

论述与研究

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.15.001

负荷期污泥处理湿地中的温室气体排放特征

梁俊煜¹, 张万筠¹, 李建钢¹, 刘烨华², 崔玉波¹

(1. 大连民族大学 环境与资源学院, 辽宁 大连 116600; 2. 大连华信理化检测中心有限公司, 辽宁 大连 116600)

摘要: 污水生物处理过程中产生的大量剩余污泥富含植物生长必需的营养物质,为污泥处理湿地这一新型剩余污泥处理技术的开发提供了可能。利用原位静态箱法对3个污泥处理湿地(S1、S2、S3)进行负荷期温室气体排放特征研究,发现在污泥处理湿地系统中CH₄、CO₂的排放通量表现出明显的季节特征,两者的排放情况均表现为夏季>秋季>春季>冬季的趋势,并且夏季远高于其他季节。污泥处理湿地S2(种植芦苇、通风)和S3(种植芦苇、无通风)的CH₄总排放量分别比S1(无芦苇、通风)高出30.5%、15.5%,S1、S2和S3的CH₄和CO₂总排放量(当量CO₂)处在同一量级,全球增温潜能值大致相当。

关键词: 污泥处理湿地; 温室气体; 芦苇

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)15-0001-05

Characteristics of Greenhouse Gas Emission in Sludge Treatment Wetlands during Sludge Loading Period

LIANG Jun-yu¹, ZHANG Wan-jun¹, LI Jian-gang¹, LIU Ye-hua², CUI Yu-bo¹

(1. College of Environment and Bioresources, Dalian Minzu University, Dalian 116600, China;

2. Dalian Huaxin Physical and Chemical Analysis Center, Dalian 116600, China)

Abstract: The large amount of excess sludge generated in sewage treatment process is rich in nutrients necessary for plant growth, which provides a foundation for the development of a new sludge treatment technology, i. e., sludge treatment wetland. In-situ static chamber method was used to investigate the greenhouse gas emission characteristics of three sludge treatment wetlands during the sludge loading period. It was found that CH₄ and CO₂ emission fluxes showed obvious seasonal characteristics in the sludge treatment wetlands. The CH₄ and CO₂ emission fluxes showed the trend of summer > autumn > spring > winter, and the emission fluxes in summer were much higher than those in other seasons. The total CH₄ emissions of S2 (planted reeds and ventilated) and S3 (planted reeds and unventilated) were 30.5% and 15.5% higher than those of S1 (unplanted and ventilated), respectively. However, the total CH₄ and CO₂ emissions (CO₂-eq) of S1, S2 and S3 were in the same level, and the global warming potentials were roughly equivalent.

Key words: sludge treatment wetland; greenhouse gas; reed

污泥处理湿地(STW)是通过植物、污泥中的微生物和自然力对活性污泥法处理城市污水所产生的剩余污泥进行脱水与稳定的技术^[1]。污泥处理湿地技术具有运行费用低、不需要添加化学药剂、终产物可以安全处置或农用等优点,已逐渐在世界各国得到研究和应用^[2],其中以丹麦尤为突出,已有140多座污泥处理湿地在满负荷运行。污泥处理湿地系统一般由多个单元并列组成,按照一定周期向污泥处理湿地表面布泥,在湿地底部的粗砂砾层中安装排水系统,排水管通过通风管与大气相通,保证排水层与大气可以进行气体交换^[3-4]。在排水层上方铺设砾石、砂子或土壤层,用来过滤床体表面污泥脱水产生的渗滤液,而污泥中的固体物质被截留在湿地填料层表面。截留的污泥在风化和芦苇的蒸腾作用下脱水,芦苇在生长过程中会吸收和转化积存污泥中的营养成分,同时对一些有毒有害物质进行稳定化和无害化。经芦苇床稳定后的污泥可以用于改良土壤、增加土壤肥力,尤其是在沙质土壤改良和沙地绿化方面,有望成为常规肥料的替代品^[5]。

人工湿地和天然湿地对自然界中碳的循环有很大影响,湿地对有机物的去除是通过多种微生物反应共同作用,例如有氧呼吸、反硝化、硫酸盐还原、发酵过程和产甲烷作用等,这些反应会释放 CH_4 和 CO_2 等温室气体(GHG)到大气中^[6],而这些温室气体的排放量受到湿度、植物、温度等多种因素影响^[7],因此有必要探明污泥处理湿地在稳定污泥过程中的温室气体排放情况。由于我国将人工湿地用于污泥稳定方面的研究起步较晚,目前对于污泥处理湿地在稳定污泥过程中温室气体排放的研究尚较少。鉴于此,笔者构建了3个不同结构的污泥处理湿地,研究其在污泥负荷期的 CO_2 和 CH_4 排放规律及影响因素,旨在为日后污泥处理湿地的优化设计提供参考。

1 实验材料与方法

1.1 实验装置

实验场地位于辽宁省大连经济技术开发区污水处理厂。实验系统由污泥泵、进泥箱、污泥处理湿地和渗滤液出水管组成。3个污泥处理湿地(S1、S2、S3)的尺寸(长×宽×高)均为3.0 m×1.0 m×1.3 m,分别独立运行。S1未栽种芦苇但布有通气管,S2栽种芦苇并布有通气管,S3栽种芦苇但无通气管。实验场地平面布置如图1所示。

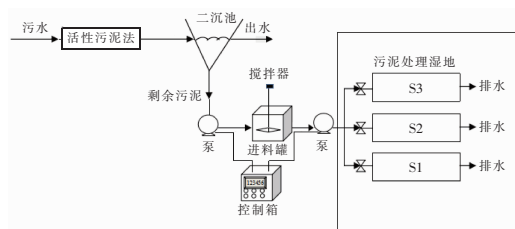


图1 污泥处理湿地的平面布置

Fig.1 Layout plan of sludge treatment wetland

图2所示污泥处理湿地的填料高度为65 cm,由底层至表层依次为20 cm 炉渣、20 cm 砾石、5 cm 粗砂、20 cm 细砂,超高65 cm 用于积存污泥。污泥处理湿地采取表面单侧布泥,排水管位于各装置底部,排出的渗滤液回流至污水处理厂的生物池进行处理。

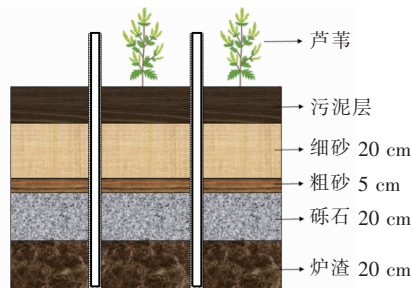


图2 污泥处理湿地剖面示意

Fig.2 Profile of sludge treatment wetland

1.2 样品采集

温室气体的采集采用原位静态箱法。采样箱为 $\varnothing 30 \text{ cm} \times 150 \text{ cm}$ 的透明有机玻璃圆柱箱,采样箱顶部中心与筒壁中下部位各有一插口,供仪器采样和回流;顶部采样口旁另有一插口用于设置温度计;采样箱内部中间位置安置一个风扇,用于混匀箱内气体。仪器采用美国LGR公司UGGA超便携温室气体分析仪,测量时将仪器的进气管与出气管分别插入采样箱顶部与中下部的插口,仪器将自动保存测得的精确数据。

负荷期实验于4月—11月运行,每周进行1次。实验时间为9:00—16:00,每周检测4次,实验前需先将采样箱插入各污泥处理湿地的污泥层中30 min,30 min后开始第1次测定,各单元每次检测时间为5 min,同时记录芦苇的数量。

1.3 甲烷与二氧化碳气体通量计算

根据静态箱内 CH_4 和 CO_2 浓度以及测量时间,采用下式计算温室气体排放通量:

$$F = \frac{M}{V} \cdot \frac{dc}{dt} \cdot H \cdot \left(\frac{273}{273 + T} \right) \quad (1)$$

式中: F 为 CH_4 和 CO_2 的排放通量, $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$; M 为 CH_4 和 CO_2 的摩尔质量, g/mol ; V 为标准状态下的气体摩尔体积,即 $22.4 \text{ L}/\text{mol}$; dc/dt 为静态箱内 CH_4 和 CO_2 的浓度变化率; H 为静态箱内砌体部分高度,本实验中为 1.5 m ; T 为静态箱内温度, $^\circ\text{C}$ 。由此公式计算出每次测试的温室气体排放通量,最终取平均值作为该日的排放通量。

2 结果与讨论

2.1 负荷期 CH_4 、 CO_2 排放通量的月变化特征

CH_4 排放通量的月变化情况如图3所示。在芦苇生长初期的4月—5月,3个装置的 CH_4 排放通量较低并且相互之间的差距并不明显;进入6月—8月,污泥处理湿地的 CH_4 排放通量显著升高,并在7月达到全年峰值,S1、S2、S3在7月的最高日排放量分别为 897.62 、 1491.66 、 $1262.53 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$;在9月—11月,3个装置的 CH_4 排放通量均出现大幅降低并在11月达到最低值,S1、S2、S3在11月的最低日排放量分别为 58.65 、 64.32 、 $67.55 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。3个污泥处理湿地在4月—11月都表现为 CH_4 排放趋势。

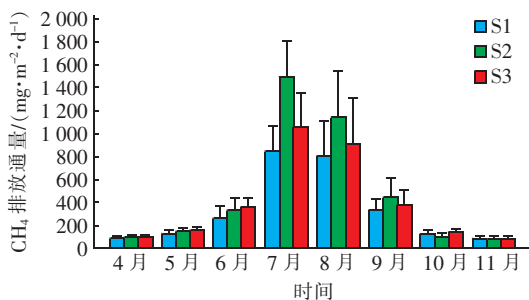


图3 污泥处理湿地的 CH_4 排放通量月变化

Fig. 3 Monthly variation of CH_4 emission flux in STWs

CO_2 排放通量的月变化情况如图4所示。在4月—6月期间, CO_2 排放通量呈上升趋势,并在6月达到全年峰值,S1、S2、S3在6月的最高日排放量分别为 36156 、 31908 、 $34896 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$;在7月—11月,3个装置的 CO_2 排放通量整体呈下降趋势,其中在6月—7月下降幅度较大,在8月—9月趋于平稳,在10月—11月 CO_2 排放通量下降明显。从图3和图4可以看出,S2(有通风管和芦苇)的 CH_4 排放通量明显高于S1(有通风管、无芦苇)、S3(无通风管、有芦苇),尤其在7月和8月较为明显,而S1

的 CO_2 排放通量在4月—10月均高于S2、S3。

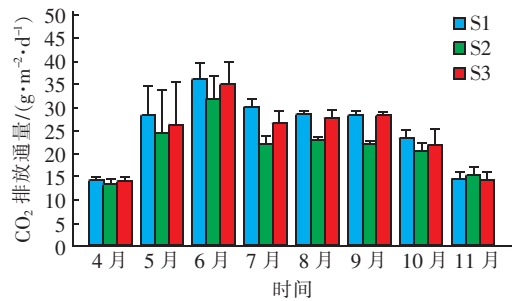


图4 污泥处理湿地的 CO_2 排放通量月变化

Fig. 4 Monthly variation of CO_2 emission flux in STWs

2.2 负荷期 CH_4 、 CO_2 排放通量的季节变化特征

CH_4 、 CO_2 排放通量的季节变化如图5所示。可以发现,处于负荷期的S1、S2、S3在不同季节的 CH_4 、 CO_2 排放通量有明显差别。3个装置在负荷期的 CH_4 、 CO_2 排放通量都呈现出夏季最高的趋势,而且两者的排放通量均表现为夏季>秋季>春季>冬季,而在植被枯萎的冬季3个装置的 CH_4 、 CO_2 排放通量呈现为同一水平。

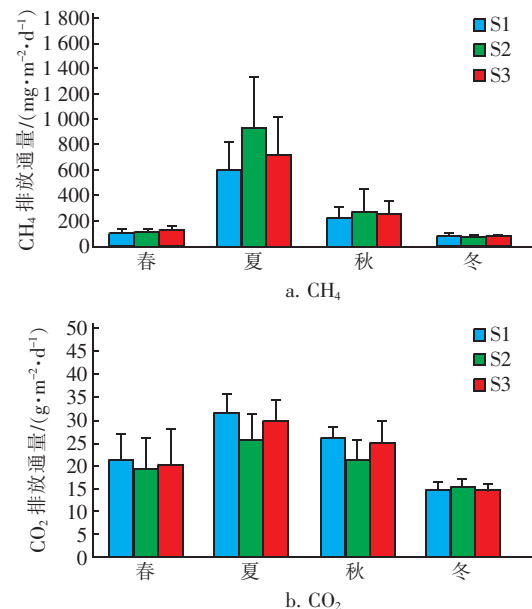


图5 STW中 CH_4 和 CO_2 排放通量的季节变化

Fig. 5 Seasonal variation of CH_4 and CO_2 emission flux in three STWs

表1为3个STW装置的 CH_4 、 CO_2 四季总排放量,由于STW在冬季处于休眠期,所以采用11月份的平均排放量来估算整个冬季的排放量。从表1可知, CH_4 总排放量为 $\text{S2} > \text{S3} > \text{S1}$, CO_2 总排放量为 $\text{S1} > \text{S3} > \text{S2}$ 。

表1 CH₄、CO₂的四季总排放量Tab.1 Total emission of CH₄ and CO₂ during the four seasons

项 目		S1	S2	S3
CH ₄	春季	19.0	20.7	23.5
	夏季	166.3	259.0	199.6
	秋季	41.4	50.0	46.2
	冬季	7.3	6.9	7.5
CO ₂	春季	3 878.1	3 470.0	3 690.7
	夏季	8 729.3	7 067.8	8 179.5
	秋季	4 732.7	3 881.4	4 576.5
	冬季	1 351.8	1 427.9	1 334.9

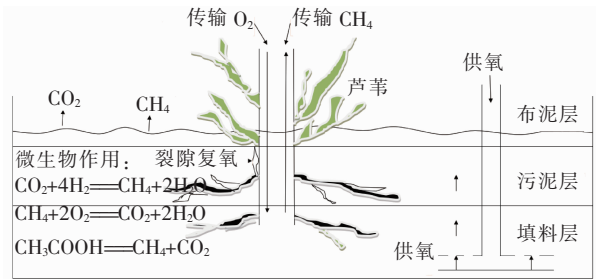
S2、S3 的 CH₄ 总排放量分别比 S1 高出30.5%、15.5%。这是由于 S2、S3 具有较高的植被生物量,芦苇根部腐烂和分泌出的有机物质可以优先作为产甲烷菌的营养基质,提高产甲烷菌的数量。芦苇的存在还为污泥处理湿地中 CH₄ 的释放提供了新的途径,芦苇具有的对流传输机制与水扩散相比,能让污泥层中的 CH₄ 更快地释放到大气中。在 Brix 等人的相关研究中发现,湿地芦苇对 CH₄ 排放的贡献率为 62%^[8]。

甲烷的产生是产甲烷菌在厌氧条件下进行的,通风管的设置能够促进气体交换,为有机物分解提供好氧环境,降低微生物厌氧反应,所以通风管的存在并不利于产甲烷菌的活动。但对比 S2 与 S3, S2 在夏季和秋季的 CH₄ 排放量都高于 S3,这和预期设想存在出入。在观察 S2 和 S3 中芦苇的长势后发现, S2 中的芦苇长势相比 S3 更为茂盛,芦苇茎干也更加粗壮。在 11 月入冬时,统计了 S2 和 S3 收割的芦苇植株数量,发现 S2 中有 88 株芦苇, S3 中有 69 株芦苇。S2 的芦苇生长状况优于 S3 的原因可能是由于在厌氧环境中生成的硫化氢和氨气等物质会侵害芦苇根部而不利于芦苇生长,而通风管的存在加强了污泥层与大气之间的氧气传递,这有利于芦苇根部周围还原物质的氧化,从而保护了芦苇根部,但这可能也间接提高了污泥处理湿地的 CH₄ 排放量。CO₂ 总排放量表现为 S1 > S3 > S2,说明芦苇光合作用对 CO₂ 的吸收可以有效减少污泥处理湿地中 CO₂ 的净排放。

2.3 温室气体增温潜势(GWP)

污泥处理湿地所排放的碳基温室气体(CH₄、CO₂)均来源于湿地中有机物的转化和代谢,如图 6 所示。CH₄ 是由污水中的有机物、基质所含的有机

质和植物产生的生物质进行厌氧分解所产生的,而 CO₂ 则是由这些有机物、有机质、生物质好氧氧化产生的。污泥处理湿地中所释放的 CO₂ 是有机物的自然归宿,不属于温室气体排放^[9]。因此,有机物通过厌氧分解产生 CH₄ 的最终量决定了污泥处理湿地中碳基温室气体的排放效应,即碳汇还是碳源。

图6 污泥处理湿地的 CH₄、CO₂ 排放示意Fig.6 Schematics of CH₄ and CO₂ emission in STWs

在实测排放量的基础上将 CH₄ 的排放率转化为当量 CO₂ (CO₂ - eq), 并为了与其他相关研究结果进行比较, 根据 2014 年国际气候变化委员会 (IPPC) 的计算方法^[9], 分别计算了 3 个 STW 在负荷期的温室气体排放量 (CO₂ - eq), 如表 2 所示。

表2 负荷期污泥处理湿地的全年温室气体排放当量

Tab.2 Annual greenhouse gas emission equivalents in STWs during load period gCO₂ - eq · a⁻¹

项 目	CH ₄	CO ₂	总排放量
S1	6 550.4	18 691.9	25 242.4
S2	9 423.4	15 847.2	25 270.6
S3	7 747.8	17 781.7	25 529.5

由于 STW 的实验规模较小,污泥负荷较低,导致 CH₄ 的全球升温潜能值低于其他相关研究^[10]。表 2 显示, S1 (无植物) 的总排放量与 S2、S3 (有植物) 在同一量级,但 3 个单元在污泥稳定过程中碳基温室气体的年度 GWP 表现为: S1 (无植物) 的 GWP 低于 S2 和 S3 (有植物), 而 S2 (有通风管) 的 GWP 略高于 S3 (无通风管)。

3 结论

污泥处理湿地负荷期的 CH₄、CO₂ 排放通量受温度影响较大,表现出明显的季节特征,两者的排放情况均表现为夏季 > 秋季 > 春季 > 冬季的趋势,并且夏季远高于春、秋两季。芦苇植株是影响污泥处理湿地系统温室气体排放的重要因素之一,芦苇是污泥处理湿地中 CH₄ 传输到大气中的重要途径,同时芦苇的光合作用与呼吸作用也是影响 CO₂ 排放

的重要因素,芦苇的生长程度对 CH_4 和 CO_2 排放通量有一定影响。在相同条件下,通气管的存在可能有助于芦苇的生长,使得 S2 系统的芦苇长势优于无通气管的 S3 系统,导致 S2 系统的 CO_2 年均排放通量低于 S3 系统而 CH_4 年均排放通量高于 S3 系统。在污泥负荷期种植芦苇的 S2 和 S3 系统与没有芦苇的 S1 系统的全球增温潜能值大致相当。

参考文献:

- [1] Uggetti E, Ferrer I, Llorens E, *et al.* Sludge treatment wetlands; A review on the state of the art[J]. *Bioresour Technol*, 2010, 101(9): 2905 – 2912.
- [2] 崔玉波. 人工湿地污泥处理技术研究进展[J]. 吉林农业大学学报, 2017, 39(1): 1 – 9.
Cui Yubo. Review of constructed wetland sludge treatment technology [J]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 2017, 39(1): 1 – 9 (in Chinese).
- [3] 崔玉波, 王芳, 姜娜, 等. 污泥干化芦苇床中的渗滤液水质变化特征[J]. 环境工程学报, 2012, 6(8): 2522 – 2526.
Cui Yubo, Wang Fang, Jiang Na, *et al.* Characteristics of percolate quality variation in sludge drying reed beds [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2012, 6(8): 2522 – 2526 (in Chinese).
- [4] 孙红杰, 崔玉波, 杨少华, 等. 污泥干化芦苇床技术述评[J]. 环境工程, 2013, 31(6): 117 – 121.
Sun Hongjie, Cui Yubo, Yang Shaohua, *et al.* Review on technology of sludge drying reed bed [J]. *Environmental Engineering*, 2013, 31(6): 117 – 121 (in Chinese).
- [5] 孙红杰, 崔玉波, 王芳, 等. 芦苇床与传统干化床污泥脱水和稳定性能比较[J]. 安全与环境学报, 2011, 11(6): 81 – 84.
Sun Hongjie, Cui Yubo, Wang Fang, *et al.* Comparison of residual sludge dewatering and stabilization between reed beds and conventional sludge drying bed [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2011, 11(6): 81 – 84 (in Chinese).
- [6] Olsson L, Larsen J D, Ye S, *et al.* Emissions of CO_2 and CH_4 from sludge treatment reed beds depend on system management and sludge loading[J]. *J Environ Manage*, 2014, 141: 51 – 60.
- [7] 段晓男, 王效科, 欧阳志云. 维管植物对自然湿地甲烷排放的影响[J]. 生态学报, 2005, 25(12): 3375 – 3382.
Duan Xiaonan, Wang Xiaoke, Ouyang Zhiyun. Effects of vascular plants on methane emissions from natural wetlands [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(12): 3375 – 3382 (in Chinese).
- [8] Brix H, Sorrell B K, Schierup H H, *et al.* Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis* [J]. *Aquat Bot*, 1996, 54(2/3): 151 – 163.
- [9] International Panel on Climate Change (IPCC). Climate Change 2013: the Physical Science Basis. Working Group I: Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [10] Larsen J D, Nielsen S, Scheutz C. Greenhouse gas emissions from the mineralisation process in a Sludge Treatment Reed Bed system: Seasonal variation and environmental impact [J]. *Ecol Eng*, 2017, 106: 279 – 286.



作者简介: 梁俊煜(1994 –), 男, 贵州遵义人, 硕士研究生, 主要研究方向为污泥处理湿地。

E – mail: 1031223035@qq.com

收稿日期: 2019 – 11 – 12