



基于污水检查井的污染控制技术效果及机理分析

雷铭¹, 李文凯^{1,✉}, 郑天龙^{2,3}, 庞正焘¹, 徐兵¹, 胡凡⁴, 门颖欣⁴

1. 陕西建工第十二建设集团有限公司, 安康 725000; 2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 3. 中国科学院大学, 北京 100049; 4. 内蒙古工业大学, 呼和浩特 010051

摘要 为深化对基于污水检查井的污染控制技术效果及机理的认知, 构建了基于污水检查井的红砖处理系统、海绵处理系统和电解处理系统, 分析了 3 种系统的污染物和有害气体控制能力及作用机理。结果表明: 红砖处理系统、海绵处理系统、电解处理系统均能有效控制水相污染物和气相恶臭 (OU)、H₂S 和 CH₄; 红砖处理系统对悬浮物 (SS) 的去除能力较强, 但其对有害气体的去除速率较慢; 电解处理系统对化学需氧量、氨氮、总磷和硫化物的去除能力较强, 且对有害气体的去除速率较快; 海绵处理系统对污染物和有害气体的去除能力相对居中; 3 种处理系统的控制机理不同, 除微生物代谢造成的污染物去除和有害气体控制以外, 电解处理系统通过电絮凝效应实现了污染物和有害气体的快速控制, 红砖处理系统通过物理截留效应提高了对 SS 的去除率。研究结果可为污染控制前置思路提供技术应用和反应机理参考。

关键词 检查井; 污染物; 有害气体; 电解; 控制技术

污水治理工作是生态环境保护工作的重点内容, 对于提高人居环境水平、保护生态安全具有重要意义。长期以来, 污水治理工作多采用污水收集系统和污水处理系统分工协作的思路, 即污水收集系统主要负责收集和输送污水, 其关注重点是管网入渗和渗漏问题造成的水量波动问题^[1-2], 对水质变化的关注较少, 现有研究聚焦于水量变化造成的稀释问题和管网微生物代谢造成的碳源损失问题^[3-5], 而污水处理系统主要负责处理污水, 其关注重点是污染物的去除, 即水质变化问题。此类分工协作的思路易于实施和管理, 大幅提高了污水治理率^[6]。但从小型社区、农村聚落等水量相对较小、水量波动特征明显地区的工程运行实际来看, 污水治理过程的水量和水质问题往往互相交织, 收集和治理过程往往需要协同管控, 分工管控的效果有限。例如, 农村地区污水水量和水质的日变化明显, 污水收集系统在早、中、晚高峰期过水量很大而夜间无水断流的现象时有发生^[7-8], 这对污水处理系统的调节和抗冲击能力提出了较高要求, 而农村地区相对薄弱的运维能力往往难以适应这些要求, 造成污水治理效率的下降。因此, 污染控制前置的技术思路得以提出, 即在污水收集系统中强化对水质问题的关注, 具体表现为采取技术措施强化污水收集系统内的污染物控制效果, 以降低末端处理系统的进水污染物负荷, 提高整个污水系统的污染控制效果的稳定性^[9]。由于污水收集系统一般地理运行且内部空间相对有限, 如何利用有限空间实现污水收集和治理的过程协同是污染控制前置思路得以应用的关键。基于污水检查井的污染控制技术作为污染控制前置思路的典型代表, 其核心思路是利用检查井内相对富余的空间设置污水处理装置或组件, 在强化污水收集系统处理能力的基础上尽可能减小对污水收集过程的不利影响, 近年来获得了一些研究人员的关注^[10], 相关研究确认了其对于悬浮物、有机物和氮磷等污染控制的有效性, 同时基本保障了正常的污水收集功能, 但其具体污染控制能力及控制机理仍有不明晰之处, 限制了相关技术的进一步优化和应用, 亟待进行深入研究。

污水收集系统中存在沉积物、生物膜等微生物体系, 具有明显的生物代谢功能, 表现为污水在流经收集系统时部分污染物得以去除或迁移转化, 进而可能造成管网有害气体积累和异味释放的问题^[11-12]。污水收集

收稿日期: 2024-05-22; 录用日期: 2024-06-19

基金项目: 陕西省科学技术协会青年人才托举计划项目 (20240544); 秦创原引用高层次创新创业人才项目 (QCYRCXM-2022-73); 陕西省创新能力支撑计划 (2022KJXX-14)

第一作者: 雷铭 (1980—), 男, 学士, 高级工程师, 824750676@qq.com ✉通信作者: 李文凯 (1993—), 男, 博士, 高级工程师, liwenkaikk@163.com

系统微生物体系中广泛存在硫酸盐还原细菌 (SRB) 和产甲烷古菌 (MA) [13], 在厌氧环境下利用有机物发生的硫酸盐还原和产甲烷作用导致污水收集系统中存在 H_2S 和 CH_4 积累风险, 其中 H_2S 的积累会威胁管网运维工人的身体健康并腐蚀混凝土管网系统, CH_4 的积累会造成管网爆炸风险并造成温室气体的无组织排放[14-16]。为提升污水收集系统的安全性和稳定性, 有害气体积聚和异味释放的问题应该得到控制。从技术原理的角度讲, 污染控制前置的思路有望从降低有害气体反应底物浓度等角度帮助解决这一问题, 但目前相关研究尚有不足, 缺乏实证研究案例和基础数据, 应该进行针对性研究以确认该技术思路的可行性。

为深化对基于污水检查井的污染控制技术效果及机理的认知, 本研究构建了污水检查井研究中试系统, 区分基于红砖填料的处理系统、基于海绵填料的处理系统、基于电解方法的处理系统 (以下分别简称为红砖处理系统、海绵处理系统、电解处理系统) 3 种技术方案, 研究污染控制前置思路对污水收集系统中污染物和有害气体的控制能力, 解析相应的控制机理并评估 3 种技术方案的优劣, 以期污染控制前置思路提供技术应用和反应机理方面的参考。

1 材料与方法

1.1 研究装置及运行条件

研究装置为 3 组平行设置的污水检查井中试系统, 分别为红砖处理系统、海绵处理系统和电解处理系统 (图 1)。装置整体由硬聚氯乙烯 (UPVC) 排水管道 (DN100)、聚乙烯 (PE) 排水检查井 (井体直径 325 mm, 高度 350 mm)、储水箱、流量计 (LZTM-25, 北京博旭隆机电设备有限公司) 和水泵 (LD-029, 杭州格瑞海思人居科技有限公司) 等构成, 装置总长约 5 m, 其中排水管道部分总长 3.2 m, 装置敷设坡度为 3‰。红砖处理装置的检查井内填充 0.5~1.0 cm 粒径红砖碎块, 填充高度为 2 cm。海绵处理装置的检查井内填充 0.5~1.0 cm 粒径聚氨酯海绵, 填充高度为 2 cm, 海绵通过金属丝固定在检查井内, 避免随污水流向下流。电解处理装置的检查井内设置双铁极板的电解体系, 电极尺寸为 2 cm×15 cm, 电极间距为 2 cm, 直流电源供电 (DP305B, 深圳市迈斯泰克电子有限公司), 电极电压为 24 V, 每次通电时长为 1 h。检查井顶端用保鲜膜覆盖, 并留有气体检测和气压平衡的开孔, 以模拟真实检查井的相对密闭状态。装置进水取自安康市某化粪池出水 (水质见表 1), 进水流量为 $3.2 L \cdot min^{-1}$ (6:00~22:00 进水, 22:00~6:00 停运), 循环进水并保持室温避光运行, 每天更新储水箱污水。

1.2 水质和气体取样及分析方法

研究装置在运行当日的 8:00、11:00、16:00 对进出水水质进行取样和检测, 取样前 1 h 将电解系统通电, 采用水样瓶取样后储存于 $-4 \text{ } ^\circ\text{C}$ 冰箱并在 4 h 内完成所有水质指标的检测。具体检测指标为污水的悬浮物 (SS)、化学需氧量 (COD)、氨氮 (AN)、总氮 (TN)、总磷 (TP) 以及硫化物 (S^{2-}) 的浓度, 水质指标的检测方法均采用标准方法[17]。采用气体检测仪 (深圳市逸云天, PTM600-4X) 对装置中的气体成分进行原位检测, 检测指标为 OU、 H_2S 、 CH_4 、 NH_3 浓度, 检测方法为将气体检测探头通过检查井顶端保鲜膜开孔探入检查井内部, 探头相对高度保持为检查井高度的一半。水质和气体分析数据采用斯皮尔曼方法 ($P < 0.05$)

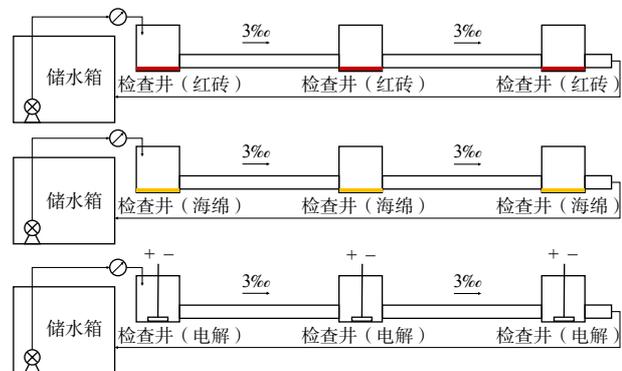


图 1 研究装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the research facility

表 1 研究装置进水水质及有害气体浓度

Table 1 Inflow water quality and harmful gas concentration of the research facility

水质指标	质量浓度	气体指标	质量浓度
pH	8.5±0.2	恶臭OU值	2 536.8±1 649.0
溶解氧/($mg \cdot L^{-1}$)	0.4±0.4	硫化氢/($mg \cdot m^{-3}$)	15.7±15.4
悬浮物/($mg \cdot L^{-1}$)	126.9±16.1	甲烷/(ppm)	1 332.2±435.4
化学需氧量/($mg \cdot L^{-1}$)	265.9±37.5	氨气/($mg \cdot m^{-3}$)	1.4±1.1
氨氮/($mg \cdot L^{-1}$)	321.7±58.3		
总氮/($mg \cdot L^{-1}$)	362.5±49.0		
总磷/($mg \cdot L^{-1}$)	39.7±19.1		
硫化物/($mg \cdot L^{-1}$)	2.4±0.7		

进行相关性分析并采用 Gephi 软件绘制网络图。

1.3 微生物取样及分析方法

在水质取样的同时采用无菌离心管对污水悬浮微生物进行取样，而后利用 $0.22\ \mu\text{m}$ 无菌微孔滤膜分离微生物后置于 $-20\ ^\circ\text{C}$ 冰箱保存。水质和气体取样结束后停止装置进水，待管道内存水排空后采用无菌棉签采集填料及电极板上附着的微生物，置于 $-20\ ^\circ\text{C}$ 冰箱保存。采用 PowerSoil[®] DNA Isolation Kit (MoBio, 美国) 试剂盒提取微生物样品的 DNA 并利用细菌 16S rRNA 通用引物 338F (5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCA-3') 和 806R (5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3') 进行 PCR 扩增^[18]，而后采用 Illumina NovaSeq 6000 进行高通量测序。测序结果以 97% 的相似度划分为分类操作单元 (OTU)，并与细菌 Silva 分类学数据库比对得到细菌群落组成信息，相关工作由北京百迈客生物科技有限公司完成。采用 LEfSe 方法 (LDA>4)^[19] 分析细菌群落差异并采用 FAPROTAX 方法^[20] 对细菌群落功能进行预测。

2 结果与讨论

2.1 污染物控制效果

红砖处理系统、海绵处理系统、电解处理系统 3 种技术方案的污染物控制效果如图 2 所示。3 种技术方案均能有效实现污水收集系统中常规污染物的去除，但不同技术对不同污染物去除能力不同，这与 3 种技术方案的污染控制机理不同有关。整体而言，红砖处理系统对 SS 的去除能力较强，电解处理系统对 COD、

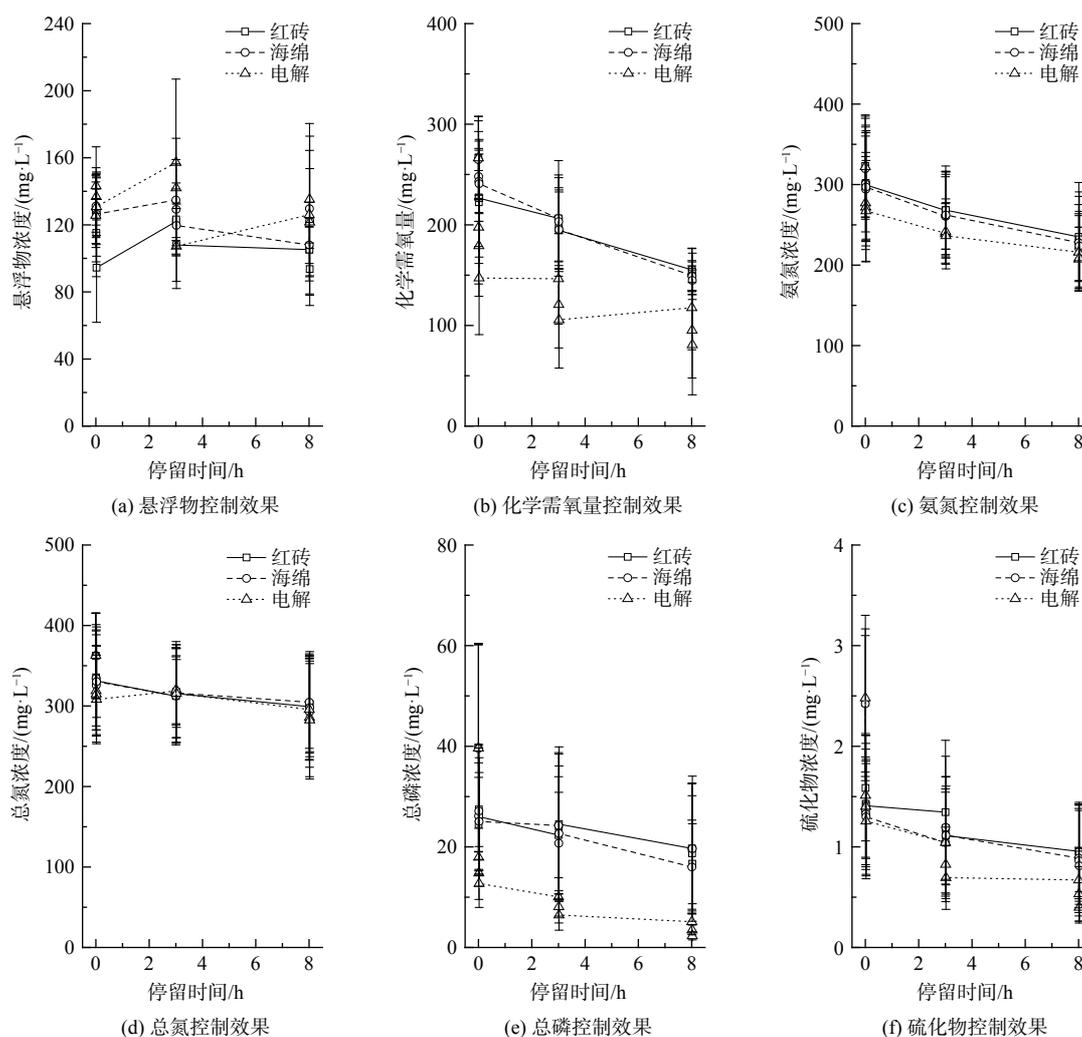


图 2 污染物控制效果

Fig. 2 The effect of pollutant control

AN、TP 和 S^{2-} 的去除能力较强, 海绵处理系统对污染物的去除能力相对居中, 3 种处理系统对 TN 的去除能力相近。在约 8 h 的停留时间内, 红砖处理系统对 SS 的去除率最高, 达到 25.71%, 但其对 COD、AN、TN 和 S^{2-} 的去除率最低, 分别为 44.14%、28.23%、16.59% 和 62.04%。海绵处理系统对 TP 的去除率最低, 仅为 50.35%, 对其余各污染物的去除能力均处于中等水平, 其对 SS、COD、AN、TN、 S^{2-} 的去除率分别为 5.26%、45.32%、30.03%、17.76%、66.48%。电解处理系统对 COD、AN、TN、TP 和 S^{2-} 的去除率均为最高, 其去除率分别高达 69.67%、35.16%、22.09%、94.15% 和 83.93%, 只对 SS 的去除率为最低, 仅为 3.18%。从污染物控制的角度讲, 电解处理系统是去除 COD、AN、TN、TP 和 S^{2-} 的最好选择, 但其 SS 去除能力较低; 红砖处理系统是去除 SS 的最好选择, 但其 COD、AN、TN 和 S^{2-} 的去除率较低; 海绵处理系统是相对均衡的选择, 对 TP 之外的各常见污染物的去除效果适中, 但其 TP 去除率较低。

2.2 有害气体控制效果

红砖处理系统、海绵处理系统、电解处理系统 3 种技术方案有害气体控制效果如图 3 所示。3 种技术方案均能有效实现污水收集系统中 OU、 H_2S 和 CH_4 的去除, 但去除能力有差异, 这与 3 种技术方案的有害气体控制机理不同有关。在约 8 h 的停留时间内, 海绵处理系统对 OU 的去除效果最好, 去除率高达 99.48%; 而电解处理系统对 CH_4 的去除效果最高, 去除率高达 53.65%; 3 种技术方案均能实现 H_2S 的完全去除; 红砖处理系统和海绵处理系统均能实现 NH_3 的有效去除, 去除率分别为 31.56% 和 36.21%, 但电解处理系统对 NH_3 的去除效果不稳定。从有害气体去除速度来看, 在 OU 控制方面, 电解处理系统的控制速率最快, 在 1.5 min 内即可实现 78.40% 的 OU 去除, 而红砖处理系统的控制速率最慢, 同期去除率基本为 0, 需要系统内恶臭气体向外界的缓慢释放才能实现 OU 的控制。在 H_2S 控制方面, 电解处理系统的控制速率最快, 在 1.5 min 内即可实现 88.45% 的 H_2S 去除, 而红砖处理系统的控制速率最慢, 同期去除率仅为 6.39%。在 CH_4 控制方面, 电解处理系统的控制速率最快, 在 1.5 min 内即可实现 35.05% 的 CH_4 去除, 而红砖处理系统的控制速率最慢, 同期去除率仅为 17.45%。电解处理系统是有害气体去除率最高、去除速率最快的方案, 但其对 NH_3 的去除效果不稳定; 红砖处理系统对有害气体的去除率相对较低、去除速率相对较慢, 但也基本能在 3 h 的停留时间之内实现有害气体的控制; 海绵处理系统的有害气体控制效果居中, 但其对 CH_4 的控制效果较差。3 种技术方案对 OU 和 H_2S 的控制效果均很突出, 在 3 h 的停留时间之内均可迅速降低浓度, 但对 CH_4 和 NH_3 的控制不够彻底, 表现为即使经过 8 h 的停留, 仍然不能实现 CH_4 和 NH_3 的基本去除。

2.3 细菌群落特征

红砖处理系统、海绵处理系统、电解处理系统的细菌群落特征如图 4 所示, 3 种处理系统内的细菌群落呈现出一定差异, 但也有许多共性特征。3 种处理系统内的细菌主要由变形菌门 (Proteobacteria)、厚壁菌门 (Firmicutes) 和拟杆菌门 (Bacteroidota) 的细菌组成, 其中变形菌门细菌的相对丰度最高 ($33.82 \pm 11.63\%$), 与其他污水收集系统的研究结果相似^[21-22]。3 种处理系统内存在脱硫杆菌门 (Desulfobacterota, $1.33 \pm 0.62\%$) 和

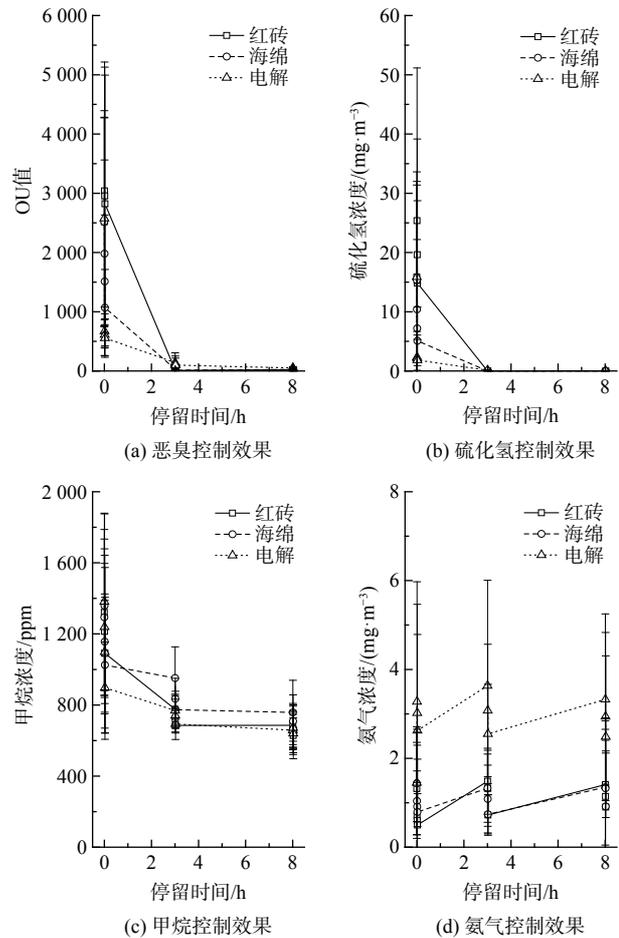


图 3 有害气体控制效果

Fig. 3 The effect of harmful gas control

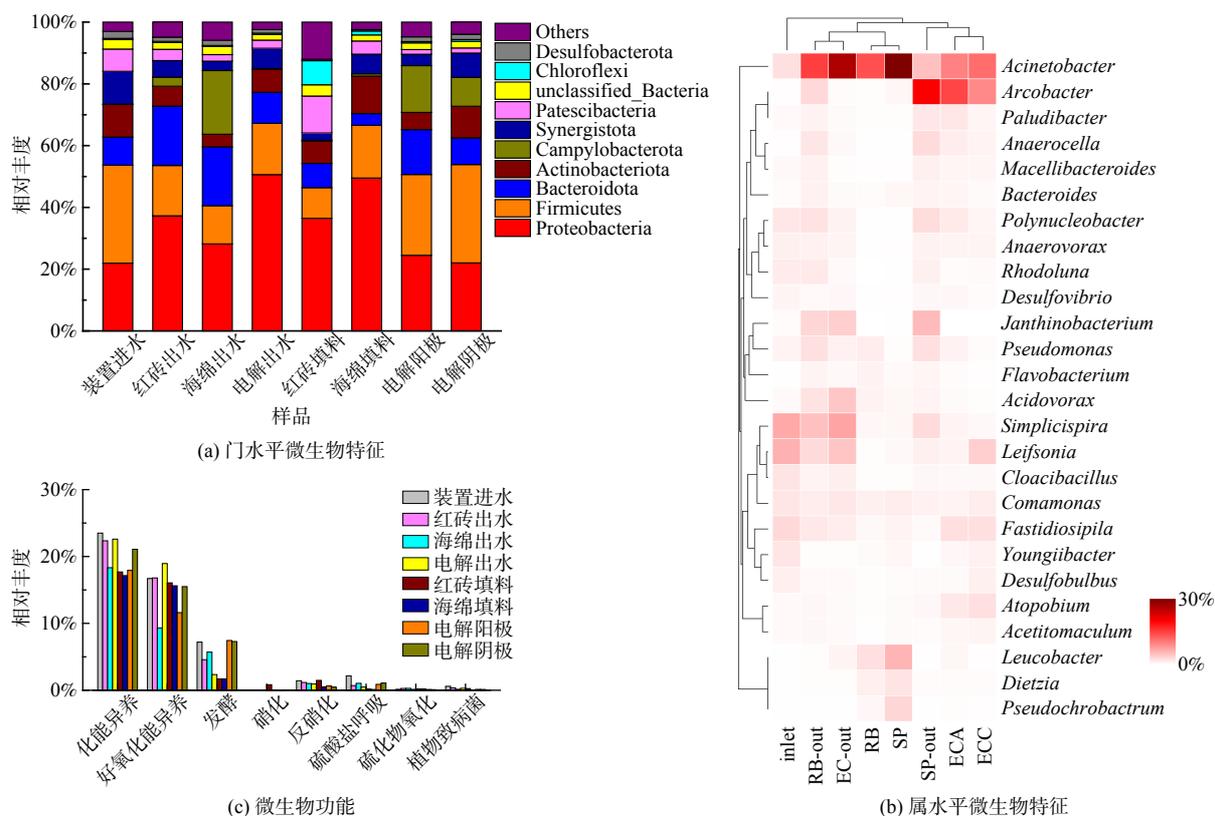


图 4 微生物特征分析

Fig. 4 Analysis of microbial characteristic

硝化螺旋菌门 (Nitrospirota, $0.28 \pm 0.77\%$) 的细菌, 表明系统存在微生物介导的硫循环和氮循环过程, 确认了 3 种处理系统中微生物对硫化氢和氨氮等物质控制的贡献。不动杆菌属 (*Acinetobacter*, $14.20 \pm 9.60\%$) 是 3 种处理系统中相对丰度最高的细菌属, 其次是弓形菌属 (*Arcobacter*, $6.02 \pm 7.79\%$) 和 *Simplicispira* ($3.01 \pm 2.84\%$)。3 种处理系统中相对丰度较高的 SRB 是脱硫叶菌属 (*Desulfobulbus*, $0.56 \pm 0.40\%$) 和脱硫弧菌属 (*Desulfovibrio*, $0.43 \pm 0.27\%$), 与其他污水收集系统中 SRB 的分布特征相似^[23]。LEfSe 分析 (LDA>4) 发现, 进出水中悬浮细菌群落 (悬浮细菌体系) 与填料或电极板上附着的细菌群落 (附着细菌体系) 具有显著差异, 其中进出水中的悬浮细菌群落中 *Simplicispira* ($5.37 \pm 1.98\%$) 和紫色杆菌属 (*Janthinobacterium*, $3.13 \pm 2.13\%$) 的相对丰度显著高于填料或电极板上附着的细菌群落 (相对丰度分别为 $0.65 \pm 0.14\%$ 和 $0.005 \pm 0.01\%$), 而绿弯菌门 (Chloroflexi, 悬浮体系相对丰度为 $0.004 \pm 0.001\%$, 附着体系相对丰富为 $0.03 \pm 0.04\%$) 的分布规律则相反。悬浮细菌体系和附着细菌体系的显著差异表明处理系统中红砖、海绵、电解体系的引入塑造了不同于污水悬浮相的微生物群落, 丰富了系统内的细菌群落结构和代谢功能, 这对污染物和有害气体控制有利。从细菌群落的功能来看, 3 种处理系统的悬浮细菌体系和附着细菌体系均具有丰富的化能异养功能 (利于污水中 COD 的控制), 但在发酵功能和硫酸盐呼吸功能上表现出一定差异 (影响 H_2S 和 CH_4 的生成)。附着细菌体系中红砖填料和海绵填料上的细菌群落的发酵功能和硫酸盐呼吸功能相对不足, 而电极板 (无论是阳极板还是阴极板) 上的细菌群落具有丰富的发酵功能和硫酸盐呼吸功能, 同时对应的悬浮体系中电解处理系统的发酵功能和硫酸盐呼吸功能低于红砖处理系统和海绵处理系统, 反映出电化学对相关功能细菌分布的影响。虽然 3 种处理系统中均具有一定的反硝化功能, 但悬浮细菌体系中硝化功能普遍缺失, 附着细菌体系保有一定的硝化功能, 表明填料或电极板上附着的细菌群落是生物脱氮的主要区域, 污水中的悬浮细菌对生物脱氮的贡献有限。3 种处理系统内悬浮体系和电极板附着体系的硫化物氧化功能丰度均低于硫酸盐呼吸功能, 而红砖填料和海绵填料附着体系的硫化物氧化功能丰度高于硫酸盐呼吸功能, 表明红砖填料和海绵填料的存在对于污水收集系统中 S^{2-} 的生物控制有利^[24]。

2.4 控制机理分析

有关研究已经证明,以红砖作为填料的污水处理系统是一种将过滤和生物膜相结合的处理系统,对于污水中污染物的控制机理主要表现为物理截留、化学吸附以及微生物代谢,其中 SS 的去除主要依赖物理截留作用, COD、AN、TN 等的去除与微生物代谢密切相关,而 TP 的去除则主要依赖于化学吸附作用^[25-26]。由于红砖本身的无机物性质、相对较低的比表面积以及缺少贯通填料内外部多孔结构,微生物主要附着在红砖的外表面且生物膜厚度较小,因此单位体积填料负载的生物量相对有限,造成了其依靠微生物代谢功能去除的污染物去除率相对较低。以海绵作为填料的污水处理系统是典型的生物膜处理系统,其对各类污染物的去除主要依靠微生物代谢^[27]。海绵作为最为常用的生物膜法填料之一,其有机性质和立体多孔构造使其单位体积负载的生物量高于红砖,因此提高了相应污染物的去除能力。但是,由于海绵处理系统以微生物代谢作为去除 TP 的机理,其去除速率和去除量明显低于以化学吸附机理去除 TP 的红砖处理系统和以化学沉淀机理去除 TP 的电解处理系统。以电解作为核心工艺的污水处理系统是典型的电絮凝处理系统,对于污水中污染物的控制机理主要表现为絮凝和沉淀作用^[28],因此其对大部分污染物的去除率高,特别是电解产生的铁离子与磷酸根可生成磷酸铁沉淀^[29],大幅提高了 TP 控制能力,与红砖处理系统和海绵处理系统相比形成了突出优势。但是,由于污水收集系统内污水流速相对较快,难以形成絮凝体稳定沉淀所需的水力条件,致使絮凝体长期悬浮在污水中难以沉淀分离,造成 SS 的去除率较低。

为进一步分析 3 种处理系统对有害气体控制的机理,对红砖处理系统、海绵处理系统、电解处理系统 3 种系统内污染物和有害气体浓度进行斯皮尔曼相关性分析,结果如图 5 所示。3 种处理系统中的相关性表现出一定的共性特征。3 种处理系统中水力停留时间 (HRT) 与 COD、AN、TN、TP 和 S^{2-} 等主要污染物的浓度呈显著负相关,也与 OU、 H_2S 和 CH_4 的浓度呈显著负相关,表明了 3 种处理系统均可实现对污染物和有害气体的控制。但是,电解处理系统中 SS 浓度与停留时间无显著性相关关系 (相关系数为 0.105),这与红砖处理系统和海绵处理系统明显不同,表明在电解处理系统中,污水停留时间的延长不仅无助于降低 SS 浓度,反而有可能提高 SS 浓度 (电解形成的絮凝物形成了新的 SS),这可能对污水收集系统的淤积风险控制不利。此外, NH_3 浓度在红砖处理系统和海绵处理系统中均与 H_2S 浓度呈显著负相关,而在电解处理系统中则无显著性相关关系,表明 3 种控制技术对于 NH_3 控制的不稳定,同时进一步证明红砖处理系统和海绵处理系统对有害气体控制机制相对类似,即主要为降低污染物浓度,进而降低有害气体生成反应的反应物浓度。此外,细菌群落分析的结果表明红砖处理系统和海绵处理系统中附着细菌的硫氧化功能较强,这对有害气体的微生物代谢具有一定正面效益。电解处理系统的控制机制较为特殊,其打断了 H_2S 与 NH_3 浓度的相关性,在降低污染物浓度进而实现有害气体控制的同时,也表现出针对 H_2S 、 CH_4 的控制行为,即电解处理系统对有害气体风险的控制更具针对性。电解过程阳极释放的铁离子可与 S^{2-} 反应形成沉淀,同时阴极形成的 OH 会提高水体 pH,共同实现 H_2S 的控制^[30-31]。此外,铁离子可抑制 SRB 和 MA 等功能菌的代谢活性^[32-33],降低 H_2S 和 CH_4 的生成速率,对于降低污水收集系统中的 H_2S 、 CH_4 的浓度有利。此外,电解过程

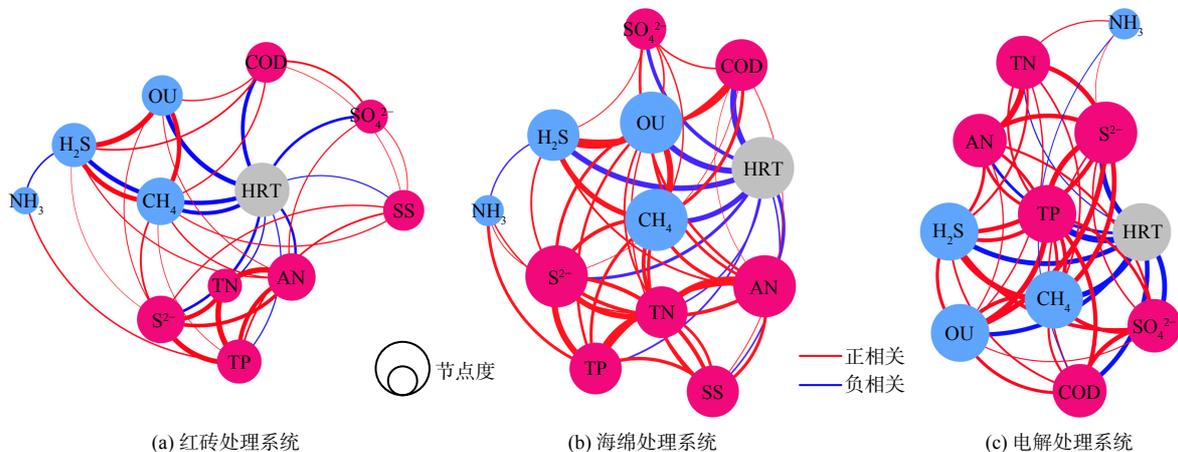


图 5 污染物与有害气体相关性

Fig. 5 Correlation between pollutants and harmful gases

阴极形成的 H_2 会造成检查井空间内气体组分的分布变化，迫使部分气体通过检查井上部开孔逸散至外界环境，有利于污水收集系统内各类有害气体浓度的降低。

3 结论

1) 基于污水检查井的红砖处理系统、海绵处理系统、电解处理系统均能有效去除污染物，红砖处理系统对 SS 的去除能力较强，电解处理系统对 COD、AN、TP 和 S^{2-} 的去除能力较强，海绵处理系统对污染物的去除能力相对居中，3 种处理系统对 TN 的去除能力相近。

2) 3 种处理系统均能有效去除 OU 、 H_2S 和 CH_4 ，但对 NH_3 的去除效果不稳定，电解处理系统是有害气体去除率最高、去除速率最快的方案，红砖处理系统对有害气体的去除率较低、去除速率较慢，海绵处理系统的控制效果居中。

3) 红砖和海绵处理系统分别因其物理截留和微生物代谢机理实现了对应污染物的去除效果，其有害气体的控制机理推测为反应物浓度的下降和微生物的硫化功能；电解处理系统因其电絮凝效应实现了包括 TP 在内的各类污染物的迅速去除和有害气体快速控制，但也因絮凝体无法在系统内稳定沉降造成了 SS 去除的不稳定。

参考文献

- [1] MA S, ZAYED T, XING J, et al. A state-of-the-art review for the prediction of overflow in urban sewer systems[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2024, 434: 139923.
- [2] PEREZ G, GOMEZ-VELEZ J D, GRANT S B. The sanitary sewer unit hydrograph model: A comprehensive tool for wastewater flow modeling and inflow-infiltration simulations[J]. *Water Research*, 2024, 249: 120997.
- [3] 姚翔译, 石焜, 桑浪涛, 等. 城市污水管网中不同生化作用的基质流向[J]. *环境科学*, 2018, 39(9): 4242-4248.
- [4] HUANG X, FU X, ZHAO Z, et al. The telltale fluorescence fingerprints of sewer flows for interpreting the low influent concentration in wastewater treatment plant[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 349: 119517.
- [5] JIN P, WANG B, JIAO D, et al. Characterization of microflora and transformation of organic matters in urban sewer system[J]. *Water Research*, 2015, 84: 112-119.
- [6] 雷铭, 韩运, 侣伟, 等. 我国城市市政公用设施 10 年发展概况、区域差异及规律分析[J]. *环境工程*, 2023, 41(S): 305-311.
- [7] LI W, ZHENG T, MA Y, et al. Analysis of suitable private-secondary-main sewer diameters in rural areas based on cost model and hydraulic calculation[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 281: 111925.
- [8] 程庆松, 徐骄阳, 葛军, 等. 对农村污水收集处理设计中几个问题的探讨[J]. *中国给水排水*, 2022, 38(6): 29-32.
- [9] LI W, CHENG W, ZHENG T, et al. Construction waste ditch: a novel rural household sewage collection and treatment facility[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30: 118942-118949.
- [10] 李文凯, 石太年, 张超越, 等. 基于废砖的农村污水处理型接户井参数优化研究[J/OL]. *工业水处理*, 1-15. (4-06-25). <https://doi.org/10.19965/j.cnki.iwt.2023-0744>.
- [11] JOO J, JEONG S, SHIN J, et al. Missing methane emissions from urban sewer networks[J]. *Environmental Pollution*, 2024, 342: 123101.
- [12] ZHANG L, QIU Y-Y, SHARMA K R, et al. Hydrogen sulfide control in sewer systems: A critical review of recent progress[J]. *Water Research*, 2023, 240: 120046.
- [13] LI W, ZHENG T, MA Y, 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.
- [14] ZHU H, WANG Q, LIU J, et al. Closing the gap in methane emission from urban wastewater sewer system in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2024, 437: 140722.
- [15] PRAMANIK S K, BHUIYAN M, ROBERT D, et al. Bio-corrosion in concrete sewer systems: Mechanisms and mitigation strategies[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 921: 171231.
- [16] LI Y, HE Y, GUO H, et al. Sulfur-containing substances in sewers: Transformation, transportation, and remediation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 467: 133618.
- [17] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 北京: 中国环境出版集团, 2002.
- [18] LI W, ZHENG T, MA Y, et al. Characteristics of sewer biofilms in aerobic rural small diameter gravity sewers[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2020, 90: 1-9.
- [19] SEGATA N, IZARD J, WALDRON L, et al. Metagenomic biomarker discovery and explanation[J]. *Genome Biology*, 2011, 12(6): R60.
- [20] LOUCA S, PARFREY L W, DOEBELI M. Decoupling function and taxonomy in the global ocean microbiome[J]. *Science*, 2016, 353: 1272-1277.
- [21] HAN Y, LI W, ZHENG T, et al. The difference between drainage channels and sewers in rural areas: from sewage quality to bacterial characteristics[J]. *Water Science & Technology*, 2022, 86(9): 2385-2395.
- [22] LI W, ZHENG T, FENG K, et al. Bacterial distinctions in practical rural sewage collection systems caused by the location, season, and system type[J]. *Environmental Research*, 2023, 237: 117024.
- [23] LYU J, LI W, SHI T, et al. Characterization of biofilm bacterial communities in rural drainage system ancillary facilities[J]. *Results in Engineering*, 2023,

- 20: 101623.
- [24] YUAN X, SUN Y, NI D, et al. A biological strategy for sulfide control in sewers: Removing sulfide by sulfur-oxidizing bacteria[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 348: 119237.
- [25] 雷铭, 韩运, 李文凯, 等. 建筑废弃物在污水处理领域的研究与应用[J]. *工业水处理*, 2023, 43(12): 46-51.
- [26] 李文凯, 朱畅, 门颖欣, 等. 建筑废弃物对水体有机物和总磷的去除效果及作用方式[J]. *环境保护科学*, 2024, 50(2): 117-123.
- [27] 张新波, 宋姿, 祁丽, 等. 聚氨酯海绵载体填充率对 MBBR 脱氮的影响[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(15): 78-81.
- [28] 戴常超, 陈大宏, 刘峻峰, 等. 强化电絮凝技术的基础、现状和未来展望[J]. *工业水处理*, 2022, 42(1): 1-14.
- [29] 高敏, 张艺荣, 赵景龙, 等. 双铁电极电解除磷技术初探[J]. *水处理技术*, 2014, 40(6): 39-42.
- [30] ZHANG J, CHEN Z, LIU Y, et al. Iron-assisted bio-chemical processes in sewer systems: Iron cycle and its role in sewer management[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 414: 137707.
- [31] GUTIERREZ O, PARK D, SHARMA K R, et al. Iron salts dosage for sulfide control in sewers induces chemical phosphorus removal during wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2010, 44(11): 3467-3475.
- [32] ZHANG L, DERLON N, KELLER J, et al. Dynamic response of sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms to ferric dosing[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2012, 138(4): 510-517.
- [33] ZHANG L, KELLER J, YUAN Z. Inhibition of sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms by ferric iron dosing[J]. *Water Research*, 2009, 43(17): 4123-4132.

(责任编辑: 金曙光)

The effect and mechanism analysis of pollution control technology based on sewage inspection wells

LEI Ming¹, LI Wenkai^{1*}, ZHENG Tianlong^{2,3}, PANG Zhengtao¹, XU Bing¹, HU Fan⁴, MEN Yingxin⁴

1. SCEGC No. 12 Construction Engineering Group Co., Ltd., Ankang 725000, China; 2. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Beijing 100085, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. Inner Mongolia University of Technology, Hohhot 010051, China

*Corresponding author, E-mail: liwenkaikk@163.com

Abstract In order to deepen the understanding of the effects and mechanisms of pollution control technologies based on sewage inspection wells, the red brick, sponge, and electrolytic treatment systems based on sewage inspection wells were constructed, and the control ability and mechanism of pollutants and harmful gases of the three systems were analyzed. The results showed that the red brick, sponge and electrolytic treatment systems can effectively control the water phase pollutants and gas phase odor (OU), H₂S and CH₄. The red brick treatment system had a strong ability to remove suspended solids (SS), but its removal rate for harmful gases was slow. The electrolytic treatment system had a strong ability to remove chemical oxygen demand, ammonia nitrogen, total phosphorus and sulfide, and the removal rate for harmful gases was faster. The removal ability of sponge treatment system to pollutants and harmful gases was relatively moderate. The control mechanism of the three treatment systems was different. In addition to the removal of pollutants and the control of harmful gases caused by microbial metabolism, the electrolytic treatment system realized the rapid control of pollutants and harmful gases through the electric flocculation effect, and the red brick treatment system improved the removal rate of SS through the physical interception effect. The research results can provide references for the technical application and reaction mechanism of pre-pollution control concepts.

Keywords inspection well; pollutant; harmful gas; electrolysis; control technology