

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.18.014

城市污泥好氧发酵工程关键设计参数发酵周期探讨

蔡璐^{1,2}, 陈俊³, 冯昊⁴

(1. 宁波市危险化学品应急救援研究中心, 浙江 宁波 315000; 2. 宁波大学 土木与环境工程学院, 浙江 宁波 315211; 3. 北京合清环保技术有限公司, 北京 100192; 4. 宁波市土壤和固体废物污染防治研究中心, 浙江 宁波 315012)

摘要: 发酵周期是决定城市污泥好氧发酵工程能否达到预期运行效果的关键设计参数,也是影响工程占地面积和工程造价的重要参数。从脱水减量化、高温无害化、稳定腐熟化等角度,结合发酵产物用途、标准要求 and 工程实践,探讨适宜的好氧发酵周期,为工程设计提供借鉴。研究表明,至少15 d的主发酵周期才能达到脱水减量化和无害化部分指标要求。若产物用于焚烧,主发酵周期可设为15 d;若用于土地改良,主发酵周期至少设为20 d;若进行农林地利用,建议主发酵后接续后腐熟,全周期至少设为30 d。因此,在工程实践中,主发酵周期至少设为15 d,后腐熟时间可根据产物用途设为5~15 d或更长。

关键词: 污泥; 好氧发酵; 堆肥; 干化; 发酵周期; 腐熟

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** B **文章编号:** 1000-4602(2022)18-0072-06

Discussion on Key Design Parameter of Municipal Sludge Aerobic Fermentation Project: Fermentation Cycle

CAI Lu^{1,2}, CHEN Jun³, FENG Hao⁴

(1. Ningbo Hazardous Chemicals Emergency Rescue Research Center, Ningbo 315000, China; 2. School of Civil and Environmental Engineering, Ningbo University, Ningbo 315211, China; 3. Beijing Heqing Environmental Technology Co. Ltd., Beijing 100192, China; 4. Ningbo Solid Waste Management Center, Ningbo 315012, China)

Abstract: Fermentation cycle is a key design parameter that determines whether the municipal sludge aerobic fermentation project can achieve the expected performance, and also an important parameter that affects the project footprint area and construction investment. From the aspects of dehydration reduction, microbial inactivation and maturity, the suitable aerobic fermentation cycle was discussed based on the product applications, standard requirements and engineering practices, which aimed to provide reference for engineering design. The main fermentation cycle to meet part of the dehydration reduction and microbial inactivation index requirements should be at least 15 days. If the product was used for incineration, the main fermentation cycle could be set to 15 days, and at least 20 days for soil conditioner. If the product was used as fertilizer in farmland or forestland, it was recommended that the whole cycle of main fermentation and subsequent maturity should be at least 30

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52070102); 浙江省公益技术研究计划项目(LGF20E080011)

通信作者: 蔡璐 E-mail: cailu@nbu.edu.cn

days. In engineering practice, the main fermentation cycle should be at least 15 days, and the maturity cycle could be set to 5–15 days or longer depending on the use of the product.

Key words: sludge; aerobic fermentation; composting; drying; fermentation cycle; maturity

城市污泥是市政污水处理过程中产生的有害废弃物,其产量大、含水率高、成分复杂,若不妥善处理,会给环境造成严重的二次污染^[1]。好氧发酵技术是城市污泥处理的重要方式,在氧气充足的条件下,微生物将有机物分解产生热量,使发酵堆体升温,同步实现水分脱除、病原微生物灭活和腐殖化,达到污泥减量化、稳定化、无害化和资源化利用的目的^[2]。发酵周期是决定好氧发酵工程占地的一个重要参数,也是重要的经济指标。若采用相同工艺处理同类发酵物料,在同等环境和工况条件下,发酵周期较长时,腐熟程度通常较高,但占地面积也较大,工程造价较高。例如,以物料腐熟和稳定化作为工艺目标的堆肥工程,发酵周期较长,一般为30 d以上,有的甚至达到数月;近年建设的好氧发酵工程,增加了机械化和自动化控制手段,提高了发酵效率,发酵周期有所缩短,并且进一步拓展了发酵产物肥料化利用以外的出路方向,根据产物用途,周期可设为15~30 d不等。

笔者从脱水减量化、高温无害化、腐熟稳定化等角度,结合发酵产物用途和近年来的工程实践,探讨适宜的好氧发酵周期,为工程设计提供借鉴。

1 好氧发酵进程

完整的好氧发酵周期可划分为升温期、高温期、降温期和后腐熟期四个阶段。

升温期为好氧发酵的第一阶段,是指污泥与辅料混合均匀进入发酵构筑物后,微生物开始降解有机质产生热量,堆体温度由室温升至50℃的时期,通常持续1~3 d。

高温期为好氧发酵的第二阶段,是指堆体温度高于50℃的时期,通常持续5~10 d。高温期是结合水释放、自由水蒸发、有机质降解的高峰期。经过约5 d的高温发酵后,堆体会出现压实、沉降现象,不利于物料的持续、均质降解,此时需对堆体进行匀翻,使得堆体再度蓬松并均匀化。

降温期为好氧发酵的第三阶段,是指堆体历经高温发酵后,温度下降至50℃以下并持续降低至环

境温度的时期,通常持续5~10 d。随着高温发酵的进行,易降解有机质含量明显降低,微生物代谢缺乏有效底物,堆体温度开始下降。翻动堆体或通风曝气可促进脱水,也会加速堆体降温。

后腐熟期为降温期后的延伸阶段,是指难降解有机质进一步降解、不断稳定化且腐殖质增多的时期,根据发酵产物利用途径不同,通常持续一周至数十天时间。在该阶段,应规范堆置发酵产物,可不进行强制通风,腐熟期在10 d以内可不匀翻,若长于10 d,建议每10天翻动1次^[3]。从减少占地面积、提高发酵效率的角度考虑,降温期结束后,可将发酵产物规范转移至后腐熟专用区域,该场地应采取符合国家环境保护标准的防护措施。腐熟陈化可促进产物进一步稳定,利于土地利用。

在工程实践中,结合场地和工况条件需求,可将升温期、高温期和降温期这三个对工艺设施设备有一定要求的时期合并称为主发酵期,该时期的主要目的是实现无害化、减量化以及部分稳定化,主发酵期必须配置鼓风机曝气、翻抛、引风除臭等设施。后腐熟期主要是进一步实现物料稳定化,该时期,易降解有机质已充分降解、含水率可降至40%~50%,不再产生剧烈高温,也不再释放大量臭气,对场地和工况条件的要求可有别于主发酵期。

2 适宜的发 酵周期

2.1 脱水减量化对发酵周期的要求

通常前15天是城市污泥发酵脱水的关键时期,发酵15 d后,脱水速率明显降低。

根据水分结合能态不同,可将发酵物料中的水分分为自由水和结合水。机械脱水后的污泥饼中,结合水比例较高,脱水性能较差。在微生物代谢作用下,发酵物料温度升高、胞外聚合物等有机质组分降解,结合水逐渐释放转化为自由水,改善了脱水性能,但也会产生一部分代谢水(代谢产水量约为实际脱水量的12%~16%)^[4]。好氧发酵过程中通过强制通风和机械翻动等手段提升脱水效率。

城市污泥好氧发酵工程的水分转化规律通常

表现为:第3~10天,堆体温度高于50℃的高温期是物料结合水大量转化为自由水的关键时期,第5~15天,是自由水蒸发离开堆体的关键时期。在结合水转化效率方面,保持足够长的高温期即可有效促进结合水释放,不必刻意强调过高的堆体发酵温度(如70℃以上)^[5-7]。运行良好的污泥好氧发酵工程,发酵物料含水率的一般变化趋势如下:以物料初始含水率为62%计,前5天,由于生物代谢产水,含水率会出现小幅升高;第10天,含水率降至55%~60%;第15天,含水率降至50%~55%;第20天,含水率降至40%~45%;第20~30天,含水率仍会小幅下降至40%左右;30d后,含水率变化不明显^[7-8]。

2.2 实现无害化对发酵周期的要求

对于城市污泥好氧发酵产物的土地利用而言,重点关注的卫生学指标为:蛔虫卵死亡率、粪大肠菌群菌值。污泥土地利用的相关标准均要求产物中的蛔虫卵死亡率为95%以上,粪大肠菌群菌值为0.01以上。蛔虫卵的致死条件为:55~60℃条件下,5~10d死亡。粪大肠菌群的致死条件为:55℃条件下,1h内死亡;60℃条件下,15~20min内死亡^[9-14]。

当发酵堆体温度大于50℃持续10d以上或大于60℃持续5d以上时,可认为达到了实现城市污泥高温无害化的相关卫生要求^[10]。历经高温发酵后,病原微生物丰度显著降低,蛔虫卵致死率达95%以上,病原微生物如弓形菌(*Arcobacter*)、普氏菌(*Prevotella*)、芽枝霉菌(*Blastocladiomycota*)、线虫(*Nematoda*)、孢子虫(*Apicomplexa*)等经高温期灭活,在好氧发酵第20天时未检出^[15]。多组试验证明,在发酵第10天左右,虽已处于高温期若干天,上述病原微生物的相对丰度有所下降,但仍未达到无害化标准^[8,15]。

病原微生物的灭活是污泥无害化处理的重要内容,因此,建议城市污泥好氧发酵设置至少15d的主发酵周期,以充分灭活病原微生物,降低病菌传播风险。

2.3 腐熟稳定化对发酵周期的要求

若将产物进行农林地利用,建议在主发酵期后继续腐熟稳定化,保证腐熟期在内全程至少30d的处理周期,以促进产物的稳定腐殖化^[16]。

稳定化是一个生物氧化过程,包括有机质的矿化和部分腐殖化,在这个过程中,微生物继续降解

有机质,使易降解有机质充分降解,最终成为稳定、可用的有机质,具有一定的腐殖特性,无植物毒性,可有效避免产物在施用过程中产生“烧苗”等不良反应^[17]。未经稳定化的污泥在进行土地利用时,其中的易降解有机质持续发酵会造成地温升高、作物根系缺氧、植物失水甚至死亡。

腐殖化是指发酵物料中的有机物被降解转化、不断形成稳定的腐殖质的过程^[18]。污泥好氧发酵通常会促进木质纤维素降解,其中的富里酸组分被生物降解,形成更多的团聚腐殖质结构,使得腐殖化程度升高,有利于肥效提高。

污泥好氧发酵的有机质降解规律为:以好氧发酵全周期为30d(主发酵20d+后腐熟10d)、采用通风与翻抛相结合的条垛式工程为例,好氧发酵前15天,易降解的部分碳水化合物、脂肪等有机质大量降解;约第20天起,降解速率明显下降,发酵物料中的易降解有机质基本得到了有效降解,达到了部分稳定化。对于较难降解的木质纤维素、蛋白等有机质,其降解伴随着腐殖化过程,约第10天起,发酵物料腐殖化系数明显上升,约第25天起,腐殖化系数增幅减缓,此时腐殖化程度较高^[19]。

因此,主发酵中的高温期可视为有机质的快速降解阶段,主发酵后接续的后腐熟期可视为难降解有机质持续降解、物料进一步稳定腐殖化的阶段。

3 不同利用途径对发酵周期的要求

土地利用是污泥好氧发酵产物的重要出路。按土地利用场所及方式可分为:土地改良、园林绿化、农用和林地利用。若将产物用于土地改良,则好氧发酵应实现脱水减量化、无害化,以及部分稳定化,主发酵周期至少设为20d;若进行农林地利用,则产物还应达到腐熟稳定化,全周期(主发酵+后腐熟)建议至少设为30d(其中,主发酵15~20d)。此外,根据标准要求,土地利用时,产物含水率应达到以下要求:园林绿化利用时<40%,林地利用及农用时≤60%,土地改良(盐碱地、沙化地、废弃矿场土壤)利用时<65%^[5,7-9]。因此,为达到土地利用要求,须设定适宜的发 酵周期,若周期过短,则发酵产物稳定化不足、含水率过高,不利于土地利用。

污泥好氧发酵产物也可作为生物燃料进行焚烧,此时,发酵以脱水干化、提高湿基热值作为主要目的,主发酵周期可设为15d。这是因为发酵15d

左右,含水率可降至50%~55%,能有效解决城市污泥直接焚烧的能量亏损问题^[20]。我国大中型城市的城市污泥干基热值一般处于6 000~20 000 kJ/kg范围,中位数及均值约为12 000 kJ/kg。以干基热值12 000 kJ/kg的城市污泥为例,当其含水率为80%直接焚烧时,焚烧系统净能量理论值为负。当污泥含水率降至50%时,焚烧系统净能量理论值可提高到3 500 kJ/kg以上,可实现自持焚烧^[21]。当污泥含水率降至40%时,焚烧系统净能量理论值升至4 500 kJ/kg以上,此时发酵产物作为生物燃料可提供较高热值。

4 基于工程实例的污泥好氧发酵周期

4.1 已建工程的发酵周期设置

近年来建成的城市污泥好氧发酵工程中部分处理规模>50 t/d且稳定运行的实例的发酵周期见表1。

表1 城市污泥好氧发酵工程实例的发酵周期

Tab.1 Fermentation cycles of aerobic fermentation projects of municipal sludge

工程名称	处理规模/(t·d ⁻¹)	投产时间	主发酵周期/d	后腐熟时长/d	发酵产物处置途径
河南郑州八岗污泥处理厂	600	2008年	21	*	农业、园林绿化等
河北秦皇岛绿港污泥处理厂	200	2009年	20		园林绿化、土壤修复、生物燃料等
河南周口市污泥处理厂	200	2016年	20	10	农业、园林绿化等
海南海口市污泥处理厂	180	2016年	24	10	农业、园林绿化等
贵州兴义市污泥处理厂	100	2017年	20		农业、园林绿化等
山东潍坊市污泥处理厂	600	2017年	22		农业、盐碱地改良等
贵州仁怀市污泥处理厂	55	2018年	20		土壤修复、园林绿化等
河南沈丘县污泥处理厂	60	2018年	21	10	农业、园林绿化等
北京通州河东污泥处理厂	100	2019年	20		农业、园林绿化等
广东清远市污泥处理厂	130	2020年	18		矿山修复、园林绿化等

注: *厂内未设置后腐熟车间,出厂后在异地根据产物用途进行后腐熟,然后再进行土地利用。

由表1可见,这些工程的主发酵周期大多不短于20 d。部分厂区内设后腐熟车间,可满足产物的多种出路需求以及短期贮存要求。另有部分厂区虽未设置后腐熟车间,但运出厂区后在异地进行了后腐熟,然后再进行土地利用。

4.2 基于工程运行安全性对发酵周期的讨论

确定发酵周期应考虑低温季节运行要求。低温季节,堆体升温慢,热量易散失,高温期易滞后,脱水速率较低,为保证良好的处理效果,应设计较长的发酵周期。北方寒冷地区的污泥好氧发酵工程的主发酵周期不应少于20 d^[14]。

确定发酵周期还应考虑污泥量的变化。不同的季节,污水厂的产泥量会出现波动,且冬季的泥量大于夏季,低温季节与高泥量叠加会增加好氧发酵工程的运行难度,为保证工程的稳定运行,建议发酵周期考虑一定的安全系数。

近年来,污泥好氧发酵工程在工艺调控和产物品质方面都有明显提升,但发酵周期的缩减空间有限。在发达国家,以焚烧为最终处置的主发酵周期通常为15 d以上,以土地利用为目的发酵全周期(主发酵+后腐熟)通常为1个月至数月。在国内,污泥好氧发酵工程由起步阶段的人工操作为主发展到如今的机械化运行,主发酵周期依然在20 d左右。因此,应基于生物发酵规律设置周期及相关工艺参数,否则会造成低温难灭菌、产物品质不达标等后果。

4.3 基于工程建设经济性对发酵周期的讨论

工程应用中,综合考虑发酵阶段特征、场地和工况条件需求,主发酵和后腐熟两个阶段可在不同的区域(或构筑物)内完成。主发酵包括升温期、高温期及降温期,该阶段应在封闭的空间内进行,必须配置鼓风机曝气、翻抛、引风除臭等设施。由于物料初始含水量较高,为避免物料压实,堆体高度不宜超过2 m。主发酵区配套设施多,换气除臭量大,工程造价高,该部分的投资约占到整个工程投资的60%~80%。后腐熟区主要是进一步实现物料腐熟稳定化,无须配置鼓风机曝气和翻抛设施,堆体高度可达3 m,换气除臭量也较小,后腐熟区建设成本低于主发酵区。

将发酵区域划分为两个片区分开实施,有利于降低建设成本,但物料在主发酵区的停留时间不得低于15 d。若过度压缩主发酵区容积,将高水分含

量、未充分降解的物料转移至后腐熟区,会导致后腐熟区的设施配置与物料发酵进程不相匹配、发酵产物质量不达标,不仅不能降低工程投资,还会增加工程运行管理的复杂性,提高运行成本。

5 结论

应结合城市污泥好氧发酵产物用途,围绕脱水减量、高温无害化、腐熟稳定化、产物资源化等关键要素,科学设置发酵周期。

从无害化角度考虑,主发酵周期至少设为15 d。若产物作为生物燃料进行焚烧,主发酵周期可设为15 d;若产物用于土地改良,主发酵周期至少设为20 d;若进行农林地利用,建议在20 d的主发酵周期基础上再增加至少10 d的后腐熟期。

在工程实践中,可将发酵区域划分为主发酵区和后腐熟区。主发酵区须配置鼓风机曝气、翻抛、引风除臭等设施,后腐熟区无须配置鼓风机曝气和翻抛设施,换气除臭量也较小。主发酵区停留时间至少设为15 d,后腐熟区停留时间可根据产物用途设为5~15 d。

参考文献:

- [1] 李雄伟, 李俊, 李冲, 等. 我国污泥处理处置技术应用现状及发展趋势探讨[J]. 中国给水排水, 2016, 32(16): 26-30, 35.
- LI Xiongwei, LI Jun, LI Chong, *et al.* Current application situation and development trend of sludge treatment and disposal technologies in China [J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(16): 26-30, 35 (in Chinese).
- [2] LÜ F, SHAO L M, ZHANG H, *et al.* Application of advanced techniques for the assessment of bio-stability of biowaste-derived residues: a minireview [J]. Bioresource Technology, 2018, 248(Part A): 122-133.
- [3] DANON M, ZMORA-NAHUM S, CHEN Y, *et al.* Prolonged compost curing reduces suppression of *Sclerotium rolfsii* [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(8): 1936-1946.
- [4] CAI L, GAO D, CHEN T B, *et al.* Moisture variation associated with water input and evaporation during sewage sludge bio-drying [J]. Bioresource Technology, 2012, 117: 13-19.
- [5] CAI L, CHEN T B, GAO D, *et al.* Influence of forced air volume on water evaporation during sewage sludge bio-drying [J]. Water Research, 2013, 47(13): 4767-4773.
- [6] CAI L, KRAFFT T, CHEN T B, *et al.* Structure modification and extracellular polymeric substances conversion during sewage sludge biodrying process [J]. Bioresource Technology, 2016, 216: 414-421.
- [7] CAI L, CHEN T B, GAO D, *et al.* Time domain reflectometry measured moisture content of sewage sludge compost across temperatures [J]. Waste Management, 2013, 33(1): 12-17.
- [8] CAI L, CHEN T B, GAO D, *et al.* Bacterial communities and their association with the bio-drying of sewage sludge [J]. Water Research, 2016, 90: 44-51.
- [9] 住房和城乡建设部. 城镇污水处理厂污泥处置 土地改良用泥质: CJ/T 291—2008[S]. 北京: 中国标准出版社, 2009.
- Ministry of Housing and Urban-Rural Development. The Disposal of Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plant—Sludge Quality for Land Improvement: CJ/T 291—2008 [S]. Beijing: Standards Press of China, 2009 (in Chinese).
- [10] 卫生部. 粪便无害化卫生要求: GB 7959—2012[S]. 北京: 中国标准出版社, 2013.
- Ministry of Health. Hygienic Requirements for Harmless Disposal of Night Soil: GB 7959—2012 [S]. Beijing: Standards Press of China, 2013(in Chinese).
- [11] 住房和城乡建设部. 城镇污水处理厂污泥处置 园林绿化用泥质: GB/T 23486—2009 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2009.
- Ministry of Housing and Urban-Rural Development. Disposal of Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plant—Quality of Sludge Used in Gardens or Parks: GB/T 23486—2009 [S]. Beijing: Standards Press of China, 2009 (in Chinese).
- [12] 住房和城乡建设部. 农用污泥污染物控制标准: GB 4284—2018 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.
- Ministry of Housing and Urban-Rural Development. Control Standards of Pollutants in Sludge for Agricultural Use: GB 4284—2018 [S]. Beijing: Standards Press of China, 2018 (in Chinese).
- [13] 住房和城乡建设部. 城镇污水处理厂污泥处置 林地用泥质: CJ/T 362—2011 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2011.
- Ministry of Housing and Urban-Rural Development. Disposal of Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plant—Quality of Sludge Used in Forestland:

- CJ/T 362—2011 [S]. Beijing: Standards Press of China, 2011 (in Chinese).
- [14] 住房和城乡建设部. 城镇污水处理厂污泥处理 稳定标准: CJ/T 510—2017 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- Ministry of Housing and Urban-Rural Development. Standard for Sludge Stabilization Treatment of Municipal Wastewater Treatment Plant: CJ/T 510—2017 [S]. Beijing: Standards Press of China, 2017 (in Chinese).
- [15] ZHANG H Y, KRAFFT T, GAO D, *et al.* Lignocellulose biodegradation in the biodrying process of sewage sludge and sawdust [J]. *Drying Technology*, 2018, 36(3): 316–324.
- [16] 王霄, 徐素, 詹俊, 等. 农村有机固废两段式好氧协同堆肥效果分析[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(5): 1708–1715.
- WANG Xiao, XU Su, ZHAN Jun, *et al.* Effect analysis of two-stage aerobic co-composting of rural organic solid wastes [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(5): 1708–1715 (in Chinese).
- [17] 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.
- MA Chuang, JIA Changchang, LI Shaowei, *et al.* Pyrolysis characteristics during sludge aerobic fermentation process [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2016, 25(11): 1795–1799 (in Chinese).
- [18] ZHANG D F, LUO W H, LI Y, *et al.* Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 250: 853–859.
- [19] CAI L, KRAFFT T, CHEN T B, *et al.* New insights into biodrying mechanism associated with tryptophan and tyrosine degradations during sewage sludge biodrying [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 244: 132–141.
- [20] 郝晓地, 陈奇, 李季, 等. 污泥干化焚烧乃污泥处理/处置终极方式[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(4): 35–42.
- HAO Xiaodi, CHEN Qi, LI Ji, *et al.* Ultimate approach to handle excess sludge: incineration and drying [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(4): 35–42 (in Chinese).
- [21] WANG K, WANG Y Y, CHEN T B, *et al.* Adding a recyclable amendment to facilitate sewage sludge biodrying and reduce costs [J]. *Chemosphere*, 2020, 256: 127009.

作者简介:蔡璐(1986–),女,浙江绍兴人,博士,副教授,现任宁波市应急管理局直属单位宁波市危险化学品应急救援研究中心主任,主要从事危险化学品安全监督管理及有机固废资源化利用研究工作。发表论文30余篇,主持承担国家级、省部级项目8项,曾入选“浙江省高校领军人才”“宁波市领军和拔尖人才”,曾获中国科学院院长奖、浙江省环境保护科学技术奖三等奖。

E-mail: cailu@nbu.edu.cn

收稿日期: 2021-06-08

修回日期: 2021-08-23

(编辑:孔红春)

科学防御水旱灾害,有效促进人水和谐