

污泥热水解-厌氧发酵系统性能优化研究

但婷星¹, 杨鹏², 宋闯³, 闫旭升⁴, 刘研萍^{4*}

(1. 首都师范大学 生命科学学院, 北京 100048; 2. 北京排水集团科技研发中心, 北京市污水资源化工程技术研究中心, 北京 100124; 3. 辽宁省铁岭生态环境监测中心, 辽宁 铁岭 112000; 4. 北京化工大学 环境科学与工程系, 北京 100029)

摘要:“热水解预处理+厌氧发酵”作为污泥处理的主要技术之一,其规模化工艺优化尤为重要,为此开展了中试规模研究,分析在30 min条件下不同温度(150℃、160℃、170℃和180℃)和160℃条件下不同时间(15 min、30 min、45 min和60 min)的热水解处理对污泥的理化性质及其厌氧发酵产沼气性能的影响。研究表明,污泥经不同温度和不同时间热水解处理后固体物质溶出、流变性能改善、沉降性变好,溶解性固体(DS)含量为原泥的4.6~6.4倍,化学需氧量(COD)溶出率提高21.3%~30%,产沼气提升35%以上,可为热水解预处理工业化应用提供参考。

关键词:热水解;厌氧发酵;污泥减量化;污泥沉降性能

中图分类号: S216.4, X703 文献标志码: A 文章编号: 1000-1166(2023)01-0031-09

DOI:10.20022/j.cnki.1000-1166.2023010031

Study on Pilot-scale Performance Optimization of Sludge Thermal Hydrolysis-anaerobic Fermentation System / DAN Tingxing¹, YANG Peng², SONG Chuang³, YAN Xusheng⁴, LIU Yanping^{4*} / (1. School of life sciences, Capital Normal University, Beijing 100048, China; 2. Science and technology research and development center of Beijing Urban Drainage Group Co Ltd, Beijing 100124, China; 3. Tieling Ecological Environment Bureau, Tieling 112000, China; 4. Department of environmental science and engineering, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China)

Abstract: For the efficient utilization of sludge, the technology of "thermal hydrolysis pretreatment + anaerobic fermentation" has become a common technical means for sludge treatment. In this paper, effects of pretreatment on the physical and chemical properties of sludge and its biogas production were investigated at pilot scale at 30 min-different temperatures (150℃, 160℃, 170℃ and 180℃). In addition, different experiment time such as 15 min, 30 min, 45 min and 60 min at 160℃ were also investigated. The results showed that after treatment by thermal hydrolysis at different temperatures and times, both the rheological properties of sludge and settling property were improved. The DS content was 4.6~6.4 times that of the original sludge, and the COD dissolution rate was increased by 21.3%~30%. The production of biogas increased by more than 35%, which provided a reference for the industrial application of thermal hydrolysis pretreatment.

Key words: thermal hydrolysis; anaerobic fermentation; sludge reduction; sedimentation performance of sludge

近年来,我国污泥的产量逐渐提高,2020年全国年污泥产量约6000万吨(以含水率80%计)^[1]。通常采用好氧堆肥^[2],厌氧发酵,焚烧,热解^[3],土地利用^[4]等方式处理污泥,以达到污泥高效无害化处理和资源化利用的要求。其中污泥用于厌氧消化可以产生富含能量的沼气,同时能使污泥减量化^[5]。经过预处理的污泥能提高其产沼气效率,热

水解就是常用的预处理手段之一^[6]。

随着热水解技术的深入研究和实际工程的陆续开展,在常规厌氧发酵单元的前端开始增设热水解处理单元^[7],以达到改善污泥流变性能,消除水分束缚屏障,提高发酵反应器使用效率^[8],打破厌氧发酵水解限速的目的。因此“热水解预处理+厌氧发酵”技术,成为处理污泥常用技术手段^[9]。污泥

收稿日期: 2022-05-25 修回日期: 2022-07-19

项目来源: 北京市科技计划(Z181100002418017); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07403002-05)。

作者简介: 闫旭升(1996-),男,在读硕士,主要从事固体废物处理与资源化研究等工作。

通信作者: 刘研萍, E-mail: liuypp@buct.edu.cn

热水解的最佳温度为 160℃ ~ 180℃^[10], 王志军^[11]等研究发现污泥经过 170℃ 热水解 30 min 后, 不仅被有效破解, 还使厌氧消化产气量提升 56.58%。

但以往研究中所使用的热水解装置体积多为 1 L 左右, 属于实验室规模, 污泥热水解工业化的工艺参数还需要优化。本文探究了中试规模下, 污泥在不同温度热水解处理过程中物质溶出及理化性质变化规律, 并考察了不同热水解处理条件下污泥厌氧发酵产沼气的性能, 筛选出适用于工业化应用的厌氧发酵的热水解预处理条件。

1 材料与方法

1.1 实验材料

本研究使用的污泥取自北京市 GBD 市政污水再生厂的储存污泥, 该污泥的基本性质如表 1 所示。厌氧发酵所使用的接种泥为前期反应器一致性调整结束后所有反应器出料混匀后的混合发酵出泥, 接种泥的性质见表 2。

表 1 原泥基本性质

指标	含量	指标	含量
TS/%	8	VS/TS	58.3
TCOD/(mg·L ⁻¹)	78637	SCOD/(mg·L ⁻¹)	3804
C/(%干基)	31.1	H/(%干基)	4.8
O/(%干基)	21.4	N/(%干基)	4.3

表 2 接种污泥基本性质

指标	含量	指标	含量
pH 值	7.24	TS/%	5.23
VS/TS	51.44	SCOD/(mg·L ⁻¹)	3090
碱度/(mg·L ⁻¹)	5155	可溶总氮/(mg·L ⁻¹)	1918
氨氮/(mg·L ⁻¹)	1599	—	—

1.2 实验方法

污泥热水解-厌氧发酵中试系统中, 采用先在中试规模下的热水解预处理, 再进行半连续式中温厌氧发酵, 最后发酵污泥板框脱水, 泥饼外运, 滤液厌氧氨氧化处理的流程。

热水解中试装置如图 1 所示, 是一种结合了热水解和闪蒸反应的反应器, 设计处理污泥 30 kg, 设计工艺为间歇式, 依次进行蒸汽产生—进料—热水解反应—闪蒸反应—工艺气吸收处理—排料—清洗整个操作过程。设定中控程序控制到达热水解反应的温度和达到该温度后的停留时间。

为了探究温度和时间对热水解处理污泥性能的影响, 分别在保温保压 30 min 下 150℃、160℃、170℃ 和 180℃ 温度梯度和 160℃ 条件下 15、30、45 和 60 min 时间梯度下进行污泥的热水解预处理。

厌氧发酵采用含固率为 8% 的热水解污泥, 有机负荷(F/M)为 1:1, 发酵反应器容积 1000 L。采用每日进出料半连续运行方式, 以长期性运行的实验结果来考察不同热水解条件下产沼气性能。反应器外接可读数流量计和取样口。发酵反应器均为半连续间歇进样(每天进出泥 1 次)、连续搅拌系统, 搅拌转速设为 10 rpm。启动阶段进行约为 25 d 的调试, 达到稳定运行之后, 设定温度为 40℃, 水力停留时间(HRT)为 25 d, 开展不同热水解温度、时间对污泥厌氧消化产沼气的研究。



图 1 热水解中试装置

1.3 分析方法

本研究所涉及的所有指标均在各污泥含固率调配至 (8 ± 1)% 条件下测定。总固体(TS)、挥发性固体(VS)、悬浮固体(SS)、溶解性固体(DS)、有机不可溶固体(VSS)、无机不可溶固体(FSS)、有机可溶固体(VDS)、无机可溶固体(FDS)均采用重量法分析, 可溶性化学需氧量(SCOD)和总化学需氧量(TCOD)使用催化氧化法测定, 挥发性脂肪酸(VFAs)采用气相色谱法测定, 粒径和粘度使用激光粒度仪和 SNB-3 型黏度计测定, 沼气产量采用湿式气体流量计测定, 沼气成分使用 BIOGAS5000 沼气组分分析仪分析。

产沼气潜能: 试验结果利用 Origin9.1 软件运用改进的 Gompertz 模型(公式 1)进行数据分析拟合:

$$P_t = P_m \times \exp \left[- \exp \left(R_m \times \frac{e}{P_m} \times (\lambda - t) + 1 \right) \right] \quad (1)$$

式中: P_t 为 t 时刻的累积沼气产量, mL; P_m 为终点沼气产量, mL; R_m 为最大日产气速率, mL·L⁻¹; λ 为迟滞期, d。

2 结果与讨论

2.1 水解过程中污泥性能变化

2.1.1 固体物质组分变化情况

有机物溶出有利于厌氧发酵产甲烷,在不同热水解温度处理下,污泥固体物质中 DS 变化如图 2、图 3 所示。由图 2、图 3 可知,DS 的比例随温度升高和时间延长而增加,在不同温度热水解处理后,污泥的 DS 含量分别是未处理污泥的 4.66、5.03、5.44 和 6.41 倍;经不同时间热水解处理后,污泥的 DS 含量分别是未处理污泥的 3.64、4.21、4.62 和 4.62 倍。DS 又可分为无机溶解性固体(FDS)和有机溶解性固体(VDS),DS 中的 FDS 和 VDS 比例变化如图 4、图 5 所示。由图可知,在溶解态的固体中,热处理后有机可溶态(VDS/DS)占 95% 以上。在热水解温度达到 180℃ 时,可观察到 FDS 在 DS 中的所占比例提高,这可能是由于该温度下 FDS 总量不变,部分 VDS 转化成气体逸出。在 Christopher^[12] 等的研究中表明,随着热水解预处理的温度升高,污泥中的蛋白质分子量下降,同时氨释放量提高。同时在

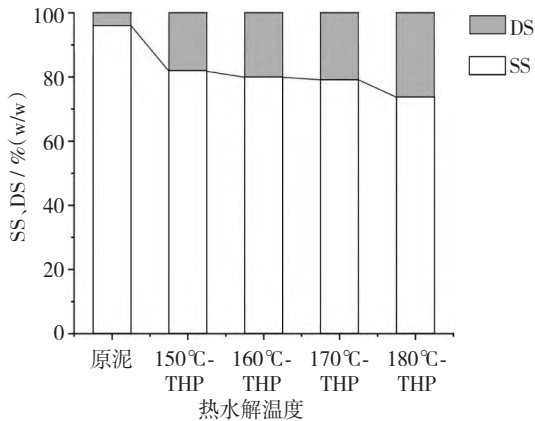


图 2 不同温度热水解处理下污泥可溶和不可溶组成变化

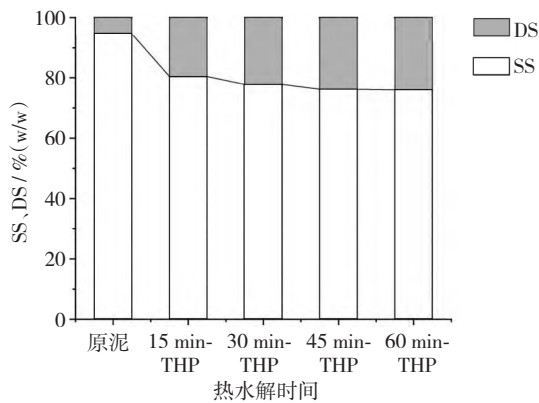


图 3 不同时间热水解处理下污泥可溶和不可溶组成变化

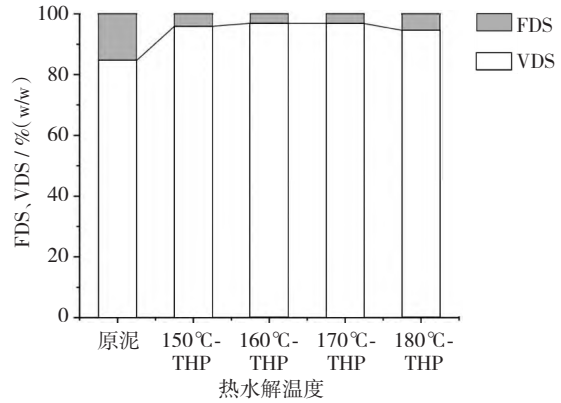


图 4 不同温度热水解处理下污泥 DS 组成变化

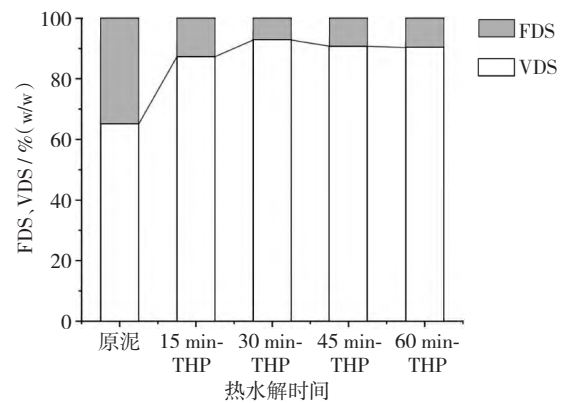


图 5 不同时间热水解处理下污泥 DS 组成变化

相同温度热水解条件下,随着热水解时间的延长 VDS 占比变化不大,并且在 30 min 后出现轻微下降,表明改变热水解温度是有机物溶出的主要影响因素。

污泥总固体 TS 中的 SS 可分为有机态(VSS)和无机态(FSS),其中污泥有机物主要贡献来自于 VSS^[13]。污泥中 SS 的组分变化情况如图 6、图 7 所示,由图可知,VSS 浓度随着热水解温度的升高而降低,随着 VSS 的溶解,VDS 不断增大。污泥中物质组成的变化情况如图 8、图 9 所示,可以观察到污泥中的物质从固态向可溶态的转化随着温度的升高和时间的延长而增加,并且 FSS 所占的比例有所增加,这可能是由于 FSS 主要包括与有机物结合的 Ca、Mg、K、Cl 等金属元素,钙、铁和铝的沉淀物以及沙砾等^[14]。随着热水解的温度升高,VSS 转化为 VDS,部分 VDS 进一步转化成气体逸出,导致 TS 轻微下降。而 FSS 在高温中也难以降解,总量几乎不变,所以在 TS 中的所占比例提高。

2.1.2 COD 变化情况

污泥中 COD 含量可以表征其有机物的含量水平;TCOD 为污泥匀浆后测得的总 COD,SCOD 为离

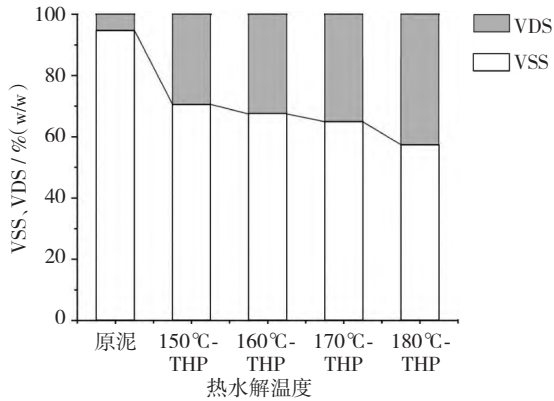


图6 不同温度热水解处理下污泥有机态物质组成的变化

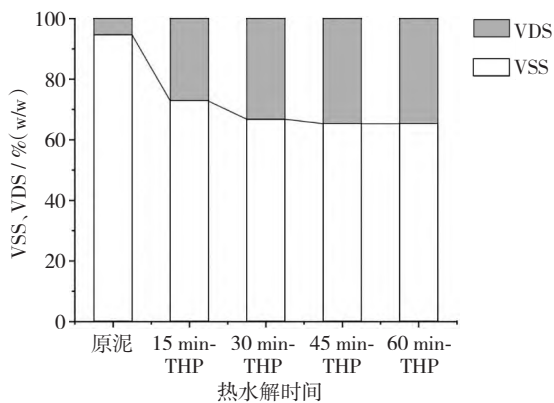


图7 不同时间热水解处理下污泥有机态物质组成的变化

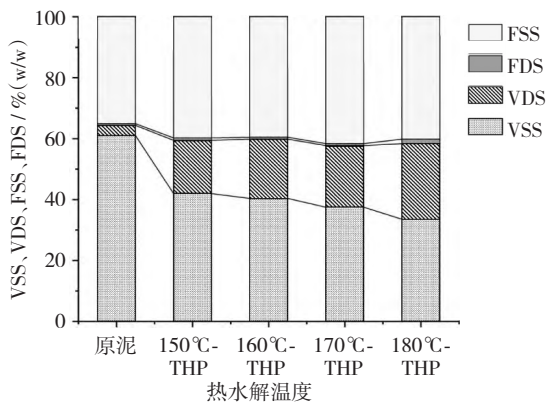


图8 不同温度热水解处理下污泥固体物质各组分变化

心滤液的COD含量。图6中COD溶出率采用公式2表征^[7]：

$$COD_{\text{溶出率}} = \frac{TCOD - SCOD}{TCOD} \times 100\% \quad (2)$$

SCOD的增加,COD溶出率的提高可以反映有机物溶解和释放至液相的程度^[15],污泥中SCOD含量变化和COD的溶出情况分别如图6、图7所示,由图10~图13可知,在150°C~180°C热水解处理下,SCOD含量相比于未热水解污泥4705 mg·L⁻¹依次

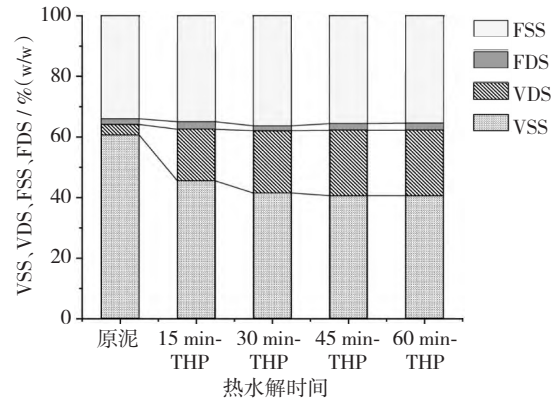


图9 不同时间热水解处理下污泥固体物质各组分变化

增加19355、24435、26995和27025 mg·L⁻¹,COD溶出率分别为26.32%、30.21%、33.12%、35.18%;在15~60 min热水解处理下,SCOD含量相比于未热水解污泥依次增加21370、22370、24160和25970 mg·L⁻¹,COD溶出率分别为26.10%、27.19%、27.72%、28.88%。随热水解温度升高,热水解时间延长,DS中VDS的所占比例有所提高,有机物溶出效果增强,有利于后续厌氧发酵直接利用,同文献报道一致^[16],其中热水解温度的增加能够显著提高SCOD。此外,研究发现^[17]当热水解温度高于190°C时,SCOD含量下降,可能与过高温下有机组分挥发增加以及溶解的有机组分较多水解为CO₂、H₂S等气体随热水解工艺气体逸散有关^[18]。

2.1.3 毛细吸收时间CST变化情况

毛细吸收时间CST可以表征污泥的脱水性能,测定结果往往受测试温度影响,本试验测试时各样品均使用水浴维持在40°C左右。如图14、图15所示,随热水解温度升高CST值显著变小,热水解温度从150°C增加到180°C,对应的CST分别为1406.7 s、947.3 s、381.1 s和94.7 s;热水解时间从15 min延

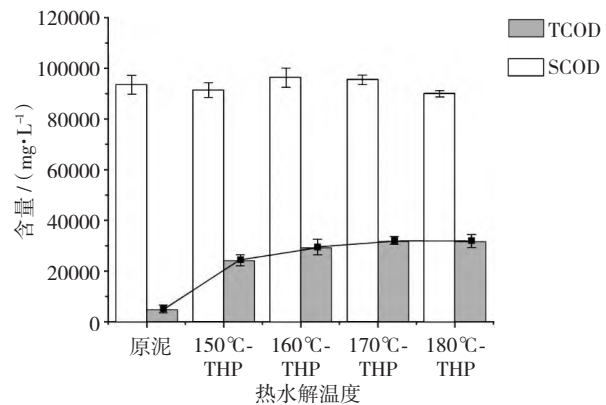


图10 不同温度热水解处理下污泥COD含量

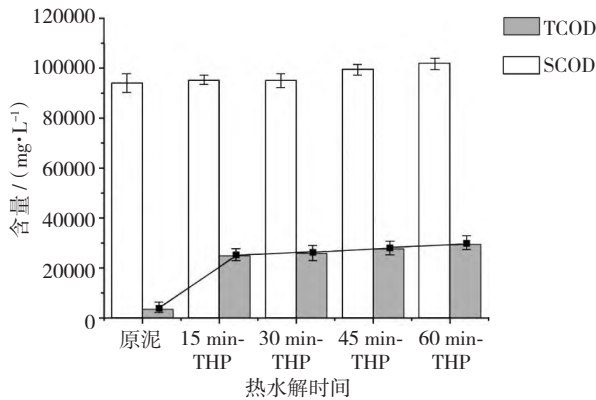


图 11 不同时间热水解处理下污泥 COD 含量

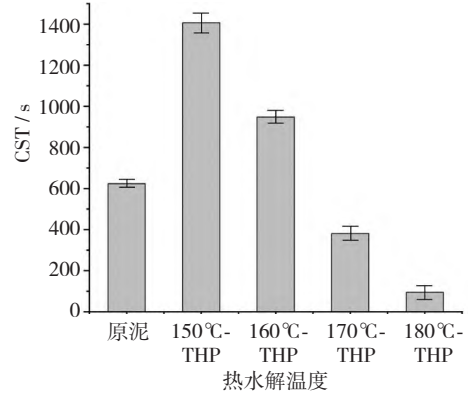


图 14 不同温度热水解处理下污泥 CST 变化

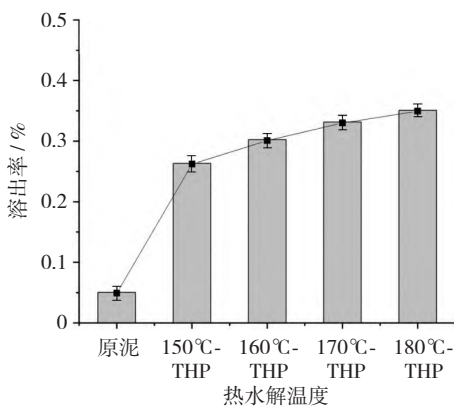


图 12 不同温度热水解处理下污泥 COD 溶解情况

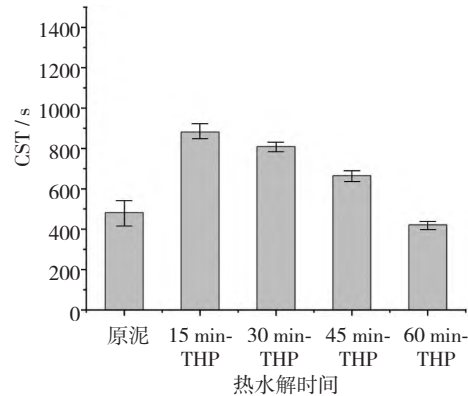


图 15 不同时间热水解处理下污泥 CST 变化

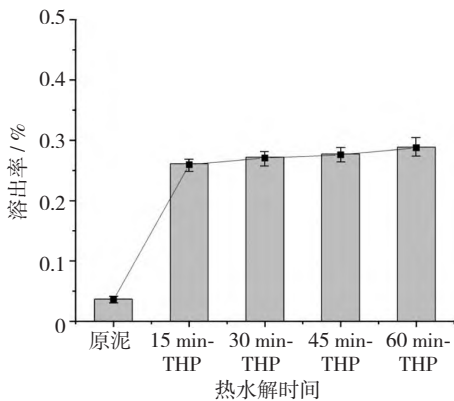


图 13 不同时间热水解处理下污泥 COD 溶解情况

长至 60 min, 对应的 CST 分别为 881.7 s、808.9 s、664.6 s 和 421.1 s; 热水解温度仍然是造成 CST 降低的主要因素。在高温高压过程中污泥颗粒相形态剧烈变化, 细胞破碎; 絮体解体、胶体结构和胞外聚合物破坏, 打破胞内结合水屏障和胞外保水特性, 自由水比例大大增加, 使热水解污泥的 DS 提高, COD 溶出率提高, 脱水性能改善, 这与荀锐^[19]等研究一致。

2.1.4 粘度和粒径的变化情况

随温度升高和时间延长, 絮体解体、细胞破碎, EPS、蛋白、脂质、糖等溶解, 大分子物质进一步水解为小分子, 污泥状态稀化, 固体物质分布相对均匀, 污泥粘度降低。如图 16、图 17 所示, 污泥的粘度随温度升高和时间延长持续降低。原泥粘度约为 2500 mPa·s, 不同温度处理条件下热水解污泥粘度依次为 322.6、39.4、27.7 和 17.3 mPa·s, 不同时间处理条件下粘度依次为 54、44.5、38.7 和 29.9 mPa·s, 当热水解温度大于 150℃ 时粘度大幅降低, 而当温度高于 160℃ 时, 粘度降幅变小; 在同样热水解温度下, 随着热水解时间延长粘度变化相对较小; 同时也可以看到, 相较于热水解时间, 热水解温度是污泥粘度大幅降低的主要因素。

随着反应温度增加, 固体颗粒逐渐分解变小, 污泥流动性和混合均匀性增加, 有利于物料输送^[20]。对比粘度和粒径变化(见图 18)可知热水解过程显著增加了物质的溶出效果, 原泥粒径 d_{90} 和 d_{50} 分别为 2495 和 73 μm , 而不同温度处理后的热水解污泥 d_{90} 和 d_{50} 分别为 73.16 μm 和 15.25 μm 、79.69 μm

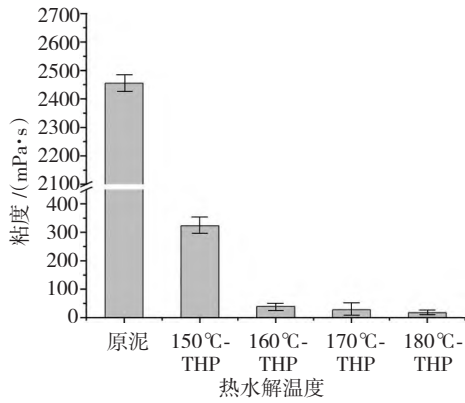


图 16 不同温度热水解处理下污泥粘度变化

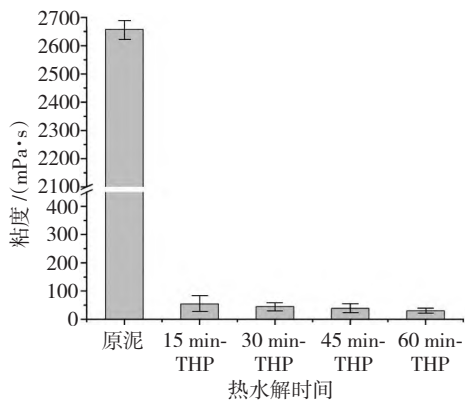


图 17 不同时间热水解处理下污泥粘度变化

和 11.95 μm、73.73 μm 和 6.84 μm、72.5 μm 和 8.49 μm, 粒径大幅降低。热水解后污泥大量溶解和水解, 污泥粒径大大减小, 热水解污泥粒径 d_{90} 随热水解温度升高变化并不明显, 而污泥粒径 d_{50} 在热水解温度到达 180℃ 时稍有升高, 由此可见 170℃ 可能是污泥热水解的最适温度。

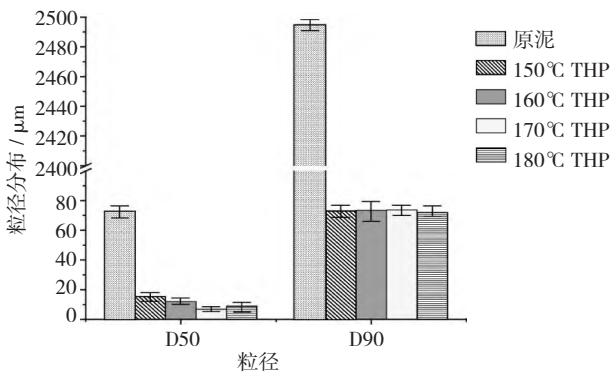


图 18 不同温度热水解处理下污泥粒径变化

2.1.5 沉降性能改善

污泥的沉降性受温度影响较大, 在实际工程中, 经过热水解预处理的污泥在稀释后直接进入厌氧发

酵工段, 从热水解浆化至发酵进料, 污泥始终维持较高温度且与外界环境完全隔绝, 为更好模拟实际工程, 沉降性测定采用高 1.5 m, 高径比约为 10, 容积为 30 L 的透明有机玻璃的圆柱体容器, 从高到低分布 10 个取样阀门, 固液分界面高度直观, 并保持热水解污泥温度 35℃ 以上。

试验结果如图 19 所示, 热水解对污泥沉降性改善幅度随温度升高而提高, 且热水解对污泥沉降性随含固率降低而改善。在 4%、6% 含固率条件下, 热水解污泥固液分界面在 160℃ 时为 95%、99%, 170℃ 时为 57%、72%, 180℃ 时为 50%、66%; 热水解过程使得污泥絮体解体, 颗粒破碎, 物质溶出水解, 结合水释放, 粒径减小脱水性和沉降性将会改善, 这对于后续的厌氧发酵产沼气过程至关重要。

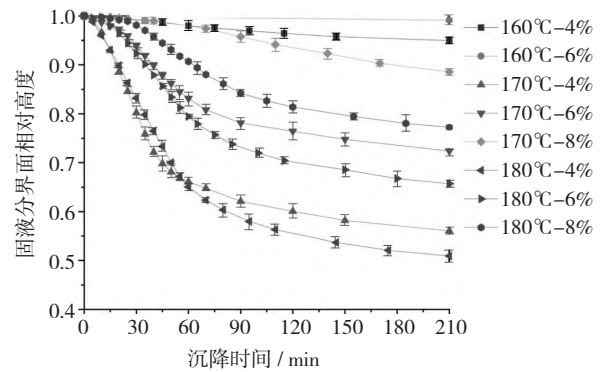


图 19 不同温度热水解处理下污泥沉降性变化

综上所述, 在热水解预处理的过程中, 随着热水解温度的提高, 热水解时间的延长, 污泥中的 DS、VDS 所占比例提高, COD 溶解率增加, 污泥粒径减小, 脱水性能和沉降性能得到改善。在该过程中, 当热水解时间 ≥ 30 min 时, COD 溶出率、VDS 所占比例差异不明显; 当温度 ≥ 170 ℃ 时, COD 溶出率、沉降性能并没有显著变化, 且污泥粒径 d_{50} 稍有升高, 由此可见 170℃ 30 min 时可能是污泥热水解的最适条件。

2.2 厌氧消化性能分析

2.2.1 有机物水解产物分析

图 20、图 21 所示为不同热水解条件处理下污泥的 VFAs 变化情况对比。当热水解控制在相同温度下, 污泥中 VFA 浓度会随着热水解时间的延长而增大^[21], 但随着时间持续延长 VFA 增幅却不大, 说明当有机物初步水解生成 VFA 后会马上被继续水解^[22-23], 所生成的 VFA 含有较高的水解速率, 与王治军^[5]等的研究结果一致。从热水解污泥的有

机物水解情况仍可以看出,在热水解对污泥的有机质进一步水解改性效果方面,热水解温度是主要因素^[24]。

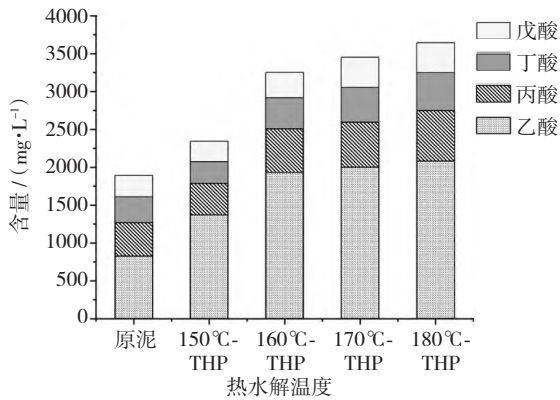


图 20 不同温度热水解处理下污泥 VFAs 变化

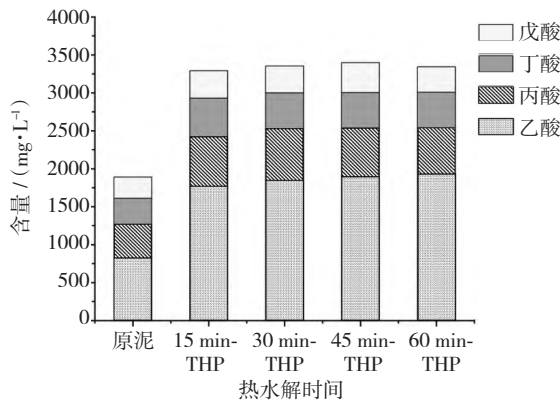


图 21 不同时间热水解处理下污泥 VFAs 变化

2.2.2 产沼气性能拟合分析

通过对不同温度处理的热水解污泥进行产气性能对比,评估不同热水解条件对污泥厌氧发酵性能的影响。

不同热水解温度处理后的污泥进行厌氧发酵产沼气的拟合结果如图 22 和表 3 所示,不同物料累积产气量随着时间增加和有机物消耗逐渐趋于稳定值,同时随着热水解温度提高累积产气量也在增加,170℃热水解污泥累积产气量最高,稳定于 600 L·kg⁻¹VS,产气相比于未处理污泥提升 35% 以上。150℃热水解条件对产气提升不大,180℃时可能由于在较高温度下发生的美拉德反应生成了部分难以被生物降解的物质,使得产气效果反而低于 170℃。热水解温度条件对污泥的改性效果存在一个适宜的温度范围,即 150℃ ~ 170℃。

2.2.3 厌氧发酵半连续式试验

采用半连续式厌氧发酵试验,以长期性运行的

表 3 产气拟合结果

试验组	未处理	150℃-THP	160℃-THP	170℃-THP	180℃-THP
P_m / mL	410.680	417.210	471.350	587.330	570.550
R_m / (mL·L ⁻¹)	73.120	98.230	116.180	108.030	104.950
λ / d	2.180	2.050	2.110	1.900	2.700
R^2	0.995	0.994	0.997	0.994	0.997

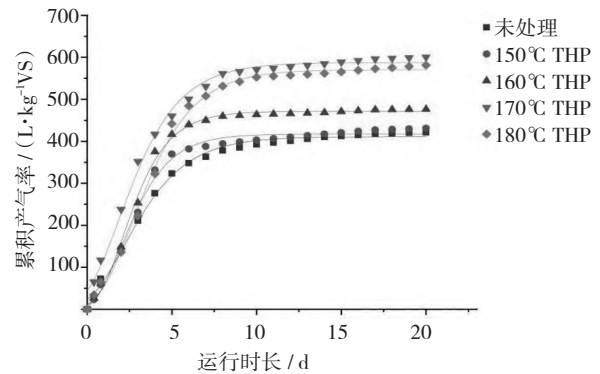


图 22 不同温度热水解的污泥累计产气拟合图

试验结果来考察不同热水解条件下产沼气性能。

如图 23、图 24 所示为不同热水解温度、时间处理条件下各物料产气率的变化情况。选择运行相对稳定阶段的产气数据进行分析,当热水解温度从 150℃提高到 170℃时,随着热水解温度的增加,消化产气率均逐渐增加。当温度超过 170℃之后,进一步提高热水解温度,产气率出现下降趋势。相较于原泥直接消化,污泥经过 150、160、170 和 180℃热水解后,分别增加 32%、47%、51% 和 44%。随着热水解时间延长,污泥消化产气率逐渐增加。然而,热水解反应时间超过 30 min 后,进一步延长热水解时间对污泥消化产气的提升效果影响不明显。相较于原泥直接消化,15、30、45 和 60 min 热水解时间条

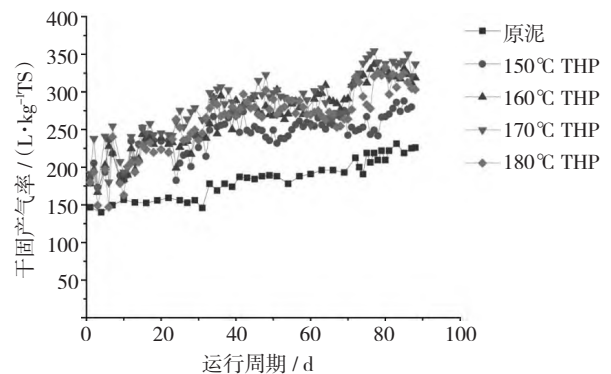


图 23 不同温度热水解污泥的产气率

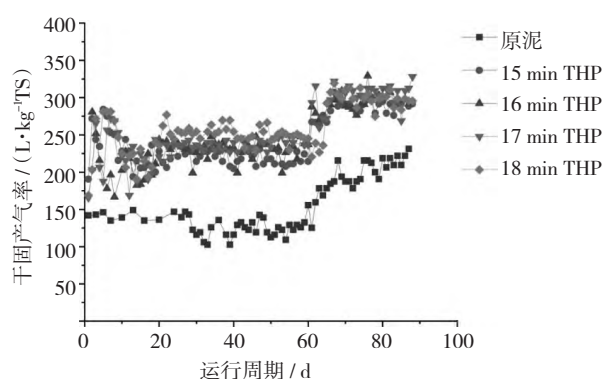


图 24 不同时间热水解污泥的产气率

件下,产气率分别增加了 49%、53%、58% 和 59%。

3 结论

本研究探究了中试规模下,热水解处理过程中污泥理化性质的变化以及其厌氧发酵产沼气的的能力。随着热水解温度升高与热水解时间的延长,改性效果越来越明显。

在热水解预处理过程中,污泥在不同时间和不同时间热水解处理下固体物质溶出、流变性能改善、沉降性变好,DS 含量为原泥的 4.6 ~ 6.4 倍,COD 溶出率提高 21.3% ~ 30%,污泥粒径 d_{90} 和 d_{50} 分别为原泥的 2.9% ~ 3.2% 和 9.4% ~ 20.8%,在 4% 含固率条件下,沉降性能为原泥的 50% ~ 95%。经过热水解预处理,污泥性能明显改善,得到优化后的工艺参数。

热水解预处理后的污泥厌氧发酵产沼气性能也得到提高。相比于原泥,经过预处理后产气提升 35% 以上,结合物质溶出效果、理化性质改变、沉降性改善以及产沼气释放性能,选定 170°C 时 30 min 为热水解处理条件。

参考文献:

[1] 王琳,李德彬,刘子为,等. 污泥处理处置路径碳排放分析[J]. 中国环境科学,2022(5): 422-430.
 [2] Li W W, Han Z L, Sun D Z. Preparation of sludge-based activated carbon for adsorption of dimethyl sulfide and dimethyl disulfide during sludge aerobic composting [J]. Chemosphere, 2021, 279: 130924.
 [3] Teoh S K, Li L Y. Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a lifecycle assessment (LCA) perspective [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 247: 119495.

[4] 张杞蓉,普晓晶. 中国城市污水厂污泥处置现状研究 [J]. 环境科学与管理, 2015, 40(04): 86-89.
 [5] Xue Y G, Liu H J, Chen S, et al. Effects of thermal hydrolysis on organic matter solubilization and anaerobic digestion of high solid sludge [J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 264: 174-180.
 [6] Nguyen V K, Chaudhary D K, Dahal R H, et al. Review on pretreatment techniques to improve anaerobic digestion of sewage sludge [J]. Fuel, 2021, 285: 119105.
 [7] Deovs P, Haddad M, Carrere H. Thermal Hydrolysis of Municipal sludge: Finding the Temperature Sweet Spot: A Review [J]. Waste and Biomass Valorization, 2021, 12(5): 2187-2205.
 [8] Dwyer J, Starrenbury D, Tait S, et al. Decreasing activated sludge thermal hydrolysis temperature reduces product colour, without decreasing degradability [J]. Water Research, 2008, 42(18): 4699-4709.
 [9] Akbar R M, Khan M F S, Qian L, et al. Degradation of Polyacrylamide (PAM) and methane production by mesophilic and thermophilic anaerobic digestion: Effect of temperature and concentration [J]. Frontiers of Environmental Science Engineering, 2020, 14(6): 75-85.
 [10] Barber W P F. Thermal hydrolysis for sewage treatment: A critical review [J]. Water Research, 2016, 104: 53-71.
 [11] 王治军,王伟. 热水解预处理改善污泥的厌氧消化性能 [J]. 环境科学, 2005(01): 68-71.
 [12] Wilson C A, Novak J T. Hydrolysis of macromolecular components of primary and secondary wastewater sludge by thermal hydrolytic pretreatment [J]. Water Research, 2009, 43(18): 4489-4498.
 [13] Li J X, Wang L A, Wang L, et al. Exploring the biogas production and microbial community from co-digestion of sewage sludge with municipal solid waste incineration fresh leachate [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2021, 18(4): 901-912.
 [14] Mansour Geoffrion M, Dold P L, Lamarre D, et al. Characterizing hydrocyclone performance for grit removal from wastewater treatment activated sludge plants [J]. Minerals Engineering, 2010, 23(4): 359-364.
 [15] Toutian V, Barjenbruch M, Unger T, et al. Effect of temperature on biogas yield increase and formation of refractory COD during thermal hydrolysis of waste activated sludge [J]. Water Research, 2020, 171: 115383.
 [16] Togrul I T, Pehlivan D. Modelling of drying kinetics of single apricot [J]. Journal of Food Engineering, 2003, 58

- (1): 23 - 32.
- [17] 杨鹏, 李伟, 袁彧, 等. 不同热水解条件下剩余污泥固相组成变化研究[J]. 中国沼气, 2020, 38(04): 13 - 19.
- [18] 宋晓雅, 冯一哲, 左壮, 等. 污泥热水解工艺气治理的探讨[J]. 给水排水, 2020, 56(S1): 488 - 492.
- [19] 荀锐, 王伟, 乔玮. 水热改性污泥的水分布特征与脱水性能研究[J]. 环境科学, 2009, 30(03): 851 - 856.
- [20] 殷逢俊, 陈忠, 陈鸿珍, 等. 污泥在水热反应中的颗粒相转变规律及预热堵塞成因分析[J]. 环境化学, 2017, 36(06): 1255 - 1261.
- [21] Shanableh A, Jomaa S. Production and transformation of volatile fatty acids from sludge subjected to hydrothermal treatment[J]. *Water Science and Technology*, 2001, 44(10): 129 - 135.
- [22] Wainaina S, Awasthi M K, Horvath I S, et al. Anaerobic digestion of food waste to volatile fatty acids and hydrogen at high organic loading rates in immersed membrane bioreactors[J]. *Renewable Energy*, 2020, 152: 1140 - 1148.
- [23] Wang M L, Li R Y, Zhao Q. Distribution and removal of antibiotic resistance genes during anaerobic sludge digestion with alkaline, thermal hydrolysis and ultrasonic pretreatments[J]. *Frontiers of Environmental Science Engineering*, 2019, 13(3), DOI:10.1007/S11783-019-1127-2.
- [24] Zhang T, He X Y, Deng Y X, et al. Swine manure valorization for phosphorus and nitrogen recovery by catalytic-thermal hydrolysis and struvite crystallization[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 729: 138999.