

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.23.021

降雨冲击下再生水河道水质变化与微生物群落分析

薛重华^{1,2}, 赵沂萌^{1,2}, 檀旭^{1,2,3}, 王建龙^{1,2}, 梁曼曼^{1,2},
任雅欣^{1,2}, 李海燕^{1,2}, 李俊奇^{1,2}

(1. 北京建筑大学 城市雨水系统与水环境教育部重点实验室, 北京 102616; 2. 北京建筑大学 北京节能减排与城乡可持续发展省部共建协同创新中心, 北京 102616; 3. 中国建筑设计研究院有限公司, 北京 100044)

摘要: 为初步探索雨水径流排入再生水河道后水环境的变化,搭建了再生水与雨水径流不同体积混合的河道循环流动模拟装置。结果表明,当再生水与雨水的体积比为1:1和2:1时,上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度呈先升后降的趋势,72 h后分别稳定至 (0.50 ± 0.03) 和 (1.7 ± 0.6) mg/L;当再生水与雨水的体积比为1:2时,两者均呈现先降低后稳定的趋势。雨水径流输入后,河道中溶解性微生物代谢产物和芳香族蛋白质的平均占比分别下降20.0%和8.3%,腐殖酸平均占比提升15.7%,有机物向难降解组分转化。微生物群落演替方面,在高雨水污染负荷的条件下,变形菌门(*Proteobacteria*)相对丰度达35.79%。脱氮单胞菌属(*Dechloromonas*)和硫杆菌属(*Thiobacillus*)是主要的反硝化菌,可能对脱氮起主导作用;在再生水河道恢复阶段,硝化螺旋菌属(*Nitrospira*)的占比普遍升高,驱动硝化过程;在降雨冲击阶段,上覆水中氮代谢主要依靠氨氧化和好氧反硝化途径。

关键词: 再生水河道; 雨水径流; 污染物迁移; 微生物群落

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)23-0141-09

Water Quality Change and Microbial Community Analysis in Reclaimed Water River Channels Subject to Rainfall Events

XUE Chong-hua^{1,2}, ZHAO Yi-meng^{1,2}, TAN Xu^{1,2,3}, WANG Jian-long^{1,2},
LIANG Man-man^{1,2}, REN Ya-xin^{1,2}, LI Hai-yan^{1,2}, LI Jun-qi^{1,2}

(1. Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment <Ministry of Education>, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 102616, China; 2. Beijing Energy Conservation & Sustainable Urban and Rural Development Provincial and Ministry Co-construction Collaboration Innovation Center, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 102616, China; 3. China Architecture Design & Research Group Co. Ltd., Beijing 100044, China)

Abstract: A river circulation flow simulation system was developed to model the mixing of varying volumes of reclaimed water and rainwater runoff, so as to preliminarily investigate the changes in the aquatic environment following the discharge of rainwater runoff into a reclaimed water river channel. When the volume ratio of reclaimed water to rainwater was 1:1 and 2:1, the concentrations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$

基金项目: 国家重点研发计划项目(2021YFC3200700)

通信作者: 薛重华 E-mail: xuechonghua@bucea.edu.cn

and NO_3^- -N in the overlying water exhibited an initial increase followed by a gradual decrease, eventually stabilizing at (0.50 ± 0.03) mg/L and (1.7 ± 0.6) mg/L after 72 hours, respectively. When the volume ratio was 1:2, both nitrogen species displayed an initial decline followed by stabilization. Following the input of rainwater runoff, the average proportions of dissolved microbial metabolic products and aromatic proteins in the river channel decreased by 20.0% and 8.3%, respectively, whereas the average proportion of humic acid increased by 15.7%, indicating a transformation of organic matters into more refractory components. Regarding microbial community succession, the relative abundance of *Proteobacteria* reached 35.79% under conditions of high rainwater pollution loads. *Dechloromonas* and *Thiobacillus* were the predominant denitrifying bacterial genera and likely played a central role in nitrogen removal processes. During the restoration phase of reclaimed water river channels, the relative abundance of *Nitrospira* typically increased, thereby promoting the nitrification process. During the rainfall event, nitrogen metabolism in the overlying water was likely predominantly mediated by ammonia oxidation and aerobic denitrification processes.

Key words: reclaimed water river channel; rainwater runoff; pollutant transportation; microbial community

随着城市化进程的加快,水资源短缺问题日益严重^[1],再生水作为一种非常规水资源,已被广泛用于河湖生态补水^[2]。降雨作为非点源污染的关键驱动因子,其特征(降雨量、降雨强度和雨前晴天数等)显著影响污染物迁移规律。降雨初期污染物浓度呈现“上升-平稳-下降”三个阶段,其定量关系已建立指数函数、幂函数等数学模型^[3]。然而,既有的水质模型多基于天然河道构建,将其应用于再生水河道时,因基质效应和微生物响应机制变化,可能会出现显著偏差。

目前,降雨与河道污染的关系研究多聚焦于常规降雨情景下的水质达标评估^[4],对再生水-雨水复合系统中污染物动态迁移及底泥微生物群落响应的分析仍然不足。笔者通过构建再生水、雨水径流梯度混合系统,开展降雨污染冲击、河道恢复两阶段实验,以揭示不同降雨强度下污染物迁移规律与微生物调控机制,旨在为雨天入河污染物管控标准的制定提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 实验材料与装置

实验用水取自北京市大兴区黄村再生水厂,该厂采用A²O-MBR工艺,出水水质满足《城镇污水处理厂水污染物排放标准》(DB11/890—2012)B类水要求,并作为新风河生态补水水源。底泥样本采自新风河再生水排口下游河段,使用抓斗式采泥器采

集0~10 cm表层沉积物后,采用原位河水保湿法将其运送至实验室。实验用水COD、TN、 NH_4^+ -N、TP的浓度分别为 (10.5 ± 1.2) 、 (8.3 ± 0.3) 、 (1.0 ± 0.1) 、 (0.3 ± 0.1) mg/L。

为尽可能模拟实际再生水河道排口雨水径流水体的情况,采用自配雨水。采集市政道路、小区、屋顶等功能区的沉积物进行混合后,与去离子水混合搅拌30 min,转速为400 r/min。自配雨水中COD、TN、 NH_4^+ -N、TP的浓度分别为150.5~272.4、7.7~7.9、0.7~1.7、0.4~0.6 mg/L。实验模拟河道流动的循环装置如图1所示。

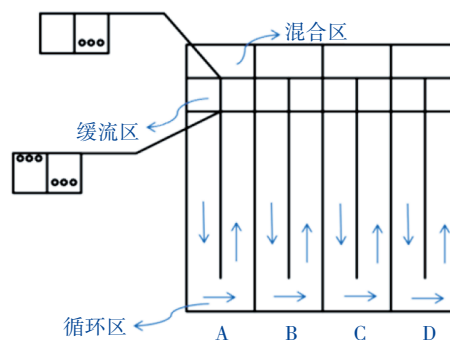


图1 河道流动循环实验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of river flow circulation test device

水槽主体尺寸为1 m×1 m×0.15 m(长×宽×高),主要由PVC塑料板制成,分为A、B、C、D四组平行通道,每个通道长1 m、宽0.25 m、高0.15 m,中间设有

0.75 m 挡板,单通道含混合区、缓流区和循环区。在混合区内安装潜水泵以驱动水体循环,装置中的水流速度为 0.074 m/s。实验开始前在通道底部铺设 2 cm 的底泥,输入 5 L 再生水,循环 3 d 后启动实验。

1.2 实验设计

根据《降水量等级》(GB/T 28592—2012),通过小时降雨强度划分为低强度(0.8 mm/h)、中强度(1.6 mm/h)、高强度(3.2 mm/h)三种降雨,设置三组再生水-雨水混合实验以模拟不同降雨污染负荷的输入情况。低负荷工况:再生水与雨水的体积比为 2:1,分别添加 5 L 再生水与 2.5 L 雨水;中负荷工况:再生水与雨水的体积比为 1:1,再生水与雨水各添加 5 L;高负荷工况:再生水与雨水的体积比为 1:2,分别添加 5 L 再生水与 10 L 雨水。

实验包括降雨冲击阶段和河道恢复阶段两部分。在降雨冲击阶段混合液循环 3 d,恢复阶段则排空混合液并重新注入 5 L 再生水继续循环 3 d。采样时序设计如下:各阶段水体在循环 3 d 后排出,前 20 min 按 5 min 间隔采集上覆水样,后续按 30 min 至 72 h 梯度延长取样间隔。底泥样品于各阶段排水后同步采集。

1.3 检测项目及方法

常规指标检测:COD 采用重铬酸盐法测定;TN 采用碱性过硫酸钾紫外分光光度法测定; NO_3^- -N 采用变色酸分光光度法测定; NH_4^+ -N 采用纳氏试剂分光光度法测定。

上覆水溶解性有机物(DOM)检测:水样经 0.45 μm 玻璃纤维膜过滤后,采用荧光分光光度计进行测定,并用超纯水作为空白。利用 MATLAB 2022b 软件中的 DOM Flour 工具箱,去除瑞利散射和拉曼散射的干扰后,通过 Origin 2024 软件计算特定荧光区域的积分体积。根据有机质激发波长(λ_{Ex})和发射波长(λ_{Em})的差异,荧光光谱分为五个区域:区域 I (λ_{Ex} 为 220~250 nm, λ_{Em} 为 280~330 nm)为类芳香族蛋白质物质 I,与酪氨酸有关;区域 II (λ_{Ex} 为 220~250 nm, λ_{Em} 为 330~380 nm)为类芳香族蛋白质物质 II,与色氨酸有关;区域 III (λ_{Ex} 为 220~250 nm, λ_{Em} 为 380~540 nm)为类富里酸物质;区域 IV (λ_{Ex} 为 250~280 nm, λ_{Em} 为 280~380 nm)为溶解性微生物代谢产物,如蛋白质、小分子有机酸等;区域 V (λ_{Ex} 为 250~440 nm, λ_{Em} 为 380~540 nm)为类腐殖酸物质。

河道底泥微生物群落测序:选择 16S rRNA 基因在 V3-V4 区的引物(515F 和 806R)进行底泥 DNA 的 PCR 扩增,利用 Illumina MiSeq PE300 平台进行双端高通量测序,基于 DADA2 算法检测扩增子序列变异(ASV)的相对丰度。序列经滑动窗口法过滤后,采用 FLASH 软件拼接重叠区 ≥ 10 bp 且无错配的双端序列,通过 QIIME 流程去除嵌合体并统计有效数据量。

2 结果与讨论

2.1 雨水径流引起的再生水河道水质的变化

2.1.1 降雨冲击阶段不同径流负荷下水质的变化

不同再生水和雨水配比下上覆水中 COD 浓度的变化如图 2 所示。

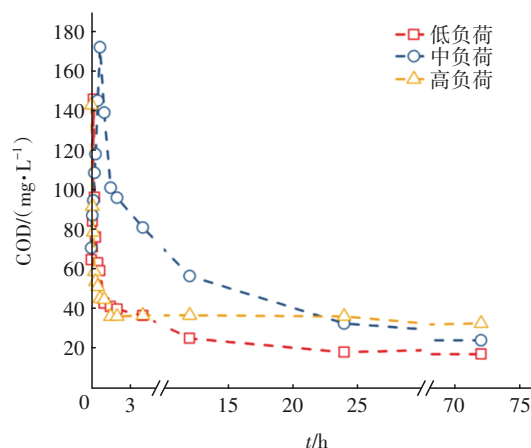


图2 上覆水中 COD 浓度的变化

Fig.2 Change in COD concentration in overlying water

由图 2 可知,在低、中负荷条件下,上覆水中 COD 浓度先升高后下降,72 h 后达到稳定。而在高负荷条件下,COD 浓度随时间的增加而下降,最终趋于稳定,低于地表 V 类水的标准限值(40 mg/L),这表明大雨冲击可能引发再生水河道 COD 长期超标的风险。0~10 min,低、中负荷下 COD 浓度快速升高,在 10 min 时低负荷下 COD 浓度升至峰值 145.9 mg/L,10~90 min,COD 浓度迅速下降至 41.07 mg/L,此时上覆水中 COD 浓度仍然超过地表 V 类水标准,在 90 min 后,COD 浓度逐渐低于地表 V 类水标准限制,在 72 h 时基本达到稳定值 17.09 mg/L。中负荷下的峰值为 172.1 mg/L,出现在 40 min 时,反应前期造成这种差异化特征的原因,一方面是雨水径流引起沉积物再悬浮,增加了底泥沉积物表层与上覆水的接触面积,使有机质进入水体的速度加快;另一方面是扰动导致的溶解氧波动短暂抑制了

异养菌代谢活性,加剧了COD的瞬时积累^[5]。40 min至12 h内,COD浓度从172.1 mg/L下降至56.6 mg/L,此时未达到地表V类水标准,在12 h后,上覆水中COD浓度逐渐下降,72 h时基本达到稳态,稳定值为24.1 mg/L。这是因为在反应后期,由于微生物活动恢复,COD浓度逐渐下降。相反,高负荷下COD浓度从142.9 mg/L快速降至44.6 mg/L,然后持续下降,最终达到稳定状态,这表明在高负荷下体系以颗粒物沉降作用为主。

上覆水中TN浓度的变化如图3所示。可知,在低、中负荷下,上覆水中TN浓度先升高后下降,72 h后达到稳定;而在高负荷下,TN浓度随时间的增加而下降,最终趋于稳定,且远超地表V类水标准(2 mg/L),这表明再生水补给河道经高负荷径流冲击后,氮素持续累积。在低负荷下,上覆水中TN浓度在0~20 min达到峰值8.1 mg/L,20 min至72 h内TN浓度持续下降,最低降至2.4 mg/L,始终超过地表V类水标准。而中负荷下,在10 min时即达到峰值12.6 mg/L。研究表明^[6],再生水会促进沉积物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的释放,同时,相比低负荷条件,中负荷下雨水径流携带更多的污染物。因此,中负荷下TN达到峰值的时间更早。同时,在10 min至72 h,上覆水中TN浓度从12.6 mg/L下降至3.4 mg/L。高负荷下,TN浓度持续下降,这可能是因为高负荷体系携带的径流颗粒物多,会在底泥形成厌氧环境发生反硝化作用,其在72 h时达到的浓度为3.9 mg/L。

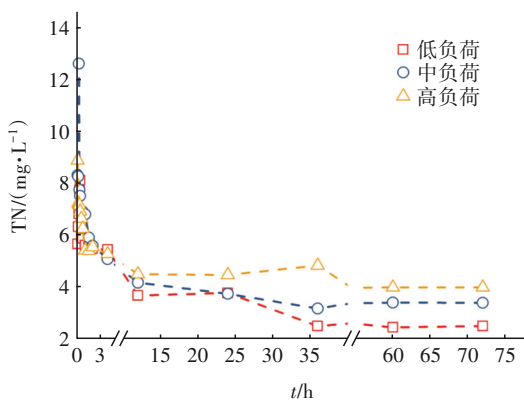


图3 上覆水中TN浓度的变化

Fig.3 Change in TN concentration in overlying water

上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的变化表明,在低、中负荷下,上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度先升后降,72 h后达到稳定, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均浓度为 (0.50 ± 0.03) mg/L;而在高负荷下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度随时间的增加而下降,最终

趋于稳定。在中、低负荷下,0~20 min内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度升高,20 min后开始下降。在低负荷下,72 h后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度从峰值的1.90 mg/L下降至0.54 mg/L。在中负荷下,72 h后浓度从峰值的1.1 mg/L下降至0.5 mg/L,这是因为底泥表层发生硝化反应,同时底泥扰动造成的悬浮颗粒物也会吸附 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,从而导致上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低。此外,在高负荷下,由于底泥吸附快速饱和, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度快速下降,从0.9 mg/L下降至0.3 mg/L,最终在72 h后达到稳定。

上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化如图4所示。可以看出,在低、中负荷下,上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度先升高后下降,经过72 h后达到稳定, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均浓度为 (1.7 ± 0.6) mg/L;而在高负荷下,上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随时间的增加而下降,最终趋于稳定。在低负荷下,20 min时上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度达到峰值5.6 mg/L,72 h后 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度降至2.3 mg/L。在中负荷下,10 min时 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度达到峰值5.9 mg/L,72 h时 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度下降至1.2 mg/L。在高负荷下,上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在0~12 h快速下降,12~72 h下降缓慢并趋于稳定,整体从5.4 mg/L下降至0.6 mg/L。高负荷下 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的稳定值显著低于低、中负荷的,这可能是因为高负荷下颗粒物沉降到底泥,抑制了硝化菌的活性,同时形成了缺氧微环境。

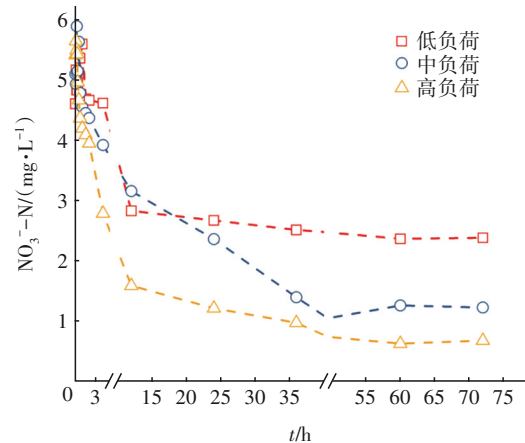


图4 上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化

Fig.4 Change in $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentration in overlying water

2.1.2 恢复阶段不同径流污染负荷下水质的变化

由于降雨冲击,不同负荷雨水径流携带的颗粒物不同,再生水河道底泥污染物的赋存量存在差异。因此当上覆水的水质条件恢复时,沉积物-水界面间隙水与上覆水之间形成浓度梯度差,从而表现出污染物在上覆水中先升高后逐渐趋于稳定的

过程。同时,河道底泥微生物参与活动,导致污染物在水体中发生变化。恢复阶段上覆水中COD浓度的变化如图5所示。可知,COD浓度持续升高,20 h后增幅变缓,72 h达到稳定状态。恢复阶段,高、中、低负荷通道上覆水中COD的最终稳定浓度分别为77.5、53.8和37.2 mg/L,这与降雨冲击阶段沉积物有机质累积量有关。恢复阶段稳定时COD浓度高于高负荷冲击阶段稳定时的浓度,这是因为在恢复阶段,底泥中吸附的颗粒态有机物发生还原性解吸,释放出腐殖酸等难降解有机物,同时,吸附态有机质大量释放,使得COD浓度升高。此外,这种变化也与微生物代谢路径有关,在降雨污染冲击负荷阶段,高碳氮比可能会激活异养菌发挥更大的作用,如变形菌门的快速降解能力,而在恢复阶段碳源骤减,碳氮比失衡,从而抑制了反硝化菌的活性。

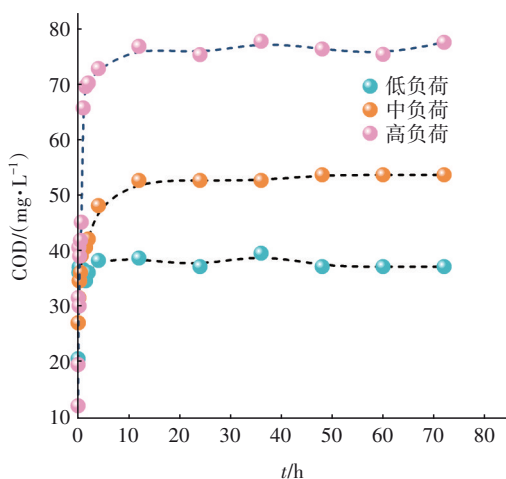


图5 恢复阶段上覆水中COD浓度的变化

Fig.5 Change in COD concentration in overlying water during restoration phase

恢复阶段上覆水中TN浓度的变化如图6所示。可知,TN浓度先升高后下降,72 h后达到平衡。低负荷通道中,TN在0~20 min迅速升高,20 min后开始下降,且在2 h后下降缓慢,最终趋于稳定。而中负荷通道中TN浓度在0~20 min升高缓慢,相比之下,高负荷通道中TN增幅最大。

恢复阶段上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的变化表明,不同负荷下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均表现为先快速升高后缓慢升高,最终达到稳定状态, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均浓度为 (1.3 ± 0.1) mg/L。低负荷通道底泥中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在0~12 h内迅速溶出,24 h后趋于稳定。中负荷通道底泥则是在

0~48 h溶出 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,其达到稳定状态的时间比低负荷晚24 h。高负荷通道中底泥 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放量最大。研究表明^[7], $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的释放量与总氮和有机质含量都呈现显著正相关,且沉积物中的氮元素主要以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的形式通过间隙水向上覆水中扩散。

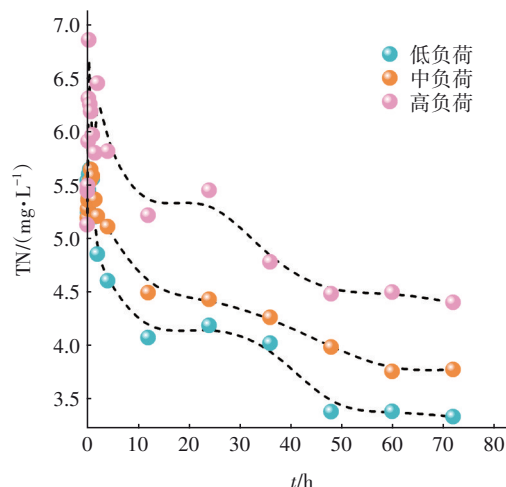


图6 恢复阶段上覆水中TN浓度的变化

Fig.6 Change in TN concentration in overlying water during restoration phase

恢复阶段上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 表现出与TN类似的变化趋势,即先升高后下降,72 h后逐渐趋于稳定状态, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均浓度为 (1.5 ± 0.2) mg/L。在低负荷通道中,10 min时 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度达到峰值5.6 mg/L;中负荷通道中,20 min时 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 达到峰值4.4 mg/L;高负荷通道中, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在20 min时达到峰值6.8 mg/L。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随时间的延长而下降,这可能是因为发生了反硝化作用, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转化为 N_2 释放出体系。

2.2 雨水径流对再生水河道DOM的影响

降雨冲击阶段和恢复阶段各类物质占比情况如图7所示。从图7(a)可知,加入雨水后,溶解性微生物代谢产物(Ⅳ区)和类芳香族蛋白质(Ⅱ区)的含量明显减少,随着雨水径流污染物负荷的增加,两种物质的平均占比分别降低了20.0%和8.3%。研究表明,DOM中溶解性微生物代谢产物荧光物质和类芳香族蛋白质荧光物质会吸附在颗粒物表面^[8],因此这两种物质的占比有所降低。此外,Ⅰ区物质的占比基本不变,Ⅲ区和Ⅴ区物质的平均占比分别增加了12.7%和15.7%,这表明河道底泥释放出了类富里酸和类腐殖酸物质。结合前述底泥中氨氮含量升高,这可能是因为有机质与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 竞争

吸附位点,使得氨氮解吸至水体中造成的。

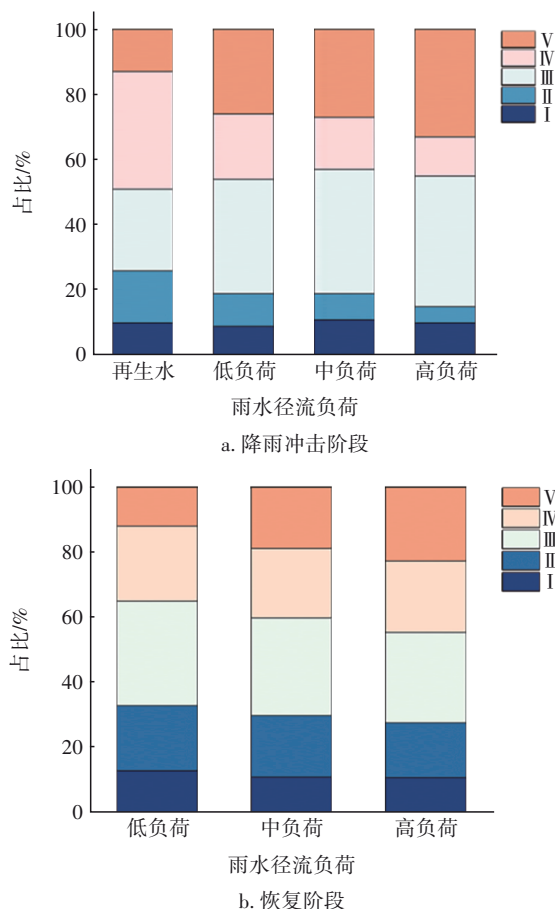


图7 降雨冲击阶段和恢复阶段各类物质的占比

Fig.7 Percentage of each substance during rainfall event and restoration phases

从图7(b)可以看出,与降雨冲击阶段相比,恢复阶段除I区物质基本不变外,色氨酸和溶解性微生物代谢产物占比呈上升趋势,平均占比分别增加了12.3%和8.6%。此外,类富里酸和类腐殖酸的含量在低、中、高负荷工况下均下降,平均占比分别下降了4.3%和3.6%。这一结果验证了雨水径流输入后底泥吸附了溶解性微生物代谢产物和色氨酸等物质,且在恢复阶段,类腐殖酸物质占比仍然较高,主要原因是腐殖质的去除主要依托腐殖质与底泥的桥联作用,腐殖质携带的不同官能团与底泥的结合效果不同。

2.3 底泥微生物群落及功能基因响应

2.3.1 微生物群落结构特征

降雨冲击阶段和恢复阶段河道底泥在门水平上微生物群落结构特征见图8。河道底泥微生物群落优势菌为变形菌门(*Proteobacteria*),丰度占比超

过1%的物种为绿弯菌门(*Chloroflexi*)、放线菌门(*Actinobacteriota*)、拟杆菌门(*Bacteroidota*)、酸杆菌门(*Acidobacteriota*)、厚壁菌门(*Firmicutes*)、脱硫菌门(*Desulfobacterota*)和浮霉菌门(*Planctomycetota*)。在降雨冲击阶段,随着雨水径流负荷的增加,变形菌门的占比从27.99%升高至35.79%,这是因为雨水径流携带了更多的有机物和氮源,促进了硝化菌和反硝化菌的增殖。此时变形菌门中的异养菌通过分解有机物释放代谢产物,短期内可能导致COD浓度波动,因此在0~1 h,低、中负荷下COD浓度升高。与低负荷相比,中、高负荷下绿弯菌门的相对丰度降低,从19.98%降至11.88%。绿弯菌门是兼性厌氧菌,参与硫代谢与碳固定过程,其更适应厌氧或低氧条件,高负荷下携带的颗粒物更多,底泥厌氧条件更强,但可能是由于绿弯菌门在低盐度环境中丰度较高,高负荷下水体盐度较高,抑制了绿弯菌门的生长。放线菌门的丰度也呈下降趋势,而拟杆菌门相对丰度增加,这可能是由于两个菌门之间存在对有机物的竞争^[9]。

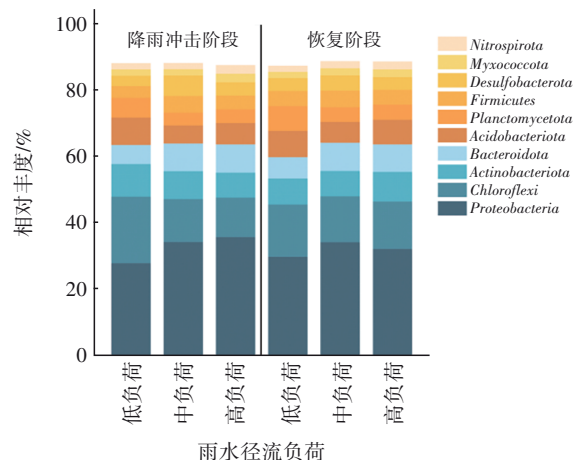


图8 降雨冲击阶段和恢复阶段河道底泥在门水平上微生物群落的结构特征

Fig.8 Structural characteristics of microbial communities in riverbed sediments at phylum level during rainfall event and restoration phases

在恢复阶段,径流过后,中、低负荷通道中变形菌门相对丰度占比分别升高至29.89%和34.27%,高负荷通道中其相对丰度占比降低至32.25%,这可能是由于不同雨水径流污染负荷输入后在河道中残留的污染物存在差异。而绿弯菌门的相对丰度整体下降,这可能是由于底泥中存在大量的腐殖质。此外,拟杆菌门通过分解复杂多糖、蛋白质和

脂类等大分子有机物,加速底泥与水体间的物质交换。在恢复阶段拟杆菌门的相对丰度整体升高,这表明在该阶段微生物将有机物转化为养分,进而提升底泥活性^[10]。而拟杆菌门多为厌氧菌,此时底泥的还原性不断增强,厌氧代谢过程逐渐占据主导,与表层底泥氧化的恢复预期相反,这可能导致硫化物的积累及底泥酸化的风险。

降雨冲击阶段和恢复阶段底泥微生物在属水平上的群落结构特征如图9所示。可以看出,在降雨冲击阶段,脱氯单胞菌(*Dechloromonas*)、硫杆菌属(*Thiobacillus*)、Ellin6067、硝化螺旋菌属(*Nitrospira*)及鞘氨醇单胞菌属(*Sphingomonas*)为系统内的主要优势菌,其相对丰度对污染物负荷呈现差异化响应。脱氯单胞菌在低、中、高负荷下的相对丰度分别为1.3%、1.9%、1.5%。可见,中、高负荷的相对丰度高于低负荷的,表明雨水径流污染负荷的增加在一定程度上会富集脱氯单胞菌,这与反硝化过程的碳氮比有关^[11]。同时,硫杆菌属作为反硝化功能菌,在低、中、高负荷下的相对丰度分别为1.3%、1.8%、1.4%,与脱氯单胞菌共同主导反硝化作用。此外,硝化螺旋菌属分别作为短程硝化菌和亚硝酸盐氧化菌,其丰度随雨水径流污染负荷的增加而升高。鞘氨醇单胞菌属是典型的高分子质量多环芳烃降解细菌^[12],其在低、中、高负荷下的相对丰度分别为0.4%、1.0%、1.1%。

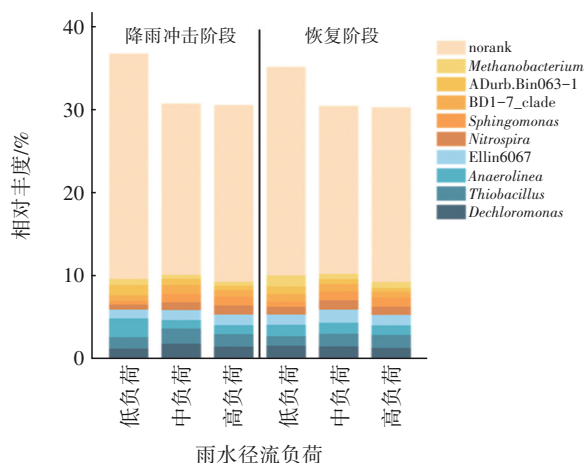


图9 降雨冲击阶段和恢复阶段河道底泥在属水平上微生物群落的结构特征

Fig.9 Structural characteristics of microbial communities in riverbed sediments at genus level during rainfall event and restoration phases

在恢复阶段,优势菌新出现了反硝化菌甲烷杆菌属(*Methanobacterium*),其在低、中、高负荷下的相对丰度分别为1.3%、0.6%、0.7%。反硝化菌甲烷杆菌属作为厌氧产甲烷菌,其相对丰度的升高表明恢复阶段底泥还原性增强,其可将有机物转化为甲烷,可能会增加温室气体的排放。同时,甲烷杆菌属可能会抑制反硝化菌(如脱氯单胞菌)的硝酸盐还原能力。与降雨冲击阶段相比,脱氯单胞菌占比普遍降低,其在中、高负荷下的相对丰度分别下降了0.4%、0.1%。脱氯单胞菌是典型的反硝化菌,其相对丰度降低表明硝酸盐积累风险增加,亚硝酸盐氧化能力不足,可能引发中间产物 N_2O 的释放。硫杆菌属在低、中负荷通道中的相对丰度分别下降了0.2%、0.7%。此外,硝化螺旋菌属的相对丰度升高了0.1%~0.3%,其作为完全氨氧化菌,可通过 $amoA$ 基因同步完成氨氧化过程,与甲烷杆菌形成氮代谢互补,减少亚硝酸盐的毒性积累。鞘氨醇单胞菌属的相对丰度升高了0.1%,鞘氨醇单胞菌会降解短链脂肪酸、多环芳烃等难降解有机物,促进有机物的溶解,从而降低COD浓度。

2.3.2 微生物脱氮作用机制

氮代谢相关基因相对丰度的变化如图10所示。从图10(a)可知,在降雨冲击阶段的氨氧化过程中,编码氨单加氧酶(AMO)基因($amoABC$)的平均相对丰度为0.007%,而羟胺脱氢酶基因(hao)的检出值为0.0003%。这表明在去除 NH_4^+-N 过程中,AMO驱动的氨氧化第一步反应在雨水径流污染负荷增大时得到强化,但羟胺向亚硝酸盐的转化效率可能因 hao 基因活性不足而受限^[13]。在反硝化过程中,编码呼吸和周质硝酸盐还原酶功能基因($narG$ 和 $napA$)的平均相对丰度分别为0.011%和0.028%,这是由于对硝酸盐还原过程的影响主要与 $napA$ 有关,较高丰度的 $napA$ 可提高 $NO_3^- - N$ 的去除效能^[14]。编码亚硝酸盐还原酶基因 $nirK$ 和 $nirS$ 的平均相对丰度分别为0.028%和0.004%,编码一氧化氮还原酶和一氧化二氮还原酶基因 $norBC$ 和 $norZ$ 的检出值均处于较低水平(均为0.001%)。这从代谢作用方面表明了再生水河道在雨水径流排入后,好氧反硝化作用主导 $NO_3^- - N$ 的去除。在 $NH_4^+ - N$ 同化途径方面,同化硝酸盐还原过程是氮固定的第一步,同化亚硝酸盐酶的编码 $nirA$ 相对丰度低于检出值(0.0001%)。氮固定的第二步是氨氮同化, $glud$ 和

gltD 功能基因的平均相对丰度分别为 0.000 4% 和 0.000 5%。氮固定过程可将氨氮转化为谷氨酸,为细胞生长提供养料。因此,与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 同化途径相比, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 更可能通过氧化途径被去除。

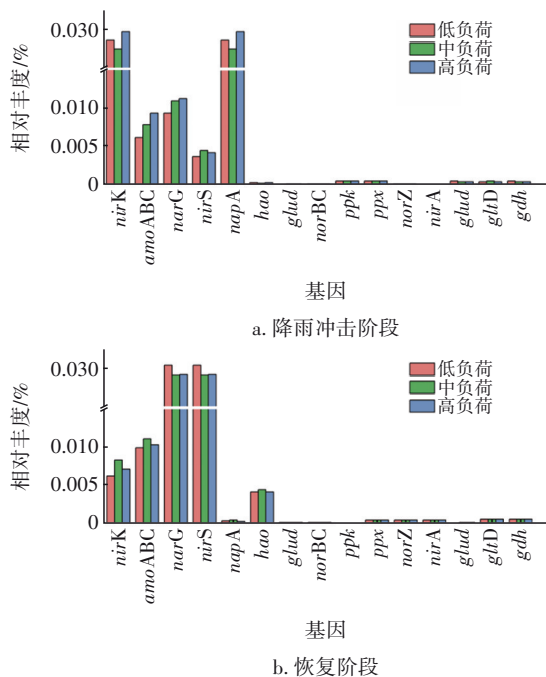


图10 氮代谢相关基因相对丰度的变化

Fig.10 Change in relative abundance of nitrogen metabolism related genes

与降雨冲击阶段相比,在恢复阶段氨氧化过程中,*amoABC* 和 *hao* 的相对丰度明显升高,平均相对丰度分别为 0.010%、0.004%,如图 10(b)所示。在反硝化过程中,*narG* 相对丰度平均升高了 0.02%,*napA* 相对丰度平均降低了 0.03%,*nirK* 相对丰度降低,*nirS* 相对丰度升高。在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 同化途径方面,*nirA* 的相对丰度升高,而 *glud* 和 *gltD* 功能基因的相对丰度基本不变,这表明恢复阶段再生水的输入促进了体系中氮的循环。

3 结论

① 不同雨水径流污染物负荷下上覆水中氮素的响应不同。当再生水与雨水的体积比为 1:1 和 2:1 时,上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度呈先升后降的趋势,72 h 后污染物浓度达到稳定状态,分别为 (0.50 ± 0.03) 和 (1.7 ± 0.6) mg/L;当再生水与雨水的体积比为 1:2 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度呈现先降低后稳定的趋势。径流过后,再生水河道存在氮磷内源释放风险, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度分别达到 $(1.3 \pm$

$0.1)$ 、 (1.5 ± 0.2) mg/L。

② 溶解性有机质组分受径流污染负荷的影响,随着径流污染负荷的增加,河道中溶解性微生物代谢产物与类芳香族蛋白质的平均占比分别降低了 20.0% 和 8.3%,腐殖酸平均占比增加了 15.7%。径流过后,高强度、大流量雨水径流的输入使得 DOM 难以在短期内沉降及自净降解,造成再生水补给河道水质长周期污染。其中色氨酸与溶解性微生物代谢产物占比回升,河道腐殖酸占比仍然较高,短期内难以降解。

③ 在降雨冲击阶段,河道底泥的优势菌为变形菌门(*Proteobacteria*),丰度最高达 35.79%;脱氯单胞菌(*Dechloromonas*)与硫杆菌属(*Thiobacillus*)是主要的反硝化菌,在高负荷下相对丰度分别为 1.5% 和 1.4%,可能对脱氮起主导作用。

④ 在降雨冲击阶段, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 主要通过氨氧化和好氧反硝化作用被去除。径流过后,*amoABC* 和 *hao* 的相对丰度均有升高,分别为 0.010% 和 0.004%,*narG* 和 *nirS* 的相对丰度也有明显升高,促进了河道氮循环。

参考文献:

- [1] SONG K Y, LU Y, DAO G H, *et al.* Reclaimed water for landscape water replenishment: threshold nitrogen and phosphorus concentrations values for bloom control [J]. *Algal Research*, 2022, 62: 102608.
- [2] ANDREAS N A, ASANO T, BAHRI A, *et al.* Water reuse: from ancient to modern times and the future [J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2018(6): 26.
- [3] 郭文颢,程伍群,王丽丽. 城市不透水区降雨径流量及径流水质变化规律研究[J]. 河北农业大学学报, 2011, 34(6): 96-99, 107.
GUO Wenhao, CHENG Wuqun, WANG Lili. Study on changing rules of rainfall runoff generation and runoff water quality in urban impervious zone during precipitation process [J]. *Journal of Hebei Agricultural University*, 2011, 34(6): 96-99, 107 (in Chinese).
- [4] BALBASTRE-SOLDEVILA R, GARCÍA-BARTUAL R, ANDRÉS-DOMÉNECH I. A comparison of design storms for urban drainage system applications [J]. *Water*, 2019, 11(4): 757.
- [5] 王文啸,卞伟,王盟,等. 两段式曝气对好氧颗粒污泥脱氮性能的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(10): 4332-4339.

- WANG Wenxiao, BIAN Wei, WANG Meng, *et al.* Effect of two-stage aeration on nitrogen removal performance of aerobic granular sludge [J]. *Environmental Science*, 2017, 38(10): 4332-4339 (in Chinese).
- [6] 薛重华, 赵沂萌, 孙家荣, 等. 水环境因子对管道沉积物中氮磷释放的影响[J]. *环境工程*, 2023, 41(12): 89-98.
- XUE Chonghua, ZHAO Yimeng, SUN Jiarong, *et al.* Effects of water environmental factors on nitrogen and phosphorus release from pipeline sediments [J]. *Environmental Engineering*, 2023, 41(12): 89-98 (in Chinese).
- [7] 向速林, 吴涛哲, 龚聪远, 等. 去除有机质对城市浅水湖泊氮磷释放特征的影响[J]. *水土保持通报*, 2021, 41(5): 9-14, 74.
- XIANG Sulin, WU Taozhe, GONG Congyuan, *et al.* Effects of organic matter removal on nitrogen and phosphorus release characteristics from surface sediments in urban shallow lakes [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2021, 41(5): 9-14, 74 (in Chinese).
- [8] 许洁, 梁莹, 张振超, 等. 江汉平原地下水中有有机质季节变化对氮反应迁移的影响[J]. *地质科技通报*, 2023, 42(4): 228-240, 298.
- XU Jie, LIANG Ying, ZHANG Zhenchao, *et al.* Effects of seasonal variation in organic matter in groundwater on reactive nitrogen transport in the Jiangnan Plain [J]. *Bulletin of Geological Science and Technology*, 2023, 42(4): 228-240, 298 (in Chinese).
- [9] 孙超, 屈忠义, 余鑫瑞, 等. 稻田-虾塘循环模式对其水质及水体微生物群落的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2025, 44(9): 2362-2372.
- SUN Chao, QU Zhongyi, YU Xinrui, *et al.* Effects of the rice-shrimp rotation system on water quality and aquatic microbial communities [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2025, 44(9): 2362-2372 (in Chinese).
- [10] 连进禄, 罗立津, 傅志森, 等. 基于微生物矿化的生态修复措施下边坡土壤理化特性与微生物群落的协同演变研究[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2025, 33(7): 1275-1288.
- LIAN Jinlu, LUO Lijin, FU Zhisen, *et al.* The synergistic evolution of soil physicochemical properties and microbial communities in slope soils with the ecological restoration measures based on microbially induced carbonate precipitation [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2025, 33(7): 1275-1288 (in Chinese).
- [11] 邢丽贞, 欧丽英, 孔进, 等. 碳源对低氧多级AO工艺脱氮性能及 N_2O 释放的影响[J]. *水处理技术*, 2016, 42(6): 36-41, 46.
- XING Lizhen, OU Liying, KONG Jin, *et al.* Effect of carbon source on nitrogen removal and N_2O emission in the low oxygen multiple anoxic and aerobic process [J]. *Technology of Water Treatment*, 2016, 42(6): 36-41, 46 (in Chinese).
- [12] 吴思蕊, 尚幸甜, 李雪丽, 等. 生物炭固定化菌剂的制备及其多环芳烃降解性能研究[J]. *化学研究*, 2025, 36(1): 65-72.
- WU Sirui, SHANG Xingtian, LI Xueli, *et al.* Preparation of biochar immobilised bacterial agent and its degradation rate of polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. *Chemical Research*, 2025, 36(1): 65-72 (in Chinese).
- [13] 吴彦成, 冷俊彤, 张凯, 等. 异养硝化好氧反硝化菌的研究进展[J]. *中国给水排水*, 2023, 39(22): 37-45.
- WU Yancheng, LENG Juntong, ZHANG Kai, *et al.* Research progress of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria [J]. *China Water & Wastewater*, 2023, 39(22): 37-45 (in Chinese).
- [14] 王艳林, 杨艳玲, 檀旭, 等. 包埋异养硝化菌强化农村生活污水脱氮除磷特性研究[J]. *水处理技术*, 2025, 51(2): 116-121, 149.
- WANG Yanlin, YANG Yanling, TAN Xu, *et al.* Enhanced nitrogen and phosphorus removal from rural sewage by embedded heterotrophic nitrifying bacteria [J]. *Technology of Water Treatment*, 2025, 51(2): 116-121, 149 (in Chinese).

作者简介:薛重华(1983-),男,山西临汾人,博士,副教授,主要研究方向为城市排水系统优化与污染控制、水环境修复。

E-mail: xuechonghua@bucea.edu.cn

收稿日期: 2025-05-08

修回日期: 2025-07-14

(编辑:任莹莹)