

◆ 生物技术 ◆

生物炭孔隙结构对市政污泥好氧发酵过程中甲烷释放的影响^{*}周倩¹, 胡湛波^{1*}, 郑榆凯², 林泽帅¹, 刘果莹¹

(1. 广西大学资源环境与材料学院, 广西南宁 530004; 2. 华南理工大学环境与能源学院, 广东广州 510006)

摘要:为探究生物炭孔隙结构(孔径、孔容和比表面积)在市政污泥好氧发酵过程中对甲烷(CH₄)释放的影响,本研究分别以榉木生物炭(WB)、稻壳生物炭(RB)和玉米芯生物炭(CB)作为调理剂进行好氧发酵实验,并设置不添加生物炭的作为对照组(CK),通过比表面积测试(BET)、气相色谱法(GC)、16S rRNA 高通量测序技术和冗余分析(RDA)进行测定及分析。BET 结果表明,WB 和 RB 以微孔结构为主,分别占各自总孔隙结构的 87.84% 和 73.72%,而 CB 以大孔结构为主,占比为 89.94%。GC 结果显示,与未加生物炭的 CK 相比,添加 WB、RB 和 CB 的市政污泥好氧发酵组的 CH₄ 释放量分别减少 41.83%、33.59%、8.20%。高通量测序结果表明,WB 和 RB 通过提高发酵温度抑制了甲烷菌的相对丰度,而添加 CB 则使堆体的甲烷菌种类更丰富。RDA 结果显示,生物炭孔径与 CH₄ 释放速率呈正相关关系。综上可知,在本研究条件下添加以微孔结构为主的 WB 和 RB 对市政污泥好氧发酵过程中的 CH₄ 减量化效果最佳。

关键词:市政污泥 好氧发酵 甲烷 生物炭 孔隙结构

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1005-9164(2022)06-1067-09

DOI: 10.13656/j.cnki.gxkx.20230110.006

好氧发酵技术可实现市政污泥无害化、减量化和稳定化,是极具发展潜力的市政污泥处理技术^[1]。但发酵过程中高温、高含水率以及氧气分布不均匀的特性会导致甲烷(CH₄)释放^[2],而 CH₄ 是一种典型的温室气体,其温室效应是二氧化碳(CO₂)的 25 倍^[3,4]。对此,研究人员积极探索减少市政污泥好氧发酵 CH₄ 释放的措施,如通过调节物料性质、改变曝气或添加调理剂等方式^[5-9]。

已有研究表明,添加生物炭作为市政污泥好氧发酵的调理剂,不仅可以优化好氧发酵的效果,而且能减少 CH₄ 的释放^[3,10],这是由于生物炭可以直接改变堆体的理化性质,间接导致甲烷菌和甲烷氧化菌等微生物的繁殖和代谢活动发生变化,最终影响 CH₄ 的释放^[11,12]。向秋洁等^[8]探究了竹炭对市政污泥好氧发酵 CH₄ 释放的影响,结果显示当竹炭添加量低于 5% 时,CH₄ 释放量减少,说明竹炭不仅可以提高

收稿日期: 2022-03-17

修回日期: 2022-06-21

* 广西重点研发计划项目(桂科 AB19110001)资助。

【作者简介】

周倩(1996-),女,在读硕士研究生,主要从事固废处理处置与资源化研究。

【通信作者】**

胡湛波(1969-),男,教授,主要从事水环境治理与生态修复研究,E-mail: huzhanbo@gxu.edu.cn。

【引用本文】

周倩,胡湛波,郑榆凯,等. 生物炭孔隙结构对市政污泥好氧发酵过程中甲烷释放的影响[J]. 广西科学,2022,29(6):1067-1075.

ZHOU Q, HU Z B, ZHENG Y K, et al. Effect of Biochar Pore Structure on Methane Release during Aerobic Fermentation of Municipal Sludge [J]. Guangxi Sciences, 2022, 29(6): 1067-1075.

堆体的供氧能力和通气条件,还能吸附堆体中的 CH_4 。Sonoki等^[13]报道了相似的研究结果,绒毛桫欏生物炭的多孔特性能提高堆体的通气性,进而降低甲烷菌的活性,增强甲烷氧化菌的活性。Liu等^[14]研究表明,生物炭对铵态氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)的吸附降低了甲烷菌对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的利用,从而抑制了甲烷菌的生长和活性。易建婷^[15]在市政污泥好氧发酵中分别添加水稻生物炭和竹炭,结果显示两组 CH_4 累计释放量有显著差异($P < 0.05$),可能与两种生物炭的颗粒大小和孔隙度差异有关。综合上述研究,在市政污泥好氧发酵中添加生物炭,对减少 CH_4 释放有积极作用,然而大多数研究集中在生物炭的添加量^[16]、制备原料^[17]以及颗粒大小^[18]等宏观层面上。孔隙结构是生物炭基本的物理特性^[19],但目前仍缺乏生物炭孔隙结构对市政污泥好氧发酵过程中 CH_4 释放的影响的深入研究。

本研究在市政污泥好氧发酵过程中添加不同孔隙结构的生物炭,探讨不同孔隙结构对堆体环境及

CH_4 释放的影响,进一步分析各孔隙结构影响甲烷菌和甲烷氧化菌代谢活动的途径,并通过研究生物炭孔隙结构与 CH_4 释放规律、环境因子及微生物之间的相关性,以期阐明生物炭孔隙结构对市政污泥好氧发酵过程中 CH_4 释放的影响,为利用生物炭减少市政污泥好氧发酵的 CH_4 释放提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 好氧发酵材料

污泥(SW)采集自广西南宁市明阳工业园区污水处理厂,稻壳购置于河南省竹马儿电子商务有限公司,EM菌剂购自河南益加益生物工程有限公司。桦木生物炭(WB)由奥地利博林泰森公司(Polytechnik Luft- und Feuerungstechnik GmbH)提供,稻壳生物炭(RB)和玉米芯生物炭(CB)分别从陕西森亚泰家庭园艺专营店和河南立泽环保科技有限公司购置。各原材料基本特性如表1所示。

表1 好氧发酵原材料的理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of raw materials for aerobic fermentation

原材料 Raw materials	C/N	pH值 pH value	含水率(%) Moisture content (%)	平均孔径(nm) Average pore size (nm)	孔容(cm^3/g) Pore volume (cm^3/g)	比表面积(m^2/g) Specific surface area (m^2/g)
Sludge waste	7.69	7.02	74.40	-	-	-
Rice husk	49.72	6.31	9.15	-	-	-
Beech wood biochar	101.73	9.40	5.01	1.67	2.6239×10^{-2}	62.8837
Rice husk biochar	55.22	9.48	10.80	3.42	2.5692×10^{-2}	30.0127
Corn cob biochar	112.10	10.63	6.74	35.40	1.6710×10^{-3}	0.1888

Note: "-" indicates no data

1.1.2 市政污泥好氧发酵反应器

本实验所用反应器主体为容积220 L的不锈钢桶($\varphi 600 \text{ mm} \times 800 \text{ mm}$),外部包裹50 mm厚的保温棉,在桶壁底部开设一个小孔用于连接曝气管,在距离曝气管高度100 mm处搭建一块亚克力板曝气盘($\varphi 580 \text{ mm} \times 10 \text{ mm}$)。反应器侧面设有3个取样口用于采集固体样品。在反应器顶部中心设有一小孔并连接直径为20 mm的塑料管,用于排气和测温。好氧发酵反应器如图1所示。

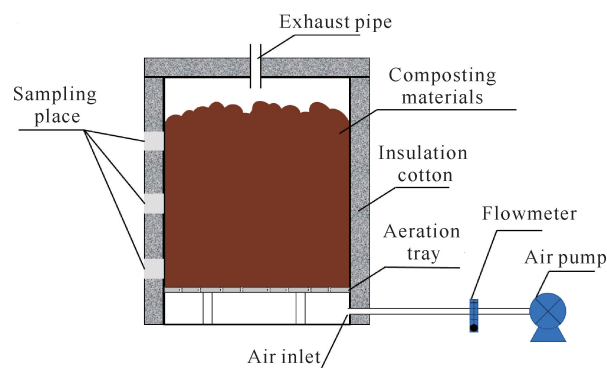


图1 好氧发酵反应器示意图

Fig. 1 Schematic diagram of aerobic fermentation reactor

1.2 方法

1.2.1 实验设计与样品采集

(1) 市政污泥好氧发酵实验。

将 40 kg 污泥、10 kg 稻壳和 0.01% EM 菌剂混合均匀作为对照组(CK), 实验组在 CK 的基础上再分别添加 5 kg 的榉木生物炭、稻壳生物炭和玉米芯生物炭。混合均匀的物料在反应器进行 44 d 的好氧发酵, 于第 7 天、14 天、24 天、34 天进行翻堆。通过气体流量计将曝气量控制在 $0.1 \text{ m}^3/(\text{min} \cdot \text{m}^3)$ 。

(2) 样品采集与处理。

气体样品在发酵前 12 d 每天采集并测试, 在 12 d 之后则隔天进行采集。固体样品在发酵的第 0 天、3 天、7 天、11 天、16 天、23 天、30 天、37 天和 44 天采集, 其中第 7 天先采样再翻堆。固体样品混匀后分成两个部分: 一部分置于 4°C 的冰箱中保存, 用于 pH、 NH_4^+-N 、产甲烷潜势(Methane Production Potential, MPP)和甲烷氧化潜势(Methane Oxidation Potential, MOP)等指标测定; 另一部分于 -20°C 超低温冰箱中保存, 用于测定微生物群落。发酵温度为每日同一时间反应器上部、中部和底部温度的平均值。

1.2.2 样品分析方法

(1) 生物炭表征。

生物炭的微观孔隙形貌采用扫描电子显微镜(日立 S3400N, 日本)表征。生物炭的孔径、比表面积及孔容使用全自动比表面积分析仪(麦克 ASAP 2460, 美国)进行测定, 通过密度泛函理论分析孔径分布。本研究以生物炭孔径代表生物炭孔隙结构。根据国际纯粹与应用化学联合会(IUPAC)孔径分类标准, 多孔材料按孔径大小可以划分为微孔($<2.00 \text{ nm}$)、中孔($2.00 - 50.00 \text{ nm}$)和大孔($>50.00 \text{ nm}$)。

(2) 气体及理化性质测定。

使用气相色谱仪(安捷伦 8890, 美国)分析 CH_4 , 选择氢火焰离子化检测器(FID)和 $30 \text{ m} \times 0.25 \text{ mm}$ 的毛细管柱(安捷伦 HP-5, 美国)进行测定。仪器参数设置如下: 进样口和检测器温度设为 250°C , 柱箱温度为 40°C , 保持时间为 5 min, 载气(N_2)流速为 $1.99 \text{ mL}/\text{min}$, 载气压力为 10 psi, 氢气和空气流速分别为 $30 \text{ mL}/\text{min}$ 和 $400 \text{ mL}/\text{min}$ 。使用 pH 计(雷兹 DZB-718L, 中国)测定样品的 pH 值, 采用纳氏比色法测定 NH_4^+-N ^[20]。

(3) 产甲烷潜势和甲烷氧化潜势的测定。

参考 Ma 等^[21]的方法, 并结合顶空气相色谱(HS-GC)技术进行设计, HS-GC 系统由顶空进样器

(安捷伦 7697A, 美国)和气相色谱仪(安捷伦 8890, 美国)组成。顶空进样器的参数设置如下: 加热炉温度设为 80°C , 传输线和平衡回路分别设为 40°C 和 100°C , 连续注射时间为 0.6 min, 样品填充压力为 15 psi, 保持时间为 0.25 min。气相色谱仪参数设置同 1.2.2 节(2)点内容。

MPP 实验步骤如下: 称取 2 g 鲜样于 20 mL 顶空瓶, 在氮气操作箱中排除空气, 5 min 之后封盖, 再移至 25°C 恒温培养箱中培养 250 h, 最后通过 HS-GC 测定瓶中 CH_4 的浓度。MOP 实验步骤如下: 称取 0.5 g 鲜样于 20 mL 顶空瓶中并封盖, 再将 1 mL 浓度为 50% 的 CH_4 标准气注射至顶空瓶内, 随后于 25°C 恒温培养箱中培养 100 h, 使用 HS-GC 测定 CH_4 的减少量。

(4) 微生物群落测序。

选择污泥和第 3 天、23 天、44 天的样品测定微生物群落, 分别代表空白对照、高温期、降温期和腐熟期的微生物群落。采用引物 515F ($5'-\text{GTGYCAGCC-GGTAA}-3'$) 和 806R ($5'-\text{GGACTACNVGGGT-WTCTAAT}-3'$) 扩增 16S rRNA 基因的 V4 区^[22]。PCR 反应程序设置如下: 首先 95°C 预变性 3 min, 然后 95°C 变性 30 s, 退火 30 s, 72°C 延伸 45 s, 再 72°C 延伸 10 min。应用 Illumina Miseq 平台进行高通量测序, 该工作委托上海美吉生物医药科技有限公司完成。

1.2.3 数据分析

本文使用 SPSS 25.0 软件处理和分析实验数据。所有图像均采用 Origin 9.0 绘制。采用 Spearman 方法进行相关分析, 使用 CANOCO 5.0 的冗余分析(Redundancy Analysis, RDA)建立 CH_4 释放与其他指标之间的关系。

2 结果与分析

2.1 生物炭孔隙结构

WB 的孔径最小、比表面积最大; CB 孔径最大、比表面积最小; 而 RB 则介于两者之间, 且与 WB 更为相似(表 1)。WB 和 RB 在 $0.00 - 2.00 \text{ nm}$ 出现明显的微孔峰值, 且微孔结构分别占各自总孔隙结构的 87.84% 和 73.72%, 表明 WB 和 RB 的孔隙结构以微孔结构为主。CB 则在 $93.13 - 233.91 \text{ nm}$ 显示出明显的大孔峰值且大孔结构占 89.94%, 表明玉米芯生物炭以大孔结构为主(图 2)。

生物炭表面形貌如图 3 所示, WB 的骨架清晰且

厚实、孔道流畅, 内壁光滑无小孔, 孔隙分布均匀。RB的骨架较为清晰, 但厚度较薄, 整体形似圆形管道堆叠, 在各通道连接处形成直径更小的孔隙。CB

呈蜂窝状结构, 各孔紧密地连接, 孔道内壁遍布不连通的小孔。

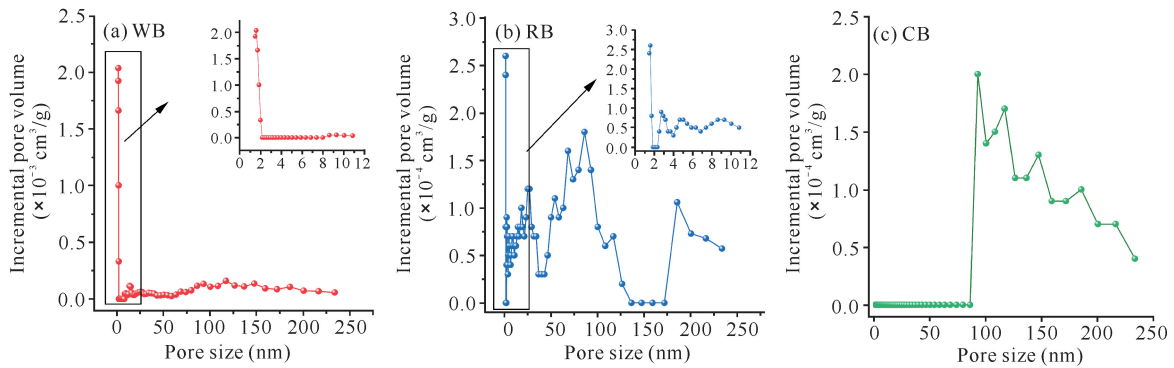


图2 基于密度泛函理论的生物炭孔径分布

Fig. 2 Pore size distribution of biochar based on density functional theory

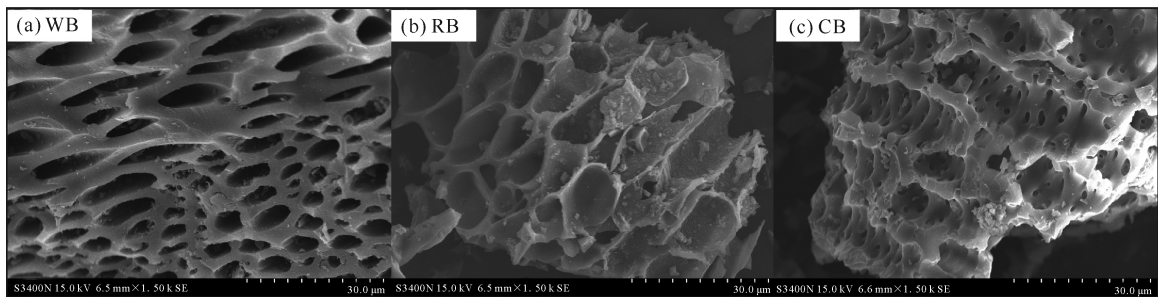


图3 生物炭表面形貌 SEM图(1 500×)

Fig. 3 SEM images of surface morphology of biochars (1 500×)

2.2 生物炭孔隙结构对市政污泥好氧发酵堆体环境的影响

WB的最高发酵温度可达72.6℃, RB、CB和CK的最高温度分别为70.9℃、67.1℃和68.5℃[图4(a)]。好氧发酵过程中, CK、WB、RB和CB的高温期(>55℃)分别为4 d、8 d、8 d和7 d。在整个发酵周期中, 所有发酵组的温度变化呈波浪形特征, 在翻堆之后温度逐渐上升。所有发酵组的初始 NH_4^+-N 含量较为接近, 在发酵过程中各组的 NH_4^+-N 呈先增后减的变化规律, 且实验组的 NH_4^+-N 浓度均低于CK[图4(b)]。在发酵第3天, CK、WB、RB、CB的 NH_4^+-N 含量均达到最大值, 之后逐渐减少。各组初始pH值为7.75-8.00, 随着好氧发酵的进行, pH呈先增后减的变化趋势, 发酵结束后各发酵组的pH值为6.72-7.00[图4(c)], 说明施用生物炭并未破坏堆体的酸碱平衡。

2.3 生物炭孔隙结构对 CH_4 释放规律、MPP、MOP的影响

图5(a)和图5(b)显示了各组 CH_4 释放的规律。CK、WB、RB和CB的 CH_4 释放速率最大值分别为21.58 mg/(kg·d)、9.58 mg/(kg·d)、12.93 mg/(kg·d)和15.64 mg/(kg·d)。进入腐熟期后, CH_4 释放速率逐渐减少并趋于稳定。当发酵结束时, CK、WB、RB和CB的 CH_4 累计释放量分别为5 296.89 mg、3 080.99 mg、3 517.51 mg和4 862.76 mg。与CK相比, WB、RB和CB分别减少41.83%、33.59%和8.20%, 其中WB和RB的 CH_4 减排效果最佳。

MPP和MOP的动态变化如图5(c)和图5(d)所示。初始样品的MPP远高于其他发酵时期, 这与 CH_4 释放速率的变化趋势相对应。在发酵7 d后, 各组的MPP逐步趋于稳定且潜势较弱; MOP在发酵前期较弱, 而在11 d后, 各组均有所增强。

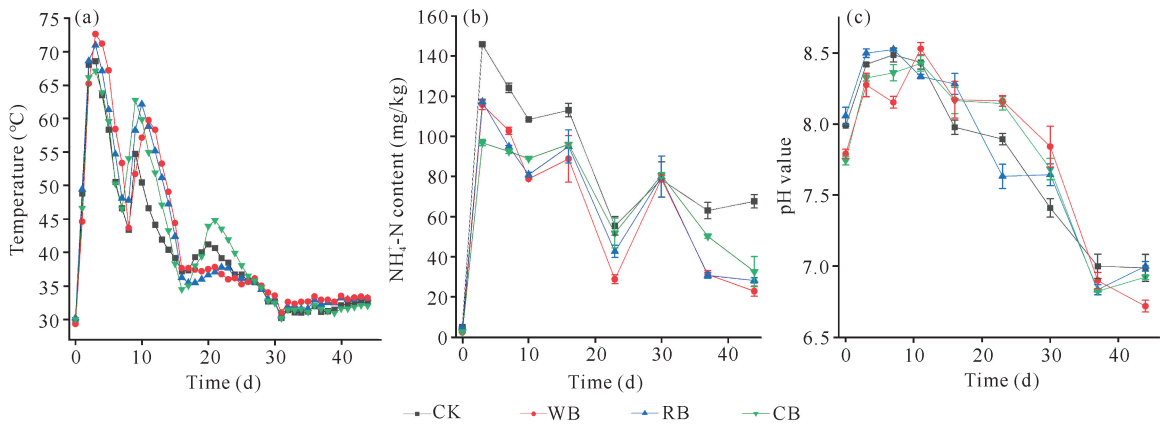
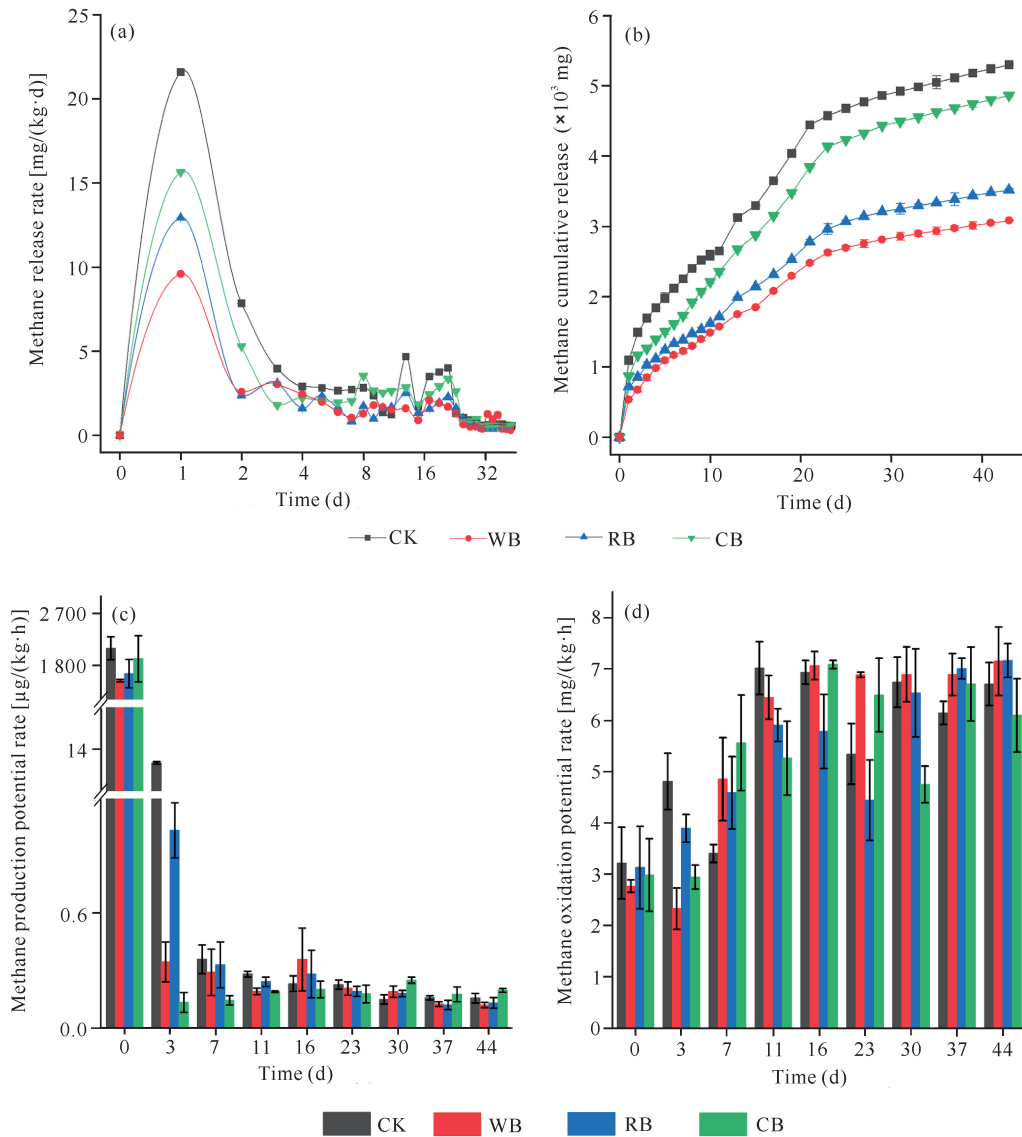
图4 好氧发酵过程中温度(a)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (b)和 pH (c)的变化Fig. 4 Changes of temperature (a), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (b) and pH (c) during aerobic fermentation

图5 好氧发酵过程中甲烷释放(a,b)、产甲烷潜势(c)和氧化潜势(d)的变化

Fig. 5 Changes of CH_4 emissions (a,b), MPP (c) and MOP (d) during aerobic fermentation

2.4 生物炭孔隙结构对市政污泥好氧发酵中甲烷菌和甲烷氧化菌群落的影响

从图6(a)可以看出, SW主要包含的甲烷菌为甲烷杆菌属(*Methanobacterium*)、甲烷短杆菌属(*Methanobrevibacter*)和甲烷鬃毛菌属(*Methanosae-ta*)。WB和RB均出现嗜热自养甲烷杆菌属(*Meth-anothermobacter*), *Methanothermobacter*在WB具有较高的丰度(45.45%), 在RB的丰度相对较低(9.09%), 而在CK和CB中未检测到*Methanothermobacter*。与WB和RB相比, CB在高温期和腐熟期的甲烷菌种类更丰富。

发酵过程中甲烷氧化菌的群落演替见图6(b)。SW的甲烷氧化菌种类丰富, 但随着反应的进行, 所有发酵组的甲烷氧化菌种类逐渐减少。高温期时, *Unclassified_f_Methylococcaceae*为各组的优势菌群, 甲基热菌属(*Methylocaldum*)和甲基杆菌-甲基罗布氏菌属(*Methylobacterium-Methylorubrum*)也有较高的相对丰度。在降温期和腐熟期, 各组的优势菌群更替为*Norank_f_Methylococcaceae*, 且相对丰度均达到90%以上, 与高温期样品相比甲烷氧化菌种类更单一。综上可知, 所有发酵组甲烷氧化菌的演替规律趋同, 不同生物炭孔隙结构对甲烷氧化菌的演替及其物种组成的影响相似。

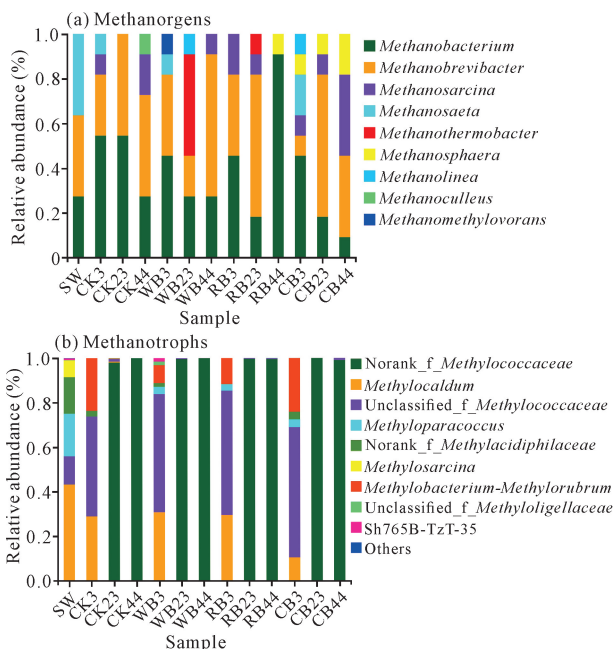


图6 属水平上甲烷菌和甲烷氧化菌的群落演替

Fig. 6 Community succession of methanogens and methanotrophs at genus level

2.5 生物炭孔隙结构与CH₄释放及其影响因素的相关性分析

通过RDA可建立生物炭孔隙结构与环境因素、微生物之间的相关性(图7)。RDA1和RDA2贡献率分别为81.84%和0.05%。CH₄释放速率、温度和NH₄⁺-N的箭头长度较长, 说明三者对甲烷菌和甲烷氧化菌组成的解释量较大, 且3种因素间的夹角最小, 说明NH₄⁺-N和温度是影响CH₄释放的重要因素。生物炭孔径与CH₄释放速率、温度、NH₄⁺-N呈正相关关系。pH是箭头长度最短的环境因子, 与CH₄释放速率间的角度接近直角, 说明两者间的相关性较弱。MOP与MPP、CH₄释放速率、孔径之间呈负相关关系。

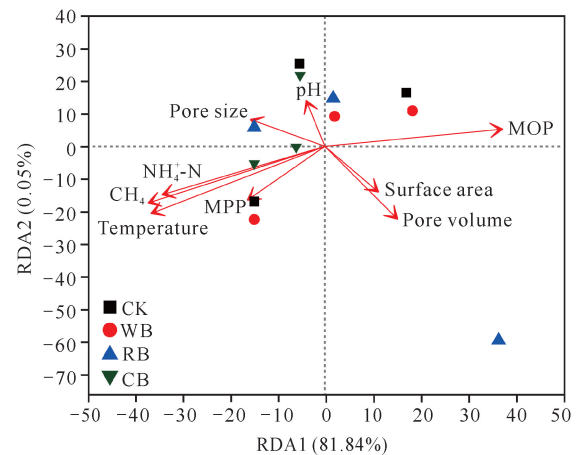


图7 群落组成与环境变量的冗余分析

Fig. 7 RDA analysis of community composition and environmental variables

3 讨论

本研究结果表明, 在市政污泥好氧发酵过程中添加生物炭可减少CH₄释放, 这是因为生物炭的孔隙结构具有良好的氧气传输能力, 可以减少堆体局部厌氧环境的产生。此外, 实验组CH₄释放规律的差异可能与不同孔隙结构有关。生物炭的微孔结构对小分子物质(气体、液体小分子等)具有较强的吸附性能^[23], 故推测以微孔结构为主的榉木生物炭和稻壳生物炭可以吸附更多CH₄, 降低CH₄释放速率并减少CH₄累积释放量。

堆体温度是影响好氧发酵进程的重要因素, 也是评价腐熟的重要指标。本研究通过添加生物炭的方式不仅可以提高发酵温度, 还能延长高温期, 从而促进堆肥腐熟, 使堆料无害化, 这是由于生物炭可提高堆体的含氧量, 增强好氧微生物的活性, 有利于堆体

升温^[24]。本研究结果表明, WB 和 RB 的温度高于 CK 和 CB, 而 WB 和 RB 的孔隙结构特征以微孔结构为主, 说明微孔结构更有利于氧气分布和传输, 从而抑制 CH₄ 释放。WB 和 RB 由于氧传递效果优于 CB 和 CK, 因此使体系更多地处于好氧环境, 进而促进 NH₄⁺-N 进行硝化反应, 降低堆体中 NH₄⁺-N 的含量。NH₄⁺-N 对 MPP 具有增强作用, 对 MOP 具有抑制作用^[11], 由此可知, WB 和 RB 对 CH₄ 转化的影响高于 CK 和 CB。

发酵过程中各组甲烷菌群落呈不同的演替规律。*Methanothermobacter* 因其适应性强而成为优势菌群, *Methanothermobacter* 的最适生长温度为 55 - 65℃^[25], 其对高温环境的适应性高于堆体中的其他甲烷菌属, 且温度越高, *Methanothermobacter* 的相对丰度越大, 这可能是由于 WB 和 RB 的高发酵温度抑制了大部分甲烷菌的生长, 说明生物炭微孔结构可通过提高发酵温度的方式影响甲烷菌的演替。生物炭孔隙能为微生物提供生存和繁衍的场所^[26]。本研究发现, CB 的甲烷菌种类更丰富, 说明玉米芯生物炭的大孔结构不仅可以成为甲烷菌的理想栖息地, 而且也能容纳更多数量的甲烷菌, 进而导致 CB 的 CH₄ 释放量大于 WB 和 RB。

RDA 结果显示, NH₄⁺-N 和温度是影响 CH₄ 释放的主要因素, NH₄⁺-N 是甲烷菌的主要氮源^[27], NH₄⁺-N 含量降低可导致甲烷菌的生理活动减缓, 最终减少 CH₄ 释放。此外, 高温环境也会抑制甲烷菌的活性^[28]。本研究发现, 孔隙结构小的生物炭更有利于减少 CH₄ 释放, 这是因为孔隙结构小的生物炭比表面积更大, 对 NH₄⁺-N 的吸附作用更强, 从而提高 MOP; 同时, 孔隙结构小的生物炭能使堆体达到较高的温度, 进而减少 CH₄ 的产生。综上所述, 生物炭的孔隙结构对减少市政污泥好氧发酵过程中 CH₄ 释放有积极作用, 后续可结合生物炭的添加量与添加时间探讨最佳工艺条件, 进一步提高 CH₄ 的减排效果。

4 结论

本研究通过添加不同孔隙结构的生物炭对市政污泥进行好氧发酵实验, 结果表明, WB、RB 和 CB 的 CH₄ 释放量与 CK 相比明显减少; WB 和 RB 能减少高温期和腐熟期的甲烷菌种类; 生物炭孔径与 CH₄ 释放速率呈正相关关系。本研究结果表明, 以微孔结构为主的 WB 和 RB 能够有效抑制好氧发酵过程中甲烷菌的活性, CH₄ 减排效果更佳。研究结果对使

用生物炭调理剂减少市政污泥好氧发酵过程中 CH₄ 释放具有一定的参考价值。

致谢

感谢奥地利博林泰森公司 (Polytechnik Luft- und Feuerungstechnik GmbH) 提供的帮助!

参考文献

- [1] 戴晓虎, 张辰, 章林伟, 等. 碳中和背景下污泥处理处置与资源化发展方向思考[J]. 给水排水, 2021, 47(3): 1-5.
- [2] 武一奇, 王科, 刘惠敏, 等. 污泥堆肥过程中温室气体及氨气释放规律研究[J]. 中国科技论文, 2017, 12(3): 307-311.
- [3] 车悦驰, 颜蓓蓓, 王旭彤, 等. 污泥堆肥技术及工艺优化研究进展[J]. 环境工程, 2021, 39(4): 164-173.
- [4] 杨雨洽, 易建婷, 任小玉, 等. 生物质炭对城市污泥堆肥温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(3): 567-575.
- [5] 陈是吏, 袁京, 李国学, 等. 过磷酸钙和双氰胺联用减少污泥堆肥温室气体及 NH₃ 排放[J]. 农业工程学报, 2017, 33(6): 199-206.
- [6] 齐鲁, 张俊亚, 郑嘉熹, 等. 沸石粉和硝化抑制剂投加对污泥堆肥过程中氮素保存和温室气体排放的影响[J]. 环境科学学报, 2018, 38(6): 2131-2139.
- [7] 赵晨阳, 魏源送, 葛振, 等. 连续流强制通风槽式污泥堆肥工艺的温室气体和氨气排放特征[J]. 环境科学, 2014, 35(7): 2798-2806.
- [8] 向秋洁, 杨雨洽, 张成, 等. 不同用量竹炭对污泥堆肥过程温室气体排放的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(10): 4390-4397.
- [9] 曹玉博, 张陆, 王选, 等. 畜禽废弃物堆肥氨气与温室气体协同减排研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(4): 923-932.
- [10] AWASTHI M K, WANG M J, CHEN H Y, et al. Heterogeneity of biochar amendment to improve the carbon and nitrogen sequestration through reduce the greenhouse gases emissions during sewage sludge composting [J]. Bioresource Technology, 2017, 224: 428-438.
- [11] 许欣, 陈晨, 熊正琴. 生物炭与氮肥对稻田甲烷产生与氧化菌数量和潜在活性的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(6): 1517-1527.
- [12] XIAO R, AWASTHI M-K, LI R H, et al. Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: a review [J]. Bioresource Technology, 2017, 246: 203-213.
- [13] SONOKI T, FURUKAWA T, JINDO K, et al. Influence of biochar addition on methane metabolism during

- thermophilic phase of composting [J]. *Journal of Basic Microbiology*, 2013, 53: 617-621.
- [14] LIU N, ZHOU J L, HAN L J, et al. Role and multi-scale characterization of bamboo biochar during poultry manure aerobic composting [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 241: 190-199.
- [15] 易建婷. 城市污泥堆肥过程温室气体排放特征研究[D]. 重庆: 西南大学, 2016.
- [16] SÁNCHEZ-GARCÍA M, ALBURQUERQUE J A, SÁNCHEZ-MONEDERO M A, et al. Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 192: 272-279.
- [17] CHEN R R, WANG Y M, WEI S P, et al. Windrow composting mitigated CH₄ emissions; characterization of methanogenic and methanotrophic communities in manure management [J]. *Fems Microbiology Ecology*, 2014, 90: 575-586.
- [18] DU J J, ZHANG Y Y, HU B, et al. Insight into the potentiality of big biochar particle as an amendment in aerobic composting of sewage sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 288: 121469.
- [19] 张伟明, 修立群, 吴迪, 等. 生物炭的结构及其理化特性研究回顾与展望[J]. *作物学报*, 2021, 47(1): 1-18.
- [20] 赵秋, 张明怡, 刘颖, 等. 猪粪堆肥过程中氮素物质转化规律研究[J]. *黑龙江农业科学*, 2008(2): 58-60.
- [21] MA K, CONRAD R, LU Y H. Responses of methanogen *mcrA* genes and their transcripts to an alternate dry/wet cycle of paddy field soil [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2012, 78(2): 445-454.
- [22] LU M M, ZHOU W C, JI F, et al. Profiling prokaryotic community in pit mud of Chinese strong-aroma type liquor by using oligotrophic culturing [J]. *International Journal of Food Microbiology*, 2021, 337: 108951.
- [23] 陈宇娇. 酚醛与端羧基丁腈橡胶复合炭化表面改性碳纤维工艺研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2017.
- [24] 马闯, 贾昌昌, 李绍伟, 等. 污泥好氧发酵过程中热解特性变化研究[J]. *生态环境学报*, 2016, 25(11): 1795-1799.
- [25] 王洁, 袁俊吉, 刘德燕, 等. 滨海湿地甲烷产生途径和产甲烷菌研究进展[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(3): 993-1001.
- [26] 袁金华, 徐仁扣. 生物质炭的性质及其对土壤环境功能影响的研究进展[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(4): 779-785.
- [27] 颜永毫, 王丹丹, 郑纪勇. 生物炭对土壤 N₂O 和 CH₄ 排放影响的研究进展[J]. *中国农学通报*, 2013, 29(8): 140-146.
- [28] WEN P, TANG J, WANG Y Q, et al. Hyperthermophilic composting significantly decreases methane emissions; insights into the microbial mechanism [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 784: 147179.

Effect of Biochar Pore Structure on Methane Release during Aerobic Fermentation of Municipal Sludge

ZHOU Qian¹, HU Zhanbo^{1* * *}, ZHENG Yukai², LIN Zeshuai¹, LIU Guoying¹

(1. School of Resources, Environment and Materials, Guangxi University, Nanning, Guangxi, 530004, China; 2. School of Environment and Energy, South China University of Technology, Guangzhou, Guangdong, 510006, China)

Abstract: In order to explore the effect of biochar pore structure (pore size, pore volume and specific surface area) on methane (CH₄) release during aerobic fermentation of municipal sludge, the beech Wood Biochar (WB), Rice husk Biochar (RB) and Corncob Biochar (CB) were used as conditioners for aerobic fermentation experiments in this study, and the Control Group (CK) without adding biochar was set up. The specific surface area test (BET), Gas Chromatography (GC), 16S rRNA high-throughput sequencing technology and Redundancy Analysis (RDA) were used for determination and analysis. BET result showed that WB and RB

were mainly microporous structures, accounting for 87.84% and 73.72% of the total pore structures, respectively, while CB was mainly macroporous structure, accounting for 89.94%. GC result showed that compared with the CK without biochar, the CH₄ release of municipal sludge aerobic fermentation group with WB, RB and CB decreased by 41.83%, 33.59% and 8.20%, respectively. The result of high-throughput sequencing showed that WB and RB inhibited the relative abundance of methanogens by increasing fermentation temperature, while the addition of CB enriched the species of methanogens in the reactor. RDA result showed that the pore size of biochar was positively correlated with CH₄ release rate. In summary, adding WB and RB with a microporous structure has the best effect on CH₄ reduction in the aerobic fermentation process of municipal sludge under the conditions of this study.

Key words: municipal sludge; aerobic fermentation; methane; biochar; pore structure

责任编辑:唐淑芬



微信公众号投稿更便捷

联系电话:0771-2503923

邮箱:gxkx@gxas.cn

投稿系统网址:<http://gxkx.ijournal.cn/gxkx/ch>