



移动扫码阅读

陈浩.市政排水管道 CH₄产排及其影响因子研究综述[J].能源环境保护,2020,34(6):14-20.

CHEN Hao.A research overview on production,emission and influencing factors of methane in municipal drainage pipeline[J].Energy Environmental Protection,2020,34(6):14-20.

市政排水管道 CH₄ 产排及其影响因子研究综述

陈浩

(上海环境保护有限公司,上海 200233)

摘要:介绍了市政排水管道 CH₄排放监测现状,阐述了排水管道 CH₄的产排机制与产排源,分析了管道 CH₄产排机制中需要明确的问题。分析认为:排水管网是 CH₄排放的重要来源,我国排水系统的 CH₄排放负荷存在较大区域差异;CH₄排放的差异性与管道系统结构有关,沉积物及管壁生物膜是管道中有机物发酵及产 CH₄的重要场所;管道体制及内部运维状况可造成水文模式、进水污染源和有机碳分配的差异,进而触发实际 CH₄排量或根本性动态变化及区域不确定性。

关键词:市政排水管道;CH₄产排;实地调查综述;水文模式;污染源;有机碳分配

中图分类号:X511

文献标识码:A

文章编号:1006-8759(2020)06-0014-07

A research overview on production,emission and influencing factors of methane in municipal drainage pipeline

CHEN Hao

(Shanghai Environmental Protection Co.,Ltd.,Shanghai 200233,China)

Abstract:The monitoring status of methane (CH₄) emissions from municipal drainage pipeline was introduced.The mechanism and sources of CH₄ production and emission in drainage pipeline were expounded.Besides,the problems that need to be clarified in the CH₄ production and emission mechanism was analyzed.The analysis showed that drainage pipeline was an important source of CH₄ emission.CH₄ emission load of drainage system showed large regional differences in China which was related to the structure of the pipeline.The biofilm on the pipe wall and sediment were the important places for organic fermentation and CH₄ production in the drainage pipeline.The pipeline system and internal operation and maintenance situation could cause different hydrological model,influent pollution sources and organic carbon allocation,and then lead to the actual CH₄ emission or fundamental dynamic change and regional uncertainty.

Key Words:Municipal drainage pipeline;CH₄ production and emission;Field investigation review;Hydrological mode;Pollution source;Organic carbon allocation

0 引言

温室气体排放(Greenhouse gas,GHG)是导致全球变暖的关键因素,也是当前全球政府及学界普遍关注的热点问题之一。联合国政府间气候变化专门委员会于2006年发布了《2006年IPCC国家温室气体清单指南》,旨在帮助各国对其GHG

的排放源、排放量及削减措施做出可靠的评估。在指南中,城市污水的甲烷(CH₄)排放被作为GHG的重要来源之一。在近年来我国废水排放总量逐年递增的背景下(根据环境统计年报,2000年的415.2亿吨上升至2014年的716.2亿吨),相应急剧增加的城市污水碳排放量成为亟待解决的问题。值得注意的是,根据该指南及2013年跟进

收稿日期:2020-08-24;责任编辑:蒋雯婷

作者简介:陈浩(1987-),男,浙江宁波人,工程师,主要从事城市水体及排水管网污染物的科学理论与监控技术研究。E-mail:chenhao_722@163.com

评估报告描述,城市污水属于废弃物部门,包含了废弃物处理、废水处理及废弃物焚烧中的 CH₄ 排放。然而,市政排水系统的 CH₄ 排放并未被纳入其中。

CH₄ 是市政排水系统中主要的温室气体,其全球变暖潜力在 100 年内是 CO₂ 的 34 倍,在 20 年内则是后者的 86 倍^[1]。尽管在理解上仍然存在相当大的不确定性和差距,随着大量实地调查数据的报道,近年来关于市政排水管网的 CH₄ 排放问题得到了大量的关注,其普遍的排放区域与可观的负荷尺度被更多地证实与认知。全球水研究联盟的报告记录了重力排水管道中高达 50 000 ppm 的气相 CH₄ 浓度,达到了约 5% 体积的爆炸下限^[2]。这些 CH₄ 与受限下水道中的空气接触时可能会引起爆炸,构成严重的安全风险^[3]。涉及 CH₄ 负荷核算的调查进一步表明,部分地区排水管道排放的 CH₄ 可能比污水处理厂(WWTP)排放的 CH₄ 多贡献约 48%~60% 的温室气体^[4]。此外,除了对 GHG 的巨大贡献外,市政排水管道中的甲烷化反应还能够消耗相当数量的有机底物,对下游污水处理厂的生化工艺过程造成严重的负面影响^[5]。因此,应对或削减管道甲烷化反应也是我国近年来推动提质增效工作的研究重点之一。

本文综述了当前全球范围的市政排水管道 CH₄ 排放实地监测研究,以及排水管道 CH₄ 的产排机制与产排源,并进一步探讨了管道 CH₄ 产排机制中需要明确的几个重要问题。

1 全球范围的市政排水管道 CH₄ 排放调查

目前从整体上看,关于市政排水管道 CH₄ 排放的研究仍然非常有限。在全球城市化不断扩大和发展的背景下,气候变化和密集建设的人工下水道网络造成的城市水文不确定性增加,卫生条件改善带来的人口排污和污水收集量急速攀升,进一步拓展市政排水管道 CH₄ 排放研究的范围尺度并获得更多的实地数据是至关重要的,这有助于弥合知识鸿沟,以促进构建“自下而上”的排水系统规模的碳预算和 GHG 溯源的方法学体系,并改进 CH₄ 目标源的减排干预措施。

管道 CH₄ 的调查至今为止已在全球多地展开。Phillips 等人^[6]对波士顿某重力流排水管道进行的实地监测发现,多数管段的 CH₄ 浓度都超过了爆炸下限。Shah 等人^[7]则在美国某城市的一条长 5.3 km,日污水流量为 1 855 m³/d 的压力

管道的排口位置监测到了达 500 900 ppm 的气态 CH₄ 浓度,并计算出 CH₄ 的日排放量为 7.44 kg/d。Chaosaku 与 Liu 等人^[8-9]分别在泰国曼谷与澳大利亚黄金海岸的重力管道中检测了 13 500~23 000 ppm 与 7 000~12 000 ppm 的气态 CH₄ 浓度,这一数据远大于 Shah 等人^[7]在美国德克萨斯州污水泵站前池上部空间检测到的 CH₄ 浓度(65~275 ppm)。与此一致的是,Foley 与 Liu 等人^[10]分别于 2009 年与 2015 年在澳大利亚黄金海岸对同一条提升管道展开的监测调查表明,污水内溶解态 CH₄ 浓度分别为 3.4~6.6 mg/L 和 5.0~15.0 mg/L,而当地泵站前池检测到的溶解性态 CH₄ 浓度仅为 1.0~1.9 mg/L 与 0.51 mg/L。但需要指出的是,泵站作为排水管网污水传输的集中节点,在 CH₄ 释放总量上仍然是极为可观的。Shah 等人^[7]进一步对 65 个泵站的 CH₄ 负荷调查,显示污水 CH₄ 排放速率约为 1.13~11.68 kg/d^[2],计算得到每年该城市运输 1 000 mg/d 生活污水时,约有 1 000 Mt CO₂-e 的 CH₄ 产生并从泵站逸散出来。因此,这些数据充分证明排水管网是 CH₄ 排放的重要来源。Guisasola 等人^[4]的实地监测研究显示压力管道释放 CH₄ 总量将在大约 40~250 t/y 的范围内;CH₄ 全球变暖潜力约为 21 倍(相对于 CO₂),则释放的 CH₄ 将贡献约每年 900~5 300 t CO₂-e,相比于 De Haas 等人^[11]对污水处理厂 GHG 排放量的估计,管道中的额外 GHG 贡献已超过了污水处理厂。

基于《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》,Ma 等人^[12]对我国污水处理系统的 GHG 进行了分析计算,结果表明从 2005 年开始 CH₄ 排放量逐年增加,截止至 2007 年,城市生活污水处理厂的 CH₄ 年排放量为 0.49 Mt。配合 Zhang 等人^[13-14]的估算,2007 年全国 CH₄ 总排放量为 36.6 Mt,其中污水系统的 CH₄ 排放贡献占比达到了 12.96%。受到近年来城市化发展、节能减排等形势和政策的影响,我国污水处理系统的 GHG 排放还将进一步的增大。相对而言,我国市政排水系统的 CH₄ 调查仍然十分欠缺。随着人口增加和污水纳管率的提高,管网 CH₄ 负荷可能存在全面升高的趋势,这凸显了进一步展开相关研究的重要性与紧迫性。金等人^[15]对西安 13 km² 内的 37 km 市政下水道系统进行了 3 年的 GHG 排放监测,结果表明污水排放 CH₄ 普遍存在。西安排水管道的总 GHG 排放量为 199 t/d,如果按人口比

例放大,我国下水道系统的 GHG 排放量可达 30 685 t/d。与纽约、伦敦、东京等大都市和行业(奶牛场、汽车生产、钢铁企业)的 GHG 排放量相比,我国市政排水系统产生的 GHG 要高得多。但是,我国各城市或地区排水系统的 CH₄ 排放负荷存在较大的区域差异。陈等人^[16]对上海市中心城区 4 条排水管道的调查显示,居民汇水区污水管中 CH₄ 气体的平均浓度达到了 10.52±9.39 mg/L,雨水管为 7.96±3.72 mg/L,工业汇水区污水管中 CH₄ 气体平均浓度则为 6.77±4.64 mg/L,相应雨水管仅有 0.13±0.12 mg/L。此外,张等人^[17]的调查显示北京某高校食堂污水管道 CH₄ 平均浓度为 17.05 mg/L,教学楼污水管道为 15.71 mg/L,而宿舍区污水管为 10.98 mg/L。重庆、兰州、西安及昆明等部分城市排水管道的调查反而显示了较低的 CH₄ 浓度,仅有 0.10~5.00 mg/L^[18-22]。

2 排水管道 CH₄ 的产排机制与产排源

市政排水系统 CH₄ 排放的差异性与管道系统结构有关,由此导致的产排源与机制也截然不同。排水管道本身的黑暗封闭环境,加之进水碳氮源,促使管道内形成了巨大的厌氧反应空间^[23]。基于 Bryant 产甲烷三段论厌氧发酵三阶段理论,即有机物在厌氧条件下通过水解发酵、产氢产乙酸、产甲烷三个阶段完成降解并在过程中产生 CO₂ 和 CH₄,管道输送污水蛋白质、糖类、脂类等有机成分,经过水解过程将有机物降解为可发酵底物,并在发酵产酸过程中转化为 H₂、CO₂、乙酸和挥发性脂肪酸。其中,乙酸、甲酸、甲醇和 H₂ 等可进一步由产甲烷菌转化为 CH₄。

就这些发生机制而言,管道 CH₄ 的产排源主要在于管壁生物膜和沉积物。在压力管道中,有机物发酵及产 CH₄ 的重要场所是数百微米厚的管壁生物膜。长期以来,这些管壁生物膜一直是关于管道 CH₄ 产排研究的重点^[24-25]。这些研究表明,压力管道壁膜存在大量产甲烷菌,其 CH₄ 产排潜力随管道构造及进水水位、水质而呈现较大的差异,通常每吨污水的产率约在 0.18~0.52 kg CO₂-e/m³^[2]。然而,鉴于产甲烷是一个表面积相关的生化过程^[26],管道沉积物日均 30~500 克/米的累积沉降速度^[27],远高于管壁生物膜的结合表面积,以及相当大规模的 CH₄ 产量^[28] 和产率^[29],其 CH₄ 产排行为代表了一个更加值得关注的问题。同时,沉积物富含生物可利用性底物及活性微生

物,比如,其对暴雨溢流的贡献率超过 50%~60% COD 和 >80% SS 及 BOD₅^[30-31],这构成了其产甲烷的强大内生潜力。沉积物通常是重力管道最主要的 CH₄ 产排源。Schmitt 等人^[32]的研究证实,重力管道沉积物硫酸盐还原代谢等的反应速率比生物膜的高 80% 左右,并且随着可生物降解有机碳的大量输入,沉积物将形成巨大的产 CH₄ 潜力。陈等人^[16]展开的模拟实验则进一步揭示了沉积物在管道碳排放行为中的核心作用。Liu 等人^[28]对重力管道沉积物的产 CH₄ 过程的模拟研究表明,20 °C 时重力管道沉积物的产 CH₄ 速率为 1.56±0.14 g/(m²·d),这与压力管道生物膜的产 CH₄ 通量相当,甚至更高,但产 CH₄ 主要发生在沉积物表面以下更深的区域。迄今为止,关于沉积物产 CH₄ 行为的研究或实地调查仍然较少,其可能涉及的独特生化代谢机制尚不清晰,如此的知识空白进一步限制了对重力管道 GHG 排放的核算与预测。

3 管道 CH₄ 产排机制中需要明确的几个问题

市政排水管道 CH₄ 产排来自于有机污染物的降解,厌氧生化代谢作用则是黑暗管道内有机物降解转化为 CH₄ 的最主要途径。当前的研究致力于提高对受进水水质(如 COD、硫酸盐或硝酸盐等)、流体动力学(如水力剪切力或水力停留时间 HRT 等)、温度、管道属性(如管道长度或横截面积等)和人工投药(如三价铁离子或硝酸盐等)影响下的排水管道 CH₄ 排放监测、建模和估算的认知^[33-35]。

自 2007 年以来,全球各国水务部门一直在密切监测着各类人为 GHG 排放源的发展动态^[36],并以 GHG 温室气体的最终管治和削减为目标。在此背景下,掌握市政排水管道 CH₄ 的真实排放负荷和排放成因,是形成对该问题准确认知并实现有效减排的重要环节。在现场监测数据的基础上,依据产排机制开发准确高效的管道 CH₄ 排放核算方法是当务之急。但是,当视角放大至全系统的现场宏观尺度,现有研究的单因素变量两两因果关系已无法完整阐释市政排水管道实际发生的 CH₄ 产排过程。从工程实践角度来说,管道体制及内部运维状况造成水文模式、进水污染源和有机碳分配的差异,是触发实际 CH₄ 排量或动态根本性变化及区域不确定性的的重要因素,也是当前管道 CH₄ 产排模拟预测及全系统负荷核算中面

临的需要明确的几个重要问题,迄今为止尚为空白。

3.1 水文模式

在整个排水系统尺度上发生的水文模式,例如普遍发生的水文连接(连续进水)、水文中断(由于坡度不足、小流量或间歇进水造成的进水截流)和水力湍流(导致沉积物悬浮),将促进外源基质输入模式和有机质降解模式的转变,最终导致管道产甲烷效率的变化。特别是,水文中断会放大 DOM 成分及其化动力学的异质性,并导致管内形成有氧状态从而直接抑制产甲烷作用。陈等人^[16]开展的模拟研究和现场调查表明,管道沉积物的干旱历史可能导致甲烷化的完全停滞,同时增加 CO₂ 的产生,由此推断干燥和正常污水流条件下的碳排放有两种不同的模式。管道水力湍流则将导致沉积物的悬浮并诱导 CH₄ 气体的“初期冲刷”高峰^[34],如在强降雨条件下的管道冲刷和泵站放江期间。然而,目前的相关研究仅评估了水力参数梯度变化的影响,包括污水稳定流动中的水力剪切力和 HRT,而关于这些水文模式的问题则被忽视。考虑到污水管和雨水管之间的显著差异,以及各自不同的水文模式,进一步关注本地区干旱或潮湿天气或气候下管道 CH₄ 产生或排放模式的变化,对于建立准确可行的管道 CH₄ 估算体系及相应缓解策略而言具有重要意义。

3.2 污染源

市政排水管道按污水输送动力分类的普遍观点,即压力下水道(泵动力)和重力下水道(重力),奠定了迄今为止对管道 CH₄ 的研究。然而,考虑到管道沉积物内源底物及微生物群落(包括沉积物和管壁膜)的形成,以及沉积物在沉降累积过程中受到不同进水污染源的影响,基于污染源分离的管道分类角度阐释 CH₄ 产排机制是至关重要的,这也是管道 CH₄ 的实际产排机制与污水厂相应问题呈现根本性区别的关键点之一。

除了已经得到较多研究的合流制管道,分流制系统中的污水管、雨水管及潜在的混接雨水管通常收纳了来自不同污染源的异质进水底物。污水管接收富含高度可生物利用性有机物的生活污水,这些有机物可以优先被微生物利用。周等人^[37]通过模拟实验核算不同类型生活污水的产甲烷系数分别为:居民区污水 0.254 4 gCH₄/gCOD,餐饮区污水 0.014 7 gCH₄/gCOD,文教区 0.007 8 gCH₄/gCOD。雨水管中占主导地位的进

水基质通常是城市下垫面冲刷的难降解腐殖质、石油衍生物和固体颗粒^[38-39]。部分研究表明,污水管中 VS/TS 比例在 5.2%~19.0%,而雨水管中有机物含量较污水管低,VS/TS 比例在 2.9%~13.0%^[40]。混接雨水管普遍存在于分流制系统中^[41]。多项调查表明,我国的雨水管道中存在严重的污水管道混接现象^[42-43],仅上海中心城区的 80 余座雨水泵站中存在早流放江的超过了 30 座^[44]。生活污水和雨天径流污染物的输送和沉降塑造了混接雨水管的内部微环境。鉴于其进水水力水质特征类似于合流管道,混接雨水管的内源有机质和微生物分布可能具有污水管和雨水管的共同特征。

污染源输入有机底物的浓度与组成性质,同时决定了管道微生物对这些碳源的呼吸利用和代谢类型,而微生物对不同外源性碳成分的利用效率存在很大差异。因此,这些异质底物(包括浓度与成分)长期上能够极大地促进具有来源特征的沉积物内源底物的形成和微生物群的分化,并促使微生物功能能力在介导厌氧生物反应(如发酵、水解酸化、产甲烷、硫酸盐还原和反硝化)中呈现适应趋势^[45-46]。这种因果联系最终可能主导微生物生长或 CH₄ 产生的碳流模式,并改变全过程规模上的产 CH₄ 效果^[47]。此外,当部分污染源进水中氨氮或其他含氮底物过多时,则会对产甲烷活动产生一定的抑制作用。反硝化反应的中间产物 NO₂⁻ 和 NO_x 也会对产甲烷菌形成毒性作用。若管网内有少量的硫酸盐将会促进产甲烷菌的生长,但大量的硫酸盐经硫酸盐还原菌还原成 H₂S,则会抑制产甲烷菌的生长。更好地理解涉及污染源输入造成管道微生物群分化和基因功能能力的机制基础,以及它们在调节围绕管道产 CH₄ 的一系列新陈代谢中的关键作用,对于明晰管道产 CH₄ 与污染源进水之间的联系至关重要,而这一点几乎没有专门研究过。

3.3 有机碳分配

由有机物基质及微生物组所共同驱动的碳分配差异,包括有机碳在 CH₄ 及 CO₂ 排放与生物合成(Biomass production)流向分配上的碳流动速率与累计量等特征,决定了 CH₄ 排放行为的动力学特征与排放负荷,BP 方向的碳流动也将反作用于微生物组。立足于排水管道有机碳分配的机制过程,将促成对 CH₄ 排放行为过程的清晰解释和可能预测,但当前的研究仍未触及这一本质的机制

过程。Mateles 与 Sundh 等人^[48-49]的研究指出微生物能够在简单的混合物中选择性地消耗特定底物。依据消耗底物的化学性质,生物可利用性及细胞的能量需求,不同微生物会将特定底物用于不同的生长或呼吸代谢分配。Guillemette 等人^[47]通过研究湖泊中陆源与藻类有机碳的分配差异,阐释了细菌对两种碳源的利用和分配策略,明确了细菌在自身生长和呼吸过程中对溶解性有机碳的分配比例,充分证明了该角度研究的科学重要性。

溶解性有机物 (Dissolved Organic Matter, DOM) 是自然或人为环境中有机物的主要成分,可作为底物参与生物体能量代谢及碳氮硫磷元素的生物地理化学过程。DOM 也是市政排水管道中有机碳基质的主存形式,其成分浓度与其输入污染源有着显著特征性的联系。在近年来的多项研究中,通过三维荧光平行因子法或高分辨率质谱等手段,DOM 成分也被作为定性指标用于高效区分污染源^[39,50]。不同污染源输出高度异质的 DOM 成分因各自特异化的生化反应动力学特性,将定向引发差异化的微生物代谢分配策略,从而主导降解转化模式与 CH₄、CO₂ 及 BP 流向上的碳流异化。在管道 CH₄ 排放过程中 DOM 的表征问题上,当前有限的研究主要以 BOD₅ 与 COD 表征 CH₄ 排放过程中沉积物与污水内有机物的整体性质与含量^[51],仅有少数研究通过气相色谱仪测定了污水中乙醇、乙酸、丙酸和丁酸等小分子有机物^[52]。这些研究缺乏对 DOM 成分在时间维度上的动态分析,且并未实现将污染源 DOM 与 CH₄、CO₂ 及 BP 流向上的碳流量进行关联,导致 DOM 成分的异质性如何导控代谢分配并驱动各流向上的碳流动的速率与累计量异化尚不清晰。此外,明确管道微生物组结构变化,包括在沉积物与管壁膜中,并从微生物组的功能表达力角度对有机碳分配机制进行解析是十分必要的。

4 结语

近年来关于市政排水管网的 CH₄ 排放问题得到了大量的关注,其普遍的排放区域与可观的负荷尺度随着大量实地调查数据的报道而被更多地证实与认知。但是,目前关于市政排水管道 CH₄ 排放的研究仍然非常有限。在全球城市化不断扩大和发展的背景下,进一步拓展市政排水管道 CH₄ 排放研究的范围尺度并获得更多的实地数据

是至关重要的,将有助于促进构建“自下而上”的排水系统规模的碳预算和 GHG 溯源的方法学体系,并改进 CH₄ 目标源的减排干预措施。本文进一步探讨了管道体制及内部运维状况造成水文模式、进水污染源和有机碳分配的差异,是触发实际 CH₄ 排量或动态根本性变化及区域不确定性的重要因素,也是当前管道 CH₄ 产排模拟预测及全系统负荷核算中面临的需要明确的几个重要问题。

参考文献

- [1] MYHRE G, SHINDELL D, BREON F M, et al. The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [R]. New York: Cambridge University Press, 2013.
- [2] FOLEY, JEFF, YUAN Z, et al. N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems; Technical report [M]. London: IWA Publishing, 2015, 14: 1-250.
- [3] SPENCER A U, NOLAND S S, GOTTLIEB L J. Bathtub fire: An extraordinary burn injury [J]. Journal of Burn Care & Research, 2006, 27: 97-98.
- [4] GUIASOLA A, DE HAAS D, KELLER J, et al. Methane formation in sewer systems [J]. Water Research, 2008, 42: 1421-1430.
- [5] DAELMAN M R J, VAN VOORTHUIZEN E M, VAN DONGEN U G J M, et al. Methane emission during municipal wastewater treatment [J]. Water Research, 2012, 46: 3657-3670.
- [6] PHILLIPS N G, ACKLEY R, CROSSON E R, et al. Mapping urban pipeline leaks: Methane leaks across boston [J]. Environmental Pollution, 2013, 173: 1-4.
- [7] WILLIS J, FILLMORE L, SHAH A, et al. Quantifying methane evolution from sewers: Results from werf/dekalb phase 2-continuous monitoring [J]. Proceedings of the Water Environment Federation, 2011, 12: 3851-3858.
- [8] LIU Y, SHARMA K R, MURTHY S, et al. On-line monitoring of methane in sewer air [J]. Scientific Reports, 2014, 4: 6637.
- [9] CHAOSAKUL, THITIRAT, KOOTTATEP, et al. A model for methane production in sewers [J]. Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, 2014, 49: 1316-1321.
- [10] FOLEY, JEFF, YUAN Z, et al. Dissolved methane in rising main sewer systems: Field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions [J]. Water Science and Technology, 2009, 60: 2963-2971.
- [11] De HAAS, DAVID, HARTLEY K J. Greenhouse gas emissions from BNR plant - Do we have the right focus? [C]. Proceedings: Sewage Management - Risk Assessment and Triple Bottom Line, 2004: 5-7.
- [12] MA Z-Y, FENG P, GAO Q-X, et al. CH₄ emissions and reduction potential in wastewater treatment in China [J]. Advances In Climate Change Research, 2015, 6: 216-224.

- [13] ZHANG B, CHEN G Q, LI J S, et al. Methane emissions of energy activities in China 1980–2007 [J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2014, 29: 11–21.
- [14] ZHANG B, CHEN G Q. Methane emissions in China 2007 [J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2014, 30: 886–902.
- [15] JIN P, GU Y, SHI X, et al. Non-negligible greenhouse gases from urban sewer system [J]. *Biotechnology for Biofuels*, 2019, 12 (1): 1–11.
- [16] CHEN H, YE J, ZHOU Y, et al. Variations in CH₄ and CO₂ productions and emissions driven by pollution sources in municipal sewers: An assessment of the role of dissolved organic matter components and microbiota [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 263: 114489.
- [17] 张远. 城市污水管道甲烷检测与迁移聚集规律研究 [D]. 北京: 首都经济贸易大学, 2016: 1–56.
- [18] 严铁生. 城市不同区域下水道中毒害气体分布规律研究 [D]. 西安: 长安大学, 2017: 1–52.
- [19] 刘艳涛. 污水管中有害气体的分布规律及其模型探究 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2016: 1–61.
- [20] 季俊青. 兰州市生活排水系统废气产排量测算及控制对策研究 [D]. 兰州: 兰州交通大学, 2013: 1–68.
- [21] 黄建洪. 城市生活排水系统废气产排系数核算研究 [D]. 昆明: 昆明理工大学, 2013: 1–137.
- [22] 方德琼. 山地城市污水管道中有害气体的检测及分布规律研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2012: 1–95.
- [23] SHARMA K R, YUAN Z, DE HAAS D, et al. Dynamics and dynamic modelling of H₂ S production in sewer systems [J]. *Water Research*, 2008, 42: 2527–2538.
- [24] SUN J, HU S, SHARMA K R, et al. Stratified microbial structure and activity in sulfide- and methane-producing anaerobic sewer biofilms [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2014, 80: 7042–7052.
- [25] 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: 4241–4251.
- [26] LIU Y, TUGTAS A E, SHARMA K R, et al. Sulfide and methane production in sewer sediments: Field survey and model evaluation [J]. *Water Research*, 2016, 89: 142–150.
- [27] ASHLEY R, CRABTREE B, FRASER A, et al. European research into sewer sediments and associated pollutants and processes [J]. *Journal of Hydraulic Engineering - Asce*, 2003, 129: 267–275.
- [28] LIU Y, NI B-J, GANIGUE R, et al. Sulfide and methane production in sewer sediments [J]. *Water Research*, 2015, 70: 350–359.
- [29] JES, VOLLERTSEN, AND, et al. Resuspension and oxygen uptake of sediments in combined sewers [J]. *Urban Water*, 2000, 2 (1): 21–27.
- [30] GASPERI J, GROMAIRE M C, KAFI M, et al. Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems [J]. *Water Research*, 2010, 44: 5875–5886.
- [31] CHEBBO G, GROMAIRE M C, AHYERRE M, et al. Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: The " Marais" experimental urban catchment in Paris [J]. *Urban Water*, 2001, 3: 3–15.
- [32] SCHMITT F, SEYFRIED C F. Sulfate reduction in sewer sediments [J]. *Water Science & Technology*, 1992, 25: 83–90.
- [33] WILLIS J, BROWER B, GRAF W, et al. New GHG methodology to estimate/quantify sewer methane [R]. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2018: 582–589.
- [34] SHORT M D, DAIKELER A, WALLIS K, et al. Dissolved methane in the influent of three Australian wastewater treatment plants fed by gravity sewers [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599: 85–93.
- [35] LIU Y, NI B-J, SHARMA K R, et al. Methane emission from sewers [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 524: 40–51.
- [36] 秦大河, 罗勇, 陈振林, 等. 气候变化科学的最新进展: IPCC 第四次评估综合报告解析 [J]. *气候变化研究进展*, 2007, 3 (6): 311–314.
- [37] 周瑜, 黄建洪, 宁平, 等. 昆明市污水排水系统产甲烷规律的模拟实验研究 [J]. *环境工程学报*, 2013, 7 (9): 3531–3536.
- [38] DURAND C, RUBAN V, AMBLES A, et al. Characterization of the organic matter of sludge: Determination of lipids, hydrocarbons and PAHs from road retention/infiltration ponds in France [J]. *Environmental Pollution*, 2004, 132: 375–384.
- [39] CHEN H, LIA Z L, GU X Y, et al. Anthropogenic influences of paved runoff and sanitary sewage on the dissolved organic matter quality of wet weather overflows: An excitation-emission matrix parallel factor analysis assessment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51 (3): 1157–1167.
- [40] 戴晓虎, 赵玉欣, 沙超, 等. 我国污水处理厂污泥含砂特征及成因调研 [J]. *给水排水*, 2014, 50: 75–79.
- [41] PITT R. *Illicit discharge detection and elimination* [M]. Washington D. C.: An Introduction to Repo Markets Third Edition, 2004: 1–176.
- [42] 高剑. 雨污混接调查在城市河流环境治理中的应用 [J]. *工程与建设*, 2018, 32: 167–170.
- [43] 陈春霄, 战玉柱, 吴述园, 等. 城市分流制排水系统中管网混接污染控制方案的优化选择 [J]. *净水技术*, 2018, 37: 217–220+229.
- [44] 曾彦君. 分流制雨水系统早流污水截流效果及改善对策研究 [D]. 上海: 同济大学, 2008: 1–96.
- [45] JIN P, SHI X, SUN G, et al. Co-variation between distribution of microbial communities and biological metabolism of organics in urban sewer systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52 (3): 1270–1279.
- [46] HVITVED-JACOBSEN T, VOLLERTSEN J, NIELSEN A H.

- Sewer processes: Microbial and chemical process engineering of sewer networks [M]. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2013: 215-253.
- [47] GUILLEMETTE F, MCCALLISTER S L, DEL GIORGIO P A. Selective consumption and metabolic allocation of terrestrial and algal carbon determine allochthony in lake bacteria [J]. *Isme Journal*, 2016, 10: 1373-1382.
- [48] SUNDH I. Biochemical composition of dissolved organic carbon derived from phytoplankton and used by heterotrophic bacteria [J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 1992, 58 (9): 2938-2947.
- [49] MATELES R I, CHIAN S K. Kinetics of substrate uptake in pure and mixed culture [J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 3: 569-574.
- [50] WAGNER S, RIEDEL T, NIGGEMANN J, et al. Linking the molecular signature of heteroatomic dissolved organic matter to watershed characteristics in world rivers [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49: 13798-13806.
- [51] LIU Y W, NI B J, GANIGUE R, et al. Sulfide and methane production in sewer sediments [J]. *Water Research*, 2015, 70: 350-359.
- [52] 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.