

Environmental Protection Science

环境风险防控・

农村排水管道有害气体风险防控

——以城市排水管道有害气体产生及风险控制为启示

周良洁1,2,郑天龙1,2,刘俊新1,2

(1. 中国科学院生态环境研究中心 水污染控制实验室,北京 100085;2. 中国科学院大学,北京 100049)

摘 要:排水管道中产生的硫化氢(H₂S)和甲烷(CH₄)给管网带来恶臭、腐蚀及爆炸问题,此类有害气体的产生严 重影响排水系统的安全运行。文章重点分析了城市排水管道内 H₂S 和 CH₄ 产生及风险控制,在此基础上分析了农村排水管 道内有害气体的分布特征,并分析相关的风险控制措施,提出控制 H₂S 和 CH₄ 生成的主要措施是改变排水管道运行的水力 条件和调节污水水质特征;对于农村地区而言,结合地形地貌来调整管道水力条件及优化管网设计更经济有效。

关键词: 排水管道; H2S; CH4; 风险控制; 农村地区

中图分类号: X52 文献标志码: A DOI: 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2020.05.022

Prevention and Control of Harmful Gases Risks in Rural Sewers ——Enlightenment from Harmful Gas Generation and Risk Control in Urban Sewers

ZHOU Liangjie^{1,2}, ZHENG Tianlong^{1,2}, LIU Junxin^{1,2}

 Department of Water Pollution Control Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Hydrogen sulfide and methane generated in sewers cause odor, corrosion and explosion problems to the pipes. These harmful gas seriously affect the safe operation of the sewer systems. This paper focuses on the generation and risk control of the H_2S and CH_4 in the urban sewers, and analyzes the distribution characteristics of harmful gas in the rural sewers. Some corresponding risk control measures are also analyzed. The main measures to control the generation of H_2S and CH_4 are changing the hydraulic conditions of pipes and adjusting the water quality characteristics of the sewage. As for the rural regions, it is more economical and effective to adjust sewer hydraulic conditions and optimize the sewer design by considering the topography.

Keywords: Sewers; H_2S ; CH_4 ; Risk Control; Rural Area CLC number: X52

近年来,我国对农村村容村貌的环境保护给 予足够重视,农村各项生态环境保护措施正逐步 推进。农村生活污水随意排放导致农村水体环境 受到污染的现象正在逐步改善,而在整个农村污 水处理工作中,污水收集系统扮演至关重要的角 色。一般而言,农村污水收集需要通过铺设管网 或沟渠进行,我国农村近几年的管网和暗渠长度

见图1。

目前我国农村排水管网建设大多参考城市排 水管网的建设标准,成本较高,约占污水处理建设 总成本的70%^[1]。城市排水具有水量大、日变化系 数相对较小的特点;而农村排水则具有排水量小、 日变化系数和时变化系数均较大的特点。城市和 农村的排水特点不同,表明农村排水管网应根据农

基金项目: 国家自然科学基金重点资助项目(51838013); 国家自然科学青年基金资助项目(51808536); 国家重点研发计划项 目(2016YFC0400804)

通信作者:郑天龙(1988 –), 男, 博士、助理研究员。研究方向:农村污水处理技术集成开发与应用。E-mail: tlzheng@rcees.ac.cn

引用格式:周良洁,郑天龙,刘俊新.农村排水管道有害气体风险防控——以城市排水管道有害气体产生及风险控制为启示 [J].环境保护科学,2020,46(5):124-132.

收稿日期: 2020-03-03

作者简介:周良洁(1994-),女,硕士研究生。研究方向:农村小管径排水系统研究。E-mail:ljzhou_st@rcees.ac.cn

村的排水特点及农村的地形地势进行设计与铺 设。目前,在我国一些农村地区已经开始实施针对 农村排水特征的、主干管管径为 200 mm 的小管径 排水管网的建设。



图 1 农村管网和沟渠长度现状

排水管网主要用于收集和运输污水,排水管网 的安全是其正常运行的重要保障。排水管网的安 全问题主要是管网内产生的气体带来的恶臭、爆炸 和管网腐蚀问题,恶臭气体对人体健康有很大的危 害,管道爆炸和管道腐蚀都会造成管网破损和泄 露。管网维修工人在进行下井检查、维修和管道疏 通作业时会接触管道中的有害气体,管道中的气体 逸散到空气中会造成空气污染,管道腐蚀漏损会导 致地下水的污染和路面塌方等事故的发生,所以上 述管网问题给管网维修工人以及居民的安全及生 命健康带来很大的威胁,避免此类事故发生对排水 管网的安全运行和维修人员及居民的健康具有重 要意义。城市排水系统中常见的气体有 H₂S、CH₄ 和二氧化碳等^[2],有害气体主要是 H₂S 和 CH₄。排 水管道中的气体如不能得到妥善管理,将会出现气 体蓄积,最后泄漏带来环境风险和健康风险。 H₂S 是具有腐蚀性、恶臭和毒性的气体,给人体带 来危害¹³,其存在不仅会腐蚀排水管道,当它进入空 气中还会影响大气环境。CH4 是易爆炸的危险气 体,低浓度 CH4 气体与空气混合容易导致爆炸^[4], 同时 CH₄ 也是温室效应的主要贡献者。

排水管道内管壁上的生物膜中含有硫酸盐还 原菌 (SRB) 和产甲烷菌 (MA), SRB 位于生物膜的 较外层, MA 位于生物膜的较内层^[5-6], SRB 消耗碳 源并还原水中的硫酸盐生成 H₂S, MA 消耗碳源产 生 CH4^[7]。SRB 和 MA 均利用污水中的碳源作为 电子供体, 故它们之间存在一定的竞争性, 污水水 质、管道水力条件等均会影响排水管道生物膜中微 生物的群落特征, 从而影响 H₂S 和 CH₄ 的产量。了 解排水管道中 H₂S 和 CH₄ 的产生原因,将利于提出 科学合理的风险控制措施,既保障了排水管网使用 过程中的安全,又降低了大气环境受到的潜在污染 风险。基于已有关于有害气体在排水管道内运动 规律模型的研究^[8-10],便于了解管道中有害气体的 分布情况及水力条件对气体分布的影响,从而得出 控制管道内有害气体产生的方法。

目前如许小冰等^[11]、于玺等^[12]和王怡等^[13]研究人员的研究大多围绕城市排水管道内有害气体的控制展开,对农村排水管道内有害气体产生及风险控制措施研究缺乏。随着农村地区适宜管径排水管网的应用及普及,了解农村排水管道内有害气体的阐释机制,提出合理的控制方法,是保障农村排水管网安全的必要措施。本文通过研究城市排水系统内 H₂S和 CH₄ 气体的产生及风险控制,为控制农村排水管网中产生有害气体提供建议,从而保障农村排水管网安全有效运行和为小管径排水系统的设计提供指导性的意见。

1 城市排水管道 H₂S 产生及风险控制

1.1 H₂S 的危害及产生过程

H₂S 是一种无色、易燃的酸性气体,具有急性 毒性和窒息性,浓度低时带恶臭,气味如臭蛋;浓 度高时反而没有气味,因为高浓度的 H₂S 可以麻 痹嗅觉神经。不同浓度 H₂S 对人体健康的危害见 表 1^[14-16]。因此,关注排水管道 H₂S 的产生及风险 控制至为关键,对于保护城市管道安全(防腐、防 臭)及保障管道运维工人人身安全具有十分重要 的意义。

125

表 1	不同浓度 H ₂ S 对人体健康的危害
-----	--------------------------------

$H_2S/mg \cdot m^{-3}$	相应症状			
70 ~ 150	接触30~60 min出现轻微结膜炎、呼吸道疼痛			
150 ~ 230	接触2~5min开始出现疼痛,丧失嗅觉;1~ 4h后疼痛剧烈,4h后症状加剧致死亡			
230 ~ 300	接触2~15min失去嗅觉,继续接触出现疼痛; 1h后出现肺水肿,继续接触疼痛加剧			
380 ~ 530	接触2~15 min出现疼痛, 4~8 h后出血死亡			
530 ~ 680	接触2~15 min出现疼痛,1 h后疼痛剧烈, 4~8 h后出血死亡			
750 ~ 920	接触2~15 min咳嗽、虚脱, 2~15 min出现疼 痛, 30 min后疼痛加剧致死亡			
920 ~ 1 000	接触0~2min后虚脱、不省人事			
1 000	接触0~2min后出现急性中毒、呼吸加快、麻 痹死亡			
1 400	接触0~2min后昏迷死亡			

注: H₂S浓度为0.0007~0.2 mg/m³时,远低于危害浓度,可 以被敏感地发觉;浓度为0.014~0.029 mg/m³时为允许8 h暴露值, 即安全临界浓度值;浓度为30~40 mg/m³时,臭味强烈,仍能耐 受,是引起症状的阈浓度。

H₂S产生的主要原因是,在厌氧条件下 SRB 消耗碳源并还原硫酸盐而产生 H₂S,并以硫离子及气态 H₂S 的形式分别存在于水相及气相中^[16-19],其原理见图 2。



图 2 排水管道 H₂S 产生过程原理

王洪臣等^[20] 指出硫酸盐难以渗入生物膜内层, 故 SRB 的分布及产 H₂S 现象多出现于生物膜表 层。SUN et al^[5] 指出, SRB 主要分布生物膜表面至 膜内 300 μm 的区域, 菌群占比见表 2, 此处是生物 膜中 H₂S 产生的主要区域。JIANG et al^[21] 指出生 物膜底层的 SRB 丰度较低, 硫酸盐还原速率也受 到限制; 而在生物膜 0.5~1 mm 的深度内, H₂S 的浓 度随着深度的增加而急剧增加。ITO et al^[22] 发现生物 膜 *Desulfobulbus*、*Desulfovibrio* 及 *Desulfomicrobium* 是污水生物膜中 SRB 的重要组成部分。以上研究 结果表明, SRB 多在生物膜表层进行硫酸盐还原 过程。

1.2 管道 H₂S 产生的影响因素

影响排水管道中 H₂S 产量的原因主要可以分 为两类:排水管道运行的水力条件和管道中污水的 水质特征。

表 2 官 直 生 物 膜 甲 SRB 困 群 占 比					
菌群/门	菌群/目	菌群/属	占比/%		
	脱硫杆菌	Desulfobulbus	33		
	脱硫弧菌	Desulfovibrio	24		
变形菌门	脱硫弧菌	Desulfomicrobium	19		
	脱硫杆菌	Desulforegula	16		
	脱硫杆菌	Desulfatiferula	7		
			-		

1)运行水力条件包括水量、流速、水力停留时 间、温度和管道比表面积等。SUN et al^[23]指出水量 减少会降低流速而增加污水停留时间。SRB 还原 硫酸盐生成的硫化物多以 H₂S、HS⁻和 S²的形式存 在于水相中,水量增加导致湍流度增大使水中的硫 化物以 H₂S 的形式释放至气相中。艾海男等^[24]指 出当剪切力分别为 1.12 Pa、1.29 Pa 和 1.45 Pa 时, 生物膜中 SRB 分别占总细菌数的 0.036%、0.041% 和 0.027%; 这表明当剪切力增加到一定程度后,可 降低生物膜中 SRB 的含量,从而达到控制管道内 H₂S 产生的目的。

2) 污水水质特征的影响主要是污水碳硫比、 pH 值。LIU et al^[25] 指出可发酵有机物和硫酸盐的 同时存在是 H₂S 产生的必须条件。AI et al⁶⁹ 指出 当 COD/SO42-值分别为 3、6 和 9 时, H2S 产量分别 约为 30、15 和 20 mg, 这表明调节污水碳硫比可控 制管道中 H₂S 的产生。SUDARJANTO et al^[26] 指出 啤酒废水与生活污水以体积比1:9混合时, H₂S产量增加了 40%,表明可发酵有机物的含量影 响着H₂S的产生。TALAIEKHOZANIetal^[18]指出当pH 值为9时,管道中的硫化物多以HS的形式存在于 水中。研究表明,溶解氧含量较低、COD 值较高、 且 pH 呈中性或微碱性时, 利于 H₂S 向气相中释放^[27]。 排水管道内 H₂S 的分布规律为管网上游部分所产 生的有害气体会向下游聚集, 气相中 H₂S 浓度随流 经管道长度的增大而增加,而后趋于稳定,液相中 硫化物浓度降低,而后趋于不变[28-29]。此外,带有 跌水结构的检查井腐蚀现象较为严重[30]。

上述研究结果表明,运行水力条件(如水力停 留时间、壁面剪切力、污水碳硫比、管道与大气环 境间的压差等)和污水水质特征(如污水中可生物 降解有机物的含量和污水 pH 值等)等因素均会影 响硫化物的产生及 H₂S 的释放。

1.3 管道 H₂S 的风险控制措施

控制排水管道内 H₂S 产生的措施主要可以分 为两类:改变排水管道运行的水力条件和调节污水 水质特征。

1)调节排水管道运行时的水力条件的主要措 施包括调节管道内的污水量、增大流速、增大壁面 剪切力和增大管道内氧含量等。SUN et al^[23] 指出 当人均用水量从 210 L/d 减少至 150 L/d 时, 污水中 硫化物的含量增加了 0.68~0.79 mg/L, 管道气相 中H₂S的含量降低了14%,这表明水量减少将增加 污水在管道中的停留时间,从而增加硫化物在污水 中的浓度;因此,当硫化物在水相中积累后,应避免 管道中湍流状态的出现以控制 H₂S 的扩散。艾海 男等^[24]指出当壁面剪切力由 1.12 Pa 增大至 1.29 Pa时,生物膜中SRB的占比由0.036%增大至0.041%, 当剪切力由 1.29 Pa 增大至 1.45 Pa 时, SRB 占比 由 0.041% 降至 0.027%;即壁面剪切力可在一定程 度上有助于生物膜的生长,但超过临界值后,生物 膜中 SRB 丰度较高部分出现脱落,从而控制 H₂S 的生成。于玺等[12] 指出脉冲通气条件下,不同流速 的管道中 H₂S 产气抑制率均达到 98% 以上, 而水 流速度为 0.2 m/s 时的 H₂S 的抑制率最高;由此可 知,脉冲通气改善管道的厌氧环境,抑制了生物膜 中 SRB 的活性、硫酸盐还原过程以及有机物的厌 氧发酵过程,从而抑制管道中H₂S的产生。

2)调节污水水质的主要措施包括投加化学氧 化剂、投加碱度、投加金属盐和投加生物抑制剂 等。注入氧气、投加硝酸盐及亚硝酸盐主要是通过 提高氧化还原电位、加入电子受体的方式减少硫化 物的产生^[31]。RODRÍGUEZ-GÓMEZ et al^[32]提出, 污水中NO₃浓度达到 5 mg/L 时,可以完全抑制硫化 物的生成;其机理主要是微生物以NO5为电子受体, 在缺氧的条件下将硫化物氧化成单质硫[33];当硝酸 盐消耗殆尽, SRB 活性将逐渐恢复^[20]。JIANG et al^[34] 指出亚硝酸盐投加量达到 80 mg/L 以上可完全控 制硫化物的产生;连续33小时投加100 mg/L亚硫 酸盐可抑制 90% 的硫酸盐还原过程,但亚硝酸盐的 消耗后产 H₂S 过程恢复。WILEY^[35] 提出污水 pH 值增加至 8.5 以上时, 仅有 3% 的硫化物以 H₂S 的形式存在; 污水的 pH 值保持在 9.5~10.0 时, 停 止投药后 2~3 日内 H₂S 恢复至平均水平, 但长期 维持污水高 pH 值可导致生物膜剥落或抑制部分

SRB的活性。GUTIERREZ et al^[36]指出提高污水 pH 值至 10.5 以上, H₂S 产量降低 17% ~ 34%, 单次 投加氢氧化钠仅在 3~4 日内控制管道中 H₂S 的产 生;长期保持高 pH 值可降低 SRB 的细胞存活率。 铁盐是最常用于控制 H₂S 产量的金属盐^[11], 与硫化 物反应可生成 FeS 沉淀物, 同时 FeS 还能抑制 SRB 的生命活动。ZHANG et al^[37]指出向污水中投 加 21 mg/L 的 Fe³⁺后硫酸盐还原率降低了约 60%, 长期投加铁盐可抑制 39% ~ 60% 的硫酸盐还原过 程。投加生物制剂有利于管道中的有机物快速降 解为简单的无机物, 但其使用成本较高^[38]。此外, 通过调节污水碳硫比的方式也可以控制管道中有 害气体的产生。

综上所述,调节管道水力条件(包括降低污水 在管道中的停留时间或避免管道中湍流现象的出 现、增大壁面剪切力使生物膜脱落和采用脉冲通气 等)及调节污水水质特征(包括增加管道中的氧含 量、投加硝酸盐或亚硝酸盐、提高管道中污水的 pH值和投加铁盐等)均可以控制管道中 H₂S 的 产生。

2 城市排水管道 CH₄ 产生及风险控制

2.1 CH₄的危害及产生过程

CH₄ 是无色无味无毒的可燃性气体, 与空气混 合易爆炸, CH₄ 含量在 5%~15% 就十分易燃; CH₄ 含量在 25%~30% 时, 出现窒息前症状如头 痛、头晕和心跳加速等症状, 甚至窒息死亡。同时, CH₄ 是温室气体, 对温室效应的贡献是二氧化碳的 25 倍^[39]。因此, 关注排水管道 CH₄ 的产生及风险 控制具有十分重要的意义。

CH₄产生的主要原因是在厌氧条件下 MA 消 耗碳源并生成 CH₄^[30-31], 污水中的易发酵底物在发 酵后产生的氢很容易被 MA 利用产生 CH₄^[31-33]。 MA 对需要严格的厌氧环境, 易在生物膜内层成为 优势菌群。排水管道中 CH₄ 产生的原理见图 3。

SUN et al^[5] 指出 MA 在生物膜 500 μm 的区域 的丰度达到 60%, 在 700 μm 的区域达到 75%; 即生 物膜内层是 CH₄ 产生的主要区域, 并得出 MA 菌群 占比, 见表 3。

王洪臣等^[20] 指出 MA 为专性厌氧菌,主要分布 在生物膜 250 μm 以下的内层中,产甲烷作用多发 生于此。AUGUET et al^[40] 指出生物膜形成初期, Methanosphaera 和 Methanobrevibacter 为 MA 的主要组成部分,当生物膜成熟后, Methanosaeta 成为 MA 菌群中的优势菌,占比为 90% 以上。这表明 MA 严格厌氧,多分布于生物膜内层,产甲烷活动也 多在生物膜内层发生。



图 3 排水管道甲烷产生过程

表 3 官退生物膜中 MA 囷群古比						
编号	菌群/门	菌群/目	菌群/属	占比/%		
1		甲烷八叠球菌	Methanosaeta	90		
2		甲烷微菌	Methanospirillum			
3		甲烷八叠球菌	Methanomethylovorans			
4	百囷]	甲烷杆菌	Methanobrevibacter	10		
5		甲烷杆菌	Methanobacterium			
6		/	Canditatus Methanomethylophilus			

2.2 管道 CH₄ 产生的影响因素

影响排水管道中 CH₄ 产量的原因主要可以分 为两类:排水管道运行的水力条件和管道中污水的 水质特征。

1)运行水力条件包括水力停留时间、水流流 速、管道比表面积、壁面剪切力和温度等。SUN et al^[23] 指出水量减少增加了水力停留时间,从而增加 CH₄的生成速率和产量。LIU et al^[41] 指出夏季高温 使 CH₄ 平均日产量高于冬季,而夜间的长水力停留 时间使 CH₄ 产量高于白天。于玺等^[12] 指出在脉冲 通气的条件下,当水流流速分别为 0.2、0.6 和 1.0 m/s 时,CH₄ 产量的抑制率分别为 44.4%、37.0% 和 51.0%;脉冲通气改变了管道内的厌氧环境和微生 物群落结构,但对位于生物膜内层的 MA 的活性抑 制较为有限。

2) 污水水质特征的影响主要是污水碳硫比、污水中可发酵底物的含量。AI et al^[6] 指出当 COD/SO₄²⁻ 值分别为 3、6 和 9 时, CH₄ 产量分别约为 70、40 和 120 mg, 碳硫比为 6 时 MA 的活性受到较大抑 制。GUISASOLA et al^[42]指出产甲烷过程消耗大量 易生物降解的有机物, 当有 CH₄ 产生时, 易降解有 机物的含量从 60 mg/L 减少到 20 mg/L; 同时 LIU et al^[25]也指出 CH₄ 的产量随可发酵有机物含量的 减少出现明显降低。排水管道内 CH₄ 分布规律为 随着流经管道长度的增大及溶解氧浓度的降低, 气 相中 CH₄ 浓度增大^[19-20]。

上述研究结果表明,运行水利条件(如水力停 留时间、温度和水流流速等)和污水水质特征(如污 水碳硫比、污水中可生物降解有机物的含量等)都 会影响管道中 CH₄ 的生成量。

2.3 管道 CH₄ 的风险控制措施

排水管道 CH₄ 的风险控制措施主要可以分为 2 类:调节排水管道的水力条件和通过添加药剂调 节污水水质特征。

1)调节排水管道水力条件的措施包括调节水 力停留时间、改变流速、选择合适的壁面剪切力和 改善管道通风条件等。SUN et al^[23] 指出人均用水 量从 210 L/d 减少至 150 L/d 时,水力停留时间增 加,污水中溶解性 CH₄ 的含量增加了 2 倍以上,每 日溶解性 CH₄ 向管道气相中排放的总量增加了 1.5倍;这表明通过减少水力停留时间可以在一定 程度上控制排水管道中的 CH4 产量。艾海男等[24] 指出当壁面剪切力由 1.12 Pa 增大至 1.45 Pa 时, 生 物膜内氧含量降低,形成厌氧微环境,利于产甲烷 过程的进行,可通过适当减小壁面剪切力的方式控 制管道中 CH4 的产生。于玺等^[12] 指出脉冲通气的 条件下,当水流速度为 0.2 m/s 时 CH₄ 产生的抑制 率最大,这表明脉冲通气结合较小污水流速的条件 可以在一定程度上控制管道中 CH₄ 气体的产生; 但 MA 多分布于生物膜和沉积物的内层,氧气的渗 透能力有限,使得脉冲通气对 MA 活性及产甲烷活 动的影响仍较为有限。

2)调节污水水质特征的措施包括投加化学氧化剂、金属盐、碱度和生物抑制剂等。MA 对氧气十分敏感,但 MA 多存在于生物膜内层,因此氧气 对 MA 活性的抑制较有限。投加硝酸盐能改变污 水的氧化还原电位,同时对 CH₄ 具有化学氧化作 用,但硝酸盐渗透性有限,需长期投加才能完全抑制 CH₄ 的产生; JIANG et al^[43] 指出向污水中投加 30 mg/L 的硝酸盐时, CH₄ 产量可降低 80% 左右;

当硝酸盐投加量增加至 130 mg/L 时,产甲烷过程 被完全抑制。JIANG et al^[34] 指出持续投加 30 mg/L 亚硝酸盐可完全抑制 CH₄ 的生成,停止投药 2 个月 后 CH₄ 的抑制率仍有 60%;由此可知,在同等投加 剂量的前提下,亚硝酸盐对 CH₄ 的控制效果优于硝 酸盐。GUTIERREZ et al^[36] 指出将污水的 pH 值提 高至 10.5 以上, CH₄ 的含量迅速降低 95% 以上,停 止投药后 30 日内 CH₄ 产量也未完全恢复; MA 对 高 pH 值较敏感,污水 pH 值为 9 时可完全抑制 MA 的活性,而 MA 的生长速度较慢,导致停止投 药 CH₄ 产量的恢复速率较慢。铁盐对 CH₄ 生成的 抑制原理主要是沉淀物 FeS 对 MA 生命活动的抑 制作用; ZHANG et al^[37] 指出向污水中投加 21 mg/L 的 Fe³⁺后 CH₄ 产量降低了约 80%,长期投加 Fe³⁺时 生物膜中的产甲烷过程可受到 52%~80% 的抑制。

综上所述,调节管道水力条件(包括降低污水 在管道中的水力停留时间、适当减小壁面剪切力和 采用脉冲通气等)及调节污水水质特征(包括增加 排水管道内的氧含量、投加硝酸盐或亚硝酸盐、提 高管道内污水的 pH 值和投加铁盐等)均可控制 CH₄ 的产量。

3 给农村排水管道有害气体风险防控的 借鉴

3.1 农村与城市排水管道特征对比

城市与农村地区在人口数量、居民用水习惯和 供水情况等方面存在一定的差异,导致城市排水特 点与农村有所区别,随着国家对农村环境的重视, 一些经济相对发达以及环境水体较为敏感的农村 采用管网收集污水。然而,城市排水管网的建设成 本巨大,不适用于农村地区,排水管的设计也存在 差异。针对农村排水特征,一些农村地区已经开始 实施小管径(通常主干管管径 < 200 mm)排水管网 的建设,极大地节省了管网建设成本。目前对于农 村排水管网的堵塞问题已有相应的研究^[44],但对农 村排水管道中有害气体控制的研究尚未开展。

城市与农村的排水特征及排水管道特征^[45]的 区别见表 4 和图 4。

表 4 城市与农村排水及排水管道的特征

项目	城市	农村
水量	排水总量大	排水总量较小
污水量总变化系数K _Z	1.3 ~ 2.3	2.5 ~ 6.2
水质特征	污水中总污染物的变化率相对较小,污水可生化 性较好	污水中总污染物的变化率相对较大,污水可生 化性较好
管径	一般≥200 mm,污水管最小管径为300 mm,街道 下常用管径为500~1 000 mm	一般≤200 mm,户内常用管径为50~100 mm, 村落内支管、干管常用管径为150~200 mm
流速	管径<400 mm时,流速取0.6~0.9 m·s ⁻¹ ;管径 ≥ 400mm时,流速取0.9~1.4 m·s ⁻¹	管道最小自清洗流速为0.15~0.50 m/s;也可根据实际情况,通过水力计算求出平均流速
充满度	管径200~300 mm时,充满度<0.55;管径 350~450 mm时,充满度<0.65;管径500~900 mm时,充满度<0.70;管径≥1000 mm时,充满度 <0.75	充满度范围为0.20~0.80,一般取0.5,也可根据实际排水情况进行相应调整
坡度	塑料管: >0.002; 其他管: >0.003	一般沿着地势进行铺设,常用的坡度为 0.004~0.006
检查井间距	管径200~300 mm时,间距≤40 m;管径500~700 mm时,间距≤60 m;管径800~1000 mm时,间距 ≤80 m;管径1100~1500 mm时,间距≤100 m; 管径1600~2000 mm时,间距≤120 m	通常检查井间距为100~200m,也可根据实际 情况进行相应调整
检查井材质	一般为现浇检查井或砖砌检查井	一般为预制检查井。
曼宁粗糙系数n	通常取0.013	0.009 ~ 0.013
管材	钢筋混凝土管、铸铁管、陶土管和金属管等,其 中以钢筋混凝土管为主	PVC管、UPVC管、HDPE管、PE管等,其中以 PVC管为主

通过对城市管网中有害气体产生及风险控制 的分析,结合农村排水及排水管网的特征,提出适 合农村排水管道有害气体风险控制的合理建议。 3.2 农村排水管道有害气体产生及风险控制

许多农村地区的生活污水经化粪池流入污水 管网,化粪池内沉积物较多,主要为厌氧环境,所以 化粪池是 H₂S 产生的主要原因之一。ZUO et al^[3] 指出化粪池下游的检查井中均检测到 100~400 mg/L 的 H₂S 浓度, 证明化粪池中存在硫酸盐还原过程; 此外, 低流速有利于 H₂S 以硫化物的形式存留在污 水中。化粪池上层的大量浮渣以及化粪池长期处 于关闭状态, 阻碍 H₂S 的逸散, 使其以溶解态 H₂S 的形式进入管道中, 并在管道中的湍流状态下 进入管道气相中, 或在检查井中逸散至大气中。 XU et al^[46] 指出壁面剪切力的增大降低生物膜的孔 隙率, 从而降低污水与生物膜之间的传质过程和膜 内微生物的生命活动。同时, WANG et al^[47] 指出传 质通量先是随着生物膜厚度的增大而增大, 当生物 膜厚度达到一定水平后, 传质通量又随着生物膜厚 度的继续增大而减小。XU et al^[48] 指出壁面剪切力 影响生物膜的厚度、膜内生物量以及生物组成。



随着国家对城市水环境保护的重视,污水排放标准对污染物排放的控制愈发严格,许多工厂和企业向农村地区移动。这些现象给农村经济带来一定提升的同时,工厂和企业在生产、生活中排放的污水对农村原有生活污水的水质也造成一定的影响,这些影响可能会增加农村排水管道中有害气体的产生量。SUDARJANTO et al^[26]指出啤酒废水的汇入将导致排水管道中 H₂S 排放量增加 40%; ZAN et al^[49]指出管道内存在餐厨垃圾会增加污水中可生物降解有机物的含量,促进生物膜中 MA 的积累,导致 CH₄产生量提高了 60%。

以上结果表明,排水管道的水力条件如水流状态、壁面剪切力等会影响管道生物膜中微生物的群落结构;污水管末端、检查井及工业污水汇入点等位置污水流态受到改变,出现紊流状态,从而增加H₂S和CH₄向气相中的扩散,成为有害气体聚集的风险点^[50]。此外,排水管道中污水水质的变化会影响管道微生物的群落结构,从而影响有害气体的

产生。

综上所述,农村排水管道内有害气体的风险控 制措施主要为以下几点。

1)控制化粪池中 H₂S 的产生。及时清理化粪 池中的沉积物、投加适宜的化学药剂或生物抑制 剂、改善化粪池厌氧环境等措施可在一定程度上抑 制化粪池中 SRB 的活性,以此控制 H₂S 的产生。

2)通过改变水力条件以调整生物膜微生物群 落结构。管道水力条件如流速、壁面剪切力等可影 响生物膜内微生物的空间分布,可通过建立管道模 型,模拟不同排水条件下的剪切应力和流速对生物 膜中微生物群落结构的影响,结合实际情况选取合 适的剪切应力和设计流速,从而达到对管道内有害 气体的产生加以调控。

3)调节污水水质。通过调节污水碳硫比可以 控制管道中有害气体的产生量。同时,控制和减少 工业废水或可生物降解有机物含量较高的污水的 汇入,此类废水会增加排水管道中有害气体的产 生,在农村排水管道的管理中,应避免接入该类废 水,建设单独处理设施达到相应标准后排放。

4)优化管网设计,改善通风条件。现已有许多 关于管道内气体流通模型的研究,根据现有研究或 采用计算流体力学的方式可了解管道中气体的运 动规律,优化管网通风口的布置,改善管道内的厌 氧环境。PVC 管道具有较好的耐腐蚀性,腐蚀现象 多出现在检查井,使用具有密封性的冲洗口代替检 查井,既可以降低管网建造成本,又能避免腐蚀现 象和气体泄漏现象的出现。

4 结论及建议

1)管道中 H₂S 和 CH₄ 的产生原因分别是 SRB 消耗碳源并还原硫酸盐产生 H₂S, MA 消耗碳源通 过代谢途径产生 CH₄。控制 H₂S 和 CH₄ 生成的主 要措施是改变排水管道运行的水力条件(如调节壁 面剪切力、减少管道中污水的停留时间和增加管道 中的氧含量等)和调节污水水质特征(如投加硝酸 盐和亚硝酸盐、提高污水 pH 值、投加 Fe³⁺等金属 盐、投加生物抑制剂、改变污水碳硫比和避免工业 废水汇入等)。但目前的风险控制措施均有其优缺 点,没有哪一种方法能够适用于所有排水管道,可 通过借助数值模型分析管道内气体运动及分布规 律,利用多种措施实现排水管道有害气体的协同

控制。

2)农村排水管道中 H₂S 和 CH₄ 的可能来源主 要是化粪池和管道微生物系统。控制有害气体风 险的措施为:通过投加硝酸盐和亚硝酸盐、提高污 水 pH 值、投加 Fe³⁺等金属盐、投加生物抑制剂和 清理化粪池沉积物等方式控制化粪池中有害气体 的产生;通过调整管道水力条件、调整污水水质、 优化管网设计和完善后期管理等方式抑制管道微 生物产生有害气体。投加化学药剂或生物制剂的 花费较大,对于农村地区而言,结合地形地貌等自 然地理特征,适宜调整管道水力条件、优化管网设 计是实现管道有害气体控制更为经济有效的方法。

参考文献

- [1] 范彬, 胡明, 顾俊, 等. 不同农村污水收集处理方式的经济性比 较[J]. 中国给水排水, 2015, 31(14): 20-25.
- [2] OJHA V K, DUTTA P, CHAUDHURI A. Identifying hazardousness of sewer pipeline gas mixture using classification methods: A comparative study[J]. Neural Computing and Applications, 2017, 28(6): 1343 – 1354.
- [3] ZUO Z, CHANG J, LU Z, et al. Hydrogen sulfide generation and emission in urban sanitary sewer in China: What factor plays the critical role?[J]. Environmental Science: Water Research & Technology, 2019, 5(5): 839 – 848.
- [4] 邓丰, 王镇鑫, 许伟聪, 等. 城市生活污水排水管道内硫化氢和 甲烷产生机制综述[J]. 广东化工, 2012, 39(16): 104-105.
- [5] SUN J, HU S, SHARMA K R, et al. Stratified microbial structure and activity in sulfide-and methane-producing anaerobic sewer biofilms[J]. Applied Environmental Microbiology, 2014, 80(22): 7042 – 7052.
- [6] AI T, HE Q, XU J, et al. A conceptual method to simultaneously inhibit methane and hydrogen sulfide production in sewers: The carbon metabolic pathway and microbial community shift[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 246: 119 – 127.
- [7] JIANG G, SUN J, SHARMA K R, et al. Corrosion and odor management in sewer systems[J]. Current Opinion in Biotechnology, 2015, 33: 192 – 197.
- [8] VOLLERTSEN J, REVILLA N, HVITVED-JACOBSEN T, et al. Modeling Sulfides, pH and Hydrogen Sulfide Gas in the Sewers of San Francisco[J]. Water Environment Research, 2015, 87(11): 1980 – 1989.
- [9] EDWINI-BONSU S, STEFFLER P. Air flow in sanitary sewer conduits due to wastewater drag: A computational fluid dynamics approach[J]. Journal of Environmental Engineering and Science, 2004, 3(5): 331 – 342.
- [10] 张远, 吕淑然, 杨凯, 等. 城市污水管道甲烷爆炸防控对策研究 现状及展望[J]. 安全与环境工程, 2015, 22(5): 134-138.
- [11] 许小冰, 王怡, 王社平, 等. 城市排水管道中有害气体控制的国

内外研究现状[J]. 中国给水排水, 2012, 28(14): 9-12.

- [12] 于玺, 王社平, 高如月, 等. 脉冲通气对污水管道内有害气体的 控制[J]. 环境工程学报, 2019, 14(1): 278 - 284.
- [13] 王怡, 朱杜洁, 王社平, 等. 投加铁盐对排水管道水质影响及控制有害气体的研究[J]. 中国给水排水, 2012, 28(19): 33-36.
- [14] 朱雁伯, 王溪蓉, 张礼文, 等. 排水系统中硫化氢的危害及预防 措施[J]. 中国给水排水, 2000, 16(9): 45-47.
- [15] 何世禹. 论硫化氢的危害及其防范措施[J]. 广东科技, 2014, 23(8): 193+178.
- [16] 吴迪. 污水管道中硫化氢的形成实验及数学模型[D]. 西安: 西 安建筑科技大学, 2016.
- [17] PARANDE A K, RAMSAMY P, ETHIRAJAN S, et al. Deterioration of reinforced concrete in sewer environments[J]. Municipal Engineer, 2006, 159(1): 11 – 20.
- [18] TALAIEKHOZANI A, BAGHERI M, GOLI A, et al. An overview of principles of odor production, emission, and control methods in wastewater collection and treatment systems[J]. Journal of Environmental Management, 2016, 170: 186 – 206.
- [19] 李怀正, 张璐璇, 汤霞, 等. 城市排水管道中硫化氢产气原因及 影响因素分析[J]. 环境科学与管理, 2012, 37(4): 95 - 97.
- [20] 王洪臣, 汪俊妍, 刘秀红, 等. 排水管道中硫酸盐还原菌与产甲烷菌的竞争与调控[J].环境工程学报, 2018, 12(7): 1853-1864.
- [21] JIANG F, LEUNG D H-W, LI S, et al. A biofilm model for prediction of pollutant transformation in sewers [J]. Water Research, 2009, 43(13): 3187 – 3198.
- [22] ITO T, OKABE S, SATOH H, et al. Successional development of sulfate-reducing bacterial populations and their activities in a wastewater biofilm growing under microaerophilic conditions[J].
 Applied and Environmental Microbiology, 2002, 68(3) : 1392 - 1402.
- [23] SUN J, HU S, SHARMA K R, et al. Impact of reduced water consumption on sulfide and methane production in rising main sewers[J]. Journal of Environmental Management, 2015, 154: 307 – 315.
- [24] 艾海男, 张青, 何强, 等. 重力流排水管道内流态对生物膜菌落 结构的影响[J]. 环境工程学报, 2017, 11(5): 2845 - 2850.
- [25] LIU Y, NI B-J, GANIGUÉ R, et al. Sulfide and methane production in sewer sediments[J]. Water Research, 2015, 70: 350 – 359.
- [26] SUDARJANTO G, SHARMA K R, GUTIERREZ O, et al. A laboratory assessment of the impact of brewery wastewater discharge on sulfide and methane production in a sewer[J]. Water Science and Technology, 2011, 64(8): 1614 – 1619.
- [27] VENTURA MATOS R, FERREIRA F, SALDANHA MATOS J. Influence of intermittence and pressure differentials in hydrogen sulfide concentration in a gravity sewer [J]. Water, 2019, 11(9): 1780.
- [28] 闫森, 丁艳萍, 郑才林, 等. 污水管道危害性气体浓度分布模型 扩展与验证[J]. 环境工程学报, 2019, 13(5): 1228 - 1236.
- [29] 刘艳涛, 卢金锁, 丁超. 污水管道有害性气体分布规律模型研

究[J]. 给水排水, 2017, 53(4): 111-115.

- [30] MATIAS N, MATOS R V, FERREIRA F, et al. Release of hydrogen sulfide in a sewer system under intermittent flow conditions: the Ericeira case study, in Portugal [J]. Water Science and Technology, 2017, 75(7): 1702 – 1711.
- [31] ZHANG L, DE SCHRYVER P, DE GUSSEME B, et al. Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review [J]. Water Research, 2008, 42(1): 1 – 12.
- [32] RODRÍGUEZ-GÓMEZ L E, DELGADO S, ÁLVAREZ M, et al. Inhibition of sulfide generation in a reclaimed wastewater pipe by nitrate dosage and denitrification kinetics[J]. Water Environment Research, 2005, 77(2): 193 – 198.
- [33] YANG W, VOLLERTSEN J, HVITVED-JACOBSEN T. Anoxic sulfide oxidation in wastewater of sewer networks[J]. Water Science and Technology, 2005, 52(3): 191 – 199.
- [34] JIANG G, GUTIERREZ O, SHARMA K R, et al. Effects of nitrite concentration and exposure time on sulfide and methane production in sewer systems[J]. Water Research, 2010, 44(14): 4241-4251.
- [35] WILEY P E. Reduction of hydrogen sulfide gas in a small wastewater collection system using sodium hydroxide[J]. Water Environment Research, 2019, 91(6): 483 – 490.
- [36] GUTIERREZ O, SUDARJANTO G, REN G, et al. Assessment of pH shock as a method for controlling sulfide and methane formation in pressure main sewer systems[J]. Water Research, 2014, 48: 569 – 578.
- [37] 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.
- [38] 白建国. 市政排水管道除臭方法研究[J]. 中国给水排水, 2015, 31(23): 87-89.
- [39] EIJO-RÍO E, PETIT-BOIX A, VILLALBA G, et al. Municipal sewer networks as sources of nitrous oxide, methane and hydrogen sulphide emissions: A review and case studies[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2015, 3(3):

2084 - 2094.

- [40] AUGUET O, PIJUAN M, BATISTA J, et al. Changes in microbial biofilm communities during colonization of sewer systems[J]. Applied Environmental Microbiology, 2015, 81(20): 7271 – 7280.
- [41] LIU Y, SHARMA K R, FLUGGEN M, et al. Online dissolved methane and total dissolved sulfide measurement in sewers[J]. Water Research, 2015, 68: 109 – 118.
- [42] GUISASOLA A, DE HAAS D, KELLER J, et al. Methane formation in sewer systems[J]. Water Research, 2008, 42(6): 1421-1430.
- [43] JIANG G, SHARMA K R, YUAN Z. Effects of nitrate dosing on methanogenic activity in a sulfide-producing sewer biofilm reactor[J]. Water Research, 2013, 47(5): 1783 – 1792.
- [44] 李文凯,郑天龙,刘俊新.农村污水管道堵塞成因分析与解决 对策[J].环境工程学报,2020,14(7):1966-1974.
- [45] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 国家质量监督检验检疫 总局. 室外排水设计规范: GB 50014-2006[S]. 北京: 中国计划 出版社, 2016.
- [46] XU J, LI M, HE Q, et al. Effect of flow rate on growth and oxygen consumption of biofilm in gravity sewer[J].
 Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(1): 427 435.
- [47] WANG Y, BOTT C, NERENBERG R. Sulfur-based denitrification: Effect of biofilm development on denitrification fluxes[J]. Water Research, 2016, 100: 184 – 193.
- [48] XU J, HE Q, LI H, et al. Modeling of methane formation in gravity sewer system: the impact of microorganism and hydraulic condition[J]. AMB Express, 2018, 8(1): 34.
- [49] ZAN F, DAI J, JIANG F, et al. Ground food waste discharge to sewer enhances methane gas emission: A lab-scale investigation [J]. Water Research, 2020, 174: 115616.
- [50] 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.