



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202005132

中图分类号 X705

文献标识码 A

张秧, 艾为党, 靳向丹, 等. 3 种菌剂对小麦秸秆好氧堆肥降解效果比较[J]. 环境工程学报, 2021, 15(2): 709-716.

ZHANG Yang, AI Weidang, JIN Xiangdan, et al. Effects of three microbial agents on wheat straw aerobic composting[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(2): 709-716.

3 种菌剂对小麦秸秆好氧堆肥降解效果比较

张秧^{1,2}, 艾为党^{2,3,*}, 靳向丹^{3,4}, 冯海艳¹, 张良长^{2,3}, 武重阳³

1. 中国地质大学(北京) 地球科学与资源学院, 北京 100083

2. 中国航天员科研训练中心, 人因工程重点实验室, 北京 100094

3. 深圳市绿航星际太空科技研究院, 深圳 518117

4. 哈尔滨工业大学(深圳) 土木与环境工程学院, 深圳 518055

第一作者: 张秧(1996—), 男, 硕士研究生。研究方向: 环境地球化学。E-mail: 472310041@qq.com

*通信作者: 艾为党(1970—), 男, 博士, 研究员。研究方向: 环境控制生物保护技术。E-mail: aiwd@163.com

摘 要 为探讨不同菌剂接种对小麦秸秆好氧堆肥一次发酵阶段的处理效果, 选用 3 种商业菌剂 QD、DH 和 VT, 并以厨余垃圾作为调节剂, 进行了好氧堆肥发酵实验。通过研究堆肥过程中物料的温度、含水率、浸提液理化性质、挥发份固体(VS)含量和 C/N 比的变化情况, 比较了 3 种菌剂对小麦秸秆好氧堆肥降解效果的影响。结果表明, QD、DH 和 VT 处理下的物料均经历了升温、高温和降温期, 温度峰值分别达到 58.2、54.7 和 53.7 ℃, 高温期分别维持了 9、6 和 6 d; 含水率和电导率(EC)均呈现先上升后下降的趋势; E4/E6、VS 和 C/N 比均呈现降低的趋势; pH 分别稳定在 8.44、8.42 和 8.48; VS 减少含量分别为 18.87%、24.48% 和 22.08%。综合各项指标可看出, QD 可以提高堆肥温度并满足堆肥无害化要求, DH 可以促进物料中有机物的矿质化程度, 3 种菌剂对堆肥中腐殖质的形成和积累有着一定的促进作用。该研究结果可为筛选研制高效降解小麦秸秆的微生物菌剂提供理论基础, 为解决受控生态生保系统(CELSS)中小麦秸秆等固体废物的资源化处理问题提供参考。

关键词 受控生态生保系统; 小麦秸秆; 微生物菌剂; 好氧堆肥

受控生态生保系统(controlled ecological life support system, CELSS)通过对大气控制、温湿度控制、食物供应、水再循环和废物处理等技术整合, 可保障航天员在地外环境中健康生活和有效工作, 是未来地外星球基地长期稳定运行的必要保证^[1]。CELSS 依据地球生态圈的基本原理, 在有限的密闭空间内构建了“人-植物-微生物-环境”自循环式闭路生态系统^[1]。其中, 植物作为关键功能部件, 能够为航天员提供新鲜食物和氧气、吸收二氧化碳和净化水质。在 CELSS 中, 通常选择小麦作为主要的粮食作物, 不可避免地会产生大量的植物不可食部分, 这部分固废的积累不仅会造成占用舱体空间、发酵腐败等安全卫生问题, 还会造成大量资源(如水分、碳元素、氮元素、无机盐等)的浪费。如何高效处理并回收利用这类固体废物, 维持 CELSS 中较高的物质循环利用率与闭合度, 已成为 CELSS 中迫切需要解决的问题。

针对 CELSS 中小麦秸秆等固废资源化处理问题, 美国和俄罗斯等国采用焚烧^[2]和湿式氧化^[3]等物化技术进行处理。物化技术稳定可靠、反应速率快, 但存在着对设备要求高、能耗高、对系

收稿日期: 2020-05-21; 录用日期: 2020-10-22

基金项目: 人因工程重点实验室基金资助(SYFD170051808K, 6142222190714)

统瞬时冲击负荷大、产生氮氧化物而限制元素循环等缺点。生化处理技术则具有能耗低、反应过程温和以及能够有效实现各元素再生循环等优势。CHYNOWETH 等^[4]采用干式厌氧发酵工艺处理水稻秸秆、废纸和狗粮(模拟成员粪便)混合物,运行时间为 23 d,有机物降解率达到了 81.2%;并提出针对固废的预处理、后处理(沼渣好氧堆肥)和营养液植物栽培等方面的研究应作为未来研究的方向之一。欧洲太空局采用湿式厌氧消化工艺^[5]将反应控制在水解酸化阶段而抑制产甲烷阶段,将有机底物转化为 VFAs、氨氮和 CO₂用于后续的藻类系统和硝化系统使用。WHITAKER 等^[6]研制了固体高温好氧反应器用于处理志愿者产生的废物,包括粪便、厕纸、食物残渣和卫生废水等,操作温度为 55~70 ℃,总固体降解率可达到 74%。TIKHOMIROV 等^[7]通过蘑菇(真菌)培养和蚯蚓等腐生动物对植物不可食部分进行好氧堆肥处理,得到了类土壤基质并用于作物栽培。上述生化处理技术虽可一定程度上实现固废的稳定减容和资源回收,但也面临着设备尺寸较大、反应周期较长或仍需后续的好氧发酵等无害化处理的局限。而好氧堆肥技术作为无害化和资源化的处理方式,对碳氮等养分有较好的保全,可将固废转化为腐殖质,施用后能对植物生长起到促进作用,符合 CELSS 中物质循环再生的要求,因而受到广泛关注和研究。好氧堆肥技术是通过多种微生物的协同作用来完成物料的降解,因此,微生物的配比是影响好氧堆肥过程的关键因素^[8]。有研究^[9]表明,堆肥中接种微生物菌剂能使堆温快速升高,有效杀灭堆肥物料中的病原菌和杂草种子,显著促进堆肥腐熟,提高堆肥质量。另外,在 CELSS 内,由于微生物受到严格的控制和防护,其主要来自航天员体表和体内,种类及数量都无法满足堆肥启动要求。因此,添加一定的功能菌剂对于启动堆肥反应、促进堆肥腐熟和缩短堆制周期至关重要。目前,以微生物菌剂接种用于禽畜粪便和市政污泥相关方面的研究较多^[9-10],通常添加秸秆、木屑等物质起到平衡含水率、调节 C/N 和通气性等作用^[11],市面上也有多种针对这类固废的商业菌剂。然而,针对农业固废小麦秸秆降解处理的商用菌剂并不常见,且对于菌剂接种用于小麦秸秆堆肥降解效果的研究较少。

为实现 CELSS 中小麦秸秆等固废的资源化处理,提高系统物质闭合度,本研究以小麦秸秆为主要处理对象,添加厨余垃圾作为调整物料 C/N 比的营养调节剂,选取 3 种商业菌剂开展小试反应器强制通风好氧堆肥试验,探究接种菌剂对小麦秸秆好氧堆肥一次发酵阶段降解效果的影响;考察堆肥过程中各项参数变化,分析比较 3 种菌剂对小麦秸秆的处理效果,探讨不同菌剂在小麦秸秆好氧堆肥各个阶段的降解作用,以期筛选研制高效降解小麦秸秆的微生物菌剂提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 实验原料

小麦秸秆购自江苏某农场,经机械粉碎后选取粒径为 0.3~0.5 cm 的麦秸待用;厨余垃圾取自某单位食堂,将其中的骨头、卫生纸、塑料袋、玉米棒芯等拣出,用粉碎机将厨余垃圾粉碎至浆糊状。堆肥所用物料的基本性质见表 1。

1.2 微生物菌剂

针对小麦秸秆特性,选用 3 种适用于秸秆腐熟的商业菌剂,代号分别为 QD、DH、VT。其中,QD 菌剂呈液体状,有效活菌数 $\geq 10^9$ CFU·mL⁻¹,主要为乳酸菌、木霉菌和芽孢杆菌等;DH 菌剂呈固体粉末状,有效活菌数 $\geq 5 \times 10^8$ CFU·g⁻¹,主要为枯草芽孢杆菌、米根霉、毕赤酵母菌和戊糖片球菌等;VT 菌剂呈固体粉末状,有效活菌数 $\geq 5 \times 10^8$ CFU·g⁻¹,主要为酵母菌、乳酸菌和芽孢杆菌等。

表 1 堆肥原料的理化性质
Table 1 Physical and chemical properties of the composting materials

堆肥原料	含水率/%	全碳含量/%	全氮含量/%	C/N比
小麦秸秆	10.11±0.01	41.54±0.38	0.93±0.03	44.67
厨余垃圾	81.09±0.11	52.64±0.46	3.69±0.08	14.27

1.3 实验装置

本实验采用的堆肥装置如图1所示, 主要由带盖塑料桶(桶有效容积为19 L, 桶外壁包裹有2层保温棉, 桶顶部放置有温度计, 桶底部设置有物料托盘)、温度控制系统和通气系统3部分组成。

1.4 实验方法

有别于陆地生态系统, CELSS 内没有自然界广泛分布的细菌、放线菌和真菌等微生物, 因此, 为启动堆肥反应和促进底物腐熟, 接种一定的有益菌群是必须的。本实验主要考察不同菌剂对小麦秸秆堆肥过程中一次发酵阶段的降解处理效果, 故未设不加菌剂的对照组实验。

实验共分为3组, 分别为 QD 组、DH 组和 VT 组。每组均用小麦秸秆和厨余垃圾按二者干基质量比为 4:1 的比例均匀混合, 混合物料的 C/N 比控制在 30:1, 并调节混合物料的水分含量在 65%。接种菌剂时按物料总重的 0.5% 添加, 即 QD 菌剂接种 100 mL, DH 菌剂和 VT 菌剂各接种 52 g。每组混合均匀的物料等分装入 3 个堆肥桶内, 每个堆肥桶内均含物料 3.50 kg, 每组设置 3 个重复实验。通风量设置为 $1 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, 持续通风至堆肥结束, 堆肥周期设定为 30 d。

堆肥开始后分别于第 1、5、9、14、19、24 和 29 d 取样, 取样前需翻堆, 使物料混合均匀。采样时按照 5 点采样法的原则分别在堆体的上、中、下层采集鲜样共 30 g, 混合均匀后置于 -20°C 冰箱保存, 用于各项指标的测定。

1.5 分析方法

温度采用温度计测定。将温度计插入物料中间及周围 3 点 20 cm 处测定温度, 取 4 点温度的平均值作为最终结果, 温度每隔 24 h 测定 1 次; 含水率采用烘干法^[12]测定。

浸提液理化性质测定。将 5 g 鲜样与蒸馏水按质量比 1:10 混合并振荡 120 min, 然后在 $10\,000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下离心 5 min, 过 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜后, 将滤液用塑料小瓶贮存于 4°C 冰箱待用。pH 用便携式 pH 计测定; 电导率(EC)用便携式电导率仪测定; 在 465 nm(E4) 和 665 nm(E6) 下的波长用紫外分光光度计^[13]测定。

VS 含量和 C/N 比分别采用灼烧法和元素分析仪法^[13]测定。

2 结果与讨论

2.1 菌剂处理下物料温度的变化特性

3 种菌剂处理下物料的温度变化如图 2 所示。堆肥前 3 d, 物料中易降解的有机物如可溶性小分子有机物、多糖和脂类等开始降解, 该阶段嗜温菌的活性较强, 热量快速累积, 温度迅速上升至 50°C 以上。3~10 d 为高温期, 可溶性的中间产物被继续分解转化, 耐高温的放线菌数量增加, 物料中有机物如淀粉、蛋白质、半纤维素和纤维素等逐步分解。QD、DH 和 VT 处理下的最高温度分别达到了 58.2°C 、 54.7°C 和 53.7°C , 高温期分别维持了 9、6 和 6 d。第 10 天后, 堆体温度逐渐下降, 嗜温细菌和真菌变得活跃, 对残留的较难分解的有机物(如木质素)进行分解, 物料表面变得疏松且颜色逐渐变为黑褐色, 开始形成了腐殖酸等物质^[14]。堆肥过程中分别于第 5、9、14、19、24 和 29 天对物料进行翻堆, 翻堆后物料重新混合均匀, 堆体温度稍有上升^[15]。最终 3 组处理下物

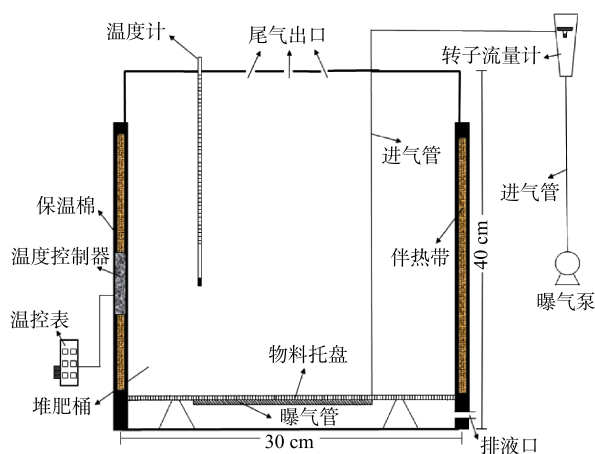


图1 堆肥装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the composting reactor

料的温度均稳定在 31 ℃ 左右, 与伴热带温度(发酵环境温度)趋于一致。

3 种菌剂处理下的物料均经历了升温、高温和降温期。在高温期维持时间的长短方面表现为 $QD > DH > VT$, 只有 QD 组堆体的高温期维持时间超过了 7 d。在温度峰值的高低方面表现为 $QD > DH > VT$, 只有 QD 组堆体的最高温度超过了 55 ℃, 满足堆肥无害化的要求^[16]。综合 3 组物料温度的变化情况可知, QD 菌剂在堆肥过程中能使堆体温度达到 55 ℃ 以上, 在高温期持续时间较长, 这说明 QD 菌剂中的微生物可能更多为嗜温菌和高温菌, 在升温 and 高温期的活性更强, 对堆体在前期热量的迅速增长和积累有良好的促进作用。

2.2 菌剂处理下物料含水率的变化特性

3 种菌剂处理下物料含水率的变化如图 3 所示。堆肥物料的含水率过高或过低都会影响堆肥的质量, 含水率过高会导致堆体局部厌氧, 过低会导致微生物活性下降^[14]。由图 3 可知, 3 组处理下物料含水率总体上均呈现先上升后下降的变化趋势。在升温-高温期物料温度迅速上升, 微生物活动剧烈, 物料中的有机物被强烈分解, 微生物代谢产水的速率大于水分蒸发的速率, 导致物料的含水率上升。QD、DH 和 VT 处理下物料的含水率分别在第 9、14 和 9 d 达到了最高值, 分别为 $(75.6 \pm 1.14)\%$ 、 $(78.9 \pm 0.93)\%$ 和 $(79.5 \pm 1.55)\%$ 。10 d 之后, 物料的温度下降, 微生物活动逐渐减弱, 再加上持续的通气及翻堆, 物料中的水分被持续带走, 微生物代谢产水的速率小于水分蒸发的速率, 物料含水率逐渐降低。最终, 3 组处理下物料的含水率分别降至 $(59.73 \pm 0.13)\%$ 、 $(56.61 \pm 2.19)\%$ 和 $(57.42 \pm 0.93)\%$, 而有机肥料腐熟的标准要求堆体含水率低于 30%^[16], 这说明 3 组物料均达到了初步腐熟, 完成了好氧堆肥的一次发酵阶段。后续仍需要进行二次发酵, 即温度维持在中温, 使物料进一步稳定, 最终达到深度腐熟。

2.3 菌剂处理下物料浸提液理化性质的变化特性

3 组处理下物料浸提液理化性质的变化如图 4 所示。EC 可以表征有机废物发酵产品中的可溶性盐含量; pH 可以反映堆体所处的酸碱性环境; E4/E6 可表征堆肥过程中腐殖酸的缩合度和芳构化程度^[17]。由图 4(a) 和图 4(b) 可知, 堆肥前期 EC 逐渐上升, 这是由于堆体中可被微生物直接利用的物质较多, 物料中易降解的物质如糖类、脂肪等被断链降解产生了 VFAs 和大量的无机盐离子, 如 HCO_3^- 、 NO_3^- 和 H^+ 等^[18], 这些游离态离子逐渐累积导致 EC 逐渐上升。另外, 厨余垃圾极易腐败, 产生的 H^+ 和小分子有机酸导致堆肥初期 pH 较低, 均为 4.5 左右。随着堆肥的进行, 蛋白质等物质开始降解, 产生了 NH_4^+ 等含氮离子^[19], EC 和 pH 均逐渐升高。QD、DH 和 VT 处理下物料的 EC 均

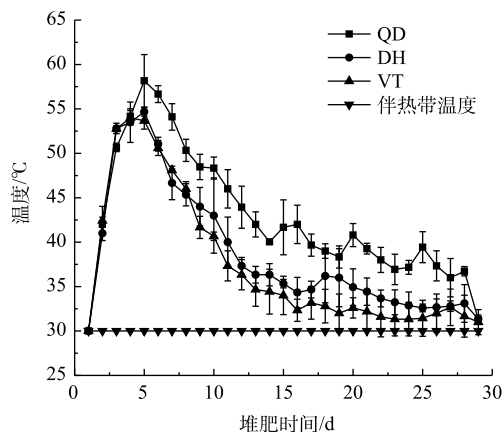


图 2 不同堆肥处理物料温度的变化

Fig. 2 Changes of temperature with different microbial agents during composting

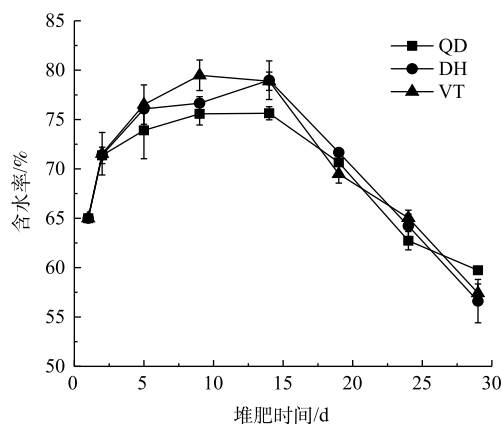


图 3 不同堆肥处理物料含水率的变化

Fig. 3 Changes of water content with different microbial agents during composting

在第 24 d 达到最大值，分别为 $(3\,180\pm107)$ 、 $(3\,473\pm300)$ 和 $(3\,217\pm363)$ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ，增量分别为 85.6%、77.9% 和 74.6%。QD、DH 和 VT 组的 pH 均稳定在微碱性的区间内，分别为 8.44 ± 0.08 、 8.42 ± 0.06 和 8.48 ± 0.07 。由图 4(c) 可知，E4/E6 前期数值较高并在前 10 d 迅速下降，这表明物料中易降解有机物被分解，产生的小分子有机酸等化合物被快速利用；随后，E4/E6 在 7~8 之间波动，这表明此阶段底物的降解过程较前期缓慢，形成了腐殖质但腐殖化程度仍较低。综合浸提液理化性质的变化情况可知，DH 处理下堆体中的 EC 更高，物料中有机物的矿质化程度更高；3 种菌剂对小麦秸秆好氧堆肥过程中腐殖质的形成和积累均有一定的促进作用，但堆肥后期堆体的腐殖化进程较为缓慢；3 种菌剂处理下的堆体均能维持在中性至微碱性的环境中，为堆体中的微生物提供了一个适宜的生长环境，使得微生物能够高效地降解有机物^[20]，便于后续二次发酵的开展。

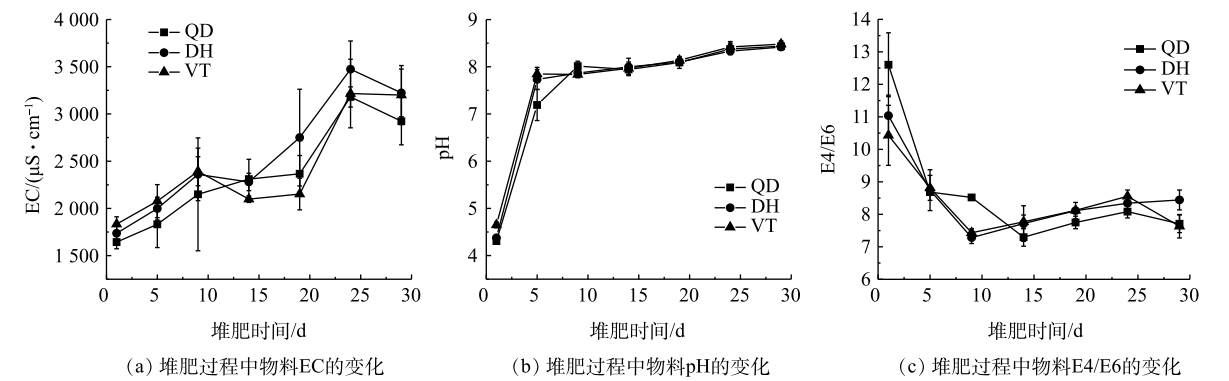


图 4 不同堆肥处理物料浸提液理化性质的变化

Fig. 4 Changes of physicochemical properties of the composting extracts with different microbial agents during composting

2.4 菌剂处理下物料 VS 含量的变化特性

VS 含量的变化反映了堆肥过程中物料有机物的降解速度和效率。3 组处理下物料的 VS 含量变化如图 5 所示。由图 5 可知，3 组处理下物料的 VS 含量均表现为逐渐降低的趋势，物料的初始 VS 含量(干基)为 90% 左右。在升温-高温期时，物料的温度迅速上升，微生物生命活动旺盛，物料中易降解的有机物被大量分解，碳元素主要以 CO_2 的形式被释放，物料的 VS 含量迅速下降。在降温期时，物料的温度下降，此时物料内的有机物主要为难降解的木质纤维素等，有机物的降解速率变小。最终，QD、DH 和 VT 处理下物料的 VS 含量分别稳定在 $(71.96\pm0.89)\%$ 、 $(65.84\pm1.19)\%$ 和 $(68.16\pm0.93)\%$ 。

3 种菌剂处理下物料 VS 含量的减少情况如表 2 所示。3 组处理下物料中有机物的降解效率表现为 $\text{DH}>\text{VT}>\text{QD}$ ；QD、DH 和 VT 处理下物料 VS 的减少量分别为 $(18.87\pm0.89)\%$ 、 $(24.48\pm1.60)\%$ 和 $(22.08\pm0.72)\%$ 。升温-高温期时，

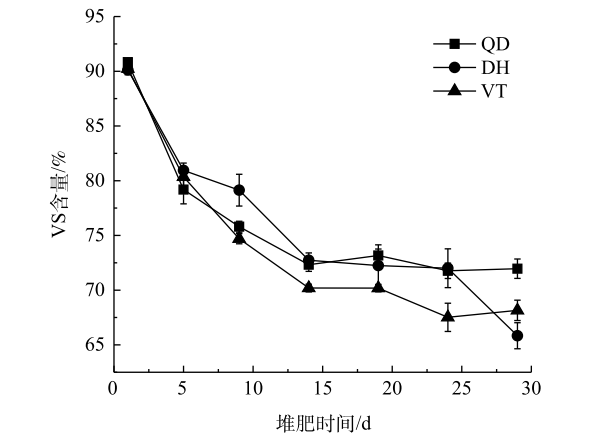


图 5 堆肥中 VS 含量的动态变化

Fig. 5 Dynamic changes of VS content during composting

表 2 堆肥前后 VS 含量的减少情况
Table 2 Reduction of VS content before and after composting %

处理组	初始VS含量	终点VS含量	升温-高温期VS减少量	VS减少总量
QD	90.83±0.18	71.96±0.89	15.04±0.42	18.87±0.89
DH	90.12±0.44	65.84±1.19	10.99±1.28	24.48±1.60
VT	90.24±0.26	68.16±0.93	15.54±0.71	22.08±0.72

QD、DH 和 VT 处理下物料的 VS 减少含量分别为 $(15.04 \pm 0.42)\%$ 、 $(10.99 \pm 1.28)\%$ 和 $(15.54 \pm 0.71)\%$ ，分别占 VS 减少总量的 79.7%、45.2% 和 70.4%。VS 含量的减少情况表明，QD 和 VT 处理下物料中有机物的降解主要发生在升温-高温期，而 DH 处理下物料有机物的降解主要发生在降温期。这是因为，QD 和 VT 菌剂中的乳酸菌和酵母菌等对糖类物质有较强的利用能力，而 DH 菌剂中的枯草芽孢杆菌和米根霉能分泌纤维素酶从而对物料中的木质纤维素有着较好的降解作用^[21]，这说明 3 种菌剂对物料中有机物降解效果的差异性与菌剂中微生物的组成配比密不可分。

2.5 菌剂处理下物料 C/N 比的变化特性

C/N 比的变化可以反映堆肥过程中物料有机物矿质化和腐殖化的进程^[22]。有研究^[23]表明，适合微生物生长的物料 C/N 比范围为 25:1~30:1。3 组处理下物料 C/N 比的变化如图 6 所示，可见，3 组物料的 C/N 比均呈现下降的趋势，变化曲线的斜率随堆肥过程的持续而逐渐降低，这与 VS 含量的变化情况一致。物料的初始 C/N 比均在 30:1 左右，是适宜微生物生长的环境。堆肥前 10 d 堆体温度上升，微生物迅速生长繁殖。其中，易分解的含 C 有机物被微生物分解吸收利用，并通过呼吸作用变为 CO_2 等气体排出堆肥系统，因而 C 含量逐渐变低。N 素被微生物利用会以 NH_3 的形式散失，但其下降幅度低于有机物总干物质的下降幅度，故干物质中全 N 含量会相对增加^[22]，总体则表现为 C/N 比迅速降低。10 d 之后，物料的温度降低，微生物生命活动减弱，物料达到初步稳定腐熟，C/N 比下降趋势变缓并趋于稳定。3 组处理下物料的 C/N 比均由初始的 30:1 降至 12:1 以下，分别为 11.71 ± 0.16 、 11.67 ± 0.20 和 11.45 ± 0.16 ，终点 C/N 比与初始 C/N 比的比值分别为 0.39、0.38 和 0.37，尽管满足堆肥腐熟时终点 C/N 比与初始 C/N 比的比值不超过 0.5 的要求^[24]，然而在实际应用中应该参照其他指标，如生物活性和植物毒性等，对堆肥的腐熟程度进行综合评价。

3 结论

1) QD 菌剂可以提高堆肥温度至 $58.2\text{ }^\circ\text{C}$ ，堆体的高温期为 9 d，满足堆肥无害化要求；DH 菌剂可以促进物料中有机物的降解，降解率可达 24.48%；3 种菌剂对堆肥中腐殖质的形成和积累均有一定的促进作用。

2) 3 组处理下的堆体进入降温期后均开始形成腐殖质，物料达到初步腐熟，即完成了一次发酵。后续仍需要进行二次发酵处理，使堆体达到完全腐熟，即可作为土壤改良剂或有机肥施用。

3) 微生物配比不同是导致小麦秸秆好氧堆肥降解效果存在差异的重要因素。后续需分析堆肥过程中的微生物种群，进一步明确功能菌群和功能基因，考察微生物在小麦秸秆堆腐过程中的作用机理。

参考文献

- [1] GUO S S, MAO R X, ZHANG L C, et al. Progress and prospect of research on controlled ecological life support technique[J]. Reach-Reviews in Human Space Exploration, 2017, 6(6): 1-10.
- [2] BUBENBEIM D L, WIGNARAJAH K. Incineration as a method for resource recovery from inedible biomass in a controlled

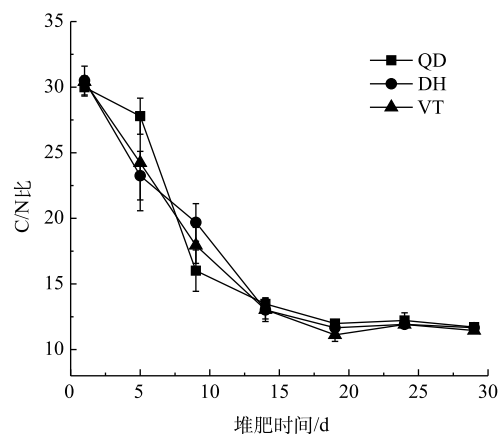


图 6 堆肥中 C/N 比的动态变化

Fig. 6 Dynamic changes of C/N ratio during composting

- ecological life support system[J]. Life Support & Biosphere Science International Journal of Earth Space, 1995, 1(3/4): 129-400.
- [3] SUTORMINA E F, TRIFONOV S V, KUDENKO Y A. Physicochemical processing of human exometabolites for closed life support systems[J]. Chemistry for Sustainable Development, 2011, 19(19): 375-382.
- [4] CHYNOWETH D P, OWENS J M, TEIXEIRA A A, et al. Anaerobic digestion of space mission wastes[J]. Water Science and Technology, 2006, 53(8): 177-185.
- [5] LAURENT P, CATHERINE C, BERANGERE F, et al. Test of an anaerobic prototype reactor coupled with a filtration unit for production of VFAs[J]. Bioresource Technology, 2013, 145(145): 240-247.
- [6] WHITAKER D, ALLEMAN J. Evaluation of thermophilic aerobic digestion for waste treatment[R]. SAE Technical Paper 2007-01-3095, 2007.
- [7] TIKHOMIROV A A, USHAKOVA S A, MANUKOVSKY N S, et al. Synthesis of biomass and utilization of plants wastes in a physical model of biological life-support system[J]. Acta Astronautica, 2003, 53(4): 249-257.
- [8] NAIR J, OKAMITSU K. Microbial inoculants for small scale composting of putrescible kitchen wastes[J]. Waste Management, 2010, 30(6): 977-982.
- [9] 高云航, 勾长龙, 王雨琼, 等. 低温复合菌剂对牛粪堆肥发酵影响的研究[J]. 环境科学学报, 2014, 34(12): 3166-3170.
- [10] 周营. 餐厨垃圾好氧堆肥微生物强化及复混肥制备的研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2018.
- [11] 牛俊玲, 郑宾国, 梁丽珍, 等. 餐厨垃圾与麦秸混合堆肥中碳素物质变化规律研究[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(3): 626-630.
- [12] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 生活垃圾采样和分析方法: CJ/T 313-2009[S]. 北京, 2009.
- [13] 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, 2013.
- [14] 张亚宁. 堆肥腐熟度快速测定指标和方法的建立[D]. 北京: 中国农业大学, 2004.
- [15] 张红玉, 路鹏, 李国学, 等. 秸秆对厨余垃圾堆肥臭气和渗滤液减排的影响[J]. 农业工程学报, 2011, 27(9): 248-254.
- [16] 中华人民共和国卫生部. 粪便无害化卫生要求: GB 7959-2012, [S]. 北京, 2012.
- [17] 谷洁, 李生秀, 秦清军, 等. 微生物及胡敏酸E4/E6值在农业废弃物静态高温腐解中的变化[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2005, 12(12): 98-102.
- [18] 任丽梅, 李国学, 沈玉君, 等. 鸟粪石结晶反应在猪粪和玉米秸秆堆肥中的应用[J]. 环境科学, 2009, 30(7): 2165-2173.
- [19] ZHANG H Y, LI G X, GU J, et al. Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH_3 emissions during aerobic composting of kitchen waste[J]. Waste Management, 2016, 58(58): 369-375.
- [20] SUNDBERG C, YU D, FRANKE W I, et al. Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting[J]. Waste Management, 2013, 33(1): 204-211.
- [21] KAUSAR H, ISMAIL M R, SAUD H M, et al. A novel lignocellulolytic bacterium for bioconversion of rice straw[J]. Pakistan Journal of Agricultural Sciences, 2017, 53(3): 523-533.
- [22] 孙向平, 李国学, 肖爱平, 等. 添加不同比例玉米秸秆对猪粪高温堆肥过程中胡敏酸的结构组成及红外光谱特性影响分析[J]. 光谱学与光谱分析, 2014, 34(9): 2413-2418.
- [23] 秦莉, 沈玉君, 李国学, 等. 不同C/N比堆肥碳素物质变化规律研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(7): 1388-1393.
- [24] XIAO Y, ZENG G M, YANG Z H, et al. Continuous thermophilic composting(CTC) for rapid biodegradation and maturation of organic municipal solid waste[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(20): 4807-4813.

(本文编辑: 金曙光, 郑晓梅)

Effects of three microbial agents on wheat straw aerobic composting

ZHANG Yang^{1,2}, AI Weidang^{2,3,*}, JIN Xiangdan^{3,4}, FENG Haiyan¹, ZHANG Liangchang^{2,3}, WU Chongyang³

1. School of Earth Sciences and Resources, China University of Geosciences, Beijing 100083, China

2. National Key Laboratory of Human Factors Engineering, China Astronaut Research and Training Center, Beijing 100094, China

3. SPACenter Space Science and Technology Institute, Shenzhen 518117, China

4. School of Civil and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology (Shenzhen), Shenzhen 518055, China

*Corresponding author, E-mail: aiwd@163.com

Abstract This experiment was designed to discuss the effects of different microbial agents on wheat straw degradation during the first aerobic composting stage. Three microbial agents(named as QD, DH and VT)were selected for the wheat straw and food waste aerobic composting, which were used as the main materials and nutrient additive, respectively. During the experiment, temperature, water content, physicochemical properties of extracts, volatile solid (VS) content and C/N ratio were studied, and the degradation efficiencies with different microbial agents were compared. The results showed that with QD, DH and VT addition the processes had all experienced heating, thermophilic and cooling phases, and the peak temperature reached 58.2, 54.7 and 53.7 °C, and the high temperature period kept 9, 6 and 6 d, respectively. Water content and EC displayed the tendency of rising up at the beginning and declining in late. E4/E6, VS and C/N ratio showed a trend of decreasing. pH was stable at 8.44, 8.42 and 8.48, respectively. The reduction content of VS was 18.87%, 24.48% and 22.08%, respectively. In conclusion, QD can improve the composting temperature and meet the harmless requirements; DH can promote the mineralization of organic matter in the materials, and all the microbial agents have a positive influence on the formation and accumulation of humus in the composting. This experiment can provide the theoretical basis for screening and cultivating efficient bacterial strains for wheat straw composting, and also suggests some solutions for the resourceful treatment of biomass solid waste (particularly wheat straw) in CELSS.

Keywords controlled ecological life support system; wheat straw; microbial agents; aerobic composting