



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202212062 中图分类号 X705 文献标识码 A

金熠, 陈越, 刘树根, 等. 剩余污泥生物干化处理及产物土地利用潜力[J]. 环境工程学报, 2023, 17(5): 1570-1579. [JIN Yi, CHEN Yue, LIU Shugen, et al. The treatment of biological drying for dewatered excess sludge and the potential of land utilization for the products[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(5): 1570-1579.]

## 剩余污泥生物干化处理及产物土地利用潜力

金熠<sup>1</sup>, 陈越<sup>1</sup>, 刘树根<sup>1,✉</sup>, 吕学斌<sup>2</sup>, 刘庆岭<sup>2</sup>, 陈冠益<sup>2,3</sup>

1. 昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650500; 2. 天津大学环境科学与工程学院, 天津 300350; 3. 天津商业大学, 天津 300134

**摘要** 以昆明地区污水处理厂脱水污泥为对象进行生物干化处理, 考察了典型工况条件下污泥干化处理效果, 探究了微生物活性及其有机质代谢, 并对干化处理产物的土地利用潜力进行了评价分析。结果表明, 采用污水厂脱水污泥进行处理时, 混合物料初始含水率以 65% 左右较为适宜, 采用底部间歇曝气+顶部间歇抽风的通风方式, 堆体自热升温至 60 °C 以上, 高温期持续时间长达 30 h; 干化处理 120 h 时, 含水率降低至 50% 以下, 水分净去除率达到 16%。干化进程中, 混合物料中 DOC 质量浓度呈降低趋势, 但 SCFAs 组分及其浓度波动明显。伴随着堆体温度的变化, 常温、中温或嗜热微生物发生更替, 微生物活性及其生化代谢差异明显。干化产物中可溶性磷以及氮钾质量分数均较高, 重金属 Cd、As、Hg 满足 GB4284-2018 B 级标准限值, Cr、Pb 等其他重金属质量浓度满足 A 级标准限值, 种子发芽指数 GI 值高达 90%, 污泥干化产物具备园林绿化、矿山修复等方面土地利用前景。本研究结果可为污水厂污泥处理处置及资源化利用提供参考。

**关键词** 脱水剩余污泥; 生物干化; 水分去除; 土地利用

随着我国城市污水处理能力的日益提升, 污水处理厂的污泥量也急剧增加。目前, 常用的污泥脱水技术包括机械脱水(如离心脱水或带式压滤)或热干化处理, 多数企业采用添加絮凝药剂的方式以提升污泥脱水效果。也有研究采用高温水热处理<sup>[1]</sup>、超声波辅助<sup>[2]</sup>、聚季铵盐调理<sup>[3]</sup>、添加酸碱或强氧化性试剂<sup>[4-6]</sup>等技术以促进污泥絮体中胞外聚合物 EPS 水解, 从而改变污泥中水分分布并减少污泥束缚水含量, 以最终提高污泥过滤与脱水性能。受制于工艺运行成本、工程应用成熟度等因素影响, 该类技术尚未在污泥脱水方面得以大规模推广应用。

生物干化技术最早应用于牛粪干燥处理, 后来逐渐拓展到城市生活垃圾、餐厨垃圾等水分蒸发或有机质稳定化处理<sup>[7]</sup>。采用生物干化技术处理湿有机质废物时, 微生物利用易降解有机物进行好氧代谢, 释放的生物热维持堆体的自热高温状态, 结合强制通风可实现水分的快速蒸发与去除, 整个干化进程受到微生物好氧发酵和强制通风 2 类因素的共同影响<sup>[8]</sup>。湿污泥脱水处理时, 生物干化、热干化、太阳能干化 3 种工艺技术的单位热耗量分别为 178.12、2 800~3 800、90~108 kJ·kg<sup>-1</sup> 水, 生物干化的脱水能耗仅为热干化工艺的 5%~6%, 却是太阳能干化工艺的 1.7~2.0 倍。但太阳能干化处理效果受天气和季节性影响较大、占地面积大等因素约束, 工程实践并不多见<sup>[9]</sup>。污

收稿日期: 2022-12-13; 录用日期: 2023-04-04

基金项目: 科技部“固废资源化”重点研发计划项目(2019YFC1904102); 云南省中青年学术与技术带头人后备人才项目(202105AC160096)

第一作者: 金熠(2002—), 男, 大学本科在读, [jindez4@163.com](mailto:jindez4@163.com); ✉通信作者: 刘树根(1975—), 男, 博士, 教授, [bridgelsg@sina.com](mailto:bridgelsg@sina.com)

泥生物干化具有无需外加热源、水分去除较快、运行成本低等特征，该技术在污泥脱水处理方面日益受到关注。研究表明，物料特性、通风速率、发酵温度等工艺条件明显影响污泥干化效果，采用预处理、干化产物接种等措施可强化生物干化进程<sup>[9-10]</sup>。污水厂污泥具有成分复杂、高粘高湿、富含亲水物质等典型特征，给生物干化进程带来了明显不利影响<sup>[6]</sup>。因此，亟待深入拓展污水处理厂污泥高效脱水的基础研究工作，优化污泥生物干化工艺技术参数，深化干化进程有机质代谢与水热平衡分析，探究水分去除作用机制并对生物干化进程予以调控。

本研究以中高海拔地区污水处理厂脱水污泥为对象进行生物干化处理，优化了干化过程的典型工艺条件，根据堆体含水率、温度变化、有机质转化及代谢等指标阐明了污泥干化进程的特性，并对污泥干化产物的后续利用进行了评价分析，研究成果可为污水厂污泥处理处置及资源化利用提供理论与技术支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 污泥来源

从昆明地区3个污水处理厂(W1、W2、W3)采集二沉池脱水污泥开展系列实验，其中W2污水处理厂在好氧池投加了化学药剂聚合氯化铝PAC以强化除磷效果。二沉池外排剩余污泥时定量添加聚丙烯酰胺PAM，之后采用带式压滤机进行脱水处理，脱水污泥含水率通常为80%左右，挥发性固体物质VS与总固体物质TS的比例通常为51.6%~55.2%，W1等3类污泥典型物化指标如表1所示。

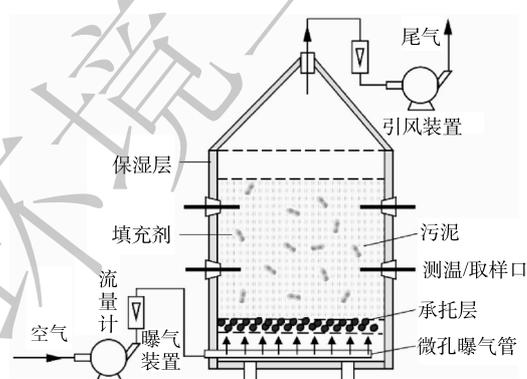
表1 实验所用3类污泥的物化指标

Table 1 Typical physico-chemical index of three types of sludge in the batch experiment

污泥种类	含水率/%	VS/%	干基碳/%	pH	铝/(g·kg <sup>-1</sup> )	污泥状态
W1厂脱水污泥	81.1	10.4	21.6	7.5	69.8	新鲜污泥
W2厂脱水污泥	82.3	9.4	18.9	7.7	78.3	新鲜污泥
W3厂脱水污泥	83.1	8.8	15.3	8.7	68.3	陈旧污泥(堆存120 d)

### 1.2 生物干化装置

污泥生物干化装置如图1所示。仓式反应装置长35 cm、宽28 cm、高45 cm，厢体外壁包覆3 cm厚保温材料以减少热量散失，装置底部设置近1 cm高的陶粒作为承托层。承托层下部隔空层铺设环形微孔曝气管，承托层上部即为待干化处理的污泥混合物料，其装填质量为16~17 kg，置



(a) 干化装置示意图



(b) 干化装置实物图

图1 脱水污泥生物干化装置

Fig. 1 Biodrying device of dewatered excess sludge

于温室大棚内开展对比实验。

### 1.3 实验方案设计

1) 初始含水率与通风方式对污泥干化升温及水分去除影响。利用 W1 污水处理厂脱水污泥 (含水率 81.1%) 与前期污泥干化后的晾晒产物 (含水率约 12%) 均匀混合并将含水率分别调至 70%、65%、60% 和 55%，再按混合料质量的 8% 加入花生壳作为填充剂，后将其装填至污泥干化装置中，启动曝气或抽风系统。通过脱水污泥与污泥干化后晾晒产物 2 者添加比例调配混合物料初始含水率，通风方式设置为底部间歇曝气+顶部间歇抽气。之后，在优化的初始含水率条件下，按照间歇或连续运行模式设置底部曝气、顶部抽气或 2 者组合的通风方式，考察污泥干化进程中水分去除、堆体温度变化等指标变化情况。间歇通风操作时，采取白天曝气/抽气 12 h 而晚上停止 12 h 的交替运行模式。结合垃圾堆肥强制通风<sup>[11]</sup>以及污泥干化前期预实验，采用底部曝气、顶部抽气或 2 者组合的通风方式，底部曝气强度为  $35 \text{ L}\cdot(\text{h}\cdot\text{kg})^{-1}$ ，顶部抽气强度为  $60 \text{ L}\cdot(\text{h}\cdot\text{kg})^{-1}$ 。

2) 污泥成分对干化升温及水分去除影响。取 W1、W2 污水厂的新鲜脱水污泥以及 W3 污水厂脱水污泥堆存 120 d 后的污泥样本开展对比实验，湿污泥与污泥干化后的晾晒产物按 11:3 比例混合，之后添加混合料质量 8% 的花生壳填充剂，制备成初始含水率  $65\%\pm 3\%$  的待处理物料，分别装填至 R1~R3 污泥干化装置中。同样，将 W1 污水厂新鲜脱水污泥与 W3 污水厂脱水污泥堆存 120 d 的厌氧发酵污泥按 1:1 混合，再按本方案相同方法添加污泥干化晾晒产物及花生壳，制备的污泥混合料装填至 R4 生物干化装置中。R1~R4 干化装置均采用底部曝气+顶部抽气相组合的运行方式，间歇通风操作，曝气/抽气的强度分别为 35、 $60 \text{ L}\cdot(\text{h}\cdot\text{kg})^{-1}$ 。

### 1.4 分析测试

干化处理进程中，每天早、中、晚 3 次测定反应装置内堆体温度及环境温度。每隔 24 h 采集不同位置污泥样本，混合均匀后测定物料水分、VS、TS、pH、短链挥发性脂肪酸 (SCFAs) 等指标。参照《生活垃圾化学特性通用检测方法》(CJ/T 96-2013)<sup>[12]</sup>测定污泥样本中有机物质量分数。将污泥样本风干，并进行硝酸浸溶处理<sup>[13]</sup>，之后采用 ICP 仪 (Iris-Advantage1000, 美国) 测定重金属质量浓度。参照《城镇污水处理厂污泥处置 园林绿化用泥质》(GB/T 23486-2009)<sup>[14]</sup>测定污泥干化产物的种子发芽指数 GI，其结果可由 (1) 所示。

$$GI = \frac{A_1 \times A_2}{B_1 \times B_2} \times 100\% \quad (1)$$

式中： $A_1$  为堆肥浸提液中种子的发芽率； $A_2$  为堆肥浸提液培养的种子的平均根长，mm； $B_1$  为去离子水中种子的发芽率； $B_2$  为去离子水培养的种子的平均根长，mm。

按 1:10 质量比将污泥样本添加至蒸馏水中，利用水浴摇床振荡并混合 1 h，于 12 000 g 条件下离心处理 5 min，所得上清液经  $0.45 \mu\text{m}$  滤膜过滤处理并收集滤液用于后续测试。按照《水与废水监测分析方法》<sup>[13]</sup>测定 pH、可溶性磷酸盐等常规指标；采用 TOC 仪 (CD-800S, 杭州启鲲科技公司) 及气相色谱仪 (GC 9790 Plus, 浙江福立仪器公司) 分别检测溶解性有机碳 (DOC) 与 SCFAs<sup>[15]</sup>，测定的乙酸、丙酸等 SCFAs 组分相应折算为 COD 当量质量分数。

将 0.8 g 污泥样本置于 2 mL 离心管中，加入 3  $\mu\text{L}$  由 SYTO 9 荧光核酸染料和碘化丙啶组成的混合物，再加入磷酸盐缓冲液浸泡，于 4  $^{\circ}\text{C}$  条件下避光染色 15 min。用包埋液包埋染色后的样品，将其置于冷冻切片 (Cryotome E, 英国赛默飞公司) 进行 -20  $^{\circ}\text{C}$  冷冻处理，待样品完全冻硬，再以 20  $\mu\text{m}$  的厚度对包埋样品进行切片，将切片样品置于激光共聚焦显微镜 (TCSSP2, 德国徕卡公司) 载玻片上，使用 20 倍物镜观察活菌和死菌的原位分布<sup>[16]</sup>，使用 Image-Pro Plus 6.0 软件进行图像的形态学参数分析。

## 2 结果与讨论

### 2.1 初始含水率与通风方式影响干化升温及水分去除

利用 W1 污水处理厂脱水污泥 (含水率 81.1%) 与前期污泥干化后的晾晒产物 (含水率约 12%) 均匀混合并将含水率分别调至 70.8%、65.4%、60.3%、55.6%。由图 2(a) 可知, 尽管环境温度波动较大且日平均气温差达到 12~15 °C, 但堆体温度仍会在 24~36 h 时期自热升温至较高温度, 之后因有机质质量分数下降而呈现温度回落。初始含水率为 70.8% 时, 污泥混合料最高温度不超过 32.1 °C; 干化处理 120 h 后, 其含水率仍维持在 64.7% 较高水平。而初始含水率为 65.4% 时, 体系自热升温达到 59.2 °C, 其温度维持在 45 °C 以上的高温期时间长达 38 h; 干化处理 120 h 后, 堆体含水率下降至 48.3% (图 2(b)), 含水率降低 17.1%, 水分去除效果明显优于其他干化体系。污泥生物干化处理时, 含水率太高将导致堆体内部过于致密, 影响氧气供给进而阻碍有氧代谢进程及自热升温; 含水率太低时, 微生物难以充分利用污泥中的溶解性有机质, 有氧代谢进程受到抑制。综合分析堆体温度、水分变化, 混合物料初始含水率 65% 左右时有利于污泥生物干化处理。

本研究进一步考察了底部曝气与顶部抽气、间歇曝气与连续曝气等不同通风方式对干化进程中升温与水分去除的影响。由图 2(c) 和图 2(d) 可知, 连续曝气或抽风条件下堆体的温度通常相对较低, 底部间歇曝气、顶部间歇抽风或将二者相结合时, 堆体最高温度可达 63.2 °C, 45 °C 以上的高温期持续时间均不低于 32 h, 最长可达 45 h; 从污泥物料含水率来看, 底部间歇曝气+顶部间歇

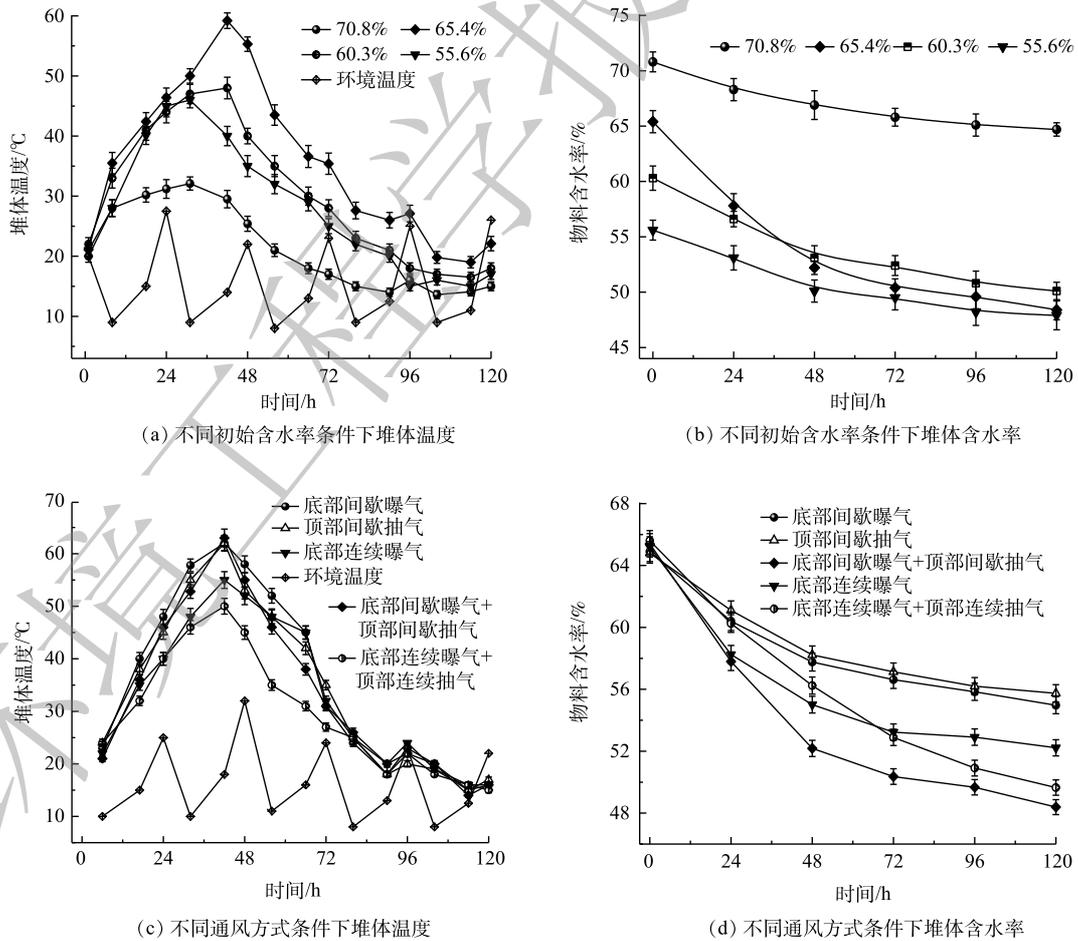


图 2 初始含水率与通风方式影响污泥干化效果

Fig. 2 Effects of initial water content and ventilation patterns on the process of sludge bio-drying

抽风是最适宜的通风方式,干化处理120 h后,含水率从最初的65.4%下降至48.4% (图2(d)),水分净去除量均高于其他通气方式。采用底部连续曝气+顶部连续抽风时,堆体中的水汽被及时带出干化装置<sup>[7]</sup>,其含水率在120 h后也下降至49.7%;然而此条件下干化体系热量散失更快,堆体最高温度只能达到49.3℃,且45℃以上的高温期持续时间只有16 h,不利于污泥中病原微生物的有效杀灭。

## 2.2 污泥成分影响干化效果

有机废物生物干化处理一般会经历升温、高温和降温3个典型阶段<sup>[7]</sup>,物料含水率、堆体温度及高温持续时间是衡量湿有机质生物干化效果的重要指标。由图3(a)所示,混合物料生物干化处理120 h后,R1体系含水率从最初的64.3%下降至48.3%,含水率下降16.0%;尽管日均环境温度不高于14℃,且最低气温有时低至7℃,R1反应器仍可自热升温至59.2℃,堆体温度维持45℃以上的高温期时间达25 h(图3(b))。相比而言,R2与R3体系最高温度均低于36℃,其物料含水率在干化处理120 h后分别为65.1%、61.9%,净下降值分别为1.0%、0.6%。很明显,投加PAC实现强化除磷的脱水污泥(W2污水厂)以及脱水污泥(W3污水厂)较长时间堆存均不利于污泥生物干化处理。前者因混合物料中铝质量浓度已高达 $78.3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 而抑制微生物活性<sup>[18]</sup>,后者因待处理污泥料中易降解有机质质量分数流失严重而导致堆体无法自热升温,无法促使水分从物料内部随气流带出。R4体系启动时,W1污水厂脱水污泥与W3污水厂堆存120 d的湿污泥按1:1混合,干化过

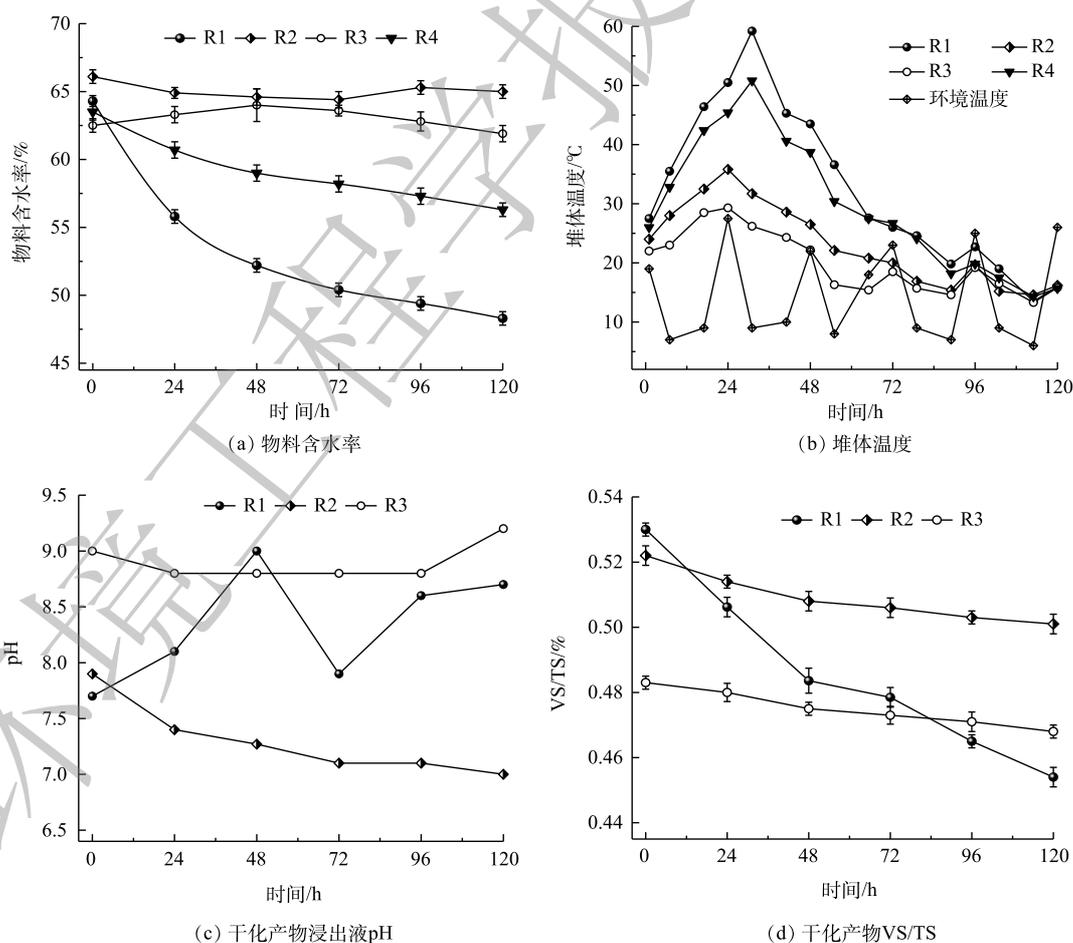


图3 污泥成分对生物干化效果的影响

Fig. 3 Effects of sludge composition on biological drying

程中其自热升温达到 50.8 °C，高温期持续时间为 12.5 h；干化处理 120 h 后，该体系含水率下降至 56.3%。可见，污泥生物干化处理时，维持较高的有机质甚为必要。而在干化后期，有机质有氧代谢产热效果不再明显，堆体温度受外界环境温度变化影响明显。

以 R1~R3 典型体系为对象，将不同时期的污泥样本与蒸馏水按 1:10 比例混合并进行浸提处理。R1 体系中，其初始 pH 为 7.7，其在干化处理 48 h 时上升至 9.0 (图 3(c))，这与该时期堆体温度甚高而导致常温微生物快速衰亡并引起蛋白水解、氨气释放密切相关。干化末期，R1 体系 pH 仍维持在 8.7 的碱性条件。R3 混合物料的浸出液 pH 达到 9.0，这一较高水平碱性环境对微生物的生理活动及底物代谢产生不利影响，加之污泥长期堆存导致易降解有机质质量分数偏低，其堆体温度难以实现自热升温，水分去除率也就不明显。另外，R2 混合物料的浸出液 pH 从初始的 7.9 逐步降低至 7.0，该体系含水率净降低值仅为 0.6%，反映出混合物料铝质量浓度较高不利于污泥生物干化体系的水分去除。

本研究中，R3 混合物料的 VS/TS 低至 48.3%，反映出 R3 体系可利用的有机底物相对不足。干化处理 120 h 后，R1~R3 体系中的 VS/TS 分别下降至 45.4%、50.1%、46.8% (图 3(d))，被利用的有机质总质量分别为 1.29、0.33、0.25 kg。综合污泥干化过程中堆体温度、物料含水率以及 VS/TS 分析，当待干化处理物料中有机质更为丰富时，其有氧代谢释放热量的潜力更大，堆体升温更快、高温期维持时间更长，水分去除也就更为明显；但当干化体系受到不利因素干扰如混合料中铝质量浓度明显偏高时，微生物的有氧代谢受到抑制，堆体难以快速升温并维持高温状态，水分去除率明显偏低。

### 2.3 有机质代谢与微生物活性

1) 含碳组分迁移转化。采用混合物料中浸出液溶解性有机碳 DOC 以及短链挥发性脂肪酸 SCFAs 来反映生物干化进程有机质的代谢及迁移转化。干化进程中，R1~R3 混合物料的浸出液 DOC 质量浓度均呈逐步下降趋势，120 h 后分别为 360、418、332 mg·L<sup>-1</sup>，分别下降了 57.2%、57.0%、53.5% (图 4(a))。R3 较 R1 体系相比，由于其污泥已堆存较长时间，初始污泥混合料中 DOC 相对较低，这与该体系堆体最高温度未超过 30 °C、水分净去除率低于 1% 这一实验结果直接相关。污泥干化处理时，一方面，堆体中有机质在胞外酶作用下发生水解而转化为水溶性有机质<sup>[8]</sup>；另一方面，水溶性小分子有机质被微生物吸收利用并代谢产热，而水溶性大分子物质除降解生成水溶性小分子物质外，还会经过复杂的生化反应历程生成水溶性差的腐殖酸类物质。整体来看，生物干化进程 DOC 均呈降低趋势，这与湿有机质生物干化和堆肥处理的研究结论较为一致<sup>[16, 19]</sup>。

生物干化前期，污泥中底物的有氧代谢促使堆体温度上升，常温或中温微生物溶胞进程逐步

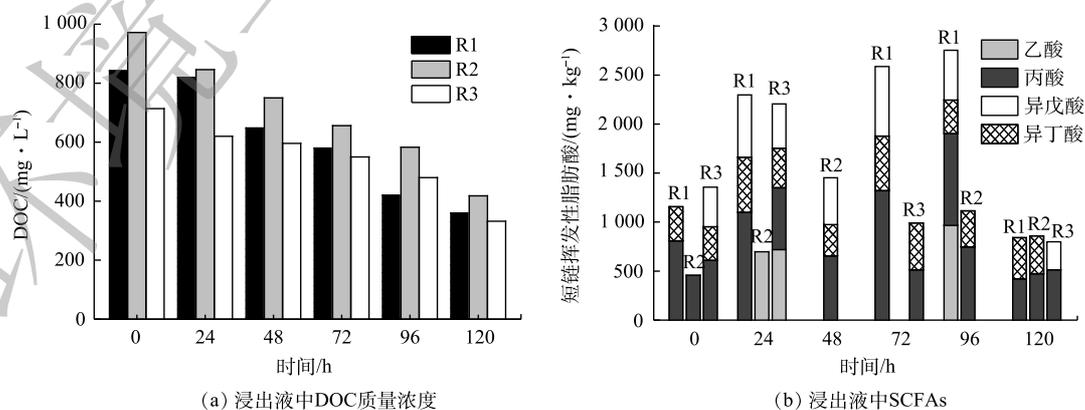


图 4 污泥干化进程中含碳组分

Fig. 4 Variations of DOC and SCFAs during sludge drying

增强<sup>[19]</sup>, 进而导致堆体中可溶性有机质质量分数升高, 受既定供气速率以及高温代谢耗氧量大的影响, 堆体中极易生成并累积 SCFAs (图 4(b))。R1 体系污泥生物干化效果最为突出, 在不同时期均会累积丙酸、异丁酸这类短链脂肪酸组分。R2 体系混合物料初始 VS/TS 虽然也能达到 52.2%, 但 120 h 后有机物去除总量并不特别明显, 该体系 SCFAs 累积量通常低于 R1 体系。对污泥生物干化处理体系而言, 混合物料浸出液中是否累积 SCFAs, 不仅与其产生量相关, 还受到生化代谢进程的明显影响。SCFAs 组分及其质量浓度变化能很好反映湿物料干化进程中有机质降解情况, 与堆体升温、水分去除具有内在密切联系。

2) 微生物活性。以 R1 体系为典型代表, 采用多重荧光标记结合 CLSM 观察污泥干化进程不同温度阶段活菌和死菌分布情况 (图 5)。污泥生物干化系统启动时, R1 体系活菌和死菌的荧光强度分别为 90.5、255 (表 2)。当 R1 体系在 31 h 自热升温至最高温 59.2 °C 时, 尽管 *Ureibacillus*、*Sphingobacterium*、*Pseudoxanthomonas* 嗜热菌 (此处未列出微生物种群丰度测试数据) 快速发展成为优势种群, 但常温与中温微生物开始衰亡、溶胞并释放胞内有机质, 高温阶段活菌与死菌荧光强度均有所下降, 嗜热活菌所占比例上升至 52.5%。生物干化末期, 温度回落至近室温, 污泥干化产物中活菌的荧光强度又显著上升至 54.2, 是死菌荧光强度的 1.54 倍, 这表明嗜温微生物开始再次繁殖。综上所述可知, 污泥生物干化进程随着堆体温度的变化, 常温、中温或嗜热微生物会发生明显更替, 具有活性的微生物类型存在明显差异。

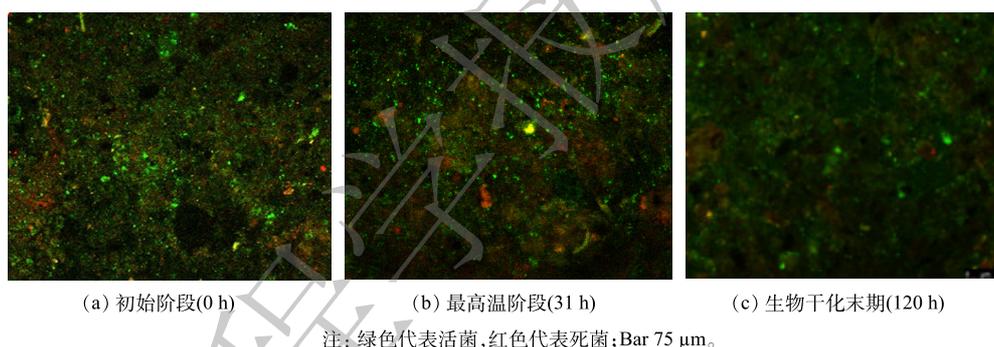


图 5 污泥生物干化进程 R1 体系活菌和死菌 CLSM 图

Fig. 5 CLSM diagram of live and dead bacteria in R1 system during sludge bio drying process

#### 2.4 干化产物土地利用潜力评价

1) 可溶性磷酸盐及其他营养元素。本研究选取 R1~R3 典型体系, 评价污泥生物干化产物后续土地利用潜力。R1~R3 体系中, 可溶性磷酸盐质量浓度均呈现前期波动中上升、后期回落的趋势 (图 6), 这一变化与堆体温度先升高后回落并趋于稳定密切相关。常温微生物随堆体温度升高而溶胞并释放胞内有机质, 导致浸出液中磷酸盐质量浓度上

升。干化后期, 堆体温度已较为稳定, 持续的间歇曝气使得微生物重新利用前期溶出的磷酸盐进行有氧代谢并将磷转移至生物体内, 浸出液中磷酸盐因而有所下降。由于 W2 污水厂投加 PAC 以强化除磷, 导致 R2 初始混合料及干化产物浸出液中磷酸盐明显低于 R1 体系。对 R3 体系而言, W3 污水厂脱水污泥已经堆存 120 d, 厌氧发酵释放磷使其初始可溶性磷酸盐质量浓度相对较高。干化处理 120 h 后, R1 体系水分下降至 48.3%, 浸出液中可溶性磷酸盐质量浓度为 6.9 mg·L<sup>-1</sup>。与

表 2 R1 体系不同温度阶段活菌和死菌荧光强度及比例变化

Table 2 Fluorescence intensities and ratio of live and dead bacteria at different temperature stages for R1 system

温度阶段	细菌荧光强度		活死菌比例/%	
	活菌	死菌	活菌	死菌
初始阶段 (20.5 °C, 0 h)	90.5	255	26.2	73.8
最高温阶段 (59.2 °C, 31 h)	39.4	35.7	52.5	47.5
结束阶段 (16 °C, 120 h)	54.2	35.1	60.7	39.3

此同时，干化产物中氨态氮与硝态氮质量分数分别为 325、10.6 mg·kg<sup>-1</sup>，钾质量分数达到 2.7 g·kg<sup>-1</sup>。可见，R1 体系生物干化产物营养元素较为丰富，具备不错的土地利用潜力。

2) 干化产物重金属。测定 R1~R3 典型体系中污泥干化产物 As、Cr、Cd 等重金属质量浓度，如表 3 所示。从 R1 体系来看，干化产物中 Cr、Cu、Zn、Pb、Ni 质量浓度分别为 306、198、888、52.6、44.7 mg·m<sup>-3</sup>，均低于《农用污泥污染物控制标准》(GB4284-2018) [20] A 级标准限值；As、Cd、Hg 质量浓度分别为 61.7、14.6、3.7 mg·m<sup>-3</sup>，高于 GB4284-2018 A 级标准限值但低于 B 级标准限值。虽然 R2 与 R3 体系中重金属质量浓度均低于 R1 体系，但干化产物中 As 分别达到 36.1、47.9 mg·m<sup>-3</sup>，仅能满足 GB4284-2018 B 级污泥要求，所以干化产物仅能在园地、牧草地、不种植食用农作物的耕地使用。

3) 种子发芽指数。种子发芽指数 (GI) 综合反映堆肥的植物毒性，被认为是最敏感、最可靠的堆肥腐熟度评价指标。由图 7 可知，R1~R3 体系中初始混合物料 GI 分别为 66.2%、58.2%、58.7%，干化产物的 GI 在 24 h 时分别快速上升至 215%、134%、148%，此后 GI 有所下降并呈现适度波动的趋势，3 个体系最终干化产物的 GI 分别为 91.3%、61.3%、76.8%。在间歇通风条件下采用生物技术干化处理污泥时，混合物料中有机酸、多酚类物质随着堆体温度的升高而不断氧化分解或转化，从而减缓了该类物质对作物生长的抑制作用，GI 因而明显较高；生物干化后期，堆体中容易利用的有机质质量分数逐步降低，温度明显回落，某些不利于作物生长的代谢产物重新累积并导致 GI 有所下降，但仍高于未经生物干化处理的初始混合物料。特别针对 R1 体系，污泥生物干化进程具有堆体温度高、高温期持续时间长、水分去除总量大等特征，且最终产物 GI 明显高于《城镇污水处理厂污泥处置 园林绿化用泥质》(GB/T 23486-2009) [14] 规定的污泥园林绿化利用时种子发芽指数应大于 70% 这一限值要求。综上分析，该类污泥干化产物在园林绿化、矿山修复以及荒漠化治理等方面具有良好的应用前景。

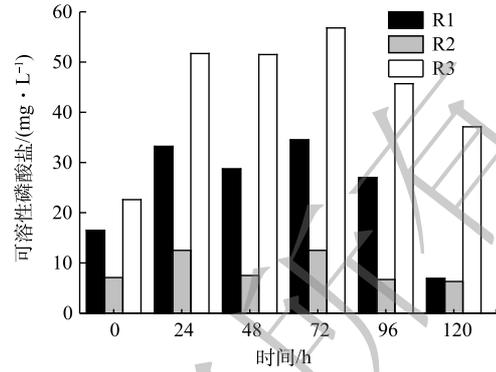


图 6 污泥混合物料及干化产物浸出液中可溶性磷酸盐  
Fig. 6 Variations of soluble phosphate in the leachates derived from sludge mixture and bio drying products

表 3 污泥干化产物重金属质量浓度

Table 3 Heavy metal content of sludge drying products mg·m<sup>-3</sup>

产品或标准	组别或限值级别	As	Cr	Cu	Cd	Zn	Pb	Ni	Hg
干化产物 (120 h)	R1	61.7	306	198	14.6	888	52.6	44.7	3.7
	R2	36.1	184	132	2.4	521	37.5	38.6	2.1
	R3	47.9	247	142	2.3	555	22.5	33.4	3.1
GB4284-2018 [20]	A级	30	500	500	3	1 200	300	100	3
	B级	75	1	1	15	3 000	1	200	15

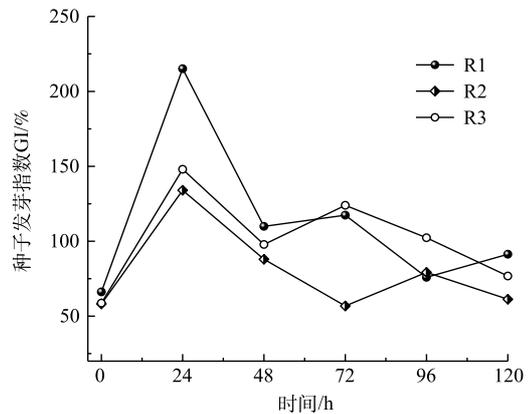


图 7 污泥干化产物的种子发芽率指数

Fig. 7 Variations of GI for sludge drying products

### 3 结论

1) 采用污水厂新鲜脱水污泥进行生物干化处理时, 堆体升温更快, 高温期持续时间更长, 混合物料中水分去除效果更明显。污泥堆存较长时间或者铝质量浓度偏高时, 明显不利于生物干化进程。

2) 污泥生物干化处理以混合物料初始含水率 65% 左右较为适宜, 采用底部间歇曝气+顶部间歇抽风的通风方式, 混合物料含水率可降低至 50% 以下。

3) 污泥混合物料生物干化处理 120 h 后, 干化产物中可溶性磷酸盐质量浓度为  $6.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 钾质量分数达到  $2.7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 干化产物营养元素较为丰富。重金属 Cd、As、Hg 满足 GB4284-2018 B 级标准限值, Cr、Cu、Zn、Pb、Ni 满足 A 级标准限值, 种子发芽指数 GI 值高达 90%, 污泥干化产物在园林绿化、矿山修复以及沙漠化土壤改良等方面具有良好的应用前景。

### 参考文献

- [1] JOMAA S, SHANABLEH A, KHALIL W, et al. Hydrothermal decomposition and oxidation of the organic component of municipal and industrial waste products[J]. *Advances in Environmental Research*, 2003, 7(3): 647-653.
- [2] 申晓娟, 邱珊, 李光明, 等. 超声波对污泥脱水的影响研究[J]. *中国给水排水*, 2018, 34(3): 122-125.
- [3] 王子文, 曹蓉, 杨艳坤, 等. 聚季铵盐调理污泥深度脱水过程与中试效能[J]. *化工进展*, 2019, 38(7): 3458-3464.
- [4] LIU C G, WU B, CHEN X E. Ultrasound enhanced zero-valent iron-activated peroxymonosulfate oxidation for improving dewaterability of aerobically digested sludge[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 392: 124850.
- [5] YU H X, GU L, ZHANG D F, et al. Enhancement of sludge dewaterability by three-dimensional electrolysis with sludge-based particle electrodes[J]. *Separation and Purification Technology*, 2022, 287: 120599.
- [6] ZHANG W, CHENG H, PENG S, et al. Performance and mechanisms of wastewater sludge conditioning with slag-based hydrotalcite-like minerals (Ca/Mg/Al-LDH)[J]. *Water Research*, 2020, 169: 115265.
- [7] VELIS C A, LONGHURST P J, DREW G H, et al. Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: A review of process science and engineering[J]. *Bioresour. Technology*, 2009, 100: 2747-2761.
- [8] 郭松林, 陈同斌, 高定, 等. 城市污泥生物干化的研究进展与展望[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(15): 102-105.
- [9] 呼永锋, 梁梅, 张永祥. 污泥生物干化工艺的工程实践与分析[J]. *环境卫生工程*, 2022, 30(3): 19-25.
- [10] YANG B Q, ZHANG L, JAHNG D. Importance of initial moisture content and bulking agent for biodrying sewage sludge[J]. *Drying Technology*, 2014, 32: 135-144.
- [11] 褚莲清, 杨卫英, 陈全明, 等. 城市生活垃圾好氧堆肥工艺强制通风设计计算[J]. *环境卫生工程*, 2001, 9(3): 120-122.
- [12] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 生活垃圾化学特性通用检测方法: CJ/T 96-2013[S]. 北京: 中国标准出版社, 2013.
- [13] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 211-213.
- [14] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 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.
- [15] LIU S G, WANG Q C, GUAN Q Q, et al. Rapid release of internal carbon source from excess sludge with synergistic treatment via thermophilic microaerobic digestion and microcurrent[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 374: 637-647.
- [16] LIU Y M, HU D, LIN Z Q, et al. Degradation of biochemical fractions in different temperature of food waste bioevaporation and their contribution to biogenerated heat[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 245: 118944-118955.
- [17] 席北斗, 赵越, 魏自民, 等. 三阶段温度控制堆肥接种法对有机氮变化规律的影响[J]. *环境科学*, 2007, 28(1): 220-224.
- [18] HE J, ZHANG Q, TAN B, et al. Understanding the effect of residual aluminum salt coagulant on activated sludge in sequencing batch reactor: Performance response, activity restoration and microbial community evolution[J]. *Environmental Research*, 2022, 212: 113449.
- [19] HUANG G F, WONG J, WU Q T, et al. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust[J]. *Waste Management*, 2004, 24(8): 805-813.
- [20] 国家市场监督管理总局, 中国国家标准化管理委员会. 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.

(责任编辑: 金曙光)

## The treatment of biological drying for dewatered excess sludge and the potential of land utilization for the products

JIN Yi<sup>1</sup>, CHEN Yue<sup>1</sup>, LIU Shugen<sup>1,\*</sup>, LV Xuebin<sup>2</sup>, LIU Qingling<sup>2</sup>, CHEN Guanyi<sup>2,3</sup>

1. Faculty of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650500, China; 2. Faculty of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300350, China; 3. Tianjin University of Commerce, Tianjin 300134, China

\*Corresponding author, E-mail:bridgelsg@sina.com

**Abstract** Biological drying was employed to treat the dewatered excess sludge derived from sewage treatment plants in Kunming. The effects of sludge biodrying were investigated under typical parameters, the microbial activity and substrate metabolism were elucidated, and then the potential of land utilization for the drying products was analyzed. The results showed that when the dewatered sludge from sewage plant was used for treatment, the optimum moisture content of the mixed materials was about 65%, the mode of ventilation was intermittent bottom aeration combined with intermittent top suction, and the stack was self-heated to above 60 °C, the period of thermophilic condition lasted for 30 h. After biodrying treatment for 120 h, the moisture content was reduced to less than 50%, and the water removal reached 16%. During the biodrying process, the content of DOC in the mixture presented downward trend, but the SCFAs and its concentration fluctuated significantly. As the temperature of the bioreactor changed, mesophilic or thermophilic microorganisms varied correspondingly, and the microbial activities and biochemical metabolism exhibited significantly different. For the drying products, the contents of soluble phosphorus and other nutrient elements such as nitrogen and potassium are abundant, the heavy metals Cd, As and Hg can meet the requirements stipulated by class B biosolids in GB4284-2018, and the other heavy metals such as Cr and Pb meet the standard of class A biosolids, and the seed germination index GI is up to 90%. The products after biodrying present the prospect of land utilization in garden landscaping, mine restoration and other aspects. The results can provide valuable supports for sludge disposal and land utilization.

**Keywords** dewatered excess sludge; biological drying; moisture removal; land utilization