

煤化工污泥的微生物种群结构与水分分布特征*

程子睿^{1,2}, 赵计辉², 董圣焜², 王奕仁³, 何国锋⁴, 柳金秋⁴

1. 南京理工大学物理学院, 江苏 南京 210094
2. 中山大学土木工程学院, 广东 珠海 519082
3. 东莞理工学院生态环境与建筑工程学院, 广东 东莞 523000
4. 中煤科工清洁能源股份有限公司, 北京 100013

摘要: 现代煤化工产业是实现煤炭资源清洁化利用的重要途径, 煤化工生产过程会产生大量含水率高、脱水性差的煤化工污泥, 是制约煤化工产业发展的典型难处理固废。煤化工污泥的脱水性受污泥中微生物种群结构及水分分布特征的影响, 对其解析将有助于揭示煤化工污泥的束水结构并可为煤化工污泥高效脱水方法的研发提供一定的理论指导。本研究以煤制烯烃污泥及煤制油污泥为研究对象, 采用16s rRNA基因测序解析其微生物种群结构, 通过差示扫描量热法(DSC, differential scanning calorimetry)和低场核磁共振法(LF-NMR, low-field nuclear magnetic resonance)表征污泥的水分分布特征。结果表明: 两种煤化工产业选取的污水处理工艺不同, 导致煤化工污泥的微生物种群结构存在一定差异, 但变形菌门(Proteobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidetes)和绿弯菌门(Chloroflexi)是两种污泥中的主要菌种; LF-NMR法测得水分分布更为准确, 根据污泥中水的结合能可将其划分为结合水、机械结合水以及自由水, 污泥中大部分水分(90%以上)为机械结合水; 采用能够破坏污泥絮体及微生物群落结构的脱水方法, 可以进一步实现煤化工污泥的高效、深度脱水。

关键词: 煤化工污泥; 微生物种群结构; 高通量测序分析; 水分分布; 低场核磁

中图分类号: X705 **文献标志码:** A **文章编号:** 2097-0137(2024)03-0096-07

Characterization of microbial community structure and water distribution in coal chemical sludge

CHENG Zirui^{1,2}, ZHAO Jihui², DONG Shengkun², WANG Yiren³, HE Guofeng⁴, LIU Jinqiu⁴

1. School of Physics, Nanjing University of Science and Technology, Nanjing 210094, China
2. School of Civil Engineering, Sun Yat-sen University, Zhuhai 519082, China
3. School of Environment and Civil Engineering, Dongguan University of Technology, Dongguan 523000, China
4. China Coal Technology and Engineering Group Clean Energy Company Limited, Beijing 100013, China

Abstract: Modern coal chemical industry is an important means to realize the clean utilization of coal resources, the coal chemical sludge generated during the process of coal conversion process is a typical refractory solid waste restricting the development of coal chemical industry since its extremely high water content and the poor dewaterability. It has been documented that the dewaterability of coal chemical sludge is affected by the microbial community structure and water distribution characteristics; and thus, it is necessary to investigate the microbial community information and water distribution in coal

* 收稿日期: 2023-07-29

录用日期: 2023-11-22

网络首发日期: 2024-01-10

基金项目: 国家重点研发计划(2019YFC1905101)

作者简介: 程子睿(1994年生), 男; 研究方向: 固废资源化利用; E-mail: chengzr@njust.edu.cn

通信作者: 赵计辉(1985年生), 男; 研究方向: 固废资源化利用; E-mail: zhaojh28@mail.sysu.edu.cn

chemical sludge to provide theoretical guidance for the high-efficiency sludge dewatering technology. In this study, coal-to-olefins sludge and coal-to-oil sludge were selected and the microbial community structure of the two sludge was obtained through analyzing 16s rRNA gene sequencing, and the water distribution was obtained by DSC and LF-NMR method. The results show that the different sewage treatment processes chosen by two coal chemical industries lead to certain differences in the microbial community structures of coal chemical sludge, Proteobacteria, Bacteroidetes and Chloroflexi are the dominant phylum in the two sludge. The LF-NMR method can more accurately measure the water distribution, and the water in the sludge can be classified into bound water, mechanical bound water and free water according.

Key words: coal chemical sludge; microbial community structure; high throughput sequencing; water distribution; low-field nuclear magnetic resonance

现代煤化工技术可以大幅度地缓解我国对石油、天然气资源的依赖,是实现煤炭资源清洁利用的重要手段(赵鹏等,2023)。煤化工是指以煤为原料,采用化学加工技术将煤转化为天然气、液体或固体燃料以及化工产品的产业(Shi et al., 2021),主要包括煤制油、煤制气、煤制烯烃等过程(Xia et al., 2019)。其中,煤气化、净化及合成是煤化工的关键环节,是实现煤炭清洁高效转化的核心(柳金秋,2023)。但是,煤化工在不同工段的生产过程中会产生大量废水,经过处理后产生大量化工污泥(Zhao et al., 2016)。煤化工污泥具有一定热值和资源属性,但因其含水率极高并且难以脱除,导致化工污泥体积庞大且呈流态(Wu et al., 2023),造成运输困难、填埋渗水和资源化利用成本高,成为制约煤化工产业发展的典型难处理固废。因此,煤化工污泥的高效脱水技术对其减量和资源化利用具有重要意义。

煤化工废水通常采用活性污泥法进行处理,其利用微生物将污水中的有机污染物转化为生物质污泥和小分子二氧化碳、水、有机副产物和无机残留物(王杰等,2016;Cao et al., 2021)。经处理后所得的活性污泥是由多种微生物所构成的菌胶团及其吸附的有机物和无机物所组成的集合体,含有大量的水分。活性污泥絮体结构松散,污泥颗粒间边界不明显,大量微生物通过细胞外聚合物(EPS)相互连接形成较大的团聚体。污泥中大量难脱除的水分存在于微生物细胞内部或者被微生物表面EPS所吸附(于晓等,2018)。污泥中的微生物群落结构影响污水处理过程中的污染物代谢途径和最终出水水质(Yang et al., 2018),也会在一定程度上影响污泥内的水分分布。基于16s rRNA的高通量测序技术可以快速、准确地反映污泥的

微生物种群结构,已经在污泥分析中广泛应用(Wang et al., 2018),但目前关于煤化工污泥内微生物种群结构的研究鲜有报道。获得煤化工污泥中微生物种群信息可为煤化工废水处理的稳定性提供参考,并有利于进一步揭示煤化工污泥的束水结构的形成机理,是当前煤化工污泥资源化利用研究中的热点问题之一。

煤化工污泥中大量难以脱除的水分是阻碍其有效资源化利用的关键因素,而污泥脱水的难易程度在很大程度上取决于污泥中的水分分布(Kopp et al., 2000)。根据污泥内水分的赋存状态,可以将其分为自由水和结合水。自由水不受污泥固体颗粒的影响,可以通过物理脱水方法(如离心、压滤等)进行脱除(Kopp et al., 2001);结合水一部分是存在于微生物细胞中的胞内水,一部分则通过毛细力或化学键紧密地与污泥颗粒结合,需通过破坏微生物细胞以及污泥絮体结构后去除(陈东杰等,2023)。污泥中的结合水是影响其脱水性的最主要因素,Wu et al.(2017)发现通过一定预处理措施降低污泥中结合水含量之后,污泥的脱水性可以大幅改善。因此,通过实验手段来表征污泥中结合水的含量对提升污泥脱水性至关重要。目前学者们已经提出多种区分污泥中水分赋存状态的方法,如基于结合水在冰点以下不会结冰假设的TG/DSC法(荀锐等,2009),及基于不同种类水分的结合能不同而对其进行区分的LF-NMR法等(Mao et al., 2016)。对煤化工污泥中水分赋存状态的研究可以明确不同种类水分的分布特征,对进一步研究污泥高效脱水技术具有重要的理论指导意义。

本研究以两种典型煤化工产业中产生的污泥——煤制烯烃污泥以及煤制油污泥为研究对象,通过16s rRNA基因扩增、测序并分析污泥中的微生物

群落结构, 随后探究煤化工污泥内的水分分布特征, 明确不同种类水分在污泥中的占比。本研究旨在探明煤化工污泥的微生物种群特性以及束水结构特征, 为煤化工污泥的高效脱水及后续资源化利用提供理论基础。

1 材料与方 法

1.1 取 样

煤制烯烃污泥取自陕西省榆林市某煤制烯烃企业, 处理工艺为 SBR; 煤制油污泥取自陕西省榆林市煤制油企业, 污水处理工艺为 AAO。两个煤化工企业的废水流量及主要的污染物含量如表 1 所示。污泥由沉淀池取出后经过简单脱水, 随即放置于干冰箱中并运送到实验室, 随后进行后续实验研究。对于后续 DNA 测序及 DSC 测试, 每种污泥取 3 个平行试样进行测试, 最终结果取 3 次结果的平均值。

1.2 DNA 提取与高通量测序

污泥试样经取样后送至百迈客生物科技有限公司(北京)进行 DNA 提取并通过 $w=1\%$ 琼脂糖凝胶电泳检查 DNA 质量。高通量测序基于 Illumina HiSeq 2500 平台, 使用 PCR 引物

338F (50-ACTCCTACGGGAGGCAGCA-30),

806R (50-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-30)

扩增 16S rRNA 基因的 V3-V4 高变区。测序之后, 使用 FLASH 程序拼接原始测序数据, 随后使用 USEARCH 程序将拼接后的有效测序数据聚类到 97.0% 相似度水平的操作分类单元(OTU)。 α 多样性指数通过 QIIME2 程序获得的, 用于表征微生物种群的丰富度和多样性, 主要包括 Chao1、Simpson 和 Shannon 指数。

1.3 污泥中水分分布测试

1.3.1 DSC 法 用于 DSC 测试的煤化工污泥样品质量大约为 20 mg, 在测试前将污泥在振荡器中振荡 20 min 以使得样品均匀。测试使用差示扫描量热仪(DSC)记录热谱图, 具体实验过程如下: 首先将污泥试样以 2 °C/min 的速度降低到 -20 °C, 随后以同样的速度升温到室温, 记录升温过程中试样的吸热量并通过对吸热曲线上对峰面积进行积分来计算。假设结合水在 -20 °C 下不会结冰, 则升温

过程中的吸热是由自由水的融化引起的, 因此升温过程中吸收的热量与自由水含量成正比, 根据公式(1)可以计算出结合水含量(Yuan et al. 2017)

$$W_b = W_t - \Delta H / \Delta H_0, \quad (1)$$

其中 W_b 和 W_t 分别是结合水含量与总的水含量, ΔH 是升温过程中吸收的热量, ΔH_0 是冰融化吸收的热量。

1.3.2 LF-NMR 法 使用核磁共振仪(MesoMR23-060H-I, 纽迈)对 20 g 污泥样品进行了 LF-NMR 测试, 并采用 CPMG (Carr-Purcell-Meiboom-Gill) 序列获取污泥中水分所含氢质子的横向弛豫时间 T_2 。LF-NMR 仪器的主频率为 21.30 MHz, 磁场强度为 (0.50±0.08) T。扫描之间的重复时间为 1 000 ms。经过 8 次扫描采集 2 000 个回波的数据。采集的原始数据经拉普拉斯逆变换处理得到污泥水分分布的 T_2 谱。

2 结果与讨论

2.1 煤化工污泥微生物种群丰度及多样性

煤制烯烃污泥与煤制油污泥中的微生物物种丰度及多样性如表 2 所示, ACE 和 Chao1 指数常被用来表征微生物的丰富度, ACE 和 Chao1 数值越大, 样品中微生物种类越丰富(张恩华等, 2017); Shannon 和 Simpson 指数用于衡量物种多样性, 受样品群落中物种丰度和物种均匀度的影响。覆盖率指数可以反映样本中序列被测的概率, 覆盖率指数越高则测序结果对样本中微生物的真实情况的代表性越高。本研究中全部样品的覆盖率指数均高于 0.99, 说明本次测序结果具有良好的代表性, 可以充分反映污泥样品中的真实情况。煤制烯烃污泥的 OTUs 数在 453, 小于煤制油污泥的 562, 同时煤制烯烃污泥的 ACE 和 Chao1 参数也明显低于煤制油污泥, 这说明煤制油污泥中的微生物种类要多于煤制烯烃污泥。此外, 煤制烯烃污泥的 Shannon 指数低于煤制油污泥, Simpson 指数则大于煤制油污泥, 说明煤制烯烃污泥中的微生物多样性也低于煤制油污泥。考虑到煤制油工艺排出的污水中含有更多的污染物, 因此可能需要更多的微生物来进行污泥的处理, 使得煤制油污泥中的微生物丰度和多样性均高于煤制烯烃污泥。

表 1 煤化工废水的化学组成

Table 1 Chemical composition of the coal chemical wastewater

污泥样品	废水流量/(m ³ ·h ⁻¹)	COD/(mg·L ⁻¹)	BOD/(mg·L ⁻¹)	固体悬浮物/(mg·L ⁻¹)	NH ₃ -N/(mg·L ⁻¹)
煤制烯烃	650	650	350	200	300
煤制油	600	1 540	981	100	575

表2 两种污泥中微生物种群丰度及多样性指标
Table 2 microbial community richness and diversity estimators for sludge

污泥样品	OTUs	微生物丰度		微生物多样性		覆盖率
		ACE	Chao1	Shannon	Simpson	
煤制烯烃	453	517.17	548.69	5.5047	0.0533	0.9989
煤制油	562	621.81	634.23	5.8617	0.0498	0.9980

2.2 煤化工污泥微生物种群结构

两种煤化工污泥在门水平的微生物种群结构与组成如图1所示, 变形菌门(Proteobacteria), 绿弯菌门(Chloroflexi), 拟杆菌门(Bacteroidetes), 硝化螺旋菌门(Nitrospirae)以及厚壁菌门(Firmicutes)是两种污泥中的最主要微生物种群, 约占总菌群的80%以上。在煤制烯烃污泥中, Chloroflexi是主要优势菌群, 相对丰度为42.5%, 其次是Proteobacteria, 约占24%, 两者约占总菌群的68%左右。在煤制油污泥中, 其最主要优势菌群为Proteobacteria, Bacteroidetes以及Chloroflexi, 相对丰度分别为34.7%、22.1%以及13.2%。Zhang et al.(2021)发现Proteobacteria是A2O工艺中的优势门类, 许多除氮菌和除磷菌属于该门。被认为是参与脱氮除磷、降解有机物的最主要菌种, 其大量的存在可以保证污水处理厂活性污泥系统能够正常运行(Yang et al., 2011)。Bacteroidetes通常被认为是生物系统中的主要细菌, 其可以利用溶

酶体作为水解发酵的底物, 实现细胞增殖, 并且能够降解复杂的有机物(Zhang et al., 2020; 马切切等, 2021)。Chloroflexi是SBR污水处理工艺中的常见菌种, 具有碳水化合物和细胞物质生物降解以及硝化和反硝化的能力(Yan et al., 2020; Feng et al., 2022)。Nitrospirae以及Firmicutes同样对废水中的氨氮物质去除和有机物降解起重要作用。从微生物的种群结构特征可以看出, 煤制烯烃工艺主要依靠Proteobacteria和Chloroflexi来实现废水中污染物的去除, 而煤制油工艺则主要靠Proteobacteria和Bacteroidetes。

两种煤化工污泥在属水平上的主要菌种的相对丰度如图2所示, 两种污泥的主要菌种在属水平上差异较大。煤制烯烃污泥中主要为Thauera、uncultured_Anaerolineaceae、uncultured_1-20以及Brachymonas, 煤制油污泥中则主要为Thauera、uncultured_SJA-28、Nitrospira、uncultured_Chitinophagaceae以及Hyphomicrobium。Thauera为最主要的反硝化脱氮微生物, 在反硝化以及芳香族化合物的降解过程起了十分重要的作用(罗晓等, 2018)。uncultured_Anaerolineaceae通常存在于厌氧环境, 对有机物降解也起到重要作用(Li et al., 2018)。Hyphomicrobium在厌氧环境中参与脱氮过程。Nitrospira是污泥中的主要反硝化菌, 与氮的去除密切相关(张萌等, 2022)。

2.3 污泥中水分分布

2.3.1 DSC法测得水分分布

图3显示了两种煤化工污泥以及纯水的DSC热谱图, 在温度由-20 °C升温到20 °C的过程可以观察到明显的吸热峰。煤制烯烃污泥、煤制油污泥以及纯水的吸热峰面积分别为235.5、174.3以及367 J/g。对于纯水, 吸热峰在温度高于0 °C后才开始出现, 而对于煤化工污泥, 在温度升高到-5 °C左右时就开始出现吸热峰, 这说明污泥中的吸热峰是自由水以及其他结冰的有机化合物的解冻导致的。煤化工污泥中的结合水含量可以由式(1)来计算, 式中参数 H_0 由纯水的试验结果来确定, 为367 J/g。通过计算所得的污泥中结合水含

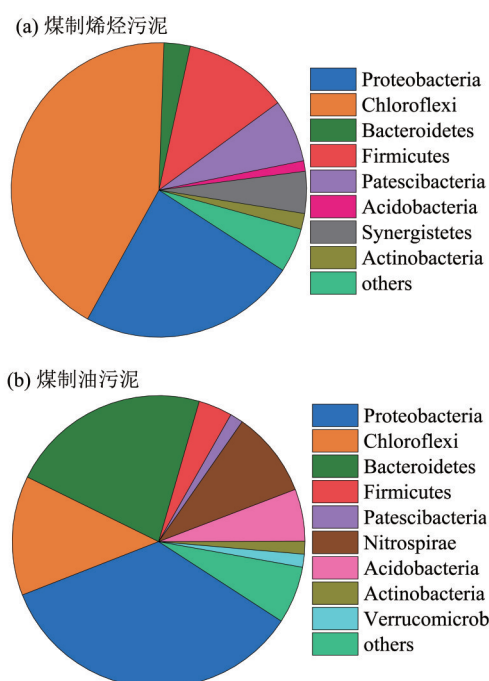


图1 煤化工污泥中微生物种群在门水平上的相对丰度
Fig. 1 Relative abundance of microbial community in coal chemical sludge at phylum level

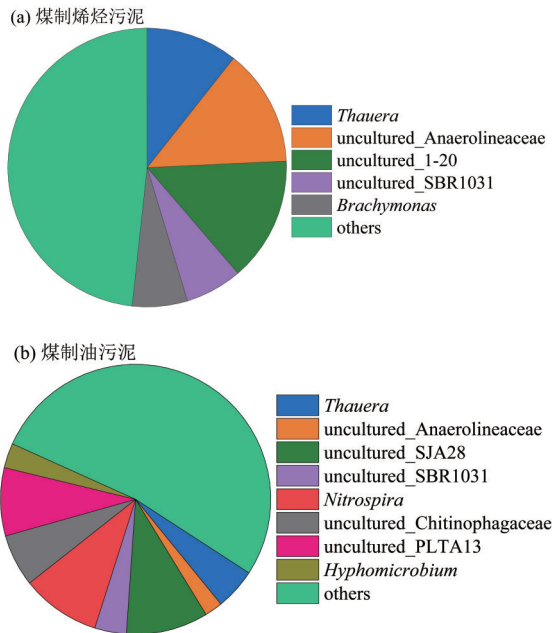


图2 煤化工污泥中微生物种群在属水平上的相对丰度
Fig. 2 Relative abundance of microbial community in coal chemical sludge at genus level

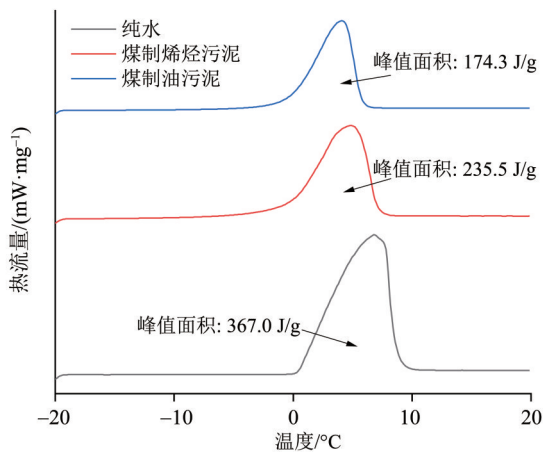


图3 煤化工污泥与纯水的DSC热谱图

Fig. 3 DSC thermograms of coal chemical sludge and pure water

量如表3所示,并对测试结果进行了方差分析,结果同样列于表3。总含水量的 F 值和 P 值为79.028和0.001,煤制烯烃污泥以及煤制油污泥中的总含水量分别为72.99%以及56.38%,两种污泥在总含水量上存在显著性差异。而结合水含量的 F 值和 P 值为0.009和0.93,通过计算得到两种污泥的结合水含量分别为8.82%以及8.89%,两者比较接近,在结合水含量上没有表现出显著性。结合水占比代表结合水在污泥中全部水分中所占比例,结合水占比的 F 值和 P 值为21.131和0.01,两种污泥的占比分别为12.08%以及15.77%,存在较为显著的差异。同时,本文测得的结合水占比与Yuan et al.

(2017)测得的市政污泥中的结合水占比很接近。DSC试验说明,如果以 $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 未结冰为标准来区分自由水与结合水,则经过简单物理脱水后的煤化工污泥内只含有很少一部分结合水。

表3 DSC法获得两种污泥中的结合水含量及方差分析
Table 3 Bound water content obtained by DSC in the two sludge samples and the ANOVA results

项目	总含水量	结合水含量	结合水占比
煤制烯烃污泥	72.99%	8.82%	12.08%
煤制油污泥	56.38%	8.89%	15.77%
F 值	79.028	0.009	21.131
P 值	0.001	0.930	0.010

2.3.2 LF-NMR法测得水分分布 水中含有大量的氢质子,其具有自旋特性。当外加一个交变磁场时,氢原子核会吸收能量并发生状态变化,之后释放出吸收的能量,并返回原来的状态,这个过程称为氢质子弛豫(马尔妮等,2017)。在低场核磁共振试验中,氢质子的弛豫可以通过几微秒至几秒间变化的横向弛豫时间来表征。不同水分的赋存状态决定了其具有不同的横向弛豫时间分布,横向弛豫时间越长说明水的结合能越低,水的可移动性越高。同时,横向弛豫时间的峰面积与对应水分的质量成正比,因此横向弛豫时间的峰面积在总峰面积中的比例可以看作是其对应水分在总水分中的比例(Zhang et al., 2019)。

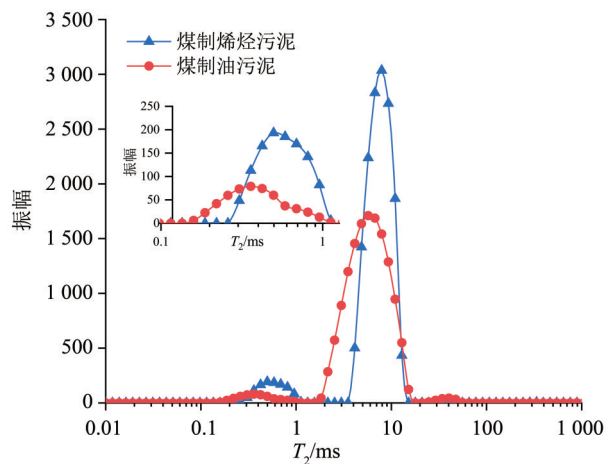


图4 两种污泥的横向弛豫时间 T_2 分布

Fig. 4 T_2 distribution of the two sludges

两种污泥的横向弛豫时间 T_2 分布如图4所示,可以观察到两种污泥的 T_2 分布曲线都存在3个峰值,不同峰值对应的横向弛豫时间以及峰面积占比如表4所示。两种污泥的横向弛豫时间峰分别位于0.1~1、2~10以及10~100 ms,其对应的水分状

态为结合水、机械结合水以及自由水。根据峰面积的占比可以得出, 煤制烯烃污泥以及煤制油污泥内的自由水占比分别为0.042%以及1.026%, 这是由于这两种污泥在取样时已经使用初步的压滤处理, 大部分自由水已经被脱除。两者的机械结合水占比分别为93.13%以及95.38%, 机械结合水占据了绝大部分; 结合水的占比分别为6.83%以及3.58%, 占比较小。Mao et al.(2016)同样发现含水量60%~80%的污泥中, 机械结合水的占比在86.4%~91.1%。机械结合水指的是污泥中以力学方式结合于污泥中的水分, 主要是由毛细力束缚在

污泥絮状物和有机体的空隙中的间隙水或通过吸附和黏附作用附着在污泥颗粒表面的表面水。结合水则多是污泥中微生物的胞内水。这说明煤化工污泥经过初步物理压滤脱水之后, 剩余的水绝大部分是包裹在污泥絮体内部或吸附于污泥颗粒表面的机械结合水。这部分水已经很难通过简单的物理脱水流程脱除, 是造成煤化工污泥含水量大、脱水困难的主要原因。通过水热改性等方式, 可以破坏污泥的絮体结构, 降低其与水分的结合能, 提高水的可移动性, 促进污泥内机械结合水向自由水的转变, 从而改善污泥的脱水性能。

表4 两种煤化工污泥的 T_2 图谱的峰值信息Table 4 Peak information in T_2 curves of two coal chemical sludge

污泥样品	结合水		机械结合水		自由水	
	峰位置/ms	峰面积占比/%	峰位置/ms	峰面积占比/%	峰位置/ms	峰面积占比/%
煤制烯烃	0.498	6.83	7.925	93.13	39.684	0.042
煤制油	0.359	3.58	5.722	95.38	40.371	1.026

从以上试验结果来看, DSC法与LF-NMR法对污泥中水分分布的测试结果有着较大的差异, 这是由于DSC法中对结合水的定义为在-20℃仍没有结冰的水分, 事实上污泥中部分结合不紧密的间隙水、表面结合水在此低温下也会结冰, 这就导致DSC法对结合水的计算结果偏小。因此区分自由水和结合水的阈值温度的选取对DSC法测试的准确度影响较大, 但是结合水结冰的温度取决于多种因素, 如结合力、毛细力的大小, 水相的非理想性等, 这使得阈值温度的选取变得困难。此外, 由于煤化工污泥是非常不均匀的集合体, 其中可能包含很多大颗粒或絮状物, 而DSC试验只能测试很小质量的试样(通常10~30 mg), 这使得测试取样时难以保证试样的均一性, 通常需要进行多次平行实验。而LF-NMR法直接根据污泥中水分的结合能来对其区分, 使水分区分的精确度较高, 同时LF-NMR法一次能测试十几克的污泥试样, 使结果可以更有效反映污泥的整体水分赋存状态。

两种煤化工产业选取的废水处理工艺存在不同, 使得两种煤化工污泥在微生物种群结构上存在一定的差异, 但都可以有效处理煤化工废水中的污染物。煤制油污泥中的微生物种类和数量大于煤制烯烃污泥, 导致煤制油污泥中结合水所占的比例也高于煤制烯烃污泥。这是由于污泥中的微生物会分泌EPS, EPS包裹在微生物细胞表面,

改变污泥团聚体的微观结构, 增加污泥团聚体的比表面积, 使得污泥中被表面毛细力吸附的水分大量增加。因此, 采取能够破坏污泥中微生物细胞及絮凝结构的方法, 可以将难脱除的结合水转变为易脱除的自由水, 实现煤化工污泥的高效、深度脱水。

3 结 论

1) 煤制油污泥中的微生物丰富度和多样性高于煤制烯烃污泥。绿弯菌门(Chloroflexi)和变形菌门(Proteobacteria)是煤制烯烃污泥中的优势菌种, 而煤制油污泥中的主要菌种为变形菌门(Proteobacteria), 拟杆菌门(Bacteroidetes)和绿弯菌门(Chloroflexi)。

2) DSC法和LF-NMR法都可以对煤化工污泥中的水分进行区分, 但是DSC方法受阈值温度选取和测试样品重量的限制, 导致其对水分区分的准确性较低。LF-NMR法根据不同水分的结合能来对其进行划分, 测试精度较高。LF-NMR法将污泥中水分分为结合水、机械结合水以及自由水, 两种污泥中超过90%的水分都为机械结合水。

3) 煤化工污泥中结合水的含量与微生物种群数量成正比, 微生物组成的絮体结构增大了污泥脱水难度, 因此采用能够破坏污泥中微生物细胞及絮体结构的脱水方法, 可以进一步实现煤化工污泥的高效、深度脱水。

参考文献:

- 陈东杰, 夏霆, 张旭, 等, 2023. 城市污泥脱水预处理技术研究进展[J]. 南京工业大学学报(自然科学版), 45(1): 12-23.
- 柳金秋, 2023. 水热改性对煤化工污泥束缚水性能的影响研究[J]. 煤化工, 51(3): 120-123.
- 罗晓, 郑向阳, 赵丛丛, 等, 2018. A/O 工艺中污泥浓度对微生物群落结构的影响[J]. 中国环境科学, 38(1): 275-283.
- 马尔妮, 王望, 李想, 等, 2017. 基于 LFNMR 的木材干燥过程中水分状态变化[J]. 林业科学, 53(6): 111-117.
- 马切切, 袁林江, 牛泽栋, 等, 2021. 活性污泥微生物群落结构及与环境因素响应关系分析[J]. 环境科学, 42(8): 3886-3893.
- 王杰, 彭永臻, 杨雄, 等, 2016. 温度对活性污泥沉降性能与微生物种群结构的影响[J]. 中国环境科学, 36(1): 109-116.
- 荀锐, 王伟, 乔玮, 2009. 水热改性污泥的水分布特征与脱水性能研究[J]. 环境科学, 30(3): 851-856.
- 于晓, 李衍博, 张文哲, 等, 2018. 化学调理法改善污泥脱水研究进展[J]. 工业水处理, 38(11): 1-6.
- 张恩华, 戴幼芬, 肖勇, 等, 2017. 还原 Cr(VI) 的混菌胞外聚合物和细菌群落结构分析[J]. 中国环境科学, 37(1): 352-357.
- 张萌, 赵亚妮, 张李凌, 等, 2022. 高海拔地区与低海拔地区污水处理系统中微生物群落特征分析对比[J]. 环境工程, 40(3): 66-73.
- 赵鹏, 王刚, 寇丽红, 等, 2023. 气化灰渣浮选精炭制备活性炭的研究[J]. 燃料化学学报(中英文), (8): 1193-1200.
- CAO B, ZHANG T, ZHANG W, et al, 2021. Enhanced technology based for sewage sludge deep dewatering: A critical review[J]. Water Res, 189: 116650.
- FENG J, ZHANG Q, TAN B, et al, 2022. Microbial community and metabolic characteristics evaluation in start-up stage of electro-enhanced SBR for aniline wastewater treatment[J]. J Water Process Eng, 45: 102489.
- KOPP J, DICHTL N, 2000. Prediction of full-scale dewatering results by determining the water distribution of sewage sludges[J]. Water Sci Technol, 42(9): 141-149.
- KOPP J, DICHTL N, 2001. Influence of the free water content on the dewaterability of sewage sludges[J]. Water Sci Technol, 44(10): 177-183.
- LI Y, WANG Y, LIN Z, et al, 2018. A novel methanotrophic co-metabolic system with high soluble methane mono-oxygenase activity to biodegrade refractory organics in pulping wastewater[J]. Bioresour Technol, 256: 358-365.
- MAO H, WANG F, MAO F, et al, 2016. Measurement of water content and moisture distribution in sludge by ^1H nuclear magnetic resonance spectroscopy [J]. Dry Technol, 34(3): 267-274.
- SHI J, HUANG W, HAN H, et al, 2021. Pollution control of wastewater from the coal chemical industry in China: Environmental management policy and technical standards[J]. Renew Sustain Energy Rev, 143: 110883.
- WANG H, ZHANG S, WANG J, et al, 2018. Comparison of performance and microbial communities in a bioelectrochemical system for simultaneous denitrification and chromium removal: Effects of pH[J]. Process Biochem, 73: 154-161.
- WU B, NI B J, HORVAT K, et al, 2017. Occurrence state and molecular structure analysis of extracellular proteins with implications on the dewaterability of waste-activated sludge[J]. Environ Sci Technol, 51(16): 9235-9243.
- WU W, LI X, ZHOU B, et al, 2023. Impacts of floc breakage on dewaterability of chemically conditioned sludges and implications on practical conditioning strategies [J]. Chem Eng J, 459: 141626.
- XIA Z, WANG W, WANG G, 2019. Study of the crystal structure effect and mechanism during chemical looping gasification of coal[J]. J Energy Inst, 92(5): 1284-1293.
- YAN X, ZHENG S, YANG J, et al, 2020. Effects of hydrodynamic shear stress on sludge properties, N_2O generation, and microbial community structure during activated sludge process[J]. J Environ Manag, 274: 111215.
- YANG A, PENG M, ZHANG G, et al, 2018. Effects of light-oxygen conditions on microbial community of photosynthetic bacteria during treating high-ammonia wastewater[J]. Process Biochem, 72: 137-142.
- YANG C, ZHANG W, LIU R, et al, 2011. Phylogenetic diversity and metabolic potential of activated sludge microbial communities in full-scale wastewater treatment plants[J]. Environ Sci Technol, 45(17): 7408-7415.
- YUAN D, WANG Y, QIAN X, 2017. Variations of internal structure and moisture distribution in activated sludge with stratified extracellular polymeric substances extraction[J]. Int Biodeterior Biodegrad, 116: 1-9.
- ZHANG L, ZHANG M, YOU S, et al, 2021. Effect of Fe^{3+} on the sludge properties and microbial community structure in a lab-scale A^2O process [J]. Sci Total Environ, 780: 146505.
- ZHANG W, XU Y, DONG B, et al, 2019. Characterizing the sludge moisture distribution during anaerobic digestion process through various approaches [J]. Sci Total Environ, 675: 184-191.
- ZHANG Y, LU G, ZHANG H, et al, 2020. Enhancement of nitrogen and phosphorus removal, sludge reduction and microbial community structure in an anaerobic/anoxic/oxic process coupled with composite ferrate solution disintegration[J]. Environ Res, 190: 110006.
- ZHAO Q, LIU Y, 2016. State of the art of biological processes for coal gasification wastewater treatment[J]. Biotechnol Adv, 34(5): 1064-1072.

(责任编辑 张冰)