梦圆等,2011).另外,还有一部分氨氮则应是通过氨吹脱作用使得氨氮以游离态  $\text{NH}_3$  的形式脱离系统(沈耀良等,1999;王宗平等,2001).

静置阶段(15~25 d),停止曝气扰动后,底泥开始逐步稳定并产生沉淀压缩作用,时间越长,泥水系统溶解氧越低,逐步接近自然状态下的溶氧值.在此过度期间,泥水系统氨氮浓度反弹升高,在没有外源输入的情况下,认为是表层底泥中兼性厌氧细菌活动活跃,厌氧细菌大量繁殖,创造了有利于有机氮氨化的条件(付会芳等,1992;李菊梅等,2003),使得间隙水和底泥有机氮在厌氧条件下矿化成氨氮(图5),并因为浓度差而扩散到上覆水中,造成泥水系统氨氮浓度反弹升高,但是TN仍处于下降趋势.值得注意的是,底层底泥吸附态氨氮持续下降(图3b),与之对应的底泥吸附态硝态氮亦呈先上升后下降趋势(图4b),且表层间隙水硝态氮有剧烈的先升高后降低的趋势(图4a),表明底层底泥硝化和反硝化过程较为剧烈,10 d内将底层底泥氨氮降低了13.6%.

表3 上覆水各形态氮

Table 3 Nitrogen of overlying-water

| 组别    | 实验天数 /d | TN/<br>( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) | $\text{NH}_4^+$ -N/<br>( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) | $\text{NO}_3^-$ -N + $\text{NO}_2^-$ -N/<br>( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) |
|-------|---------|--|--|---|
| 对照组   | 0       | 22.59                                    | 20.94  | 0.67  |
|       | 15      | 11.27                                    | 7.27   | 2.87  |
|       | 25      | 7.28                                     | 3.37   | 2.51  |
| 底泥曝气组 | 0       | 21.19                                    | 19.48  | 1.12  |
|       | 15      | 13.45                                    | 0.10   | 11.88   |
|       | 25      | 8.11                                     | 5.94   | 1.54  |

#### 4.4 内源氮变化与底泥理化性质的关系

将内源有机氮和无机氮与理化性质作相关性分析,结果如表4所示,含水率与表层间隙水无机氮、表层间隙水有机氮、表层底泥无机氮、表层底泥有机氮均显著相关( $p < 0.05$ ).一般认为,含水率升

高后更有利于氧分子的传递,在一定程度上会促进各形态氮的转化;另外稀释作用对各形态氮的浓度也有一定的影响。

表层间隙水无机氮与亚铁显著相关 ( $p < 0.05$ ),表层底泥无机氮与亚铁极显著相关 ( $p < 0.01$ )。亚铁是底泥氧化还原状态的重要指标,当亚铁大量存在时表明底泥环境处于还原状态(金相灿,1990;汪家权等,2002;刘晓伟等,2011),因此亚铁降低即表明底泥还原环境改善,一定程度上具备硝化反应进行的条件,因为氨氮占无机氮的绝大部分,所以亚铁降低的同时无机氮也有相似变化,这便可以证明硝化反应的存在;同时,表层底泥间隙水和吸附态硝氮均呈下降持平趋势(图4),而上覆水曝气期间硝态氮有明显上升趋势(表3),说明底泥一部分硝氮扩散到上覆水中,同时一部分通过反硝化作用脱离了系统。

表层底泥无机氮与烧失率呈显著正相关 ( $p < 0.05$ )。内源氮变化与有机质没有相关性,相关性分析表明有机质分解过程与氮素变化过程可能无直接联系。

表4 底泥曝气后表层底泥内源氮与理化性质之间 Pearson 相关系数 ( $n=6$ )

Table 4 The Pearson between internal nitrogen and physicochemical property of surface sediment after aerating to sediment condition

|          | 含水率     | 烧失率     | 亚铁       | 有机质    |
|----------|---------|---------|----------|--------|
| 表层间隙水无机氮 | 0.820 * | 0.689   | 0.915 *  | -0.445 |
| 表层间隙水有机氮 | 0.825 * | -0.096  | -0.550   | -0.479 |
| 表层底泥无机氮  | 0.812 * | 0.824 * | 0.975 ** | -0.390 |
| 表层底泥有机氮  | 0.837 * | -0.421  | -0.683   | 0.460  |

注: \* $p < 0.05$ ; \*\* $p < 0.01$ 。

## 5 结论(Conclusions)

1) 底泥曝气促进内源氮去除和有机质分解。底泥曝气可使泥水系统氮素去除率比对照组高出5%。底泥曝气后会促使有机质分解,对照组有机质升高35.1%,而底泥曝气组有机质却维持基本不变。

2) 底泥曝气促进氨氮的迁移与转化,曝气阶段使得上覆水、表层底泥间隙水和吸附态氨氮浓度分别降低了99.5%、94.4%和75.6%。静置阶段间隙水和底泥有机氮浓度降低,认为是在厌氧条件下矿化成氨氮,并扩散到上覆水中,造成泥水系统氨氮浓度反弹升高,若在第25 d后继续进行一个周期的

曝气,则可使得静置阶段累积的氨氮去除,形成良性循环。

3) 底泥曝气阶段有机氮浓度升高,静置阶段有机氮降低。由于曝气阶段充氧,促进有机质分解形成大量的有机氮,使得间隙水和底泥有机氮浓度升高。静置阶段,泥水系统由好氧条件逐渐转变成缺氧条件,使得有机质的分解作用减弱而矿化作用增强,厌氧条件促进了有机氮矿化。

4) 底泥曝气直接改变了底泥的理化性质,继而在一定程度上改变底泥氮素的赋存情况。含水率对内源氮有一定的影响,其与表层间隙水和底泥的有机氮、无机氮均呈显著相关;表层无机氮亦与亚铁显著相关,表明底泥氧化还原环境对内源氮的影响较大;内源氮变化与有机质无显著相关性。

## 参考文献(References):

- 陈玉霞. 2011. 曝气复氧条件下黑臭河道底泥内源氮的迁移转化行为研究[D]. 上海: 华东师范大学
- Chen Y X. 2011. Behavior of Endogenous Nitrogen from Malodorous River Sediment with Aeration [D]. Shanghai: East-China Normal University (in Chinese)
- De L G J. 1992. Distribution of exchangeable, fixed, organic and total nitrogen in interbedded turbiditic/pelagic sediments of the Madeira Abyssal Plain, eastern North Atlantic [J]. *Marine Geology*, 109 (1/2): 95-114
- 付会芳, 李生秀. 1992. 土壤氮素矿化与土壤供氮能力—I. 旱地土壤氮素矿化两种培养方法之比较[J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 20(S1): 48-52
- Fu F F, Li S X. 1992. Soil nitrogen mineralization and soil N-supplying capacities. comparison of two incubation methods for measuring dryland soil nitrogen mineralizations [J]. *Journal of Northwest Sci-Tech University of Agriculture and Forestry*, 20(S1): 48-52 (in Chinese)
- 金相灿. 1990. 湖泊富营养化调查规范(第2版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社. 216-217
- Jin X C. 1990. Lake Eutrophication Survey Specification [M]. Beijing: China Environmental Science Press. 216-217 (in Chinese)
- 蒋小欣, 阮晓红, 邢雅囡, 等. 2007. 城市重污染河道上覆水氮营养盐浓度及 DO 水平对底质氮释放的影响[J]. *环境科学*, 28 (1): 87-91
- Jiang X X, Ruan X H, Xing Y N, et al. 2007. Effects of nutrient concentration and do status of heavily polluted urban stream water on nitrogen release from sediment [J]. *Environmental Science*, 28 (1): 87-91 (in Chinese)
- Kaspar H F, Asher R A, Boyer I C. 1985. Microbial nitrogen transformations in sediments and inorganic nitrogen fluxes across the sediment/water interface on the South Island West Coast, New Zealand [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21 (2): 245-255
- Kemp A L W, Mudrochova A. 1972. Distribution and forms of nitrogen in a Lake Ontario Sediment Core [J]. *Limnology and Oceanography*, 17(6): 855-867

- Kim L H, Choi E, Stenstrom M K. 2003. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments [J]. *Chemosphere*, 50(1): 53-61
- Konrad J G, Keeney D R, Chesters G, *et al.* 1970. Nitrogen and carbon distribution in sediment cores of selected Wisconsin Lakes [J]. *Water Pollution Control Federation*, 42(12): 2094-2101
- 李大鹏, 黄勇, 李伟光. 2007. 底泥曝气改善城市河流水质的研究[J]. *中国给水排水*, 23(5): 22-25
- Li D P, Huang Y, Li W G. 2007. Study on remediation of city river water body by technology of aerating sediments [J]. *China Water & Wastewater*, 23(5): 22-25 (in Chinese)
- 李菊梅, 王朝辉, 李生秀. 2003. 有机质、全氮和可矿化氮在反映土壤供氮能力方面的意义[J]. *土壤学报*, 40(2): 232-238
- Li J M, Wang C H, Li S X. 2003. Significance of soil organic matter, total N and mineralizable nitrogen in reflecting soil N supplying capacity [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 40(2): 232-238 (in Chinese)
- 刘波, 王国祥, 王凤贺, 等. 2011a. 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*, 32(10): 2971-2978
- Liu B, Wang G X, Wang F H, *et al.* 2011a. Effect of different aeration ways on migration and transformation of nitrogen in heavily polluted urban river [J]. *Environmental Science*, 32(10): 2971-2978 (in Chinese)
- 刘波, 周锋, 王国祥, 等. 2011b. 沉积物氮形态与测定方法研究进展[J]. *生态学报*, 31(22): 6947-6958
- Liu B, Zhou F, Wang G X, *et al.* 2011b. Research progress on forms of nitrogen and determination in the sediments [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 31(22): 6947-6958 (in Chinese)
- 刘晓伟, 谢丹平, 李开明, 等. 2011. 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*, 20(11): 1713-1719
- Liu X W, Xie D P, Li K M, *et al.* 2011. Research on the impact mechanism of different aeration level on biogeochemical cycling of nitrogen in sediments [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 20(11): 1713-1719 (in Chinese)
- 钱君龙, 张连弟, 乐美麟. 1990. 过硫酸盐消化法测定土壤全氮全磷[J]. *土壤*, 32(5): 258-262
- Qian J L, Zhang L D, Le M L. 1990. Persulfate digestion method for the determination of soil total nitrogen and total phosphorus [J]. *Soil*, 32(5): 258-262 (in Chinese)
- 沈耀良, 王宝贞. 1999. 吹脱法去除渗滤液中氨的动力学及机理[J]. *污染防治技术*, 12(2): 67-71
- Shen Y L, Wang B Z. 1999. Dynamics and mechanism of ammonia removal by stripping [J]. *Pollution Control Technology*, 12(2): 67-71 (in Chinese)
- 史瑞和. 1988. 土壤农化分析(第2版)[M]. 北京: 中国农业出版社. 33
- Shi R H. 1988. *Agricultural Soil Analysis* [M]. Beijing: China Agriculture Press. 33 (in Chinese)
- Tam N F Y, Li S H, Lan C Y, *et al.* 1995. Nutrients and heavy metal contamination of plants and sediments in Futian mangrove forest [J]. *Hydrobiologia*, 295(1): 149-158
- 汪家权, 孙亚敏, 钱家忠, 等. 2002. 巢湖底泥磷的释放模拟实验研究[J]. *环境科学学报*, 22(6): 738-742
- Wang J Q, Sun Y M, Qian J Z, *et al.* 2002. Simulated study on phosphorus release of Chao Lake sediment [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 22(6): 738-742 (in Chinese)
- 王伟伟, 李道季, 高磊. 2009. 盐沼植物对沉积物间隙水营养盐分布的影响[J]. *环境科学*, 30(11): 3209-3217
- Wang W W, Li D J, Gao L. 2009. Vegetation Influence on Nutrients Distribution in Pore Water of Salt Marsh Sediment [J]. *Environmental Science*, 30(11): 3209-3217 (in Chinese)
- 王宗平, 陶涛, 袁居新, 等. 2001. 垃圾渗滤液预处理——氨吹脱[J]. *给水排水*, 27(6): 15-19
- Wang Z P, Tao T, Yuan J X, *et al.* 2001. Study on refuse landfill leachate pretreatment by ammonia stripping [J]. *Water and Wastewater Engineering*, 27(6): 15-19 (in Chinese)
- 谢丹平, 李开明, 江栋, 等. 2009. 底泥修复对城市污染河道水体污染修复的影响研究[J]. *环境工程学报*, 3(8): 1447-1453
- Xie D P, Li K M, Jiang D, *et al.* 2009. Study on effect of polluted sediments bioremediation on water body remediation of polluted urban rivers [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 3(8): 1447-1453 (in Chinese)
- 徐阳春, 沈其荣, 茆泽圣. 2002. 长期施用有机肥对土壤及不同粒级中酸解有机氮含量与分配的影响[J]. *中国农业科学*, 35(4): 403-409
- Xu Y C, Shen Q R, Mao Z S. 2002. Contents and distribution of forms of organic N in soil and particle size fractions after long-term fertilization [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 35(4): 403-409 (in Chinese)
- 杨龙元, 蔡启铭, 秦伯强. 1998. 太湖梅梁湾沉积物——水界面氮迁移特征初步研究[J]. *湖泊科学*, 10(4): 41-47
- Yang L Y, Cai M Q, Qin B Q. 1998. Characteristics of nitrogen removing between sediment-water interface in Meiliang Bay, Taihu Lake [J]. *Journal of Lake Science*, 10(4): 41-47 (in Chinese)
- 岳维忠, 黄小平. 2005. 珠江口柱状沉积物中氮的形态分布特征及来源探讨[J]. *环境科学*, 26(2): 195-199
- Yue W Z, Huang X P. 2005. Distribution characteristics of nitrogen and its source in core sediments from Pearl River Estuary [J]. *Environmental Science*, 26(2): 195-199 (in Chinese)
- 张俊清, 朱平, 张夫道. 2004. 有机肥和化肥配施对黑土有机氮形态组成及分布的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 10(3): 245-249
- Zhang J Q, Zhu P, Zhang F D. 2004. Effect of organic manure and chemical fertilizer combined application on the form and distribution of organic nitrogen of black soil [J]. *Plant Nutrition and Fertilizing Science*, 10(3): 245-249 (in Chinese)
- 张彦, 张远, 于涛, 等. 2010. 太湖沉积物及孔隙水中氮的时空分布特征[J]. *环境科学研究*, 23(11): 1333-1342
- Zhang Y, Zhang Y, Yu T, *et al.* 2010. Spatial and temporal distribution of nitrogen species in sediment and interstitial waters of Taihu lake [J]. *Research of Environmental Sciences*, 23(11): 1333-1342 (in Chinese)
- 朱广伟, 陈英旭. 2001. 沉积物中有机质的环境行为研究进展[J]. *湖泊科学*, 13(3): 272-279
- Zhu G W, Chen Y X. 2001. A review of geochemical behaviors and environmental effects of organic matter in sediments [J]. *Journal of Lake Science*, 13(3): 272-279 (in Chinese)
- 朱梦圆, 朱广伟, 王永平. 2011. 太湖蓝藻水华衰亡对沉积物氮、磷释放的影响[J]. *环境科学*, 32(2): 409-415
- Zhu M Y, Zhu G W, Wang Y P. 2011. Influence of scum of algal bloom on the release of N and P from sediments of Lake Taihu [J]. *Environmental Science*, 32(2): 409-415 (in Chinese)