



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202103114

中图分类号 X52

文献标识码 A

邹艾怡, 余健. 株洲市雨水管道沉积物-水界面污染物交换特性[J]. 环境工程学报, 2021, 15(7): 2322-2333.

ZOU Aiyi, YU Jian. Pollutants exchange characteristics of sediment-water interface in Zhuzhou rainwater pipeline[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(7): 2322-2333.

## 株洲市雨水管道沉积物-水界面污染物交换特性

邹艾怡, 余健\*

湖南大学土木工程学院, 长沙 410082

第一作者: 邹艾怡(1996—), 女, 硕士研究生。研究方向: 水质净化与水污染控制。E-mail: 610390826@qq.com

\*通信作者: 余健(1964—), 男, 博士, 教授。研究方向: 水质净化与水污染控制。E-mail: jianyu@hnu.edu.cn

**摘要** 为了解株洲市雨水管道沉积物-水界面污染物的交换规律, 分析了沉积物中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、SCOD、TP 的含量及微生物种群的结构, 探讨了溶解氧、温度、水力扰动和微生物种类等环境因素对污染物交换特性的影响。结果表明: 沉积物中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、SCOD 和 TP 的质量分数分别为 20.41、2 154.99 和 1 200.86  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; 微生物以兼性厌氧菌为主, 优势菌属为氨化、反硝化及聚磷功能菌属; 溶解氧的降低、温度和扰动强度的升高, 均可促使污染物交换通量的升高; 氮类物质交换特性受环境因素改变的影响较大。在环境温度为 25  $^{\circ}\text{C}$ 、扰动强度为 300  $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$  时,  $\text{NH}_4\text{-N}$  交换通量为 1.630  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 、SCOD 为 36.218  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 、DTP 为 0.049  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。以上研究结果可为株洲市雨水管道沉积物污染控制提供参考。

**关键词** 分流制雨水管道; 沉积物-水界面; 交换通量; 微生物种群结构

随着城市点源污染得到基本控制, 由暴雨径流引起的非点源污染逐渐成为城市水体主要污染源<sup>[1]</sup>。在城市分流制排水系统中, 暴雨径流携带的部分颗粒物在重力作用下沉积在雨水管道底部, 形成管道沉积物。这些沉积物在后续管道径流的冲刷作用下, 部分又将重新进入管流并随之排入城市水体, 成为水体污染重要的源和汇<sup>[2-4]</sup>。李海燕等<sup>[5-6]</sup>对北京市某区域分流制雨水管道进行了调查, 结果表明, 约 80% 以上管道存在不同程度的沉积现象, 管道沉积物中 TN 对径流污染负荷的贡献率约为 23%, TP 贡献率约为 30%。

管道沉积物对径流污染负荷的贡献可能与沉积物-水界面污染物交换特性有关。影响沉积物-水界面污染物交换的因素有沉积物的理化性质、环境因子和扰动(包括物理扰动和生物扰动)等<sup>[7]</sup>。近年来一些学者在管道沉积物污染分布<sup>[8-9]</sup>、冲刷沉积规律<sup>[10]</sup>、吸附解吸<sup>[11]</sup>及溶出特性<sup>[12]</sup>等方面开展了研究。陈红等<sup>[13]</sup>对合流制入河管道沉淀物中氮转化规律进行了探究, 结果表明, 氨氮是其主要释放形态。李明怡<sup>[14]</sup>利用北京市雨水管道沉积物进行了研究, 发现上覆水体 pH 和流速是影响沉积物中磷和重金属释放的主要因素, 并利用连续函数法计算出: 当流速为 1.1  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  时, 沉积物和水之间磷的平均交换速率为 4.09  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{min})^{-1}$ 。目前, 有关分流制雨水管道沉积物-水界面的研究很少, 关于微生物对沉积物-水界面之间污染物交换特性的影响尚未见有报道。

株洲市位于湖南省东部, 湘江中下游, 其中白石港是湘江在株洲最大的支流, 沿河两岸雨水

收稿日期: 2021-03-15; 录用日期: 2021-05-12

基金项目: 湖南创新型省份建设专项经费资助项目(2019SK2111)

及溢流污水均直接排入白石港。管道水体氨氮等指标超标明显，水质较差<sup>[15]</sup>。基于此，本研究选取株洲市某分流制雨水管道沉积物作为研究对象，通过模拟实验考察了溶解氧、温度、水力扰动强度及微生物种群对污染物在沉积物-水界面之间交换的影响，剖析上覆水中污染物转化途径与规律，为雨水管道沉积物污染控制提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 区域概况

研究区域位于株洲市白石港流域职教城片区，汇水面积约为 0.29 km<sup>2</sup>。该区域为新建城区，毗邻长株高速，以教育用地为主，下垫面主要由沥青道路、建筑屋面及绿地组成。区域内颗粒物污染来源主要为大气沉降、土壤以及道路磨损等，未见垃圾填埋场、工厂等大型污染源。研究区域排水体制为雨污分流制，雨水管道管径为 1 000~1 500 mm，降雨时管道径流直接排入白石港主河道。

2020 年 7—9 月调研期间，受强降雨条件下管道径流冲刷的影响，该区域雨水管道沉积物主要分布在拐弯及交汇处的管段末端，平均沉积厚度为 10 cm。取样点处管道直径为 1 200 mm，旱季无流量，沉积物呈黑色，有轻微气味。取样点位置见图 1。



图 1 研究区域及采样点分布示意图

Fig. 1 Map of study area and sampling point

### 1.2 样品采集与分析

样品采集日前期的干旱天数为 12 d。采样时，利用铲子铲取采样点表层沉积物，置于黑色聚乙烯袋中，采样后立即送回实验室。利用真空冷冻干燥机对部分沉积物进行干燥处理，其余沉积物去除树叶、石块等杂物后采用四分法进行均化，所有样品置于 -20 ℃ 条件下冷冻保存。在采样结束后的雨天，采集该处降雨中期管道径流样，置于聚乙烯塑料瓶中，带回实验室于 4 ℃ 条件下冷藏保存，以供模拟实验用。

沉积物样品主要由粒径在 380~830 μm 和 75~150 μm 内的颗粒物组成。沉积物初始 pH 为 7.89，含水率为 23.44%，有机质含量为 4.22%，SCOD、氨氮、硝酸盐氮、TP 质量分数分别为 2 154.99、20.41、11.05、1 200.86 mg·kg<sup>-1</sup>，无机磷 (IP) 占总磷含量的 68.9%，Fe/Al-P 占 IP 的 70.2%，可见，该区域沉积物中的磷活性较高，沉积物释磷潜力较大<sup>[16]</sup>。管道径流初始水样 pH 为 7.6，氨氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮质量浓度分别为 0.467、1.283 和 0.106 mg·L<sup>-1</sup>，SCOD、DTP 和 DIP 质量浓度分别为 41.77、0.025 和 0.014 mg·L<sup>-1</sup>。

### 1.3 实验设计

分别考察溶解氧、温度和扰动强度 3 种环境因素对污染物转化的影响。具体实验条件设置如下：为模拟管道中不同溶解氧含量的环境，采取滴加亚硫酸钠和人工曝气的方式控制上覆水溶解氧质量浓度，使其分别保持在 ≤1、3 和 5 mg·L<sup>-1</sup>，此时环境温度均为 25 ℃，不进行扰动；为模拟不同季节下管道环境温度，采用恒温培养箱实现对环境温度的控制，使其分别保持在 15、25 和 35 ℃，此时上覆水溶解氧质量浓度为 3 mg·L<sup>-1</sup>，不进行扰动；为模拟管道中不同水流流速情景，通过调节搅拌器的转速实现对扰动强度的控制，分别设置转速为 0、150 和 300 r·min<sup>-1</sup>，此时环境温度为 25 ℃，实验过程中监测各组上覆水 pH 及 DO 值。

取 250 g 经均化处理的沉积物置于 1 L 烧杯底部，沿杯壁缓慢加入经 0.45 μm 滤膜过滤后的管

道径流, 稍没过底泥后进行搅拌使泥水充分混合, 于 25 °C 恒温培养箱中静置 24 h, 之后再加入剩余上覆水至水土比为 1.5:1。实验周期为 7 d, 装置全程避光置于恒温培养箱中, 每隔 12 h 用注射器抽取 50 mL 水样, 经 0.45 μm 滤膜过滤后, 测定相关污染物质量浓度。取样后向烧杯中补充同体积的原上覆水, 补充过程中尽量避免对沉积物造成扰动。在 25 °C 条件下, 每隔 24 h 取 5~10 g (DO=3 mg·L<sup>-1</sup>) 的沉积物, 用以测定沉积物中微生物群落。实验结束后测定各组沉积物中污染物质量浓度。

#### 1.4 分析方法

本实验主要检测分析沉积物和上覆水中氨氮、硝酸盐氮、淋溶态化学需氧量 (SCOD)、溶解态总磷 (DTP) 及溶解态正磷酸盐 (DIP) 等指标。沉积物中 SCOD 和无机氮含量测定采用浸提法<sup>[17]</sup>; 沉积物磷形态分析采用 SMT 磷分级分离方法<sup>[18]</sup>; 各步骤提取液以及上覆水中 SCOD、DTP、DIP、氨氮、硝态氮、亚硝态氮的测定方法均参照国标法<sup>[19]</sup>。样品做 2 次平行样测定, 结果取平均值, 利用 Excel 和 SPSS 分析数据, Origin2018 作图。

委托上海美吉生物利用细菌/古菌通用引物对 (GTGYCAGCMGCCGCGGTAA/GGACTACNVGGG TWTCTAAT) 进行 16S rRNA 基因扩增, 并通过 Illumina Miseq 平台进行高通量测序<sup>[20]</sup>, 将结果与 Silva 数据库比对进行物种注释, 得出微生物群落结构组成。

沉积物与上覆水中营养盐交换通量<sup>[21]</sup>参照式 (1) 进行计算。

$$M = (V(C_t - C_0) + \sum_{j=1}^t V_0(C_{j-1} - C_a)) / (St) \quad (1)$$

式中:  $M$  为平均交换通量,  $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ;  $V$  为上覆水总体积, L;  $V_0$  为每次所取上覆水体积, L;  $C_0$ 、 $C_t$ 、 $C_{j-1}$  为初始时刻、 $t$  时刻和  $j-1$  时刻测得的上覆水中污染物质量浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $C_a$  为补充水样中污染物质量浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $S$  为沉积物与水界面营养盐交换面积,  $\text{m}^2$ ;  $t$  为反应时间, h。当  $M > 0$  时, 表明污染物以从沉积物中向上覆水释放为主; 当  $M < 0$  时, 表明上覆水中污染物以被沉积物吸附或发生降解为主。

## 2 结果与讨论

### 2.1 沉积物微生物种群结构分析

微生物种群结构如图 2 所示。由图 2(b) 可见, 方格颜色代表样品中某一物种的种群数量, 颜色越深表明种群数量越大。沉积物中共有 25 个门水平的物种丰度大于 0.2%, 其中与氮磷转化相关的变形菌门、绿弯菌门、厚壁菌门<sup>[22]</sup> 等 7 个物种的总丰度达 80% 以上, 表明在沉积物中进行着大量与氮磷转化相关的生物过程。泉古菌门是一类具有氨氧化功能的古菌, 能在有氧条件下将氨氧化为亚硝酸盐, 是硝化过程的关键限制反应<sup>[23]</sup>, 其相对丰度为 0.2%~1.05%。硝化螺旋菌门和硝化刺菌门可将亚硝酸盐氧化为硝酸盐, 在样品中的相对丰度为 0.56%~0.58%。1 个实验周期内所取的 7 个样品中, 优势种群均为与氨化、反硝化及聚磷作用相关的菌属, 主要包括变形菌门的不动杆菌属 (*Acinetobacter*)、食酸菌属 (*Acidovorax*)、热单胞菌属 (*Thermomonas*)、假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、厚壁菌门的微小杆菌属 (*Exiguobacterium*) 以及绿弯菌门的厌氧绳菌属 (*Anaerolinea*)<sup>[22]</sup>。

### 2.2 环境因素对污染物交换特性的影响

1) 不同溶解氧水平下污染物交换特性。各实验组污染物平均交换通量见表 1, 上覆水污染物浓度随时间变化见图 3。由图 3(a)~(c) 可知,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度随反应时间逐渐升高,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  质量浓度逐渐降低, 而  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  质量浓度在实验初期经短时升高后迅速降低。这可能是由于静置状态下沉积物内部处于缺氧环境, *Acinetobacter*、*Exiguobacterium* 等反硝化菌为优势菌属, 氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌丰度较低, 氮类物质的转化主要由氨化及反硝化过程主导<sup>[24]</sup>。*Clostridiaceae* 菌在缺氧环境中具有很强的氨化能力, 可将含氮有机物转化为  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ <sup>[25-26]</sup>, 从而促使体系中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度

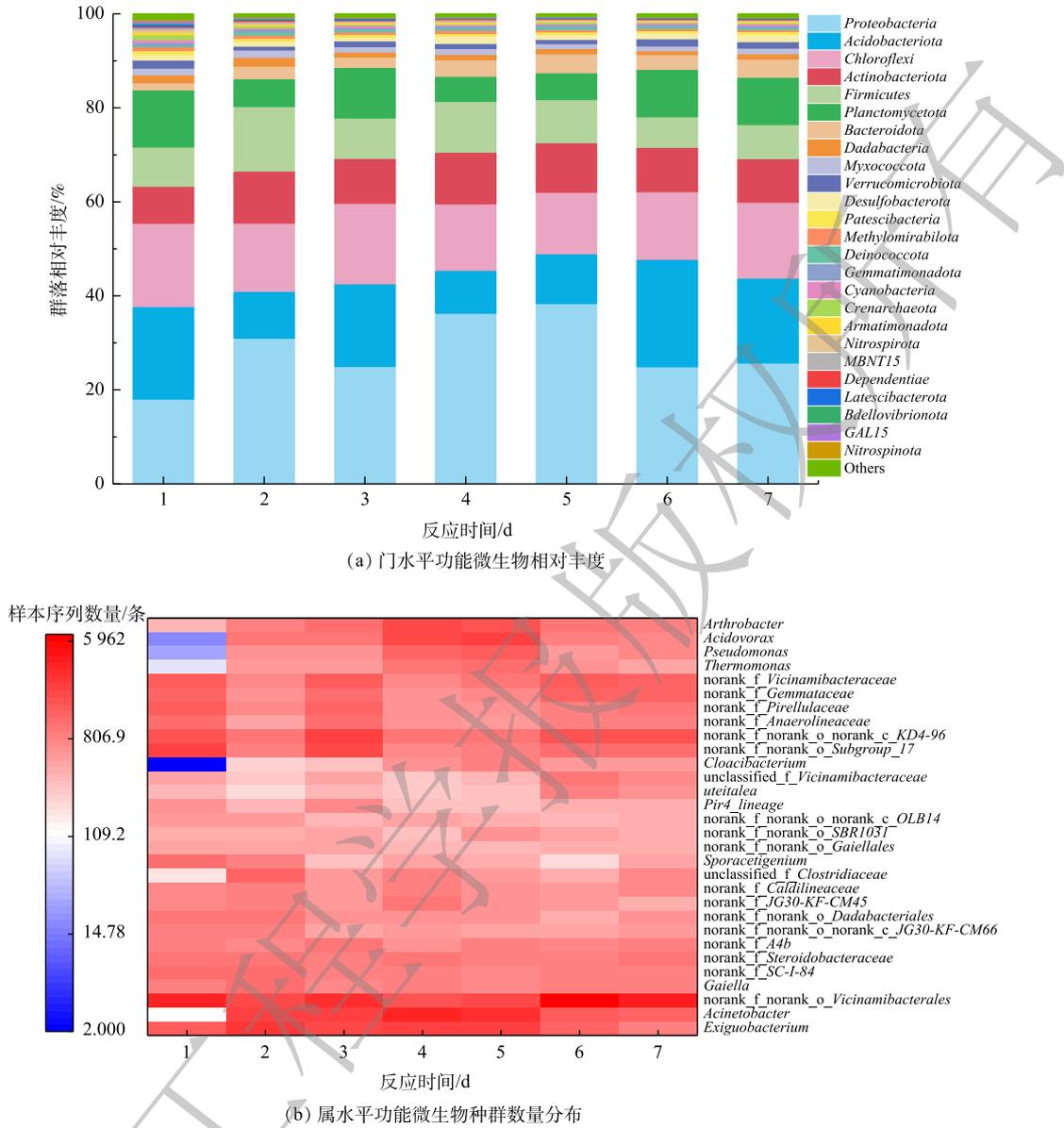
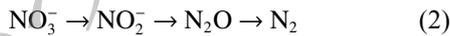


图 2 样品中微生物种群结构

Fig. 2 Microbial population structure of samples

升高。体系中异化反硝化和同化反硝化具体过程<sup>[27]</sup>分别如式(2)~式(3)所示。



实验初期，大量  $\text{NO}_3^-$ -N 经反硝化生成  $\text{NO}_2^-$ -N，导致  $\text{NO}_2^-$ -N 质量浓度短时升高，但随后由于  $\text{NO}_2^-$ -N 的反硝化速率大于生成速率，故其浓度迅速降低。

由图 3(d) 可见，缺氧条件下 SCOD 质量浓度随反应时间逐渐升高，好氧条件下 SCOD 质量浓度逐渐降低。这可能是由于溶解氧较低时体系中还原态物质逐渐增多，并在浓度差的作用下向上

表 1 不同溶解氧水平下污染物平均交换通量

Table 1 Effect of dissolved oxygen on the exchange fluxes of pollutants

溶解氧质量 浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	平均交换通量/(mg·(m <sup>2</sup> ·h) <sup>-1</sup> )					
	氨氮	硝酸盐氮	亚硝酸盐氮	SCOD	DTP	DIP
≤1	1.425	-0.586	-0.058	17.013	0.034	0.028
3	1.034	-0.472	-0.048	13.846	0.017	0.016
5	0.726	-0.297	-0.033	7.703	0.009	0.009

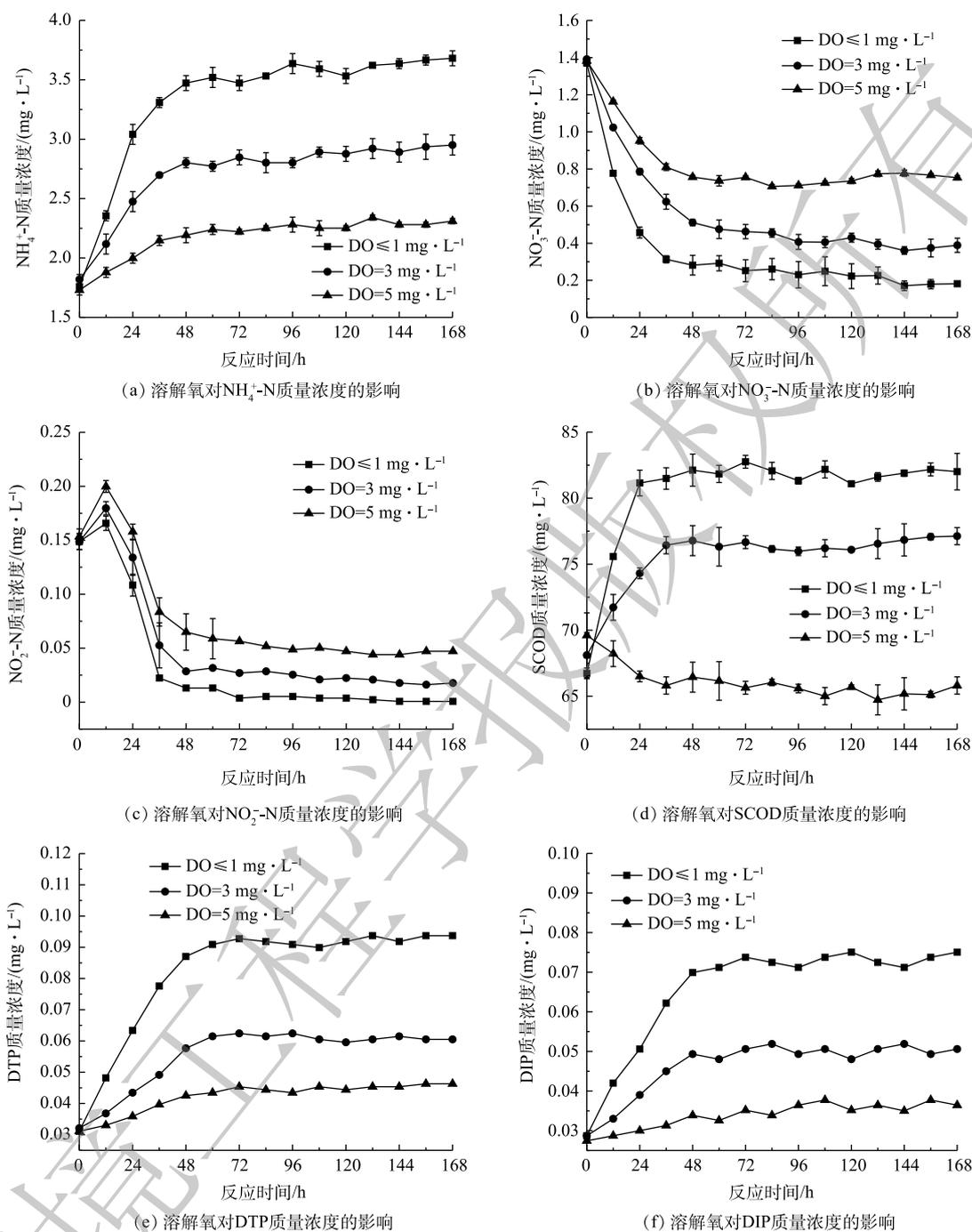


图3 溶解氧对上覆水中污染物质量浓度的影响

Fig. 3 Effect of dissolved oxygen on the content of pollutants in overlying water

覆水中释放；而好氧条件下微生物活性较强，对有机物的降解相对较快。

由图3(e)~(f)可见：磷质量浓度随反应时间逐渐升高，DTP峰值浓度为初始浓度的1.49~3.01倍，DIP峰值质量浓度为初始浓度的1.33~2.61倍。其中，上覆水DIP含量占DTP的78.2%~83.6%，说明上覆水中溶解态磷主要以无机磷为主。好氧条件下磷的释放强度低于缺氧条件，一是由于好氧环境中*Pseudomonas*、*Arthrobacter*、*Anaerolinea*等聚磷菌属<sup>[28]</sup>释磷过程受抑制，磷的生物释放强度减弱；二是由于此时表层沉积物中 $\text{Fe}^{2+}$ 被氧化为 $\text{Fe}^{3+}$ ，部分磷被 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 胶体吸附发生沉积<sup>[29]</sup>；

三可能是由于好氧条件下，上覆水中较高浓度的NO<sub>3</sub>-N作为电子受体也抑制了Fe-P的还原，从而一定程度上抑制磷的释放。这与BEUTEL等<sup>[30]</sup>的研究结果相似。

由表1可见，NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N平均交换通量为正值，硝态氮平均交换通量均为负值。这主要是由于体系中氨化作用较强而硝化作用较弱，NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的生成速率总体上高于消耗速率的缘故；同时，硝态氮因反硝化作用不断被消耗，其生成速率低于消耗速率。好氧条件下SCOD质量浓度虽逐渐降低(图3(d))，但其交换通量依然为正值。这可能是由于沉积物中以兼性厌氧微生物为主，有机物降解速率较低，SCOD降解速率低于释放速率。体系中磷平均交换通量均为正值，随溶解氧的降低而升高，表明体系中磷的释放占主导地位。

2) 不同温度水平下污染物交换特性。各实验组上覆水污染物含量随时间变化见图4，平均交换通量见表2。由图4(a)~(c)可知，污染物质量浓度随时间的变化与溶解氧组相似。温度对氮类物质转化的影响主要体现在两方面，一是温度升高，沉积物中微生物活动随之增强，加速体系中氮的消耗，从而促使有机氮氨化及扩散过程加快<sup>[21]</sup>；二是高温为反硝化过程提供了低溶解氧环境与最适温度，体系中反硝化作用增强<sup>[27]</sup>。由图4(d)可知，高温时SCOD质量浓度升高较明显。这可

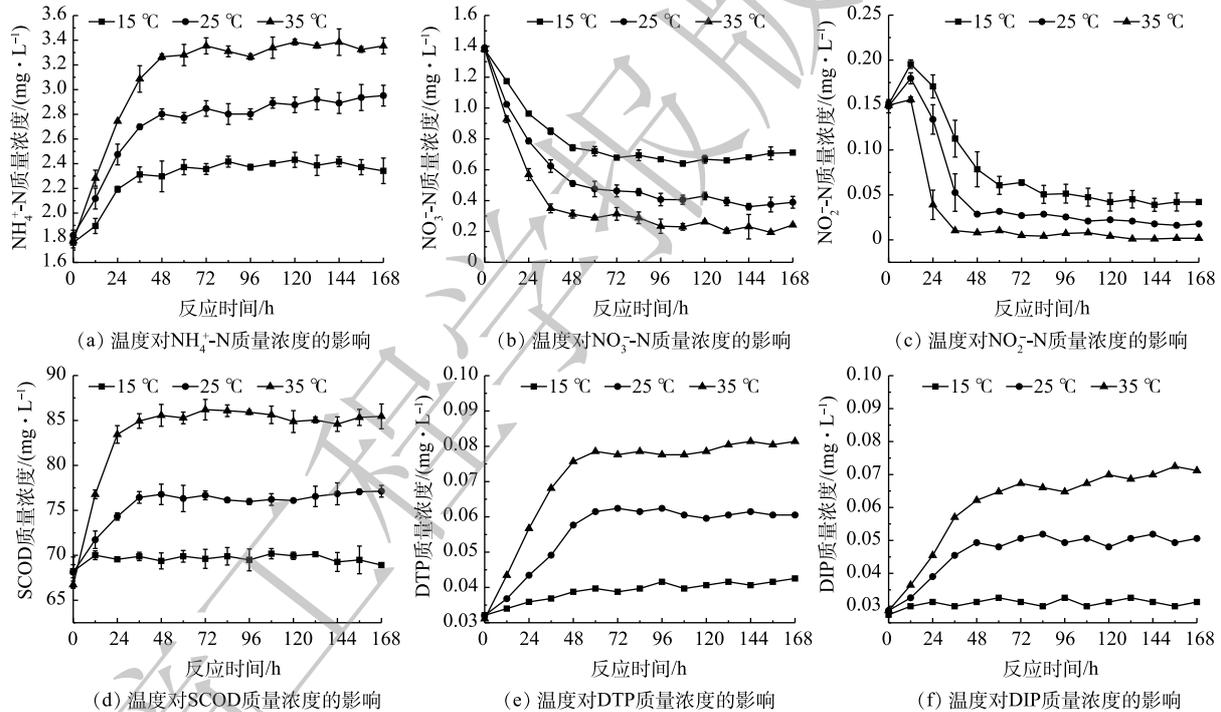


图 4 温度对上覆水中污染物质量浓度的影响

Fig. 4 Effect of temperature on the content of pollutants in overlying water

表 2 不同温度水平下污染物平均交换通量

Table 2 Effect of temperature on the exchange fluxes of pollutants

温度/°C	平均交换通量/(mg·(m <sup>2</sup> ·h) <sup>-1</sup> )					
	氨氮	硝酸盐氮	亚硝酸盐氮	SCOD	DTP	DIP
15	0.771	-0.319	-0.032	9.979	0.007	0.007
25	1.034	-0.472	-0.048	13.846	0.017	0.016
35	1.274	-0.562	-0.061	18.861	0.027	0.026

能是由于高温能促使沉积物中有机物释放,而沉积物中微生物以兼性厌氧型为主,温度的升高对有机物氧化速率的促进作用较弱。由图4(e)~(f)可见,上覆水磷的质量浓度随温度升高而增加。这是因为温度升高促进沉积物中 *Pseudomonas*、*Arthrobacter* 等聚磷菌释磷,以及 Fe 结合态磷的释放<sup>[31]</sup>;且随着温度升高,磷酸盐的解吸作用增强<sup>[32]</sup>。

由表2可知,  $\text{NH}_4\text{-N}$ 、SCOD、DTP 和 DIP 的平均交换通量均为正值,并随温度的升高而升高,而硝态氮交换通量为负值。这可能是由于此时体系中硝态氮同样因较强的反硝化作用不断被消耗,总体上其消耗速率大于生成速率的缘故。

3) 不同扰动强度下污染物交换特性。各实验组上覆水溶解氧质量浓度随时间变化见图5, 污染物含量随时间变化见图6, 平均交换通量表3。由图5可知, 静置组溶解氧质量浓度随反应时间的增加逐渐降低, 而扰动组溶解氧始终保持在较高水平, 持续的水力扰动增加了泥水混合体系中的氧含量。除图6(b)外, 扰动组上覆水污染物质量浓度均呈先升高后降低的趋势。这可能是由于扰动促使沉积物间隙水中高浓度污染物的释放, 致使上覆水污染物质量浓度在短时内显著升高<sup>[32-33]</sup>, 从而出现明显的初始冲刷现象。

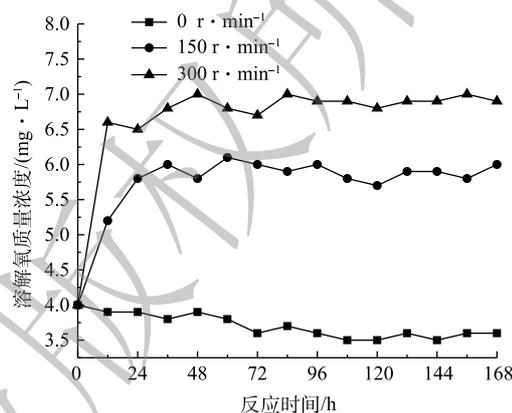


图5 上覆水溶解氧质量浓度随时间变化情况

Fig. 5 Dissolved oxygen concentration in overlying water

图6(a)~(c)中, 扰动组上覆水中  $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$  和  $\text{NO}_2\text{-N}$  质量浓度达到平衡时, 其浓度值分别为静置组平衡状态下的 1.17~1.35、3.73~4.32 和 3.05~4.13 倍。其中,  $\text{NH}_4\text{-N}$  和  $\text{NO}_2\text{-N}$  质量浓度先升高后降低, 而  $\text{NO}_3\text{-N}$  质量浓度升高后未明显下降。这可能是由于此时体系中氧浓度较高, 硝化反应处于主导地位,  $\text{NH}_4\text{-N}$  和  $\text{NO}_2\text{-N}$  不断被氧化为  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  较稳定从而出现累积。由图6(d)可知, 扰动对上覆水 SCOD 的影响较为明显, 实验开始 12 h 左右扰动组 SCOD 即达到峰值, 其质量浓度达到平衡时为静置组的 1.17~1.48 倍。强扰动条件下 SCOD 质量浓度下降速率较快。其原因可能是此时微生物对有机物的降解速率较低扰动条件下更高。由图6(e)~(f)可知, 扰动组中磷质量浓度均先升高后降低。这可能是由于持续的扰动使得部分磷重新被沉积物吸附<sup>[32]</sup>, 或被聚磷菌摄入用于生命体的合成的缘故。

对比图3(c)、图4(c)和图6(c)可知, 3种条件下  $\text{NO}_2\text{-N}$  质量浓度变化趋势虽相同, 但其内在的驱动机制有所区别。对水体施加扰动后, 沉积物间隙水中  $\text{NO}_2\text{-N}$  的释放致使上覆水中  $\text{NO}_2\text{-N}$  质量浓度短时升高, 后由于  $\text{NO}_2\text{-N}$  易被进一步氧化成  $\text{NO}_3\text{-N}$  而降低, 直至上覆水中  $\text{NO}_2\text{-N}$  的生成与消耗达到平衡, 此过程中  $\text{NO}_2\text{-N}$  质量浓度的变化主要受硝化作用的影响, 而静置条件下各实验组  $\text{NO}_2\text{-N}$  质量浓度的变化主要受反硝化作用的影响。

由表3可知,  $\text{NH}_4\text{-N}$ 、SCOD、DTP 和 DIP 的平均交换通量均为正值, 且随扰动的增强而增加。静置组硝态氮平均交换通量为负值, 而扰动组其平均交换通量为正值。这可能是由于施加扰动后, 体系处于有氧环境, *Acinetobacter*、*Exiguobacterium* 等反硝化菌活性受到抑制, 硝态氮消耗速率降低。此时在 *Crenarchaeota*、*Nitrospirae* 和 *Nitrospinae* 等硝化细菌的作用下,  $\text{NH}_4\text{-N}$  逐步被氧化为  $\text{NO}_3\text{-N}$ <sup>[27]</sup>, 致使上覆水中硝态氮生成速率高于其消耗速率。扰动同样使得上覆水 SS 质量浓度增加, 加大了颗粒物与水的接触为硝化反应提供了大量活性位点<sup>[34]</sup>。余晖等<sup>[35]</sup>的模拟实验结果表明, 水体中硝化过程速率与颗粒物含量呈正相关。

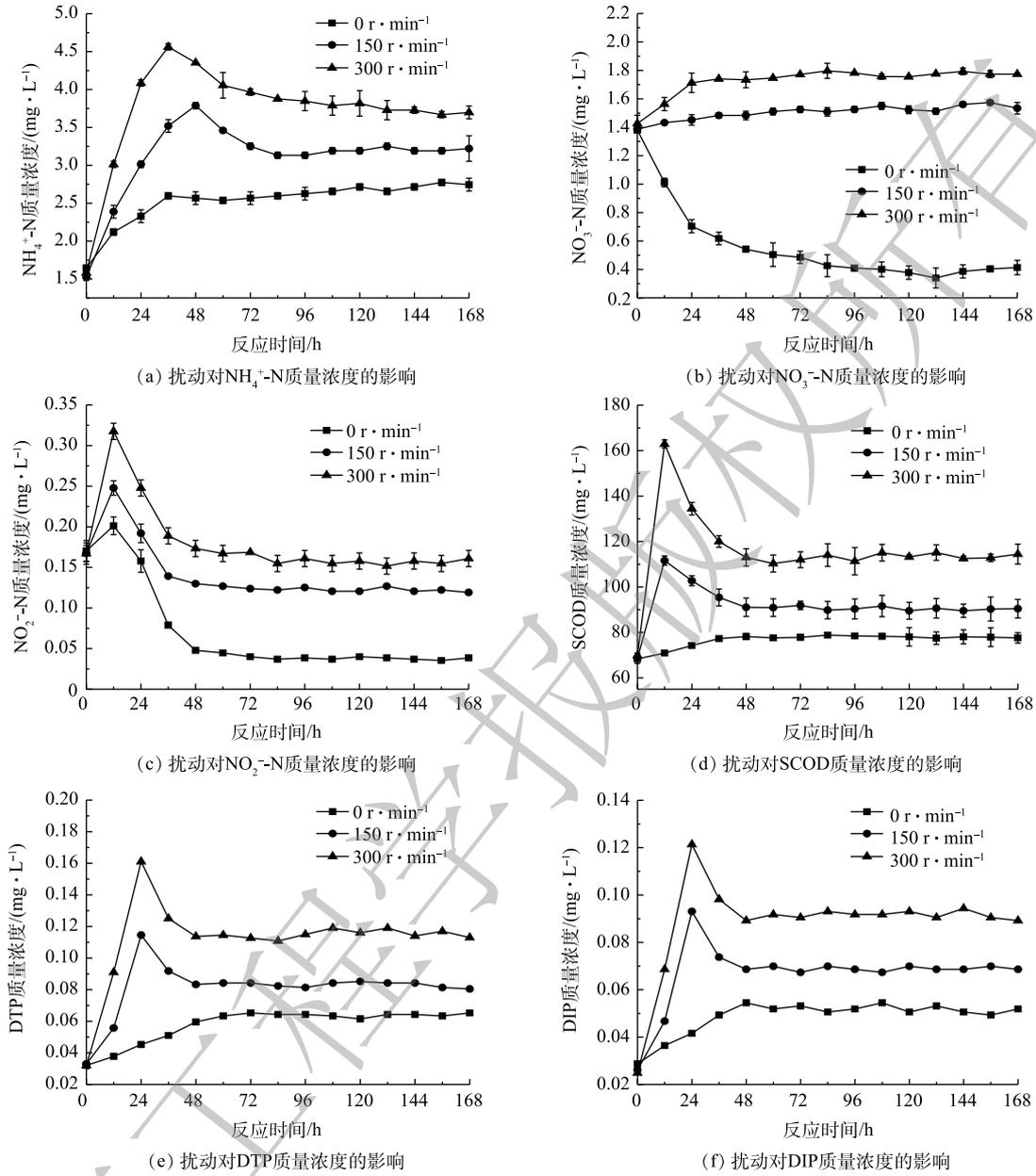


图 6 扰动对上覆水中污染物质量浓度的影响

Fig. 6 Effect of disturbance on the content of pollutants in overlying water

表 3 不同扰动强度下污染物平均交换通量

Table 3 Effect of disturbance on the exchange fluxes of pollutants

扰动强度/(r·min <sup>-1</sup> )	平均交换通量/(mg·(m <sup>2</sup> ·h) <sup>-1</sup> )					
	氨氮	硝酸盐氮	亚硝酸盐氮	SCOD	DTP	DIP
0	0.964	-0.468	-0.041	14.320	0.018	0.018
150	1.301	0.111	0.002	22.619	0.031	0.028
300	1.630	0.235	0.025	36.218	0.049	0.041

### 2.3 沉积物中污染物释放情况

实验结束后各组沉积物中污染物释放率见图 7。由图 7 可知，沉积物中各污染物释放率随环境

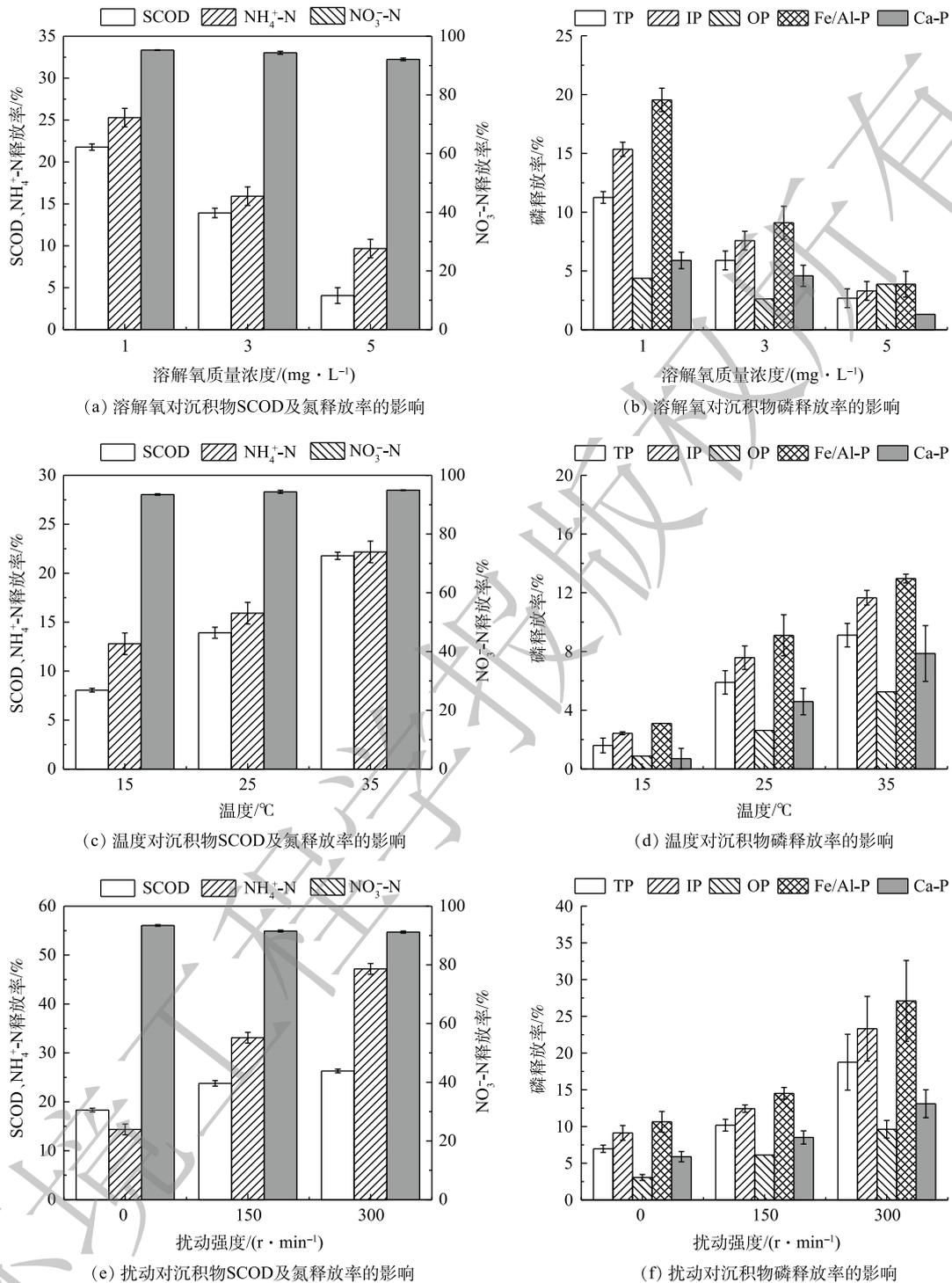


图7 环境因素对沉积物中污染物释放率的影响

Fig. 7 Effects of environmental factors on pollutant release from sediments

因子变化的规律相似,但相同条件下不同污染物释放率存在一定差异,其中磷的释放率最低,而硝酸盐氮释放率最高。整体来看,SCOD释放率为4.1%~26.3%; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 释放率最大,为91.2%~95.3%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放率为9.7%~47.2%;TP释放率为1.6%~18.8%,其中以Fe/Al-P为主。当扰动强度为 $300 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 时,沉积物中污染物释放率均达到最大,SCOD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP的释放率分别为静置时

的1.44、3.28和2.69倍。

### 3 结论

1) 研究区域中雨水管道沉积物-水界面污染物交换通量随溶解氧质量浓度的升高而降低, 而随温度的升高而升高。静置时水体中硝态氮主要表现为被消耗, 其余污染物表现为从沉积物中释放; 对水体施加扰动后, 所有污染物均表现为向上覆水体释放, 且交换通量随扰动的增强而增加。

2) 研究区域中雨水管道沉积物中优势菌门主要有7种, 包括与氮磷转化密切相关的变形菌门、绿弯菌门、放线菌门、厚壁菌门等, 优势菌种主要为反硝化菌和聚磷菌。未施加扰动时, 沉积物中氮的生物转化以氨化与反硝化过程为主。

3) 研究区域中雨水管道沉积物中磷释放率较低, 在管道沉积物中易出现富集现象; 有机物释放率次之; 氮易于在生物化学作用下发生转化, 释放率较高, 其中硝酸盐氮释放率最大。沉积物中磷的释放形态以Fe/Al-P为主。

### 参考文献

- [1] MOORE T L, RODAK C M, VOGEL J R. Urban stormwater characterization, control, and treatment[J]. *Water Environment Research*, 2017, 90(10): 1876-1927.
- [2] ASHLEY R, CRABTREE B, FRASER A, et al. European research into sewer sediments and associated pollutants and processes[J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2003, 129(4): 267-275.
- [3] CHANG S Y, TANG T Q, DONG L X, et al. Impacts of sewer deposits on the urban river sediment after rainy season and bioremediation of polluted sediment[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(13): 12588-12599.
- [4] BERTAND-KRAJEWSK J, LBARDIN J P, GIBELLO C. Long term monitoring of sewer sediment accumulation and flushing experiments in a man-entry sewer[J]. *Water Science and Technology*, 2006, 54(6/7): 109-117.
- [5] 李海燕, 梅慧瑞, 徐波平. 北京城市雨水管道中沉积物的状况调查与分析[J]. *中国给水排水*, 2011, 27(6): 36-39.
- [6] 李海燕, 徐波平, 徐尚玲, 等. 北京城区雨水管道沉积物污染负荷研究[J]. *环境科学*, 2013, 34(3): 919-926.
- [7] 陈洁, 许海, 詹旭, 等. 湖泊沉积物-水界面磷的迁移转化机制与定量研究方法[J]. *湖泊科学*, 2019, 31(4): 907-918.
- [8] HAJJ-MOHAMAD M, DARWANO H, DUY S V, et al. The distribution dynamics and desorption behavior of mobile pharmaceuticals and caffeine to combined sewer sediments[J]. *Water Research*, 2017, 108: 57-67.
- [9] SANG W J, CHEN Z Y, MEI L J, et al. The abundance and characteristics of microplastics in rainwater pipelines in Wuhan, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 755: 142606.
- [10] MANUEL R P, JOSE A, SUAREZ J, et al. Characterisations of sediments during transport of solids in circular sewer pipes[J]. *Water Science and Technology*, 2017(1): 8-15.
- [11] KAESEBERG T, ZHANG J, SCHUBERT S, et al. Sewer sediment-bound antibiotics as a potential environmental risk: Adsorption and desorption affinity of 14 antibiotics and one metabolite[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 239: 638-647.
- [12] 徐强强, 李阳, 马黎, 等. 城市雨水管道沉积物氮磷污染溶出特性试验研究[J/OL]. *环境科学研究*: 1-11[2020-09-15]. <https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929>.
- [13] 陈红, 卓琼芳, 许振成, 等. 排水管道沉积物氮释放特性的研究[J]. *环境科学*, 2015, 36(8): 2918-2925.
- [14] 李明怡. 雨水管道沉积物: 水界面磷和重金属交换与释放规律的研究[D]. 北京: 北京建筑工程学院, 2012.
- [15] 石勇. 海绵城市规划之径流污染控制研究分析: 以株洲市为例[J]. *中国市政工程*, 2017(02): 72-74.
- [16] 向速林, 周文斌. 鄱阳湖沉积物中磷的赋存形态及分布特征[J]. *湖泊科学*, 2010, 22(5): 649-654.
- [17] 孙璐. 西安市路面沉积物污染机制研究[D]. 西安: 长安大学, 2015.
- [18] 李海燕, 梅慧瑞, 徐波平, 等. 沉积物中磷和重金属形态分析方法[C]//武汉大学. *Proceedings of Conference on Environmental Pollution and Public Health*, 2010.
- [19] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

- [20] CAPORASO J, LAUBER C, WALTERS W, et al. Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms[J]. *ISME*, 2012, 6: 1621-1624.
- [21] 裴佳瑶, 冯民权. 环境因子对雁鸣湖沉积物氮磷释放的影响[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(12): 3447-3459.
- [22] 李笑玥, 秦华鹏, 王凡, 等. 生物滞留池微生物种群的硝化反硝化功能研究: 以深圳市为例[J]. *深圳大学学报(理工版)*, 2021, 38(1): 36-44.
- [23] 贾仲君, 翁佳华, 林先贵, 等. 氨氧化古菌的生态学研究进展[J]. *微生物学报*, 2010, 50(4): 431-437.
- [24] 刘伟, 周斌, 王丕波, 等. 沉积物再悬浮氮磷释放的机制与影响因素[J]. *科学技术与工程*, 2020, 20(4): 1311-1318.
- [25] BAREHA Y, GIRAULT R, JIMENEZ J, et al. Characterization and prediction of organic nitrogen biodegradability during anaerobic digestion: A bioaccessibility approach[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 263: 425-436.
- [26] LI W K, ZHENG T L, MA Y Q, et al. Current status and future prospects of sewer biofilms: Their structure, influencing factors, and substance transformations[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 695: 133815.
- [27] 张自杰. 排水工程: 下册[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2015.
- [28] 余晨兴, 王静, 苏玉萍, 等. 福建省3座水库库心沉积物聚磷菌的群落特征[J]. *应用生态学报*, 2019, 30(7): 2393-2403.
- [29] 郭念, 闫金龙, 魏世强, 等. 三峡库区消落带典型土壤厌氧呼吸对铁还原及磷释放的影响[J]. *水土保持学报*, 2014, 28(3): 271-276.
- [30] BEUTEL M W, HORNE A J, TAYLOR W D, et al. Effects of oxygen and nitrate on nutrient release from profundal sediments of a large, oligo-mesotrophic reservoir, Lake Mathews, California[J]. *Lake and Reservoir Management*, 2008, 24(1): 18-29.
- [31] WANG J, CHEN J, DING S, et al. Effects of temperature on phosphorus release in sediments of Hongfeng Lake, southwest China: an experimental study using diffusive gradients in thin-films (DGT) technique[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 74(7): 5885-5894.
- [32] 张义, 刘子森, 张焱磊, 等. 环境因子对杭州西湖沉积物各形态磷释放的影响[J]. *水生生物学报*, 2017, 41(6): 1354-1361.
- [33] WU T F, QIN B Q, ZHU G G, et al. Flume simulation of wave-induced release of internal dissolved nitrogen in Taihu Lake, China[J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2012, 30(5): 796-805.
- [34] RICHEY J S, MCDOWELL W H, LIKENS G E. Nitrogen transformations in a small mountain stream[J]. *Hydrobiologia*, 1985, 124(2): 129-139.
- [35] 余晖, 张学青, 张曦, 等. 黄河水体颗粒物对硝化过程的影响研究[J]. *环境科学学报*, 2004, 24(4): 601-606.

(责任编辑: 曲娜)

## Pollutants exchange characteristics of sediment-water interface in Zhuzhou rainwater pipeline

ZOU Aiyi, YU Jian\*

College of Civil Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China

\*Corresponding author, E-mail: jianyu@hnu.edu.cn

**Abstract** In order to investigate the exchange characteristics of pollutants at the sediment-water interface in Zhuzhou rainwater pipeline, the contents of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , SCOD, TP and the microbial population structure in the sediments were analyzed. The effects of dissolved oxygen, temperature, disturbance and microbial on pollutant exchange flux were discussed. The results showed that the contents of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , SCOD and TP were 20.41, 2 154.99 and 1 200.86  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , respectively. The predominant bacteria were ammonifying, denitrifying and phosphorus-accumulating functional bacteria. The decrease of dissolved oxygen, the increase of temperature and disturbance intensity could lead to the increase of pollutant exchange flux. The exchange characteristics of nitrogen were greatly affected by environmental factors. At 25 °C and 300  $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ ,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  exchange flux was 1.630  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , SCOD was 36.218  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , and DTP was 0.049  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ . The research results can provide reference for sediment pollution control in Zhuzhou rainwater pipelines.

**Keywords** separate rainwater pipeline; sediment-water interface; exchange flux; microbial population structure