

低流速下合流制排水管道CH₄和N₂O产排模拟研究

谢桂山¹, 陆佳慧¹, 宗亚¹, 王晓¹, 刘翠云², 熊洁³, 左晓俊⁴

(1. 南京水务集团有限公司 排水设施运营中心, 江苏 南京 210003; 2. 南京工业大学 城市建设学院, 江苏 南京 211816;
3. 南京信息工程大学 环境科学与工程学院, 江苏 南京 210044; 4. 南京师范大学 环境学院, 江苏 南京 210023)

摘要: 针对低流速下排水管道碳产排不清楚的问题, 以南京24处合流制排水管道为研究对象, 考察了甲烷(CH₄)和氧化亚氮(N₂O)在管道低流速下的产排变化特征, 分析了低流速下管网碳氮污染物沉积/悬浮特性, 搞清了碳氮污染物与CH₄和N₂O产排关系, 并探讨了微生物菌群及其代谢对CH₄和N₂O产排的作用。结果表明, 管道低流速(0.01~0.09 m·s⁻¹)运行时溶存态CH₄和N₂O最大产率分别为168.58 μg·g⁻¹·d⁻¹及1.23 μg·g⁻¹·d⁻¹; 在0.05 m·s⁻¹流速下运行40 min后累积沉积物总碳排放产率最大(5 047.92 μg·g⁻¹·d⁻¹), 与水流冲刷导致水相和固相中碳氮污染物的显著变化有关。气态CH₄与 *Proteobacteria*、*Acinetobacter*、JGI-0000079-D21及脱氢酶呈正相关, 而气态N₂O与 *Firmicutes*、*Actinobacteriota*、*norank_f_JG30-KF-CM45*、*Bacteroidetes_vadinHA17*及蛋白酶呈正相关, 上述生物诱因在排水管道碳减排过程中应予以重点关注。

关键词: 合流制; 排水管道; 低流速; 甲烷; 氧化亚氮

中图分类号: TU992

文献标志码: B

文章编号: 1009-7716(2026)03-0099-08

Simulation Study on CH₄ and N₂O Emissions from Combined Sewage Drainage Pipes at Low Flow Rate

XIE Guishan¹, LU Jiahui¹, ZONG Ya¹, WANG Xiao¹, LIU Cuiyun², XIONG Jie³, ZUO Xiaojun⁴

(1. Nanjing Water Group Co., Ltd., Nanjing 210003, China; 2. School of Urban Construction, Nanjing Tech University, Nanjing 211816, China; 3. School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 4. School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

Abstract: To address the issue of unclear carbon emission in drainage pipeline at the low flow rate, taking 24 combined sewage drainage pipelines in Nanjing as a study object, the variation characteristics of CH₄ and N₂O emissions at the low flow rate of the pipeline are inspected. The deposition / suspension characteristics of carbon and nitrogen pollutants in the pipeline network at the low flow rate are analyzed. The relationship between the carbon and nitrogen pollutants and the CH₄ and N₂O emissions is clarified. And the effects of microbial flora and their metabolism on the production and excretion of CH₄ and N₂O are explored. The results show that when the pipelines are operated at the low flow rate (0.01~0.09 m·s⁻¹), the maximum yields of dissolved CH₄ and N₂O are 168.58 μg·g⁻¹·d⁻¹ and 1.23 μg·g⁻¹·d⁻¹, respectively. After operated at a flow rate of 0.05 m·s⁻¹ for 40 min, the total carbon emission yield of the accumulated sediment is the maximum (5 047.92 μg·g⁻¹·d⁻¹), which is related to the significant changes of carbon and nitrogen pollutants in the aqueous and solid phases caused by water flow erosion. Gaseous CH₄ shows the positive correlations with *Proteobacteria*, *Acinetobacter*, JGI-0000079-D21 and dehydrogenases. And Gaseous N₂O exhibits the positive correlations with *Firmicutes*, *Actinobacteriota*, *norank_f_JG30-KF-CM45*, *Bacteroidetes_vadinHA17* and proteases. The above-mentioned biological triggers should be given special attention in the process of carbon emission reduction of drainage pipelines.

Keywords: combined sewer system; drainage pipeline; low flow rate; methane; nitrous oxide

收稿日期: 2025-11-10

基金项目: 江苏省自然科学基金项目(BK20220012)

作者简介: 谢桂山(1987—), 男, 本科, 工程师, 从事城市污水管网污染物监测、养护与修复工作。

通信作者: 左晓俊(1985—), 男, 博士, 教授, 从事雨污水低碳净化与水质安全利用技术、城市环境基础设施安全、健康与韧性等科研工作。电子信箱: z850108xj@163.com

0 引言

城市排水管网是重要的环境基础设施, 承担着雨污水收集输送的使命, 伴随着管网收集输送过程, 大量甲烷(CH₄)和(N₂O)等温室气体随之产生^[1], 并经管道裂缝、管道腐蚀和接口处, 以及格栅、检查井等排逸到大气中。有研究表明, 北京某独立污水管

网温室气体年排放量为 62.3 kg CH₄ 和 0.753 kg N₂O^[2]。另有研究报道了一条总长 4 769.43 m 的管网日均温室气体排放量达 763.3 g CO₂eq/h^[3]。据统计,2023 年底我国排水管道长度已达到 95.25 万 km。随着城市排水管网覆盖率大幅提升,来自城市排水系统的碳排放势必受到越来越多的重视。

受历史原因和经济条件的限制,大多数城市老城区目前仍采用合流制或混流排水系统。我国现行《室外排水设计标准》(2021)规定了污水管道在最佳充满度下的最小设计流速应为 $0.60 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$,但是由于漏损等原因,实际运行的污水管道流速通常低于这一规定值^[4]。作为冲刷活动中影响污染物释放的重要因素^[5],管道流速变化能改变其中沉积物的沉积/悬浮状态,当流速从 $0.05 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 达到 $0.2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,管道沉积物冲刷作用显著增强^[6]。管道沉积物受水流冲刷而释放的悬浮颗粒物量随流量的增大而增加^[7]。这些释放的悬浮颗粒物中通常包含产生 CH₄ 和 N₂O 的前体污染物(如,挥发性脂肪酸等)^[8]和生物诱因(微生物菌群及代谢活动)^[9],暗示了流速对管道 CH₄ 和 N₂O 产排存在影响。当前的研究已经报道了流速大于 $0.1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 条件下污水管道 CH₄ 产排规律,并发现污水管道中 CH₄ 主要分布于固相沉积物间隙水和液相污水中,当流速从 $0.1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 升高至 $0.7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,固相中 10% 的 CH₄ 会转移到液相(溶存态)和气相(气态)中^[10]。然而,在低于 $0.1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 的流速下,管道沉积物沉降/悬浮不易受水流影响,管道中固相与液相之间的物质交换作用微弱^[6],所导致的 CH₄ 和 N₂O 产排规律尚无数据参考。

因此,本研究以实际合流制污水管道沉积物和污水为对象,建立模拟污水管道,并在低于 $0.1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 的流速下运行,考察 CH₄ 和 N₂O 在管道低流速下的产排变化特征,分析管网碳氮污染物在低流速下的沉积/悬浮特性,在此基础上搞清碳氮污染物与 CH₄ 和 N₂O 产排的关系,并探讨微生物菌群及其代谢活动对 CH₄ 和 N₂O 产排的作用;以期为合流制排水管道 CH₄ 和 N₂O 产排的定量评估提供基础数据,为排水管道碳排放水力管控提供参考。

1 材料与方法

1.1 样品来源及采样方法

本研究样品来源于南京市 11 个市辖区 24 处合流制排水管网采样点(见图 1),采用不锈钢伸缩挖勺和采水桶分别对每个点位污水管道沉积物和污水水

样进行采集,并存放于聚乙烯采样瓶内,并置于冰盒采样箱,及时运回实验室进行处理分析。

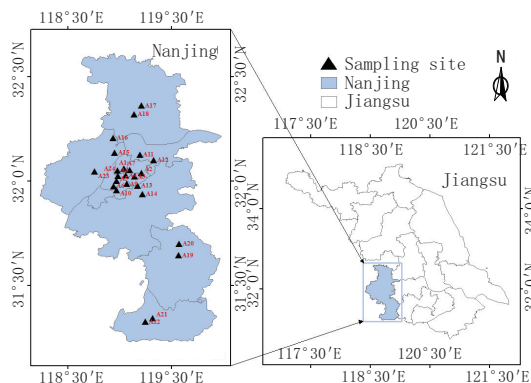


图1 样品采样点位分布

1.2 模拟污水样

将上述各点位经冷冻干燥后的实际污水管道沉积物按重量比进行等比例混合,实际污水水样按等体积比进行混合,随后将污水管道混合沉积物与混合污水按重量比 1:10 进行混合,配置模拟实际污水样。

1.3 模拟运行试验

采用如图 2 所示的模拟装置,进行污水管道运行试验。以实际排水管网平均流速^[4,11]为参考,以 $0.01 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 流速为对照,在此流速条件下启动运行,待水固两相稳定后取初始样(出水样和沉泥样),随后通过调节水泵转速和流量计,分别在流速为 0.03、0.05、0.07、0.09 $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ 条件下继续运行,每间隔 10 min 采集模拟管道出水样,并同步从装置底部采集沉泥样。

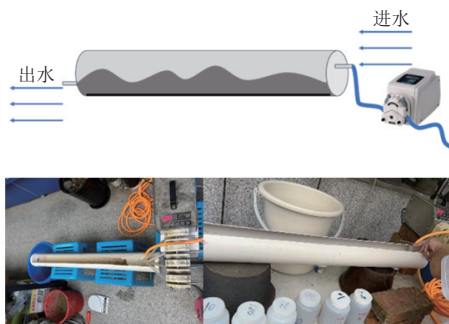


图2 管道模拟装置及运行情况

1.4 CH₄和N₂O产率培养试验

分别取 5 g 模拟试验采集的不同流速、运行时间下的沉泥样于厌氧培养瓶(500 mL)中,进行 CH₄ 和 N₂O 产率培养试验,每组 3 个平行,另取 50 mL 根据实际污水水质浓度配制的试验用污水沿瓶壁缓慢注入,无沉积物的培养瓶作为对照组,密封培养瓶,在室温、避光条件下进行培养,开始前,采集顶空气体,

培养 24 h 后再次采集顶空气体。

1.5 分析测定方法

1.5.1 CH₄和N₂O测定

采用 7890B 型气相色谱仪 (Agilent) 测定气态 CH₄ 和 N₂O; 参照顶空平衡-双通道气相色谱法^[12] 的方法测定溶存态 CH₄ 和 N₂O。

1.5.2 常规污染指标测定

本研究水样中氨氮 (NH₃-N) 的测定参照《纳氏试剂分光光度法》(HJ 535-2009); 硝氮 (NO₃-N) 的测定参照孙仕萍等人^[13] 的麝香草酚分光光度法; 总有机碳 (TOC) 和总氮 (TN) 通过总有机碳分析仪 (日本岛津) 采用燃烧法进行测定; 利用氯化钾浸提法^[14] 对沉积物中 NH₃-N 与 NO₃-N 进行提取, 并采用纳氏试剂分光光度法测定 NH₃-N、采用紫外分光光度法^[15] 测定 NO₃-N, 沉积物总有机碳采用燃烧法进行测定, 全氮由江苏赛燕然科技产业有限公司完成测定。

1.5.3 生物指标测定

胞外聚合物 (EPS) 的测定参照 Wu 等人^[16] 的研究, 采用广泛使用的阳离子交换树脂 (CER) 法提取沉积物中 EPS, 提取完成后, 胞外蛋白 (PN) 测定采用改进 Lowry 法^[17]; 胞外多糖 (PS) 测定采用蒽酮比色法^[18]。沉积物蛋白酶活性测定参照考马斯亮蓝 G250 法^[19-21], 脱氢酶活性测定参照以 2, 3, 5-三苯基四氮唑氯化物 (TTC) 作为脱氢酶活性指示剂的方法^[22]。采用 Illumina MiSeq (PE300) 测序仪对排水管网沉积物样品进行微生物多样性测定, 由上海美吉生物医药科技有限公司完成。

1.6 数据处理与分析

所有数据均通过 Microsoft Excel 2019 进行统计处理, 使用 IBM SPSS (Version 29) 进行数据分析, 数据图通过 OriginPro 2024 进行绘制, 试验所有数据显示均为 ± 标准偏差。每组试验均重复 3 次。

2 结果与讨论

2.1 低流速下 CH₄ 和 N₂O 产排特征

不同时间下的沉积物气态 CH₄ 排放通量随流速逐渐升高, 见图 3(a)。0.01~0.07 m·s⁻¹ 流速范围内, 气态 CH₄ 日排放通量增幅较为平缓, 仅沉积时间为 60 min 时, 0.05 m·s⁻¹ 流速下的排放通量存在一个小波动; 在 0.03~0.07 m·s⁻¹ 流速范围内, 排放通量先增加后减少; 0.07~0.09 m·s⁻¹ 流速范围内, 气态 CH₄ 日排放通量增长跨度最大。当流速自 0.01 m·s⁻¹ 升高至 0.09 m·s⁻¹ 后, 沉积时间在 20、40、60 min 下的培

养装置气态 CH₄ 日排放通量分别提高 28.07、54.04、64.29 mg·m⁻²·d⁻¹。由此可见, 气态 CH₄ 日排放通量除了随流速增加而升高外, 沉积时间的增加也显著影响了 CH₄ 的产排。另一方面, 不同沉积时间下气态 N₂O 日排放通量随流速变化趋势与 CH₄ 相似, 见图 3(b), 均逐渐升高, 但增长率更为稳定; 此外, 沉积时间增加, 排放通量也同样升高。在 0.09 m·s⁻¹ 流速下, 沉积时间为 20、40、60 min 时, 气态 N₂O 排放通量分别达到 1.59、1.68、1.86 mg·m⁻²·d⁻¹, 较气态 CH₄ 更低。经统计分析, 0.09 m·s⁻¹ 流速下气态 N₂O 的日排放通量分别能达到 15.04、15.89、17.60 mg·m⁻²·d⁻¹, 均低于相同流速和沉积时间下的气态 CH₄ 日排放通量。Chen 等^[23] 通过调整转速模拟管网湍流现象时发现, 控制转速在 90 rpm 以下时, CH₄ 累计产量随转速升高而增加; 但当转速提升至 120 rpm 以上后, CH₄ 累计产量反而降低, 仅高于 0 rpm。这表明过高的流速并不能导致 CH₄ 大量排放。排水管网水文模式 (断流、湍流、低流量、间歇流等) 的转变促进了外源底物输入模式的变化, 最终导致沉积物 CH₄ 和 N₂O 产排途径发生变化^[24], 这种情况下, CH₄ 排放量在短期内极大, 增幅可达 10 倍左右^[25]。而 Hvitved-Jacobsen^[26] 和 Liu^[27] 的研究均发现, 经历长期干燥天气后的管道湍流模式促进了传质, 并加剧了微生物对可利用底物的消耗, 但并不能使 CH₄ 产量增加; 相反, 由于有机物黏附失败, 生物膜不能稳定生成, 产 CH₄ 基本停滞。

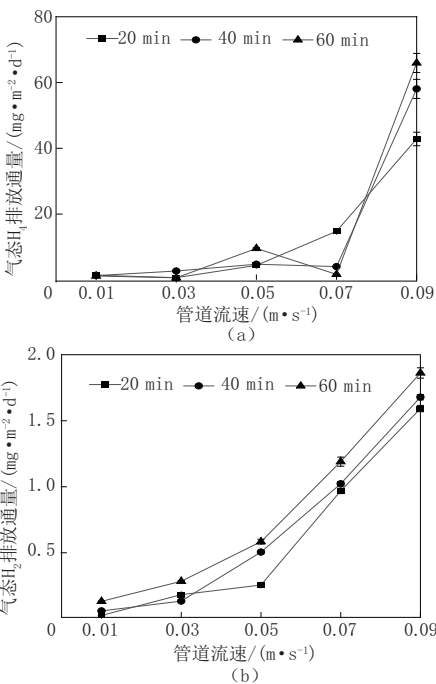


图 3 不同流速下管道气态 CH₄ 和 N₂O 日排放通量变化情况

如图4(a)所示,随着流速升高,溶存态CH₄排放量先递增,后逐渐降低。在0.01~0.05 m·s⁻¹流速范围内,溶存态CH₄排放量逐渐提升,当流速达到0.05 m·s⁻¹时,排放量达到最高值,且沉积时间在40 min下沉淀的沉积物排放量远高于沉积时间在20 min(61.34 μg·g⁻¹·d⁻¹)和60 min(71.93 μg·g⁻¹·d⁻¹),高达166.56 μg·g⁻¹·d⁻¹;此外,升高速率也远高于其余沉积时间。在0.05~0.09 m·s⁻¹流速范围内,溶存态CH₄排放量逐渐降低,但略高于0.01 m·s⁻¹流速。由此可知,导致溶存态CH₄高排放量的流速范围可能在0.03~0.07 m·s⁻¹之间。不同流速和沉积时间下的溶存态N₂O排放量变化趋势完全不同于溶存态CH₄,见图4(b)。溶存态N₂O日排放量随流速先降低后逐渐增加,在0.01~0.03 m·s⁻¹流速范围内,三种沉积时间的溶存态N₂O排放量均减少;流速升高后(0.03~0.07 m·s⁻¹),趋势趋于平缓,无明显波动;流速增至0.09 m·s⁻¹后,溶存态N₂O排放量突增,20、40、60 min沉积时间下分别增至0.43、0.52、0.42 μg·g⁻¹·d⁻¹。其中,40 min时溶存态N₂O排放量最为显著。溶存态CH₄的排放趋势与气态CH₄明显不同,而溶存态N₂O的排放情况却与气态N₂O极为相似。综上可知,随着管道流速增大,沉积物CH₄产率先增加或降低,在0.05 m·s⁻¹流速下运行40 min后累积沉积物的溶存态CH₄产率最大(168.58 μg·g⁻¹·d⁻¹);而随着管道流速增大,沉积物N₂O产率逐渐增加,且在0.09 m·s⁻¹最大流速下运行40 min和60 min后的累积沉积物CH₄产率相差不大,分别分1.23 μg·g⁻¹·d⁻¹和1.21 μg·g⁻¹·d⁻¹;最终污水管网在0.05 m·s⁻¹流速下运行40 min后的累积沉积物的总碳排放产率最大(5 047.92 μg·g⁻¹·d⁻¹)。

2.2 低流速下碳氮污染物沉积/悬浮特性

不同流速下污水管网SS浓度变化见图5(a),随着管网的运行,不同流速下的SS浓度较为稳定,但随着流速升高,SS浓度也逐渐增加;当管网运行至60 min时,各流速下的管网出水口SS浓度已分别达到206.00、357.00、466.10、619.85、730.90 mg·L⁻¹。流速越大,对沉积物的冲刷力度也会加强,因此,SS浓度明显增长。如图5(b),随着管道运行时间的增加,不同流速下的污水TOC浓度变化趋势各有区别;当管网流速较低时(0.01~0.05 m·s⁻¹),TOC随时间波动较大,流速越低,TOC越不稳定,而当流速增加至0.07、0.09 m·s⁻¹后,TOC波动范围显著降低,平均出水浓度分别达到150.59、153.51 mg·L⁻¹,与进水浓度基本持平。Chen等^[28]对全长1.5 km的重力式污水管

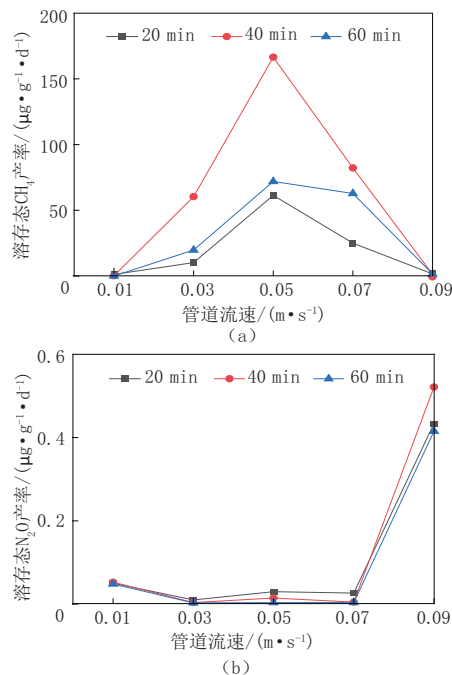


图4 不同流速下污水管道溶存态CH₄和N₂O日排放量变化情况

网进水口进行24 h监测后发现,SS与DOC随时间而变化,并与流速息息相关;SS和DOC的变化规律也与流量一致,进水流量越大,有机污染物越多。此外,还采用流量加权法计算了不同流量下DOC浓度的沿程变化规律,污水管道沿线DOC逐渐减少,而流量越高,DOC平均浓度也越大。但本研究模拟试验中管道较短,微生物利用低,流速为导致浓度变化的主要影响因素。不同运行时间下,NO₃⁻-N出水浓度无明显规律性,见图5(c),仅0.03 m·s⁻¹流速下,NO₃⁻-N浓度随时间无明显波动,较为平稳;而当流速为0.09 m·s⁻¹流速时,NO₃⁻-N浓度又随时间逐渐降低,并于20 min后趋于稳定;在其他流速下,NO₃⁻-N出水浓度波动均较大,不稳定。这说明,当降水发生时,污水中NO₃⁻-N受降水的影响可能较小。不同流速下污水NH₃-N、TN浓度变化如图5(d)和5(e)所示,NH₃-N和TN在不同流速下的出水浓度变化相似,当管道流速较小(不大于0.03 m·s⁻¹)或较高(不小于0.07 m·s⁻¹)时,出水浓度波动均较大,而流速在0.05 m·s⁻¹时,浓度随管网运行时间无明显波动,较为平稳,平均浓度分别达到60.74、69.87 g·L⁻¹。在实际降水下,污水水质变化更为繁复,可能在流速较大时会穿插一段时间流速较低的情况,这都取决于降水特征。

不同流速下污水管网TOC随时间的沉积变化见图6(a),随着管网运行,各流速下沉积物中TOC含量均有逐渐趋于平稳的趋势;当流速为0.01、0.03、

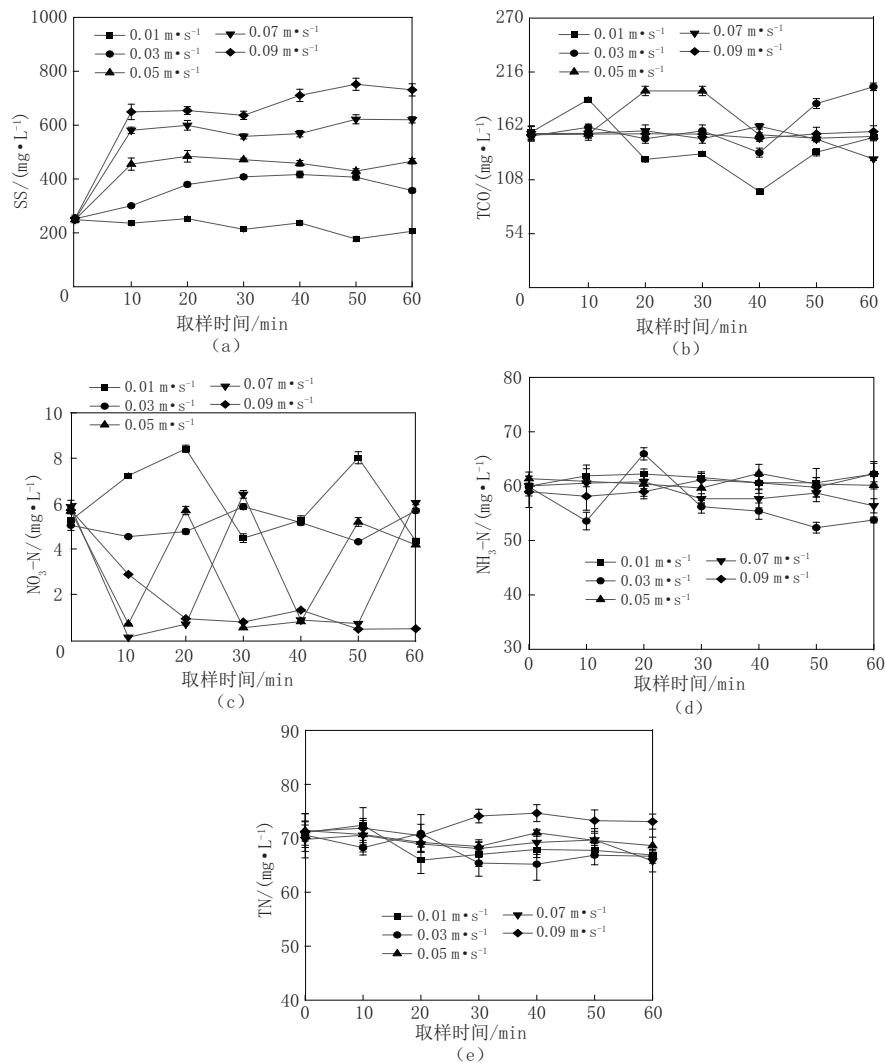


图5 不同流速下管道水相中碳氮污染物变化特征

0.09 m·s⁻¹时,沉积物中TOC含量随时间先降低后增加,如此反复波动;而流速达到0.05、0.07 m·s⁻¹时,TOC含量则呈现先增加后降低的方式循环波动,波动幅度逐渐减弱。随着流速增加,波动幅度逐渐降低,但在管道运行时间的变化下,波动无明显规律;当流速达到0.09 m·s⁻¹时,沉积物中全氮含量的变化范围分别维持在1 100~1 900 mg·kg⁻¹以内,较其他流速下的波动更为稳定,见图6(b)。随着管道运行时间的变化,在0.07 m·s⁻¹流速下管道沉积物中TOC变化幅度最大(最大降幅64.57%),在0.09 m·s⁻¹流速下全氮变化幅度最大(最大降幅99.50%)。沉积物中TOC主要以颗粒态形式存在,无机氮主要以溶解态存在,因此,流速增大、水流冲刷对污染物由溶解态污染物向粒径增大迁移起着重要作用。Williams等^[29]发现在降雨径流冲刷期间,污水中NH₃-N浓度有少量增加,而SS、TOC等经暴雨冲刷后显著增加。多数学者认为污水水质的变化主要由水力停留时间

(HRT)所决定^[30]。污染物跨界面转移十分复杂,而HRT只是影响污水质量的众多因素之一。污染物首先可以分解为沉积物,然后再释放回污水中,这要归因于污水的水力是否能达到临界剪切力^[31]。在低剪切力下,污染物可以在沉积物中存在较长时间;而当污水流量/流速超过临界剪切力时,沉积物中的污染物就会被重新扰动进入污水。

2.3 碳氮污染物与CH₄和N₂O产排的关系

由表1可知,污水管网污水中流速与TN呈显著正相关,相关系数高达0.704,与污水以及沉积物中NO₃⁻-N呈显著负相关(相关系数为0.830);而流速与TOC的相关关系不明显。在实际管道中,可溶性碳水化合物作为可供微生物快速降解有机物的关键组成部分,其浓度在污水运输过程中逐渐下降^[32]。气态CH₄与污水中NO₃⁻-N和沉积物中TOC、全氮呈负相关关系,而与污水中TN的正相关系数高达0.848,表明其与污水TN关系密切。当管道内水流发生变

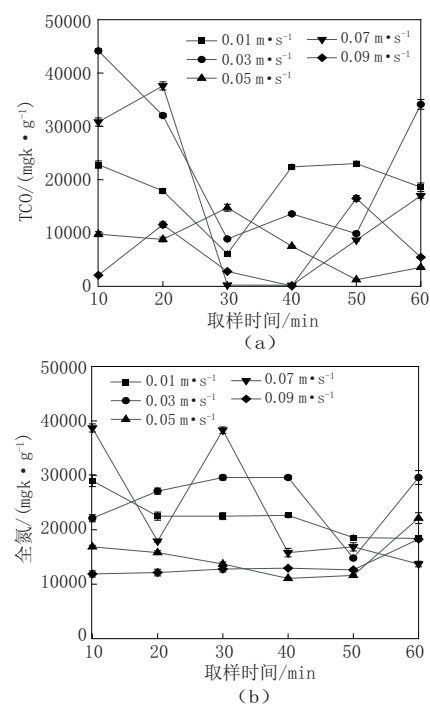


图6 不同流速下管道固相中碳氮污染物变化特征

化时,管道气体(如CH₄、N₂O等)的释放会使沉积物结构松散,加剧侵蚀现象^[31, 33]。此外,溶存态CH₄与碳氮污染物均无显著相关性。气态N₂O与污水中NO₃⁻-N和沉积物中TOC、全氮也呈负相关关系,而与污水中TN呈显著正相关性,相关系数为0.764,与气态CH₄的规律一致。溶存态N₂O与污水中NO₃⁻-N和沉积物中全氮呈较明显的负相关关系,相关系数均超过0.500,而与污水中TN呈显著正相关性(相关系数达0.813)。污水中NO₃⁻-N浓度通常较低,在运输过程极易反硝化,因此NO₃⁻-N受到流速的影响也就更大,这也导致N₂O与污水及沉积物中全氮之间呈不同程度的负相关关系,但N₂O与污水中TN仍呈明显正相关^[34]。

2.4 微生物菌群及其代谢对碳产排的作用

由图7可知,气态CH₄与*Proteobacteria*、*Acinetobacter*、JGI-0000079-D21、脱氢酶呈正相关关系,而与*Firmicutes*、*Actinobacteriota*、*Chloroflexi*、*norank_f__Anaerolineaceae*、*norank_f__JG30-KF-CM45*、*Bacteroidetes_vadinHA17*、*unclassified_k__norank_d__*

Bacteria、PS和蛋白酶呈负相关。当*Proteobacteria*大量存在时,有助于细胞外的电子转移^[35]。而*Acinetobacter*属于好氧或兼性厌氧发酵型革兰氏阴性杆菌,能够利用乙醇、乙酸盐、乳酸盐等作为碳源, NH₃-N和NO₃⁻-N作为氮源^[36];JGI-0000079-D21属于*Synergistota*(互养菌门),通常,具有较高相对丰度的*Synergistota*能表现出更好的产CH₄性能。*Synergistota*作为一种以产酸著称的细菌,能够产生短链脂肪酸,与氢营养型MA建立协同代谢^[37],这表明,当沉积物中存在大量*Synergistota*时,CH₄产排可能以氢营养型为主。此外,Wang等^[38]也同样发现,JGI-0000079-D21与CH₄产率间呈显著正相关,而JGI-0000079-D21作为水解和酸化相关的功能性细菌,还具有降解有机污染物的能力^[39]。分类菌属*Bacteroidetes_vadinHA17*与CH₄和有机指标呈负相关,表明*Bacteroidetes_vadinHA17*对CH₄代谢没有贡献,这与Chen等^[23]的研究结果相同。溶存态CH₄则与*Chloroflexi*、*norank_f__Anaerolineaceae*、*unclassified_k__norank_d__Bacteria*、JGI-0000079-D21、PS、脱氢酶呈正相关。

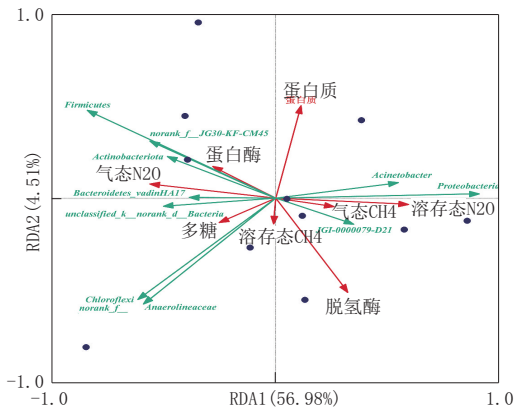


图7 CH₄和N₂O与微生物及其代谢的RDA分析

气态N₂O与*Firmicutes*、*Actinobacteriota*、*norank_f__JG30-KF-CM45*、*Bacteroidetes_vadinHA17*、蛋白酶呈正相关,与*Proteobacteria*、*Acinetobacter*、JGI-0000079-D21、脱氢酶呈显著负相关关系。其中,*norank_f__JG30-KF-CM45*属于反硝化细菌^[40],其能够促进有

表1 污水管网碳氮污染物与CH₄和N₂O的Pearson相关系数

碳氮污染物	TOC(水相)	NH ₃ -N(水相)	NO ₃ ⁻ -N(水相)	TN(水相)	TOC(沉积物)	全氮(沉积物)
流速	0.123(0.663)	-0.020(0.945)	-0.830*(0.000)	0.704*(0.003)	-0.425(0.115)	-0.471(0.076)
气态CH ₄	-0.022(0.937)	0.228(0.413)	-0.644*(0.010)	0.848*(<0.001)	-0.348(0.204)	-0.504(0.055)
溶存态CH ₄	0.312(0.258)	-0.106(0.708)	-0.239(0.391)	-0.197(0.483)	-0.319(0.247)	-0.143(0.611)
气态N ₂ O	-0.014(0.961)	0.141(0.631)	-0.737*(0.003)	0.764*(0.001)	-0.384(0.175)	-0.457(0.100)
溶存态N ₂ O	-0.075(0.789)	0.222(0.427)	-0.519*(0.047)	0.813*(0.000)	-0.368(0.178)	-0.553*(0.032)

注:注a:*表示在0.05水平上显著相关;括号内数值为p值。

机碳、氮和磷的降解^[41-42],还具有缓解抗生素毒性,进而增强整体微生物活性的作用^[43]。据报道,*Bacteroidetes_vadinHA17*(拟杆菌门-*Bacteroidetes*)在厌氧发酵中发挥重要作用^[44],产生挥发性脂肪酸(VFAs)^[45],同时还参与复杂碳的降解^[46]。有研究发现^[47-48],变形菌门(*Proteobacteria*)的 *unclassified_k_norank_d_Bacteria* 能够调控 NO₃⁻-N,并驱动 N₂O 的产生,在介导 Nir 活性和 nosZ/nirK 中起着至关重要的作用,是关键反硝化细菌。Cao 等^[49]也证明了 *norank_f_Anaerolineaceae* 同样属于去除氮的关键反硝化细菌,当电子供体 CH₄ 充足时,通过刺激能够加强 *norank_f_Anaerolineaceae* 的繁殖,同时还原 NO₃⁻^[50]。由此可知,与气态 N₂O 呈正相关的微生物均能实现脱氮,但溶存态 N₂O 却与以上呈正相关的微生物完全相反。

3 结 论

(1)在低流速(0.01~0.09 m·s⁻¹)运行时管道中溶存态 CH₄ 和 N₂O 最大产率分别为 168.58 μg·g⁻¹·d⁻¹ 及 1.23 μg·g⁻¹·d⁻¹;在 0.05 m·s⁻¹ 流速下运行 40 min 后累积沉积物总碳排放产率最大(5 047.92 μg·g⁻¹·d⁻¹)

(2)流速越大,对管网沉积物的冲刷越强,当流速从 0.01 m·s⁻¹ 增加到 0.09 m·s⁻¹ 时,污水管道水相中 SS 浓度增加为原来的 2.81 倍;而当管网流速较低时(小于 0.05 m·s⁻¹),水相中 TOC 波动较大(最大变化幅度 100%),而当流速超过 0.05 m·s⁻¹ 时,NO₃⁻-N 浓度波动较大。在 0.07 m·s⁻¹ 流速下管道沉积物中 TOC 变化幅度最大(最大降幅 64.57%),在 0.09 m·s⁻¹ 流速下全氮变化幅度最大(最大降幅 99.50%)。

(3)气态 CH₄ 与污水中 NO₃⁻-N 和沉积物中 TOC、全氮呈负相关关系,而与污水中 TN 的正相关系数高达 0.848。气态 N₂O 与污水中 NO₃⁻-N 和沉积物中 TOC、全氮也呈负相关关系,而与污水中 TN 呈显著正相关性,相关系数为 0.764。溶存态 N₂O 与污水中 NO₃⁻-N 和沉积物中全氮呈较明显的负相关关系,相关系数均超过 0.500,而与污水中 TN 呈显著正相关性(相关系数达 0.813)。

(4)气态 CH₄ 与 *Proteobacteria*、*Acinetobacter*、JGI-0000079-D21 及脱氢酶呈正相关性,而溶存态 CH₄ 则与微生物菌群、PS、蛋白酶及脱氢酶关系不明显;气态 N₂O 与 *Firmicutes*、*Actinobacteriota*、*norank_f_JG30-KF-CM45*、*Bacteroidetes_vadinHA17*、及蛋白酶呈正相关,而溶存态 N₂O 则与气态 CH₄ 受微生物影响的规律

有一定的相似性。

参考文献:

- [1] Chen Y., Wu J.P., Zhao J.W., et al. A critical review of sulfide and methane control in urban sewer systems using nitrogen compounds[J]. Water Research, 2025, 277: 123314.
- [2] Yuan X., Zhang X.G., Yang Y.Q., et al. Emission of greenhouse gases from sewer networks: field assessment and isotopic characterization[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2024, 18: 119.
- [3] Yang Y. Q., Yuan X., Yu L.F., et al. Assessment of methane and nitrous oxide emissions from urban community sewer networks: Field quantification and insights into environmental factors[J]. Water Research X, 2025, 28: 100307.
- [4] 许雨桐. 重庆市某中心城区污水管道运行状况调查及对策研究[D]. 重庆: 重庆大学硕士学位论文, 2019.
- [5] 陈国荣, 赵青霞, 彭云涌, 等. 冲刷活动对排水管网沉积物中污染物迁移规律的影响[J]. 环境工程, 2023(41): 86-894; 897.
- [6] Xie Y. L., Liu C. Y., Zhou C. F., et al. Effects of flow rate and wastewater concentration on the transformation of nitrogen in sediment-water system of sewage pipelines[J]. Water Environment Research, 2024, 96: 10976.
- [7] 罗晓萍, 姜应和, 程静, 等. 合流制管道沉积物冲刷模拟试验研究[J]. 中国给水排水, 2023(39): 32-138.
- [8] Jin P. K., 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.
- [9] 赵刚, 蒋明, 韦志成, 等. 不同水质条件下污水管道甲烷排放规律及微生物作用机制[J]. 环境工程, 2024(42): 2-30.
- [10] 刘伟, 石烜, 徐栋伟, 等. 流速对污水管道中甲烷与硫化物生成的影响[J]. 中国环境科学, 2023(43): 938-2947.
- [11] 钟妮倩, 李一平, 周玉璇, 等. 典型丘陵地区污水系统运行效能评估与碳源损失解析[J]. 中国给水排水, 2024(40): -8.
- [12] 臧昆鹏, 王菊英, 赵化德, 等. 顶空平衡-双通道气相色谱法测定海水中溶解态甲烷和氧化亚氮[J]. 环境化学, 2014(33): 094-2101.
- [13] 孙仕萍, 邢大荣, 张岚, 等. 水中硝酸盐氮的麝香草酚分光光度测定法[J]. 环境与健康杂志, 2007(4): 256-257.
- [14] 陈皇博. 镁镧改性蓝藻生物炭对水中磷酸盐吸附及其资源化利用研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2020.
- [15] 邓君俊, 王体健, 李树, 等. 南京郊区大气氮化物浓度和氮沉降通量的研究[J]. 气象科学, 2009(29): 5-30.
- [16] Wu Y C., Cai P., Jing X X., et al. Soil biofilm formation enhances microbial community diversity and metabolic activity [J]. Environment International, 2019, 132: 105116.
- [17] Felz S., Vermeulen P., Van Loosdrecht M C M., et al. Chemical characterization methods for the analysis of structural extracellular polymeric substances (EPS)[J]. Water Research, 2019, 157: 201-208.
- [18] Gessesse A., Dueholm T., Petersen S B., et al. Lipase and protease extraction from activated sludge[J]. 2003, 37(15): 3652-3657.
- [19] 曾富华. 生物化学实验技术教程[M]. 北京: 高等教育出版社, 2011.
- [20] Bradford M M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding[J]. Analytical Biochemistry, 1976, 72: 248-254.
- [21] Kim Y K., Bae J H., Oh B K., et al. Enhancement of proteolytic enzyme

- activity excreted from *Bacillus stearothermophilus* for a thermophilic aerobic digestion process[J]. *Bioresource Technology*, 2002, 82 (2): 157-164.
- [22] 牛志卿,刘建荣,吴国庆.TTC-脱氢酶活性测定法的改进[J].微生物学通报,1994(1):59-61.
- [23] Chen H, Wang Z, Liu H, et al. Variable sediment methane production in response to different source-associated sewer sediment types and hydrological patterns: Role of the sediment microbiome[J]. *Water Research*, 2021, 190: 116670.
- [24] Chaosakul T, Koottatep T, Polprasert C. A model for methane production in sewers[J]. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 2014, 49: 1316-1321.
- [25] Daelman M R J, Van Voorthuizen E M, Van Dongen U, et al. Methane emission during municipal wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2012, 46: 3657-3670.
- [26] Hvitved-Jacobsen T, Vollertsen J, Nielsen A. *Sewer Processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks*[M]. Taylor & Francis, 2013.
- [27] Liu Y, Ni B J, Ganigue R, et al. Sulfide and methane production in sewer sediments[J]. *Water Research*, 2015, 70: 350-359.
- [28] Chen G H, Leung D H W, Huang J C. Removal of dissolved organic carbon in sanitary gravity sewer[J]. 2001, 127: 295-301.
- [29] Williams J B, Clarkson C, Mant C, et al. Fat, oil and grease deposits in sewers: Characterisation of deposits and formation mechanisms[J]. *Water Research*, 2012, 46: 6319-6328.
- [30] Augustyniak A, Sikora P, Grygorciewicz B, et al. Biofilms in the gravity sewer interfaces: making a friend from a foe[J]. *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology*, 2021, 20: 795-813.
- [31] Banasiak R, Verhoeven R, De Sutter R, et al. The erosion behaviour of biologically active sewer sediment deposits: Observations from a laboratory study[J]. *Water Research*, 2005, 39: 5221-5231.
- [32] Jin P K, 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.
- [33] Jes V, Thorkild H J. Resuspension and oxygen uptake of sediments in combined sewers[J]. *Urban Water*, 2000(2): 21-27.
- [34] Gao Y H, Shi X, Jin X, et al. A critical review of wastewater quality variation and in-sewer processes during conveyance in sewer systems [J]. *Water Research*, 2023, 228: 119398.
- [35] Zhen G Y, Zheng S J, Han Y L, et al. Semi-continuous anolyte circulation to strengthen CO₂ bioelectromethanogenesis with complex organic matters as the e⁻/H⁺ donor for simultaneous biowaste refinery [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 430: 133123.
- [36] Enna S J, Bylund D B. *xPharm: The Comprehensive Pharmacology Reference*[M]. Elsevier, 2008.
- [37] Panagiotis C, Despina C, Charis G S, et al. Enhancing biogas production from cheese whey using Zero-Valent Iron: A comparative analysis of batch and semi-continuous operation modes[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11: 111278.
- [38] Wang K Q, Zhu G Y, Feng Q, et al. Influence of applied voltage on bioelectrochemical enhancement of biomethanation for low-rank coal and microbial community distribution[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 369: 128466.
- [39] Tian X M, Shen Z Q, Zhou Y X, et al. Inhibition on biological acidification and microbial community by high-strength acetaldehyde [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2020, 143: 231-238.
- [40] Wang K, Ye Q, Shen Y, et al. Biochar Addition in Membrane Bioreactor Enables Membrane Fouling Alleviation and Nitrogen Removal Improvement for Low C/N Municipal Wastewater Treatment [J]. *Membranes (Basel)*, 2023, 13: 194.
- [41] Sumeth W, Thammarat K, Chongrak P, et al. Bioponic system for nitrogen and phosphorus recovery from chicken manure: Evaluation of manure loading and microbial communities[J]. *Waste Management*, 2021, 125: 67-76.
- [42] Wang Y, Gong J Y, Li J X, et al. Insights into bacterial diversity in compost: Core microbiome and prevalence of potential pathogenic bacteria[J]. *Science of The Total Environment*, 2020, 718: 137304.
- [43] Kumar S, Dutta V. Constructed wetland microcosms as sustainable technology for domestic wastewater treatment: an overview[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26: 11662-11673.
- [44] Liu R, Tursun H, Hou X, et al. Microbial community dynamics in a pilot-scale MFC-AA/O system treating domestic sewage[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 241: 439-447.
- [45] Gaio J, Lora N L, Itchenko J, et al. Seasonal characterization of the prokaryotic microbiota of full-scale anaerobic UASB reactors treating domestic sewage in southern Brazil[J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2023, 46: 69-87.
- [46] Zhao J, Feng C, Tong S, et al. Denitrification behavior and microbial community spatial distribution inside woodchip-based solid-phase denitrification (W-SPD) bioreactor for nitrate-contaminated water treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 249: 869-879.
- [47] Guo H, Gu J, Wang X, et al. Microbial driven reduction of N₂O and NH₃ emissions during composting: Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 390: 121292.
- [48] Deng L, Liu W, Chang N, et al. Disentangling the coupling relationships between functional denitrifiers and nitrogen transformation during cattle-manure and biochar composting: A novel perspective[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 367: 128235.
- [49] Cao J, Zang T, Wu Y, et al. Correlations of nitrogen removal and core functional genera in full-scale wastewater treatment plants: Influences of different treatment processes and influent characteristics[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 297: 122455.
- [50] Lai C, Lv P, Dong Q, et al. Bromate and nitrate bioreduction coupled with poly-β-hydroxybutyrate production in a methane-based membrane biofilm reactor[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52: 7024-7031.