

郭建宁, 卢少勇, 金相灿, 等. 2010. 低溶解氧状态下河网区不同类型沉积物的氮释放规律[J]. 环境科学学报, 30(3): 614-620

Guo J N, Lu S Y, Jin X C, et al. 2010. Regularity of nitrogen release under low oxygen conditions from various sediments in a river network[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 30(3): 614-620

低溶解氧状态下河网区不同类型沉积物的氮释放规律

郭建宁¹, 卢少勇¹, 金相灿^{1,*}, 张利红², 盛力³

1. 中国环境科学研究院, 湖泊环境研究中心, 国家环境保护湖泊污染控制重点实验室, 北京 100012

2. 河北工程大学, 城建学院, 邯郸 056001

3. 吉林建筑工程学院, 环境工程系, 长春 130012

收稿日期: 2009-05-07 修回日期: 2009-07-22 录用日期: 2009-11-20

摘要:采集浙江温州温瑞塘河河网中 4 个受不同人类行为干扰的沉积物样品, 分别代表受河道上游来水、制革厂排水、建筑垃圾和生活污水排放的影响, 研究了低溶解氧(DO)状态下不同类型沉积物各形态氮(N)的释放规律. 结果表明, 低 DO 状态下, 不同上覆水条件能明显影响沉积物-水系统中 N 迁移转化. 上覆水污染越重越不利于沉积物中 N 释放, 水质改善后易促进沉积物中 N 的释放. 岫田河高营养盐水平的上覆水中的 N 仍能在扩散作用下进入沉积物, 并导致已严重污染的沉积物中总氮(TN)和硝酸盐氮(NO_3^- -N)含量增加, 控制河流外源 N 持续输入利于沉积物污染负荷的降低. 低 DO 状态下各类沉积物中氨氮(NH_4^+ -N)均会释放进入上覆水, 而 NO_3^- -N 则迁至沉积物中, 并在反硝化作用下脱离系统. NH_4^+ -N 的释放量取决于其在沉积物中的含量. 低 DO 状态下 NO_3^- -N 释放的风险小于 NH_4^+ -N.

关键词:沉积物; 氮释放; 溶解氧

文章编号: 0253-2468(2010)03-614-07 中图分类号: X522 文献标识码: A

Regularity of nitrogen release under low oxygen conditions from various sediments in a river network

GUO Jianning¹, LU Shaoyong¹, JIN Xiangcan^{1,*}, ZHANG Lihong², SHENG Li³

1. Research Center of Lake Environment, Chinese Research Academy of Environment Sciences, State Environmental Protection Key Laboratory for Lake Pollution Control, Beijing 100012

2. College of City of Construction, Hebei University of Engineering, Handan 056001

3. Department of Environment Engineering, Jilin Architectural and Civil Engineering Institute, Changchun 130012

Received 7 May 2009; received in revised form 22 July 2009; accepted 20 November 2009

Abstract: Four sediment samples affected by different human activities were collected from the Wenzhou Wenruitanghe River network, Zhejiang Province. They represented upriver water, tannery drainage, construction waste and municipal drainage. The characteristics of release of various nitrogen (N) forms from the different sediments were investigated under low dissolved oxygen (DO) conditions. The transformation of N in the sediment-water system was significantly affected by the conditions of the overlying water. It was disadvantageous for N release if the overlying water was seriously contaminated, and it was advantageous for N release when the condition of the overlying water was improved. The N in the overlying water, highly contaminated in the Yutianhe River, could be transferred into the seriously polluted sediment by diffusion, leading to an increase of TN and nitrate nitrogen (NO_3^- -N) in the sediments. Input control of external N could decrease the potential load of contamination. Ammonia nitrogen (NH_4^+ -N) was released into the overlying water from all kinds of sediments while NO_3^- -N was transferred into them. The quantities of NH_4^+ -N released from sediments were higher than those of NO_3^- -N transferred into the sediments. The risk of NO_3^- -N release was lower than that of NH_4^+ -N under low oxygen conditions.

Keywords: sediment; nitrogen release; dissolved oxygen

1 引言(Introduction)

温瑞塘河水系流域总面积约 740km², 主河道长

33.85km, 城市河道是温瑞塘河水系的重要组成部分. 近年来温瑞塘河水质恶化, 2000 年温瑞塘河水质满足 IV 类水要求的河段长度仅占 15.0%, V 类

基金项目: 国家高技术研究发展计划项目(No. 2008ZX07101-001, 2009ZX07101-009, 2005AA6010100500); 国家重点基础研究发展计划项目(No. 2002CB412300)

Supported by the National High Technology Research and Development Program of China (No. 2005AA6010100500) and the National Basic Research Program of China (No. 2002CB412300)

作者简介: 郭建宁(1981—), 男, 博士研究生, E-mail: guojn08@163.com; * 通讯作者(责任作者), E-mail: jinxc@caes.org.cn

Biography: GUO Jianning (1981—), male, Ph. D. candidate, E-mail: guojn08@163.com; * Corresponding author, E-mail: jinxc@caes.org.cn

及劣于 V 类河段占 85.0%,许多河段水体发黑、发臭,失去了应有的作用,导致水质性缺水,需从瓯江引水.河道与湖泊是生活污水和工业废水的主要接纳水体,大量营养盐汇集在沉积物中形成污染源 (Cowan *et al.*, 1996), 据统计温瑞塘河流域每年 NH_4^+ -N 的总排放量为 3000t 左右 (叶旭, 2002). 河道沉积物中 N 释放对上覆水水质有不利影响,富营养化水体常处于低 DO 状态 ($\text{DO} < 3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),低溶解氧状态下湖泊沉积物中 N 会释放 (叶琳琳等, 1996; 刘静静, 2006; 步青云, 2006; Hua *et al.*, 2001), 但河道不同类型沉积物在低 DO 条件下 N 释放规律的研究较少. 在温瑞塘河不同河段采集代表性较好的沉积物样品, 分别代表不同污染类型: 上游来水携带污染物、工业污水 (制革厂废水)、生活

污水、建筑垃圾等, 在实验室条件下进行不同类型沉积物在低 DO 状态下 N 释放规律研究, 以期为不同河段的针对性治理提供基础资料.

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 试验材料

2006 年 1 月用自制采样器于温瑞塘河不同河段采集不同性状的沉积物表层样品和水样. 沉积物采集后倾出上覆水, 装入封口袋内, 排出空气, 密封, 带回实验室, 取部分沉积物冷冻干燥后除去植物和贝类等残体, 研磨, 过 100 目筛, 备用. 水样采集后亦尽快带回实验室分析, 各采样点水体的总磷 (TP)、总氮 (TN)、悬浮物 (SS) 和化学需氧量 (COD_{Cr}) 及水深见表 1.

表 1 温瑞塘河采样点基本特征

Table 1 Basic characteristic of the sampling sites in the Wenruitanghe River

点位	点位描述	TP / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TN / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	SS/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	COD_{Cr} / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	水深 / m
1*	引水渠上游	0.33 ± 0.04	19.40 ± 1.18	191.5	27.42	1.32
2*	广化河生活污水排污口	0.97 ± 0.01	48.64 ± 2.52	54.5	38.31	1.20
3*	蒲州河建筑工地附近	0.11 ± 0.03	3.69 ± 0.02	未监测	未监测	未监测
4*	屿田河制革厂排污口	0.20 ± 0	73.99 ± 1.32	22.0	66.53	0.95

2.2 试验方法

将沉积物鲜样置于有机玻璃管中, 按水、沉积物的体积比为 5:1, 将各采样点的河水用虹吸管沿管壁加入玻璃管中 (由于运输过程中 3* 采样点的河道原水泄漏, 因此添加蒸馏水), 尽量避免扰动沉积物, 每个试验组设一个平行. 将有机玻璃管置于人工气候室内, 维持温度 (25 ± 1) $^{\circ}\text{C}$, 光暗比 12h:12h, 湿度 65%. 图 1 为试验装置图.

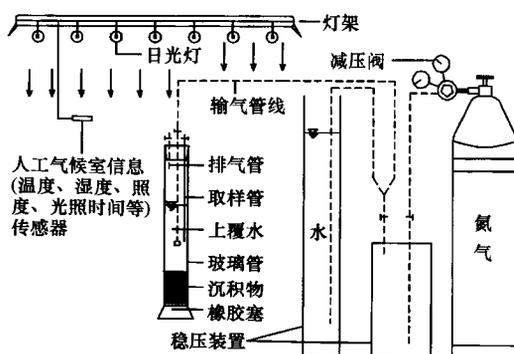


图 1 试验装置示意图

Fig. 1 Sketch of the experimental equipment

持系统处于低 DO 状态, 曝气时间可根据测得的 DO 浓度进行调整. 曝气后第 8h, 12h 和 24h 测定其 DO 含量, 当确定系统稳定于低 DO 状态时 (连续 3 次测得的 DO 浓度低于 $3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 分析上覆水中的 TN、 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N, 测定方法参考《水和废水监测分析方法》(国家环境保护总局, 2006), 同时监测水中的 DO 含量、氧化还原电位 (E_h)、pH 值, 具体方法见表 2. 试验过程中损失的水量用蒸馏水补充 (损失的 N 依次折算回浓度), 采样深度和氮气通入深度均为沉积物上方 8 ~ 10cm 处. 试验前后分别测定沉积物样品的 TN、 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 的含量, 测定方法参考《土壤农化分析》(鲍士旦, 2005).

表 2 水质参数测定方法

Table 2 The measurements and methods for water quality parameters

参数	仪器	方法
溶解氧	Do-11P (东亚电波工业株式会社)	膜电极法
pH	F-20pH/mV Meter (北京纪源)	电极法
E_h	250A (Orion Research, Inc)	膜电极法
总氮	UV-1700 分光光度计 (日本岛津)	紫外分光光度法

样品静置 3d 后于每天下午定时用氮气曝气, 保

3 结果 (Results)

3.1 沉积物-水系统中 TN 的变化

沉积物-水系统中 TN 的变化见图 2. 由图 2a 可见, 2[#]、4[#] 上覆水中 TN 浓度呈持续下降趋势, 分别由试验开始时的 14.0 mg·L⁻¹ 和 25.5 mg·L⁻¹ 降至试验结束时的 7.6 mg·L⁻¹ 和 10.6 mg·L⁻¹, 为试验开始时的 45.8% 和 58.4%. 1[#]、3[#] 上覆水中 TN 浓度整体呈上升趋势, 仅在试验后期略降. 特别是添加蒸馏水的 3[#] 样品, 上覆水中的 TN 浓度持续上升并稳定在较高值. 试验结束时上覆水 TN 浓度: 4[#] 制革厂 > 3[#] 建筑垃圾 > 2[#] 生活污水 > 1[#] 上游来水. 沉积物中 TN 含量变化与上覆水中 TN 浓度变化的对应关系良好, 即: 上覆水 TN 浓度升高者, 沉积物 TN 含量降低; 反之, 沉积物 TN 含量升高 (图 2b). 试验结束后 2[#] 和 4[#] 沉积物中 TN 含量分别为 2.15 g·kg⁻¹ 和 6.52 g·kg⁻¹, 较试验前有所增加. 说明上覆水中的一部分 N 迁移进入了沉积物.

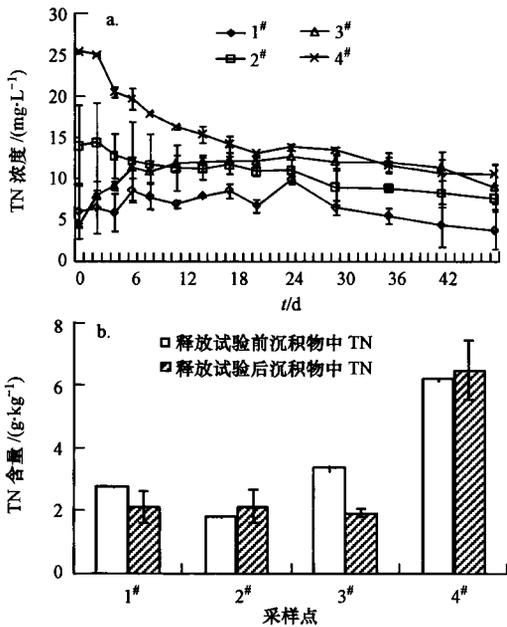


图 2 沉积物-水系统中 TN 的变化 (a. 上浮水, b. 沉积物)
Fig. 2 TN in the sediment-water system (a. Overlying water, b. Sediments)

3.2 沉积物-水系统中 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的变化

图 3 和图 4 为沉积物-水系统中 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的变化. 由图 3 和图 4 可见, 沉积物-水系统中 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 变化规律明显. 各样品上覆水中 NH₄⁺-N 浓度变化可分成上升-稳定-下降三个阶段, 而 NO₃⁻-N 变化趋势恰好与其相反. NH₄⁺-N 稳定期

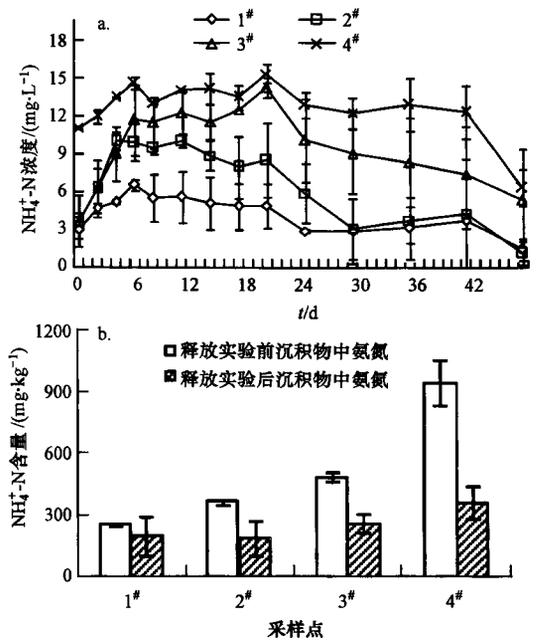


图 3 沉积物-水系统中 NH₄⁺-N 含量变化 (a. 上浮水, b. 沉积物)

Fig. 3 NH₄⁺-N in the sediment-water system (a. Overlying water, b. Sediments)

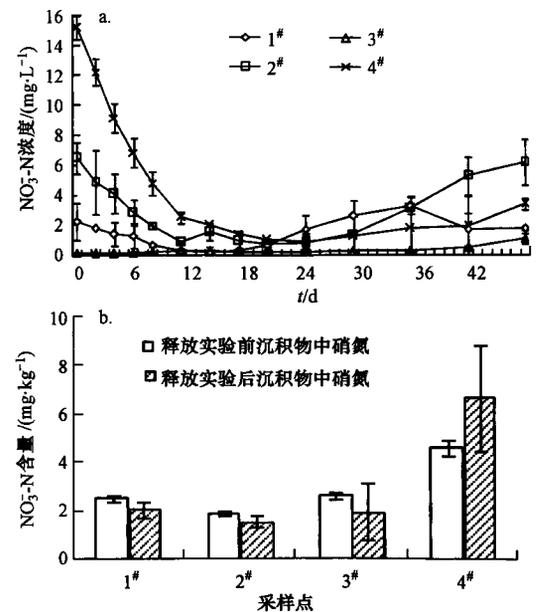


图 4 沉积物-水系统中 NO₃⁻-N 含量变化 (a. 上浮水, b. 沉积物)

Fig. 4 NO₃⁻-N in the sediment-water system (a. Overlying water, b. Sediments)

浓度大小依次为 4[#] > 3[#] > 2[#] > 1[#], 与试验前沉积物中 NH₄⁺-N 含量相对应, 上覆水和沉积物中 NH₄⁺-N 含量表征了不同河段污染程度. 试验结束后 1[#] ~ 4[#]

沉积物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量分别减少 18.4%, 46.5%, 45.4% 和 61.6%, 表明沉积物释放出大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$. 由图 4a 可见, 添加蒸馏水的 3[#] $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化不大. 屿田河样品的变幅最大, 由初始的 $15.16\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $0.89\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 并导致上覆水 TN 浓度降低和沉积物中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量增加. 试验后屿田河沉积物中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量为 $6.65\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 增加了 46.2%, 而其它样品则均出现不同程度的下降.

3.3 沉积物-水系统中 DO 和 E_h 值的变化

图 5 为上覆水中 DO 和 E_h 值的变化. 由图可见, 实验开始时上覆水的 DO 浓度约为 $0.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, E_h 值约为 250mV, 均维持在较低状态. 试验过程中, 上覆水中的 DO 浓度和 E_h 值整体呈上升趋势. 因为在培养初期, 微生物大量分解沉积物和水体中的有机物, 能快速消耗水体中的氧气 (Jan Vymazal, 2007), 使 DO 浓度和 E_h 降低. 随着试验进行, 采样时进入的空气, 蒸馏水的补充, 曝气装置进排气口的密闭性能和稳定运行等因素导致 DO 浓度和 E_h 值逐渐上升并相对稳定 ($\text{DO} < 2.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $E_h < 350\text{mV}$).

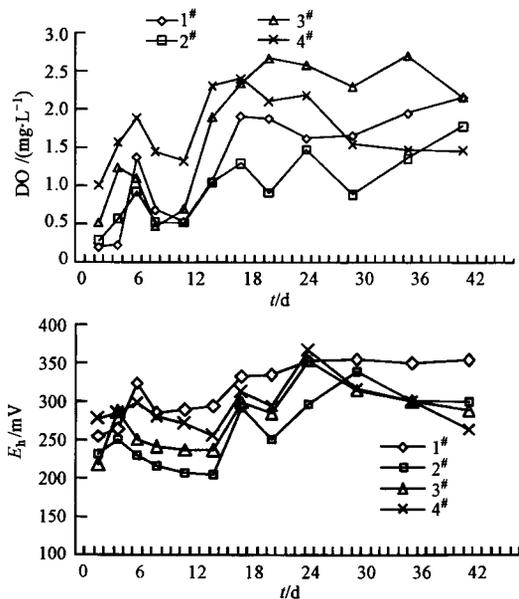


图 5 上覆水中 DO 和 E_h 值的变化

Fig. 5 DO and E_h in the overlying water

4 讨论 (Discussion)

沉积物中 N 的迁移转化规律受 DO 浓度、pH、温度和营养盐浓度等多方面因素的影响 (叶琳琳等, 1996; 步青云, 2006; Sánchez-Monedero *et al.*,

2001). 本研究中由于沉积物中可能含有大量有机态和颗粒态 N, 导致其 TN 含量 (图 2b) 远高于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (图 3b) 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (图 4b) 含量之和. 由表 1 可见, 分别位于生活污水和制革厂排污口附近的 2[#]、4[#] 样品, 静置前上覆水中 TN 浓度分别为 48.6 和 $74.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 远高于其他点位. 实验开始前静置 3d 后, TN 浓度降为 14.0 和 $25.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 说明在 3d 的静置过程中已有大量 N (溶解态和非溶解态) 由上覆水迁移至沉积物中并导致沉积物中 TN 含量升高 (图 2b). 实验过程中 2[#]、4[#] 上覆水中 TN 浓度持续下降, 上覆水 TN 初始浓度较高是其浓度下降的主要原因. 已有研究表明, 沉积物-水系统中, 水和沉积物之间营养盐交换的动力主要来自上覆水和沉积物间隙水之间的浓度梯度 (范成新等, 1997; 蒋小欣等, 2007). 上覆水中 N 的浓度较高, 有助于上覆水中的营养盐向沉积物间隙水扩散, 因此试验结束时, 上覆水 N 浓度较高的系统中沉积物 TN 含量升高. 1[#]、3[#] 沉积物中的 TN 含量较低, 特别是蒲州河河段的 3[#] 沉积物, TN 含量为 4[#] 的 54.2%, 但添加蒸馏水为上覆水后表现出较强的释放能力, 上覆水中 TN 浓度持续增长, 最后维持在约 $12.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 与 4[#] 浓度相当 ($11.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 此现象亦可用上述营养盐交换动力解释.

试验条件下, 无论是以蒸馏水或原水为上覆水, 河网中不同类型沉积物在低 DO 状态下均出现 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的释放, 这与已有研究结果一致 (Hua *et al.*, 200; 袁文权等, 2004; 李文红等, 2003). 沉积物-水系统中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由沉积物进入上覆水, 并导致上覆水中其浓度的升高 (图 3a) 和沉积物中其含量的降低. 低 DO 状态下 N 的迁移转化不应忽视硝化和反硝化作用的影响. 有研究发现水体中硝化和反硝化反应较弱 (Pauer *et al.*, 2000; Revsbech *et al.*, 2005), 沉积物硝化反应主要发生在沉积物上部好氧层, 表层沉积物硝化反应产生 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 有半数进入沉积物 (Hashimoto, *et al.*, 1999; Sánchez-Monedero *et al.*, 2001). 在低 DO 条件下, 沉积物的好氧层减少, 硝化作用减弱, 这导致了间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度升高; 另外, 如图 3b 所示, 沉积物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量较高, 说明间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度也应较高. 由图 3a 可见, 沉积物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量高者上覆水中浓度也高, 说明在低 DO 状态下, 不同污染程度的沉积物对上覆水的影响不同. 在试验条件下, 沉积物 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量也是影响其释放的原因. 以上两

个因素导致沉积物间隙水和上覆水之间形成了较高的浓度梯度,沉积物中的 NH_4^+ -N 在扩散作用下进入上覆水,表现为 NH_4^+ -N 的释放.湖泊底部沉积物-水界面的生化过程能显著影响上覆水的水质,这个过程主要是由氧和 E_h 来驱动 (Beutel *et al.*, 2008). 试验进行至 30d 左右时,各系统上覆水中的 TN 和 NH_4^+ -N 浓度均有所下降(图 2, 图 3),而 NO_3^- -N 浓度略升(图 4). 主要原因是上覆水中 DO 浓度和 E_h 值上升(图 5),沉积物中硝化菌的活性增强,而反硝化菌的活性受到抑制,导致上覆水中 N 浓度出现与试验前期相反的变化规律. 这也说明沉积物-水系统中 DO 浓度的确能够影响系统中 N 的迁移转化规律.

试验条件下 3 个沉积物-水系统中的 NO_3^- -N 主要表现为上覆水中浓度降低,沉积物中含量降低,因此可以推测有大量的 N 脱离系统进入大气. 针对人工湿地 (Gabriel *et al.*, 2009), 河流 (Baker *et al.*, 2004; Yu *et al.*, 2008), 河口 (Wang *et al.*, 2003) 与海岸淡水沉积物 (Laverman *et al.*, 2007) 等的研究表明,沉积物的反硝化作用有效的降低沉积物中的 NO_3^- -N 含量. 人工湿地进水中约一半的 TN 是由反硝化作用去除的 (Gabriel *et al.*, 2009). 可见反硝化作用在沉积物-水系统的 N 循环过程中起着至关重要的作用. 试验后 1[#]~3[#]沉积物中 NO_3^- -N 含量降低,似乎与上覆水中 NO_3^- -N 浓度降低相矛盾,其实不然:低 DO 状态下,沉积物反硝化活性增强,沉积物中的 NO_3^- -N 在反硝化作用下转化成氮气脱离系统,导致沉积物中 NO_3^- -N 含量减少,进而导致间隙水与上覆水形成了持续的浓度梯度,上覆水中的 NO_3^- -N

在扩散作用下不断进入沉积物并被转化为氮气,因此试验中上覆水和沉积物中的 NO_3^- -N 均降低. 另外,试验所采用的沉积物 TN 含量均较高(图 2b),这有利于沉积物中微生物的反硝化作用(李飞跃等, 2009),能促进沉积物中的 N 转化为 N_2 脱离系统. 试验结束后 4[#]沉积物中 NO_3^- -N 含量升高,这与其所处的地理位置有关. 研究表明,污染严重水体中,氮转化作用受水化学成分的影响 (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001). 4[#]沉积物长期接纳的制革废水中可能含大量金属离子和染料等有毒物质,因此沉积物无法正常进行硝化-反硝化反应,加上上覆水中 NO_3^- -N 浓度很高 ($15.6\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),大量的 N 在扩散作用下进入间隙水,且进入沉积物间隙水的 N 多于反硝化作用所能脱离系统的量. 两方面原因导致已严重污染的沉积物仍可吸附上覆水中的 NO_3^- -N 并导致沉积物中 NO_3^- -N 含量增加(图 4b). 虽然有研究表明,上覆水的营养盐水平可对沉积物中氮的释放产生影响,当上覆水的营养盐负荷降低后,沉积物中营养盐易释放到水体 (吴群河等, 2005; 蒋小欣等, 2007; Hua *et al.*, 2001),但添加蒸馏水的 3[#]沉积物仅表现为 NH_4^+ -N 的释放,而上覆水 NO_3^- -N 浓度基本无变化. 沉积物中 NO_3^- -N 含量的降低说明在低 DO 状态下,沉积物的反硝化作用能够将沉积物中的 NO_3^- -N 转化为氮气脱离系统从而控制其释放.

为研究上覆水中各形态 N 间及物理指标间的关系,确定它们间的相互关系,用 SPSS11.0 统计软件进行数据分析,经检验,试验数据服从正态分布,并做 Pearson 相关分析,结果见表 3.

表 3 上覆水各形态 N、DO 和 E_h 间的相关性

Table 3 The correlations between various forms of nitrogen, DO and E_h

采样点	TN- NH_4^+ -N	TN- NO_3^- -N	NH_4^+ -N- NO_3^- -N	TN-DO	NO_3^- -N-DO	NH_4^+ -N-DO	DO- E_h
1 [#]	0.489	-0.431	-0.656*	0.004	0.064	-0.310	0.945**
2 [#]	0.534*	0.021	-0.543*	-0.852**	-0.267	-0.286	0.628*
3 [#]	0.774**	-0.031	-0.369	0.677*	0.414	0.416	0.781*
4 [#]	0.111	0.916**	-0.204	-0.197	-0.395	0.724**	0.381

注: * $p < 0.05, n = 8$; ** $p < 0.01, n = 8$.

可见,各样品上覆水中 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 有显著负相关关系,说明整个系统中它们间始终是一对矛盾,这与已有研究成果一致 (Beutel *et al.*, 2008). DO 和 E_h 则呈显著正相关. 2[#]、3[#]的 NH_4^+ -N 和 TN 显著相关,4[#]的 NO_3^- -N 和 TN 显著相关,说明在研究的

河道内, NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 均可以成为上覆水中 N 的控制因素,它们的变化均能显著影响河道水体的 TN 浓度. 所以,河道治理过程中当监测到河段进入低 DO 状态时应首先注意 NH_4^+ -N 释放对水环境造成进一步危害.

5 结论(Conclusions)

1) 上覆水的污染程度对沉积物 N 释放有显著影响. 当上覆水的营养盐水平较高时, 上覆水和沉积物间隙水之间的浓度梯度导致上覆水中的 N 仍可在扩散作用下进入已严重污染的沉积物, 控制河流的外源 N 输入有利于沉积物潜在污染负荷降低.

2) 当河段进入低 DO 状态时, 所研究河道中各类沉积物中 NH_4^+ -N 均会释放入水体, 上覆水中的 NO_3^- -N 在扩散作用下不断进入沉积物间隙水中, 并在反硝化作用下脱离系统, 除个别上覆水中 NO_3^- -N 浓度特别高的河段外, 反硝化作用导致上覆水和沉积物中 NO_3^- -N 含量降低.

3) 上覆水水质改善后, 在 DO 浓度较低的情况下, 沉积物中的 N 尤其是 NH_4^+ -N 会释放进入水体, 调水工程中应注意控制.

责任作者简介: 金相灿 (1945—), 男, 研究员. E-mail: jinxc@craes.org.cn.

参考文献(References):

- Baker M A, Vervier P. 2004. Hydrological variability, organic matter supply and denitrification in the Garonne River ecosystem [J]. *Freshwater biology*, 49: 181—190
- 鲍士旦. 2005. 土壤农化分析 [M]. 北京: 中国农业出版社. 495
- Bao S D. 2005. Soil and Agricultural Chemistry Analysis [M]. Beijing: Chinese Agriculture Publishing House. 495 (in Chinese)
- Beutel M W, Leonard T M, Dent S R, *et al.* 2008. Effects of aerobic and anaerobic conditions on P, N, Fe, Mn, and Hg accumulation in waters overlaying profundal sediments of an oligo-mesotrophic lake [J]. *Water Research*, 42: 1953—1962
- 步青云. 2006. 浅水湖泊溶解氧变化对沉积物磷、氮的影响 [D]. 北京: 中国环境科学研究院. 62—64
- Bu Q Y. 2006. Effects of Dissolved Oxygen Concentration on Phosphorus and Nitrogen in the Sediments from Shallow Lakes [D]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences. 62—64 (in Chinese)
- Cowan J L W, Boynton W R. 1996. Sediment-water oxygen and nutrient exchanges along the longitudinal axis of Chesapeake Bay: Seasonal patterns, controlling factors and ecological significance [J]. *Estuaries*, 19(3): 562—580
- 范成新, 相崎守弘. 1997. 好氧和厌氧条件对霞浦湖沉积物-水界面氮磷交换的影响 [J]. *湖泊科学*, 9(4): 337—342
- Fan C X, Morihiro Aizaki. 1997. Effect of aerobic and anaerobic conditions on exchange of nitrogen and phosphorus across sediment-water interface in Lake Kasumigaura [J]. *Journal of Lake Sciences*, 9(4): 337—342 (in Chinese)
- Gabriel M L, Roxane M, Jacques B, *et al.* 2009. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands [J]. *Water Research*, 43: 535—545
- 国家环境保护总局. 2002. 水和废水监测分析方法 (第 4 版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社
- SEPA. 2002. Monitoring and Analytical Method of Water and Wastewater (4th Edition) [M]. Beijing: Environmental and Scientific Press of China (in Chinese)
- Hashimoto S, Gojo K, Hikota S, *et al.* 1999. Nitrous oxide emission from coastal waters in Tokyo Bay [J]. *Marine Environmental Research*, 47: 213—223
- Hua W F, Lob W, Chua H, *et al.* 2001. Nutrient release and sediment oxygen demand in a eutrophic land-locked embayment in Hong Kong [J]. *Environment International*, 26: 369—375
- 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)
- Laverman A M, Canavan R W, Slomp C P, *et al.* 2007. Potential nitrate removal in a coastal freshwater sediment (Haringvliet Lake, The Netherlands) and response to salinization [J]. *Water Research*, 41: 3061—3068
- 李飞跃, 杨绒, 凌超普, 等. 2009. 秦淮河流域句容水库农业流域水体沉积物的反硝化作用 [J]. *环境科学学报*, 29(4): 854—860
- Li F Y, Yang R, Ti C P, *et al.* 2009. Denitrification of river and reservoir sediments in the Jurong reservoir agricultural watershed, Qinhuai River basin [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 29(4): 854—860 (in Chinese)
- 李文红, 陈英旭, 孙建平. 2003. 不同溶解氧水平对控制底泥向上覆水体释放污染物的影响研究 [J]. *农业环境科学学报*, 22(2): 170—173
- Li W H, Chen Y X, Sun J P. 2003. Influence of different dissolved oxygen (DO) amounts on released pollutants from sediment to overlying water [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 22(2): 170—173 (in Chinese)
- 刘静静. 2006. 巢湖内源氮磷形态、释放规律及控制研究 [D]. 合肥: 合肥工业大学. 57—58
- Liu J J. 2006. Study on Forms, Release Rules and Control Measures of Internal Phosphorus and Nitrogen in Chaohu Lake [D]. Hefei: Hefei University of Technology. 57—58 (in Chinese)
- Pauer J J, Auer M T. 2000. Nitrification in the water column and sediment of a hypereutrophic lake and adjoining river system [J]. *Water Research*, 34(4): 1247—1254
- Revsbech N P, Jacobsen J P, Nielsen L P. 2005. Nitrogen transformations in microenvironments of river beds and riparian zones [J]. *Ecological Engineering*, 24: 447—455
- Sánchez-Monedero M A, Roig A, Paredes C, *et al.* 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures [J]. *Bioresource Technology*, 78(3): 301—308

- Vymazal J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands [J]. *Science of the Total Environment*, 380:48—65
- Wang F H, Juniper S K, Pelegr S P, *et al.* 2003. Denitrification in sediments of the Laurentian Trough, St. Lawrence Estuary, Québec, Canada [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 515—522
- 吴群河,曾学云,黄朝. 2005. 溶解氧对河流底泥中三氮释放的影响 [J]. *环境污染与防治*, 27(1):21—24
- Wu Q H, Zeng X Y, Huang Y. 2005. The effect of DO on nitrogen releasing from sediments of rivers [J]. *Environmental Pollution & Control*, 27(1):21—24 (in Chinese)
- 叶琳琳,潘成荣,张之源,等. 2006. 瓦埠湖沉积物氮的赋存特征以及环境因子对 NH_4^+ -N 释放的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 25(5):1333—1336
- Ye L L, Pan C R, Zhang Z Y, *et al.* 2006. Characteristics of N forms in Wabu Lake sediments and effects of environmental factors on NH_4^+ -N release [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 25(5): 1333—1336 (in Chinese)
- 叶旭. 2002. 温瑞塘河流域水污染物总量控制研究 [D]. 杭州:浙江大学. 26—27
- Ye X. 2002. Total Amount Control of Water Pollution in Wenrui Bastion [D]. Hangzhou: Zhejiang University. 26—27 (in Chinese)
- Yu G W, Qiu L, Lei H Y, *et al.* 2008. In situ nitrogen removal from tidal river sediment by nitrification/ denitrification [J]. *Journal of Biotechnology*, 136: S662—S663
- 袁文权,张锡辉,张丽萍. 2004. 不同供氧方式对水库底泥氮磷释放的影响 [J]. *湖泊科学*, 16(1):28—34
- Yuan W Q, Zhang X H, Zhang L P. 2004. Effects of different oxygenation treatments on the release of nitrogen and phosphorus from reservoir sediments [J]. *Journal of Lake Sciences*, 16(1): 28—34 (in Chinese)