

不同调理剂作用下的污泥生物干化有机质降解研究

王新雨¹, 王侃¹, 郑国砥^{2,3}, 陈颖¹, 蔡璐^{1,4*}

(1.宁波大学 土木工程与地理环境学院, 浙江 宁波 315211; 2.中国科学院地理科学与资源研究所 环境修复中心, 北京 100101; 3.中国科学院大学 资源与环境学院, 北京 100049; 4.宁波市应急管理局, 浙江 宁波 315042)

摘要: 为探讨不同调理剂作用下污泥生物干化过程中的有机质降解情况, 分别使用可循环调理剂(T1组)、负载 TiO_2 的可循环调理剂(T2组)、陶粒(T3组)对污泥进行生物干化, 分析各阶段挥发分、 $E4/E6$ 等常规理化指标, 探究了水解酶类和过氧化物酶活性, 以及相应降解底物蛋白质、脂肪酶、纤维素和木质素等的含量变化。结果表明, 各组关键酶活性与相应底物降解率呈正相关, 在生物干化前期水解酶类发挥主导作用, 后期过氧化物酶活性逐渐增强。经生物干化后, T1组木质素、碳水化合物降解程度最高, T2组蛋白质、纤维素降解程度最高, T3组脂肪降解程度最高。因此, 可循环调理剂对有机质降解促进效果更好, 可作为污泥生物干化调理剂使用, 以促进污泥减量化。

关键词: 污泥; 生物干化; 酶活性; 有机质降解; 调理剂

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 1001-5132 (2022) 06-0078-08

近年来, 我国市政污泥产量急剧增加, 市政污泥含水率和有机质含量高、易腐、含有大量病原微生物, 未经处理的污泥随意堆放易造成二次污染, 影响环境且危害人体健康^[1]。目前生物干化是处理和利用污泥的有效办法, 其特点是不需外加能源, 利用有机物降解产生的生物热促进水分蒸发, 快速去除水分^[2]。生物干化过程与好氧堆肥相似, 都是基于好氧发酵原理的生物处理方式, 前者旨在快速实现脱水减量, 产物可作为生物质燃料、土壤改良剂等实现资源化利用^[3-4], 后者侧重于堆肥产品的稳定性和成熟度, 用于生产满足施用标准的有机肥^[5]。因此, 生物干化被认为是实现污泥减量化及资源可持续利用的理想选择^[6]。

由于污泥含水率高、碳氮比低, 生物干化中常添加调理剂调节堆体间隙率和物料含水率, 并优化碳氮比, 从而提升干化效果^[7]。近年来, 有研究使用有机调理剂如锯末、秸秆、稻草等取得较好效果^[8-10], 然而此类有机调理剂在生物干化过程中会逐渐降解, 难以有效筛分, 增加成本, 在收集、运

输方面存在困难以及安全隐患, 故其应用受到限制^[11]。因此, 可重复使用的调理剂逐渐受到关注, 有研究使用浮石、可回收塑料、陶粒等作为调理剂对污泥进行好氧堆肥, 均达到较好的效果^[12-14]。近年来, TiO_2 由于其低毒性、高化学稳定性被广泛应用于环境有机污染物的降解、水污染中蛋白质的光降解^[15-16]。基于此, 本研究采用硅酸盐基可循环调理剂(T1组)、负载 TiO_2 的可循环调理剂(T2组)、陶粒(T3组)对污泥进行生物干化。

有机质组分含量变化可反映生物干化效率, 表征干化进程, 而生物干化堆体物料中有机质的降解受微生物分泌的各类特定功能酶的调控^[17]。特定酶活性的变化可以反映特定物质代谢速度和与之相关的微生物活动的强弱, 也可以在一定程度上反映产物的腐熟程度^[18-19]。

本研究将污泥、餐厨垃圾协同进行生物干化, 分别使用可循环调理剂、负载 TiO_2 的可循环调理剂、陶粒调理剂, 测定理化参数、酶活性指标、有机质各组分含量, 评价生物干化效果, 总结生物干

收稿日期: 2022-05-17.

宁波大学学报(理工版)网址: <http://journallg.nbu.edu.cn/>

基金项目: 国家自然科学基金(52070102); 浙江省公益技术应用研究项目(LGF20E080011)。

第一作者: 王新雨(1997-), 女, 安徽滁州人, 在读硕士研究生, 主要研究方向: 固体废弃物资源化利用. E-mail: wxxy1110@163.com

*通信作者: 蔡璐(1986-), 女, 浙江绍兴人, 副教授, 主要研究方向: 固体废弃物资源化利用. E-mail: cailu@nbu.edu.cn

化过程中不同阶段的酶活性以及有机质含量变化影响,明确相关酶活性与有机物含量降解变化规律,为进一步优化生物干化工艺提供酶活调控参数^[20].

1 材料与方法

1.1 试验材料

研究所用堆肥物料包括污泥、餐厨垃圾、锯末、陶粒、可循环调理剂、负载 TiO₂ 的可循环调理剂. 实验在宁波大学实验室进行,研究所用污泥为宁波市某污水处理厂离心脱水污泥;餐厨垃圾取自宁波大学食堂,为 1 cm 的碎料,以便获得均匀的粒度在反应器中进行充分混合;锯末直径为 0.2 cm,陶粒直径为 1.5 cm,均购于江苏省镇江市.所用的可循环调理剂为实验室自行研制,为边长 3 cm 的立方体,由硅酸盐、火山岩、沙子、偏高岭土和生物炭组成(负载 TiO₂ 的可循环调理剂是将锐钛矿晶型纳米 TiO₂ 与去离子水经超声分散混合为乳浊液涂刷在调理剂表面,烘干后进行反复涂刷、自然风干、碰撞测试操作,直至调理剂表面形成牢固附着的 TiO₂ 涂层). 所用原料的理化性质见表 1.

表 1 堆体物料的理化性质					
干化原料	含水率/ %	挥发分/ %	pH	电导率/ (mS·cm ⁻¹)	容重/ (g·cm ⁻³)
城市污泥	81.85±0.11	47.16±0.03	7.21±0.11	1.09±0.06	0.77±0.03
餐厨垃圾	65.72±0.16	87.96±0.03	5.23±0.16	0.53±0.05	0.73±0.02
锯末	9.23±0.05	96.99±0.02	7.03±0.05	0.13±0.02	0.13±0.02
陶粒	9.6±0.01	25.23±0.02	7.34±0.08	0.75±0.03	0.67±0.02
可循环调理剂	9.53±0.01	—	—	—	—

1.2 试验设计

分别在 3 个发酵桶中建立 3 组堆体(T1、T2、T3),发酵桶为圆柱状高密度聚乙烯材料反应器,有效容积 50 L,底部为开孔率 20%的不锈钢隔板. T1 原料为污泥、餐厨垃圾、锯末、可循环调理剂; T2 原料为污泥、餐厨垃圾、锯末、负载 TiO₂ 可循环调理剂; T3 原料为污泥、餐厨垃圾、锯末、陶粒. 均以 3:1:1:1 混合质量比组成. T1、T2、T3 初始含水

率分别为 64.31%、65.81%、65.32%. 在 21 d 的生物干化周期内,每 3 d 进行一次翻抛和取样,采用鼓风机间歇性曝气,通风量为 0.15 m³·(min·m³)⁻¹,通风周期为通风开启 15 min,关闭 45 min,21 d 内重复循环.

1.3 分析方法

在生物干化过程中,每 3 d 从堆体的上、中、下层取料混匀后测其理化性质(使用温度计每天测定两次温度,多点测定取平均值). 测定参数均设置 3 个重复样. 试验中理化指标、酶活性、有机质组分含量测定方式见表 2.

表 2 试验各参数测定方式		
测定指标	参数名称	测定方式
理化指标	温度	温度计
	含水率	容重法 ^[21]
	挥发分	容重法 ^[21]
	pH	pH 计
	电导率	电导率仪
	E4/E6	分光光度法 ^[22]
酶活性	中性蛋白酶	微量法中性蛋白酶活性检测试剂盒
	脂肪酶	微量法脂肪酶(LPS)活性试剂盒
	α-淀粉酶	DNS 比色法 α-淀粉酶(α-AL)活性检测试剂盒
	纤维素酶	微量法纤维素酶(S-CL)活性检测试剂盒
有机质组分含量	木质素过氧化物酶	微量法木质素过氧化物酶(Lip)试剂盒
	蛋白质	BCA 法蛋白含量测定试剂盒
	脂肪	索氏提取法 ^[23]
	碳水化合物	蒽酮比色法 ^[24]
	纤维素	微量法纤维素(CLL)含量试剂盒
	木质素	微量法木质素含量检测试剂盒

注:测定所需检测试剂盒均购于上海岚派生物科技有限公司,具体试验步骤参照其说明书.

2 结果与讨论

2.1 常规指标

2.1.1 温度

生物干化过程中各堆体温度变化如图 1 所示. 3 个堆体在生物干化过程中温度均呈先升高后降低的趋势,生物干化初期,微生物逐渐分解有机物,

释放大热量使堆体迅速升温, T1、T2、T3 分别在第 3、3、2 d 到达了高温期(50℃以上), 峰值分别为 59.7、61.2、62.2℃. 3 组堆体维持在高温期的时间分别为 6、6、5 d, 且最高温度达到 60℃左右, 有利于杀灭病原菌和寄生虫卵^[25]. 生物干化经历高温期后逐渐趋于室温.

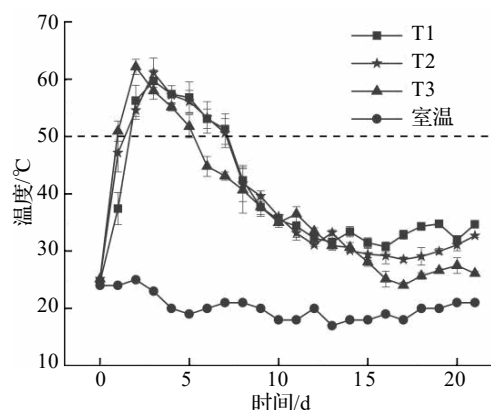


图1 生物干化过程中温度变化

2.1.2 含水率

在生物干化过程中, 高温及通风操作使堆体水分蒸发, 堆体含水率总体呈下降趋势(图 2), T1、T2、T3 的含水率由 64.3%、65.8%、65.3%分别降至最终的 52.9%、51.2%、53.3%, 水分去除率分别为 17.8%、22.2%、18.5%. 结果表明, T1、T2、T3 的水分去除效果相近, T2 使用添加 TiO_2 的调理剂对堆体含水率的降低略有优势.

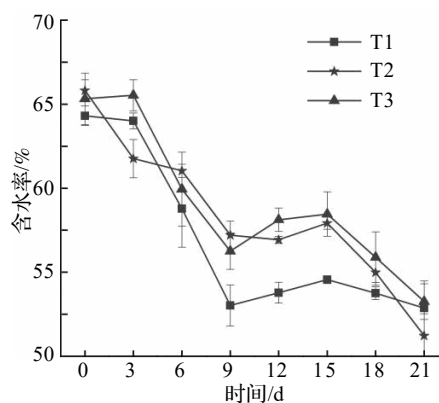


图2 生物干化过程中含水率变化

2.1.3 pH

在生物干化中 pH 可影响微生物生命活动, 进而影响有机物分解, 也会影响酶活性及有机质降解性能^[26]. 一般认为, 适宜好氧发酵的 pH 值应控制在 5.2~8.8 之间, 利于微生物的生长和繁殖^[27].

如图 3 所示, 各组堆体在生物干化前期呈中性, 进入高温期后堆体 pH 值激增, 降温期逐渐下降. 生物干化初期, 有机酸被微生物分解, 物料 pH 升高, T1、T2、T3 分别在第 6、3、3 d 达到最高 pH 值 8.18、8.47、8.43, 随着高温期嗜热菌生命活动变得旺盛, 微生物代谢产生的有机酸逐渐积累导致 pH 下降, 生物干化结束时各堆体 pH 值分别为 6.32、6.52、7.03, 均在适宜范围内.

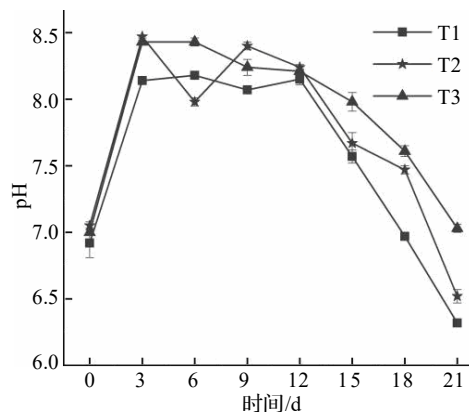


图3 生物干化过程中 pH 变化

2.1.4 电导率

电导率(EC)反映了浸提液中盐基离子的浓度, 即可溶性盐的含量, 是表明样品含盐成分、含离子成分、含杂质成分等的重要指标^[28]. 堆体 EC 均呈先上升后下降的趋势(图 4), 随着生物干化的进行, 微生物分解有机质释放无机盐, 堆体电导率升高, T1、T2、T3 均在第 6 d 达到最高值, 分别为 0.67、0.96、0.92 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. 微生物在高温期利用物料中可溶性盐维持自身生命活动, EC 逐渐下降. 生物干化产物 EC 均小于 3 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, 表明产物中的可溶性盐对植物没有毒害作用^[29].

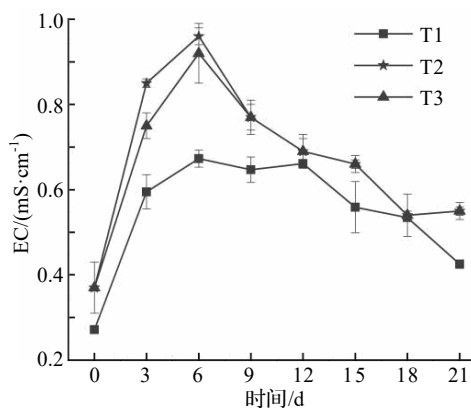


图4 生物干化过程中电导率变化

2.1.5 E4/E6

腐殖化系数 $E4/E6$ 为腐殖酸溶解离子在 465 和 665 nm 的光密度比, 是生物干化稳定性和产品成熟度的重要指标^[30], $E4/E6$ 愈小, 腐殖质的缩合度和芳构化程度愈高. 3 组堆体的 $E4/E6$ 均随着生物干化的进行逐渐下降(图 5), 表明小分子腐殖酸开始转化成大分子腐殖酸, 分子量增加, 缩合度增大, 干化产品得到腐熟^[31]. 干化结束后 $E4/E6$ 值分别为 2.4、2.61、2.82, 产品 $E4/E6$ 值在 1.5~1.9 时表明成熟^[32], 本研究各干化产品的值均大于 1.9, 表明生物干化的周期过短导致产品腐殖化程度不够高.

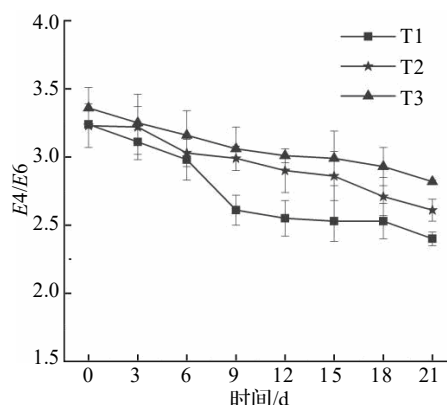


图 5 生物干化过程中 $E4/E6$ 变化

2.1.6 挥发分

图 6 所示为生物干化中挥发分固体(VS)含量变化. 3 组堆体的 VS 随着生物干化的进行持续下降, 且 VS 的下降速率在升温期和高温期相较于降温期更快. T1、T2、T3 在生物干化后有机质含量分别下降了 13.9%、12.4%、6.7%, 其中 T3 组 VS 下降最少, 即陶粒和锯末以 1:1 混合作为调理剂时, VS 降解率最低.

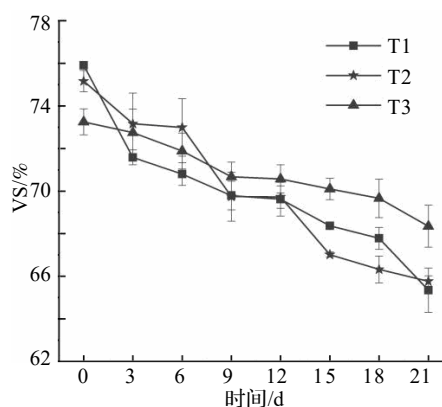


图 6 生物干化过程中挥发性固体含量变化

2.2 生物干化中酶活性变化

好氧发酵过程中所产生的酶大部分都属于基质诱导型, 即在堆体中某种酶的产生是由于出现了具有与该种酶相对应的底物种类^[33]. 参与生物干化过程的酶主要有水解酶和氧化还原酶两种. 分析它们在生物干化各过程的活性变化有助于探究干化物料有机质成分转化的内在生化机理.

2.2.1 水解酶活性变化

本研究选取的水解酶有中性蛋白酶、脂肪酶、 α -淀粉酶、纤维素酶, 由图 7(a)和图 7(b)可以看出, 3 组堆体的蛋白酶和脂肪酶活性在 21 d 内均呈先上升后降低的趋势, T1、T2、T3 的蛋白酶活性均在高温期第 3 d 达到最高, 分别为 0.76 、 0.83 、 $0.69 \mu\text{mol}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$, 其中 T2 蛋白酶活性始终极显著高于 T1、T3 ($P<0.01$). T1、T2、T3 的脂肪酶活性同样在第 3 d 达到峰值, 分别为 28.95 、 24.95 、 $31.72 \mu\text{mol}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$, T3 的脂肪酶活性一直极显著维持在较高水平($P<0.01$), 表明 T3 中脂肪酶促进堆体中脂肪降解的能力强, 干化后期各组脂肪酶活性降低并逐渐趋于稳定.

α -淀粉酶是一种液化型、内切型淀粉酶, 它从淀粉的非还原末端水解底物的 α -葡萄糖苷键, 能够作用于淀粉, 将其水解成长短不一的糊精及少量的低分子糖类、葡萄糖和麦芽糖^[34]. 根据图 7(c), T1、T2、T3 的 α -淀粉酶活性变化趋势各不相同. T1 的 α -淀粉酶活性先上升至第 3 d 的峰值 $28.19 \mu\text{mol}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$ 后降低, 第 15 d 活性降至最低值 $25.47 \mu\text{mol}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$ 后有小幅上升; T2 的 α -淀粉酶活性随干化时间呈先上升后下降变化, 在第 3 d 达到最高值 $20.67 \mu\text{mol}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$; 而 T3 酶活性在初始时最大值 $18.88 \mu\text{mol}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$ 后小幅下降; T1 中 α -淀粉酶活性始终极显著高于 T2、T3 ($P<0.01$), 可见 T1 中微生物对淀粉进行降解的生化反应剧烈.

纤维素酶是参与纤维素水解的关键酶, 从图 7(d)可以看出, 3 组堆体纤维素酶活性都呈先上升后降低的趋势, 虽上升速率各有不同, 但均在第 15 d 达到最高酶活性, 分别为 182.27 、 187.49 、 $166.79 \mu\text{mol}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$, 但从高温期开始各组纤维素酶活性已经开始增强且始终处于较高水平, 生物干化结束时仍在 $150 \mu\text{mol}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$ 以上, 其中 T2 组纤维素酶活性一直显著高于 T1、T3 ($P<0.05$).

2.2.2 氧化还原酶活性变化

在生物干化后期腐殖化过程中,氧化还原酶起主要作用.本研究选取了氧化还原酶中的木质素过氧化物酶,它可以降解结构复杂且不规则的大分子难降解有机物木质素,同时其活性也可表明生物干化的进程^[35].从图 7(e)可以看出,T1、T2、T3 木质素过氧化物酶活性均呈逐渐上升趋势,在生物干化后期达到最高值,分别为 28.19、19.29、18.88 $\mu\text{mol}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$,其中,T2、T3 的木质素过氧化物酶活性无显著差异($P>0.05$),T1 酶活性极显著高于 T2、T3 ($P<0.01$),表明 T1 堆体加入可循环调理剂进行生物干化有助于提高木质素过氧化物酶活性,从而加快木质素的降解速率.

由图 7 各组酶活性变化情况可以得出,蛋白酶、脂肪酶、 α -淀粉酶活性均在各堆体进入高温期后达到峰值,经历高温期后酶活性逐渐降低,纤维素酶活性从各组堆体进入高温期开始到降温期一直保持较高活性,木质素过氧化物酶在生物干化降温期逐渐发挥作用.生物干化过程中,T1 组 α -淀粉酶、木质素过氧化物酶活性最高,T2 组蛋白酶、纤维素酶活性最高,T3 组脂肪酶活性最高.

2.3 有机质及其组分含量变化

2.3.1 蛋白质含量变化

在生物干化期间,微生物分泌的蛋白酶将蛋白质降解为氨基酸,通过脱氨作用进一步产生氨

和有机酸^[36].蛋白质含量呈缓慢下降趋势(图 8(a)),T1、T2、T3 堆体的初始蛋白质含量分别为 6.61、6.28、5.80 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,在生物干化结束后蛋白质含量为 6.26、5.90、5.52 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,T1、T2、T3 经 21 d 的生物干化后蛋白质分别降解了 5.30%、6.05%、4.83%,其中 T2 组蛋白质降解率最高.

2.3.2 脂肪含量变化

脂肪由脂肪酶分解为甘油和脂肪酸,甘油和脂肪酸在组织内经一系列反应被氧化成 CO_2 及 H_2O ,所释放的化学能供微生物生命活动^[37].如图 8(b)所示,T1、T2、T3 的脂肪含量分别从初始的 22.13、27.86、25.81 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 下降至 18.31、25.07、21.10 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,降解率分别为 17.26%、10.00%、18.25%,且降解规律基本一致,其中 T3 组脂肪降解率最高.

2.3.3 纤维素、木质素含量变化

木质纤维素主要由纤维素、半纤维素、木质素组成,其中纤维素占 40%~60%,半纤维素占 20%~35%,木质素占 15%~30%,生物干化周期内纤维素和木质素这类难降解大分子有机物的分解和转化对促进干化进程,合成腐殖质有一定作用^[37-38].纤维素是堆肥微生物的能源物质和碳源^[39],如图 8(c)所示,T1 纤维素含量的主要下降区间在生物干化后期第 15~21 d,T2 在第 0~3 d 纤维素含量快速下降,后期逐渐趋于平稳直至干化结束,T3 在第

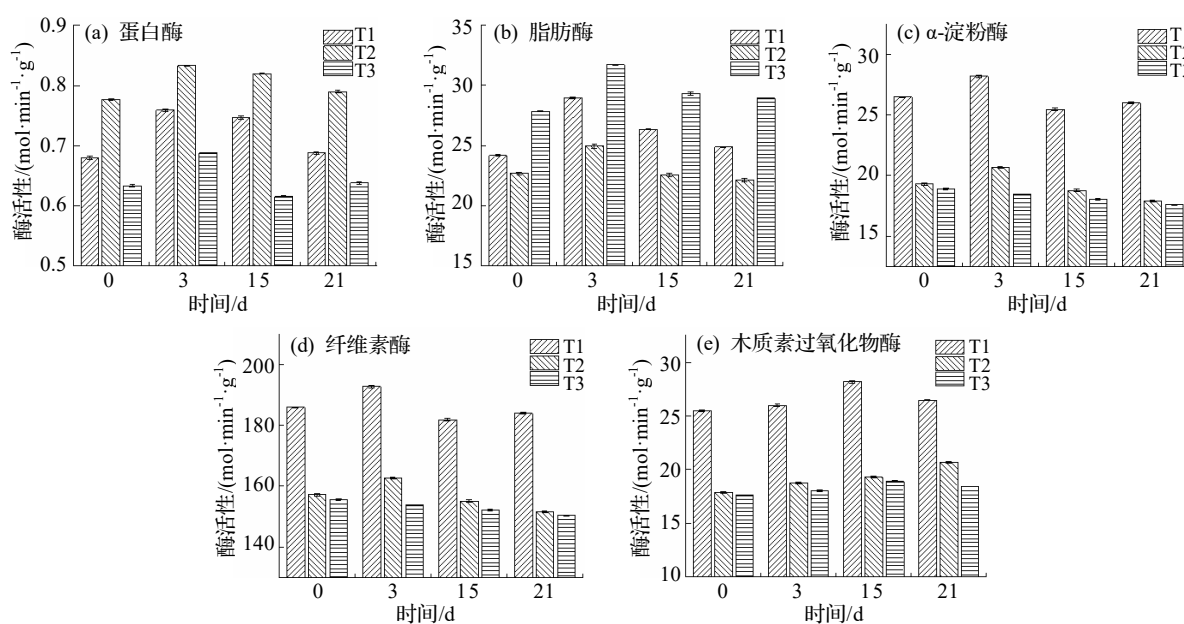


图 7 生物干化中各阶段关键性酶活性变化

3~15 d 纤维素含量快速下降, T1、T2、T3 分别降解了 10.40%、12.70%、9.90%, T2 组纤维素含量降解率最高, 表明生物干化耦合 TiO_2 光催化能够在堆体进入高温期后开始促进堆体中纤维素的降解。

生物干化中结构复杂的木质素降解缓慢, 是极难分解的物质之一, 研究木质素的降解规律有利于提高生物干化过程中木质纤维素的降解性能。如图 8(d)所示, T2、T3 木质素降解缓慢, 生物干化前 T1、T2、T3 的木质素含量分别为 8.23、10.49、9.84 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 干化结束后含量分别为 6.12、9.44、9.17 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, T1 木质素含量降解率高达 25.60%, 结合木质素过氧化物酶活性, T1 堆体木质素过氧化物酶活性最高, 其木质素降解率最高, 干化结束后含量最低。

2.3.4 碳水化合物含量变化

碳水化合物作为生物干化过程中的主要碳源, 为微生物的生命活动提供能量。由图 8(e)可以看出, 各组堆体的碳水化合物含量在生物干化过程中均

呈下降趋势, T1、T3 的碳水化合物含量始终比 T2 高, T1、T2、T3 碳水化合物含量由初始值 137.80、132.30、139.50 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 分别降至生物干化结束值 117.30、115.70、126.60 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 生物干化周期内碳水化合物降解率分别为 14.90%、12.50%、10.00%, T1 中碳水化合物降解最快。

在生物干化前期, 堆体物料中含有充足的养分, 微生物逐渐繁殖, 蛋白质、脂肪、淀粉等易降解的有机物先被降解, 进入高温期后微生物生命活动逐渐旺盛, 纤维素、木质素这类难降解物质开始逐渐被降解。可循环调理剂参与的 T1、T2 组, 其蛋白质、纤维素、木质素、碳水化合物的降解均优于陶粒组, 可能是由于生物炭的加入增强了微生物的活性, 从而促进了相关有机质的降解^[40]。其中负载 TiO_2 的可循环调理剂组蛋白质和纤维素降解率高, 表明生物干化耦合 TiO_2 光催化能够促进堆体中蛋白质和纤维素的降解。结合各组分酶活性变化趋势可知, 有机质的各组分酶活性越高, 相对应的底物降解率越高, 故各堆体生物干化过程中酶活性与底物降解率呈正相关。

3 结论

本文使用硅酸盐基可循环调理剂、负载 TiO_2 的硅酸盐基可循环调理剂和陶粒调理剂分别对污泥进行生物干化, 结果表明: 生物干化后, 可循环调理剂作用下堆体的木质素、碳水化合物降解率最高, 负载 TiO_2 的可循环调理剂作用下堆体的蛋白质、纤维素降解率最高, 而以陶粒作为调理剂堆体的脂肪降解率最高, 表明添加可循环调理剂比添加陶粒更适宜生物干化的进行, 有机物各组分的降解相对彻底, 能促进堆体减量化, 提高干化效果; 各堆体生物干化过程中有机质的各组分酶活性越高, 相对应的底物降解率越高; 生物干化升温期和高温期水解酶活性较高, 木质素过氧化物酶活性在高温期后开始逐渐增强, 促进难降解有机物木质素的降解。研究结果有助于明确生物干化各阶段酶活性变化和有机质降解规律, 为生物干化进程与有机质降解的深入研究提供相应基础。

参考文献:

[1] 谭林, 文方, 何秉宇, 等. 蘑菇渣和玉米芯对污泥生物

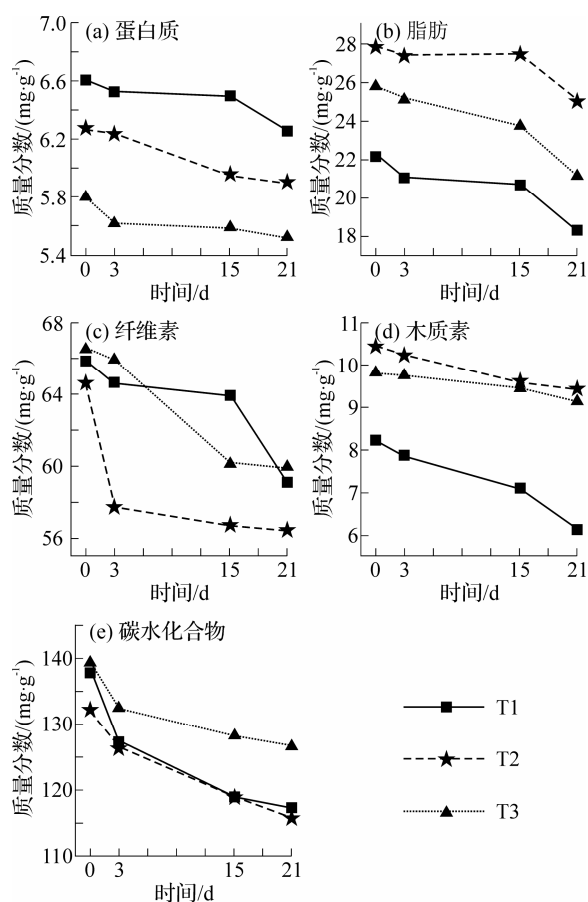


图 8 生物干化中各阶段有机质组分含量变化

- 干化的影响研究[J]. 环境保护科学, 2018, 44(2):57-60.
- [2] 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.
- [3] 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.
- [4] 齐琪, 袁京, 李赟, 等. 生活垃圾制备 RDF 工艺参数及其热特性研究[J]. 中国环境科学, 2017, 37(3):1051-1057.
- [5] Su J Q, Wei B, Ouyang W Y, et al. Antibiotic resistome and its association with bacterial communities during sewage sludge composting[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(12):7356-7363.
- [6] 范鑫祺, 陈睿, 李婉婷, 等. 不同辅热策略对餐厨垃圾快速生物干化的影响[J]. 科学技术与工程, 2021, 21(36):15688-15694.
- [7] 张克峰, 刘麒, 张茜雯, 等. 调理剂种类和配比对污泥生物干化效果的影响[J]. 环境工程, 2015, 33(1):49-52.
- [8] Zhou C, Liu Z, Huang Z L, et al. A new strategy for co-composting dairy manure with rice straw: Addition of different inocula at three stages of composting[J]. Waste Management, 2015, 40:38-43.
- [9] Yuan J, Zhang D F, Li Y, et al. Effects of adding bulking agents on biostabilization and drying of municipal solid waste[J]. Waste Management, 2017, 62:52-60.
- [10] Wang X J, Zhang W W, Gu J, et al. Effects of different bulking agents on the maturity, enzymatic activity, and microbial community functional diversity of kitchen waste compost[J]. Environmental Technology, 2016, 37(20):2555-2563.
- [11] Wu C D, Li W G, Wang K, et al. Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting[J]. Bioresource Technology, 2015, 190:516-521.
- [12] Wang K, Li W G, Gong X J, et al. Spectral study of dissolved organic matter in biosolid during the composting process using inorganic bulking agent: UV-vis, GPC, FTIR and EEM[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2013, 85:617-623.
- [13] Zhou H B, Ma C, Gao D, et al. Application of a recyclable plastic bulking agent for sewage sludge composting[J]. Bioresource Technology, 2014, 152:329-336.
- [14] Wang X K, Zheng G D, Chen T B, et al. Application of ceramsite and activated alumina balls as recyclable bulking agents for sludge composting[J]. Chemosphere, 2019, 218:42-51.
- [15] Patel R K, Chawla A K, Manna S, et al. Defluoridation of water using anatase titanium dioxide nano-powder loaded 3D printed model devise[J]. Journal of Water Process Engineering, 2021, 40:101785.
- [16] Sazonov R, Kholodnaya G, Ponomarev D, et al. Physicochemical, optical, and photocatalytic properties of titanium dioxide modified with zinc oxide nanoparticles synthesized by a pulsed plasma chemical method[J]. Physica B: Condensed Matter, 2021, 619:413208.
- [17] 刘艳梅. 外加生物质协同强化餐厨垃圾生物蒸发处理的机制研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2021.
- [18] 张晓倩, 许修宏, 王晶, 等. 添加木质素降解菌对堆肥中酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(4): 843-847.
- [19] Raut M P, Prince William S P M, Bhattacharyya J K, et al. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste: A compost maturity analysis perspective[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(14):6512-6519.
- [20] 杨立敏. 污泥堆肥过程温度与酶活性动态变化规律研究[J]. 广东化工, 2020, 47(16):134-136.
- [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.
- [22] 胡亚冬, 范德朋, 孔维杰, 等. 复合菌剂强化餐厨垃圾好氧生物处理性能研究[J]. 环境工程, 2022, 40(4): 97-105.
- [23] 张虹, 李蕾, 彭韵, 等. 氨氮对餐厨垃圾厌氧消化性能及微生物群落的影响[J]. 中国环境科学, 2020, 40(8): 3465-3474.
- [24] 吕景花, 李婉婷, 万芸菲, 等. 不同 pH 条件下剩余污泥厌氧发酵过程中溶出物的释放[J]. 环境工程学报, 2019, 13(6):1400-1409.
- [25] 岳蛟, 马友华, 王强, 等. 城市生活污水在园林中的应用及生态风险评价[J]. 北方园艺, 2018(7):98-104.
- [26] 余杰, 郑国砥, 高定, 等. 城市污泥生物好氧发酵对有机污染物的降解及其影响因素[J]. 生态学报, 2012, 32(7):2271-2278.
- [27] Ma J, Zhang L, Mu L, et al. Multivariate insights of bulking agents influence on co-biodrying of sewage sludge and food waste: Process performance, organics degradation and microbial community[J]. Science of the Total Environment, 2019, 681:18-27.
- [28] 任胜男, 刘玲, 郭小平, 等. 不同调理剂对 2 种沉水植物好氧堆肥腐熟效果的影响[J]. 环境工程学报, 2021, 15(11):3660-3668.

- [29] Makan A, Assobhei O, Mountadar M. Initial air pressure influence on in-vessel composting for the biodegradable fraction of municipal solid waste in Morocco[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2014, 11(1):53-58.
- [30] 曹秀芹, 刘超磊, 朱开金, 等. 微生物菌剂强化餐厨垃圾和污泥联合堆肥[J]. *环境工程学报*, 2022, 16(2):576-583.
- [31] 韩玮, 何明. 外源酶对秸秆堆肥进程的影响及腐熟度模糊评价[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(11):3742-3749.
- [32] 段曼莉, 鄢入泮, 周蓓蓓, 等. 去电子水对牛粪秸秆好氧堆肥进程及细菌群落的影响[J]. *环境科学学报*, 2022, 42(2):249-257.
- [33] Charest M H, Antoun H, Beauchamp C J. Dynamics of water-soluble carbon substances and microbial populations during the composting of de-inking paper sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2004, 91(1):53-67.
- [34] 曹慧慧, 胡珈玮, 桂波, 等. 中高温 α -淀粉酶热稳定性的研究进展[J]. *绿色科技*, 2019(8):244-246.
- [35] 王大伟. 有机固体废物好氧堆肥化处理过程中的酶解活性变化状况研究[J]. *现代化农业*, 2021(10):19-21.
- [36] 马艳莉, 席晓丽, 李大伟, 等. 贮藏温度对青方腐乳生物胺和理化性质的影响[J]. *中国酿造*, 2020, 39(5):87-91.
- [37] 马闯, 扈斌, 刘福勇, 等. 有机废弃物好氧堆肥过程中微生物及酶活性变化状况综述[J]. *环境工程*, 2019, 37(9):159-164.
- [38] 杨朝元, 刘国涛, 李伟雨, 等. 堆肥化过程木质素降解和腐殖质形成的研究进展[J]. *中国农业科技导报*, 2019, 21(2):148-154.
- [39] 许黎明, 成春燕, 卢汉浪, 等. 木薯渣堆肥的生物酶活性与有机组分降解的关系[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(1):198-204.
- [40] Janczak D, Malińska K, Czekala W, et al. Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw[J]. *Waste Management*, 2017, 66:36-45.

Degradation of organic matter in sewage sludge biodrying with different amendments

WANG Xinyu¹, WANG Kan¹, ZHENG Guodi^{2,3}, CHEN Ying¹, CAI Lu^{1,4*}

(1.School of Civil & Environmental Engineering and Geography Science, Ningbo University, Ningbo 315211, China; 2.Center for Environmental Restoration, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 3.College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4.Ningbo Emergency Management Bureau, Ningbo 315042, China)

Abstract: In order to investigate the degradation of organic matter in the sewage sludge biodrying with different amendments, this study used recyclable amendment (T1), TiO₂-decorated recyclable amendment (T2) and ceramsite (T3) to conduct biodrying of sewage sludge. Basic physico-chemical properties such as volatile solids and E4/E6 were analyzed at each stage. Activities of hydrolases and peroxidase were explored, and the changes of the corresponding degradation substrate protein, lipase, cellulose and lignin content were examined. The results showed that the activities of key enzymes in each group were positively correlated with the degradation rate of corresponding substrates. Furthermore, the hydrolases played a dominant role in the early stage of biodrying. The activity of peroxidase gradually increased in the later stage. After biodrying, the degradation degree of lignin in the T1, the degradation degree of protein and cellulose in the T2, and the degradation degree of fat in the T3 were the highest among all the tested samples. Therefore, the recyclable amendment has a better promotion effect on the degradation of organic matter and can be used as the biodrying amendment of sewage sludge to promote sewage sludge reduction.

Key words: sewage sludge; biodrying; enzymatic activity; degradation of organic matter; amendment

(责任编辑 韩 超)