

# 城市污泥生物干化过程的有机质转化与产水规律

蔡 璐<sup>1,2</sup>, 葛奇峰<sup>1</sup>, 高 定<sup>2</sup>, 沈玉君<sup>3</sup>

(1. 宁波大学建筑工程与环境学院, 宁波 315211; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所环境修复研究中心, 北京 100101;  
3. 农业部规划设计研究院农村能源与环保研究所, 北京 100125)

**摘 要:** 城市污泥生物干化期间, 微生物降解有机质产生水分, 影响最终的干化效率。该研究采用自动控制技术进行城市污泥生物干化, 测定了干化过程不同阶段的有机质组分转化, 并通过水分平衡方程计算了污泥干化过程中堆体的产水量, 研究了干化过程的产水规律。结果表明, 第 1 次高温期是有机质降解最快的时期, 日均降幅达 6.68 kg/(t·d); 生物干化完成时, 有机质中的易降解有机质(易水解物和脂类)比例由 49.91%降至 37.94%, 腐殖酸的比例由 39.34%升至 54.14%; 堆体总产水量为 61.80 kg/t, 产水速率排序为: 第 1 次高温期>升温期>第 2 次高温期>降温期, 其中第 1 次高温期日均产水速率达 6.51 kg/(t·d), 该时期也是有机质降解速率最大的时期。整个生物干化过程中, 堆体产水量与蒸发量的比值为 1:6.7, 产水量远低于蒸发量, 各阶段的产水量变化可为优化生物干化工艺提供参考。

**关键词:** 污泥; 降解; 水分; 生物干化; 产水量; 水分衡算; 有机质

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2016.05.040

中图分类号: TP391S-3; X71; X799.3

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2016)-05-0274-06

蔡 璐, 葛奇峰, 高 定, 沈玉君. 城市污泥生物干化过程的有机质转化与产水规律[J]. 农业工程学报, 2016, 32(5): 274—279. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2016.05.040 <http://www.tcsae.org>

Cai Lu, Ge Qifeng, Gao Ding, Shen Yujun. Dynamic variations of organic compositions and water generation during bio-drying of sewage sludge[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2016, 32(5): 274—279. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2016.05.040 <http://www.tcsae.org>

## 0 引 言

城市污泥经机械脱水后, 含水率仍高达 80%, 过高的含水率不利于其最终处置且易造成二次污染<sup>[1-3]</sup>。基于高温好氧发酵原理的生物干化技术可快速降低被干化物料(sewage sludge bio-drying material, SSBM)的含水率并改善其性状, 利于后续处置<sup>[4]</sup>。

就水分质量平衡角度而言, 生物干化堆体的水分变化受控于水分的增加和减少这 2 部分。堆体水分的增加主要包括以下 2 条途径: 一是堆体产水, 即堆体中微生物生命活动产生的水分<sup>[5-6]</sup>; 二是外界输水, 该项主要表现为通风输入水汽, 即在强制通风过程中随着大量空气鼓入而输向堆体的水汽。堆体水分的减少则表现为: 堆体中的自由水通过对流蒸发离开堆体<sup>[7-8]</sup>。只有当堆体的脱水质量远大于产水量及其他输入水量时, 堆体的含水率才能明显降低<sup>[9-10]</sup>。因此, 作为堆体水分增量重要组成部分的堆体产水, 关系到整个堆体的水分输入与输出平衡<sup>[11]</sup>, 产水量影响最终的干化效率。偶见堆体由于水分输入量较大导致 SSBM 含水率不降反升, 此类现象易发生在生物干化前期, 部分学者进行生物干化试验时曾观察到 SSBM 的含水率在升温期略有升高<sup>[9,12]</sup>。

根据降解难易程度, 可将 SSBM 中的有机质分为: 易水解物、脂类、木质纤维素和腐殖酸。其中, 易水解物、脂类易被生物降解, 木质纤维素、腐殖酸较难降解<sup>[13]</sup>。有机质在被微生物分解的过程中, 产生代谢水和 CO<sub>2</sub><sup>[5-6]</sup>。对于城市污泥生物干化过程而言, 可根据堆体的水分平衡方程, 即已知原堆体含水量、脱水后的堆体含水量、脱水量和输入水汽量, 计算堆体产水量。虽有学者提出可根据有机质降解推算产水量<sup>[14-15]</sup>, 但对于生物干化全过程的产水量变化并未进行系统研究, 因此生物干化过程中产水量的动态变化规律尚不明确。

本研究的目的是阐明生物干化过程的产水量动态变化, 并基于干化过程分析有机质组分变化与产水规律之间的联系。因此, 本研究采用含水率与蒸发量的在线监测技术, 根据堆体水分平衡方程计算产水量, 并结合有机质组分的变化, 研究城市污泥生物干化过程的产水规律, 从而为城市污泥生物干化工程的脱水策略调控与管理提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

试验所用城市污泥来自秦皇岛污水处理厂, 调理剂采用锯末和回填料, 锯末来自木材厂, 回填料为秦皇岛绿港污泥处理厂的 SSBM 成品, 三者混合体积比约为 3:2:1 (污泥:回填料:锯末), 混合后的 SSBM 运至该污泥厂发酵仓进行生物干化。城市污泥、锯末、回填料以及初始 SSBM 的质量含水率分别为 82.3%、20.6%、40.8%

收稿日期: 2015-10-26 修订日期: 2015-12-22

基金项目: 国家自然科学基金(41401538, 41301634); 浙江省自然科学基金(LQ14D010001)

作者简介: 蔡 璐, 女(汉族), 浙江绍兴人, 讲师, 博士, 主要从事固体废物资源化利用研究。宁波 宁波大学建筑工程与环境学院, 315211。

Email: cailu@nbu.edu.cn

和 66.1%，其挥发性有机质 (volatile solid, VS) 质量分数分别为 61.3%、98.3%、66.5% 和 73.7%。

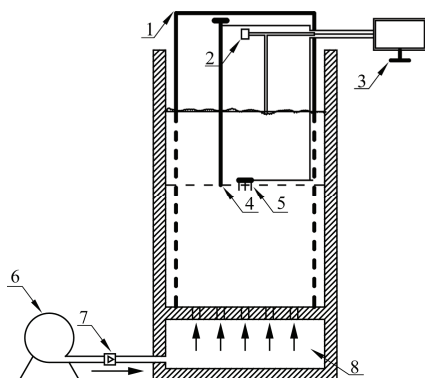
## 1.2 试验仪器

试验仪器主要有：混料机、匀翻机、鼓风机、自动控制软件、CTB 温度传感器、CTB 水汽测定仪和 CTB 含水率测定仪（以上仪器设备均由北京中科博联环境工程有限公司制造），以及 VF10 热式流量计（美国 Virvo 公司）、紫外可见分光光度计（北京普析通用仪器有限公司）、马福炉、电热鼓风干燥箱（马福炉与烘箱均由上海思尔达科学仪器有限公司制造）和索氏提取器等。

## 1.3 试验过程

将混合均匀的 SSBM 堆积于发酵仓中，堆体高度为 1.6 m。使用铺平机将堆体铺平。污泥生物干化采用生物干化智能控制工艺 (control technology for bio-drying, CTB)，它是基于温度—氧气联合反馈的自动控制技术，控制软件为 Compsoft® 3.0。采用鼓风机供氧，于堆体底部气室由下而上曝气，可根据生物干化不同阶段的温度和氧气含量变频调节鼓风量<sup>[16]</sup>。

生物干化试验装置见图 1。为防止非试验因素干扰，在堆体表面垂直安设直径为 1.13 m 的圆柱形罩（上下通透，上下表面积均为 1.0 m<sup>2</sup>，罩面为疏水性材料），堆体的被测横截面积为 1.0 m<sup>2</sup>，实际的堆体试验体积为 1.6 m<sup>3</sup> (1.0 m<sup>2</sup>×1.6 m)。圆柱形罩体的上表面距堆体表面的垂直高度为 0.8 m。将 CTB 水汽测定仪安置于罩内，使传感器位于罩内中轴线上，距堆体表面的垂直高度为 0.5 m。在罩内堆体中心插入 CTB 温度传感器和含水率测定仪，插入深度均为 0.6 m<sup>[8]</sup>。在气室的通风管道入口处安装流量计。生物干化周期为 20 d，根据堆体温度可将干化过程划分为以下 4 个阶段：第 1~2 天为升温期，第 3~9 天为第 1 次高温期（堆体温度>50℃），第 10~15 天为第 2 次高温期（第 9 天匀翻后温度先降后升，再次经历高温期），第 16~20 天为降温期，鼓风机进行变频鼓风。在干化的第 9 天、第 12 天、第 15 天、第 18 天分别对堆体进行 1 次机械匀翻。



1. 圆柱形罩 2. 水汽测定仪 3. 数据采集仪 4. 温度传感器 5. 含水率测定仪 6. 鼓风机 7. 流量计 8. 气室  
1. Cylindrical cover 2. Vapor sensor 3. Data logger 4. Temperature sensor 5. Probes for moisture content measurement 6. Air blower 7. Flowmeter 8. Air chamber

图 1 试验装置示意图

Fig.1 Schematic of sewage sludge bio-drying experiment

## 1.4 数据采集与测定

SSBM 温度由 CTB 温度传感器在线监测，含水率由基于介电法的 CTB 含水率测定仪测定：在每天同一时刻原位测定堆体含水率，每次测 5 个重复。水汽参数由 CTB 水汽测定仪在线监测，数据采集仪每 2 s 记数 1 次。强制通风的气体流量由 VF10 热式流量计在线监测，电脑每 1 min 记数 1 次。同时，每天取样测 SSBM 的 VS 含量<sup>[17]</sup>，均测 3 个重复；并分别取原污泥、上堆料、下堆料以及升温期、第 1 次高温期、第 2 次高温期和降温期的样品，共计 7 份，分别记为 SS、D0、D20、D2、D6、D11、D16，分析其 VS 组分及灰分比例。灰分为在马福炉 500℃ 中灼烧 3 h 后的残留物<sup>[18]</sup>。VS 组分的分析方法如下<sup>[19]</sup>：

脂类含量测定：采用索氏提取法抽提样品的脂类物质，抽提 4 h。抽提结束后，于 60℃ 烘干样品，根据质量差计算脂类物质含量。

碳水化合物和氨基酸等易水解物含量测定：将去脂烘干后的残渣用 2 mol/L 的 HCl 溶液溶解，沸水浴中加热 45 min。加热结束后冷却、过滤，并于 60℃ 烘干，根据质量差计算易水解物含量。

木质纤维素含量测定：过滤易水解物后的烧杯滤液用 100 g/L 的 NaOH 溶液酸碱滴定中和，采用 3,5-二硝基水杨酸 (DNS) 比色法测定还原糖质量浓度，计算木质纤维素的含量。

腐殖酸含量测定：向去除易水解物的烘干残渣中加入 10 g/L 的 NaOH 溶液，于沸水浴中抽提 2 h。结束后冷却离心分离，残渣用蒸馏水清洗，于 60℃ 烘干，根据质量差计算腐殖酸含量。

以上均平行测定 3 组，取平均值。

## 1.5 计算方法

假设堆体的水分分布和水蒸气分布为活塞流状态，在径向方向均匀分布，不存在浓度梯度<sup>[20-21]</sup>。假设强制通风输入的气体全经过被测堆体；由于 SSBM 含水率低于 80%，堆体底部气室的强制通风干燥了堆体底部的水分<sup>[22]</sup>，堆体未检出渗滤液，因此假设渗滤液为 0。利用堆体含水量、蒸发量和强制通风输入的水汽量，建立污泥生物干化过程的水分平衡方程。

$$M_{H_2O,t-1} + \Delta M_{H_2O,g} + \Sigma I = M_{H_2O,t} + \Sigma E \quad (1)$$

根据上式可计算出堆体产水量，

$$\Delta M_{H_2O,g} = \Sigma E - \Sigma I - (M_{H_2O,t-1} - M_{H_2O,t}) \quad (2)$$

式中  $\Delta M_{H_2O,g}$  为第  $t-1$  至  $t$  天内的产水量，kg； $\Sigma E$  为第  $t-1$  至  $t$  天的总蒸发量，kg； $\Sigma I$  为第  $t-1$  至  $t$  天的通风总输水量，kg； $M_{H_2O,t-1}$  为第  $t-1$  天时的堆体含水量，kg； $M_{H_2O,t}$  为第  $t$  天时的堆体含水量，kg。

其中，堆体含水量、蒸发量和强制通风输入的水汽量通过以下方程进行计算：

### 1) 堆体含水量

假设堆体质量的变化主要体现在 VS 的降解和水分的转变迁移<sup>[6,23]</sup>，堆体组分中的灰分质量在生物干化过程中不发生改变，那么根据物料含水率和 VS，可计算出

物干化过程中某天的堆体含水量。

$$M_{H_2O,t} = M_0 \frac{(1-MC_0)(1-VS_0)}{(1-MC_t)(1-VS_t)} MC_t, \quad (3)$$

式中  $M_{H_2O,t}$  为第  $t$  天时堆体的含水量, kg;  $M_0$  为刚上堆时堆体总质量, kg;  $MC_0$ 、 $VS_0$  为刚上堆时堆体的质量含水率和 VS 含量, %;  $MC_t$ 、 $VS_t$  为第  $t$  天时堆体的质量含水率和 VS 含量, %。

## 2) 堆体蒸发量

用 CTB 水汽测定仪测定堆体表面的湿度、温度和风速, 并采用以下公式计算水汽通量

$$e = q_e \cdot u_e \cdot \rho_e, \quad (4)$$

式中  $e$  为水汽通量, kg/(m·s);  $q_e$  为堆体表面空气比湿, kg 水/kg 空气;  $u_e$  为垂直风速, m/s;  $\rho_e$  为堆体表面空气密度, kg/m<sup>3</sup>,  $\rho_e T = \rho_0 T_0$ ,  $T_0 = 273$  K, 此时  $\rho_0 = 1.293$  kg/m<sup>3</sup>; 计算水汽通量后, 积分获得 1 个时间段内堆体的蒸发量  $E$  (堆体表面积为 1 m<sup>2</sup>, 即单位面积蒸发量)。

$$E = \int_{t_0}^{t_1} f(t) \cdot dt, \quad (5)$$

式中  $E$  为单位面积堆体的蒸发量, kg/m<sup>2</sup>;  $t_0$  为 1 个时间段开始的时刻;  $t_1$  为 1 个时间段结束的时刻;  $f(t)$  为 1 个时间段内由  $e$  拟合的函数, kg/(m·s)。

## 3) 输入水汽量

随着对堆体进行强制通风输入堆体的水汽质量可根据以下公式计算。

$$M_i = q_i \cdot Q_i \cdot \rho_i, \quad (6)$$

式中  $M_i$  为每秒输入的水汽量, kg/s;  $\rho_i$  为鼓风机口空气密度, kg/m<sup>3</sup>,  $\rho_i T = \rho_0 T_0$ ,  $T_0 = 273$  K, 此时  $\rho_0 = 1.293$  kg/m<sup>3</sup>;  $Q_i$  为通风量, m<sup>3</sup>/s;  $q_i$  为鼓风机口空气比湿, kg/kg, 计算公式如下<sup>[24]</sup>

$$q_i = \beta \cdot \frac{M_{\text{water}}}{M_{\text{air}}} \cdot \frac{10^{\frac{8.896 \times 2238}{T+273}}}{760 \cdot 10^{\frac{8.896 \times 2238}{T+273}}}, \quad (7)$$

式中  $M_{\text{water}}$  为水的摩尔质量, 18 g/mol;  $M_{\text{air}}$  为空气的摩尔质量, 29 g/mol;  $\beta$  为水蒸气的相对湿度, %。

计算单位时间输入的水汽量后, 积分获得 1 个时间段内堆体的通风输水量  $I$  (堆体表面积为 1 m<sup>2</sup>, 即单位面积的通风输水量)

$$I = \int_{t_0}^{t_1} g(t) \cdot dt, \quad (8)$$

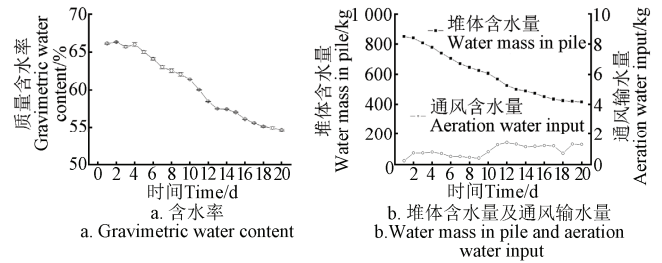
式中  $I$  为单位面积堆体的通风输水量, kg/m<sup>2</sup>;  $t_0$  为 1 个时间段开始的时刻;  $t_1$  为 1 个时间段结束的时刻;  $g(t)$  为 1 个时间段内由  $M_i$  拟合的函数, kg/s。

## 2 结果与讨论

### 2.1 堆体总含水量

经生物干化处理, SSBM 的含水率由 66.12%±0.08% 降至 54.70%±0.12% (图 2a)。图 2b 所示为根据公式 (3) 计算的堆体总含水量变化情况。由图 2b 可见, 堆体的初始总含水量为 851.1 kg, 第 20 天降至 417.2 kg。全过程中, 单位质量的水分蒸发量为 414.6 kg/t (t 表示每吨 SSBM, 下同)。随着干化进行, 堆体含水

量逐渐下降, 第 1 次高温期和第 2 次高温期为含水量下降最快的时期, 日降幅为 (21.64±7.42) kg/(t·d); 降温期的含水量日降幅仅为 (6.02±4.45) kg/(t·d), 下降趋于平缓。在整个干化过程中, 强制通风会输入一定的水汽量 (图 2b), 但输入量最高不超过 1.5 kg/d, 在堆体总含水量的 0.5% 以内, 不会对干化产生明显影响。



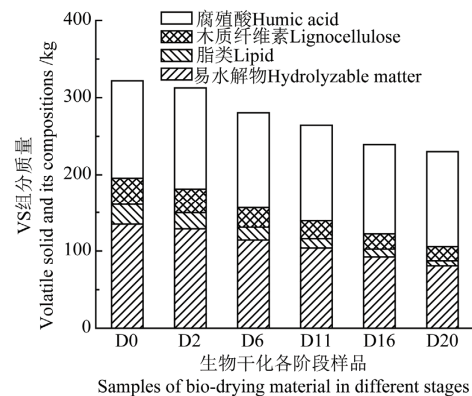
注: 堆体质量为 1 287 kg。Note: Mass of 1 287 kg.

图 2 污泥生物干化过程中的质量含水率、堆体总含水量和强制通风输水量变化

Fig.2 Variations of gravimetric water content, water mass in pile and aeration water input during sewage sludge bio-drying

### 2.2 堆体 VS 总量及组分变化

经生物干化后, SSBM 的 VS 质量分数由 73.71%±0.62% 降至 66.68%±0.21%。图 3 描述了堆体 VS 总质量及 VS 中各组分的变化。由图可见, 干化后堆体的 VS 总质量由上堆时的 321.89 kg 降至干化结束时的 229.94 kg。第 1 次高温期是 VS 降解最快的时期, 日均降幅达 6.68 kg/(t·d), 第 16 天起, VS 下降趋于平缓, 降温期的日均降幅仅为 2.29 kg/(t·d)。由图 3 还可发现, 上堆料 (D0) VS 中易水解物和脂类 (均为易降解有机质) 的比例分别为 41.92%、7.99%, 两者总量占 49.91%, 较难降解的腐殖酸比例仅为 39.34%; 生物干化完成时, VS 中的易降解有机质 (易水解物和脂类) 的比例由 49.91% 降至 37.94%, 其总质量由 160.65 降至 87.24 kg, 腐殖酸的比例由 39.34% 升至 54.14%, 总质量略有降低 (由 126.64 降至 124.49 kg)。综上可知, 干化全过程的 VS 总量降低了 91.95 kg, 易降解有机质 (易水解物和脂类) 降低了 73.41 kg, 其中有 47.52 kg 降解于第 1~2 次高温期; 第 1 次高温期是 VS 降解最快的时期, 而降温期的 VS 降解较为缓慢。



注: 堆体质量为 1 287 kg。

Note: Mass of 1 287 kg.

图 3 污泥生物干化各阶段样品的 VS 总质量和各组分比例

Fig.3 Content of volatile solid and its compositions of sewage sludge bio-drying material in different stages



### 2.3 堆体产水量及变化规律

根据水平衡方程计算出了堆体每天的产水量(图4), 1个干化周期(计第1天至第19天。第20天下堆, 该天产水量不宜计入)的堆体总产水量为 61.80 kg/t。由图4可见, 产水速率变化是: 第1~3天迅速增加, 第3天达到峰值 9.40 kg/(t·d), 随后产水速率减少。总的来说, 第1次高温期的堆体产水速率较高, 平均值为 (6.51±1.90) kg/(t·d)。第1次匀翻后, 堆体开始再次发酵, 产水速率又升高至 8.40 kg/(t·d), 随着发酵升温, 堆体进入了第2次高温期, 产水速率均值为(1.75±0.67) kg/(t·d); 进入降温期后产水速率逐渐减小, 均值为 (0.47±0.34) kg/(t·d), 最后趋于0 (0.16 kg/(t·d))。综上可知, 城市污泥生物干化过程的微生物产水速率是升温期时迅速增加, 第9天匀翻后又出现1个先增再减的现象, 最后趋于0。堆体产水速率大小的排序为: 第1次高温期>升温期>第2次高温期>降温期。

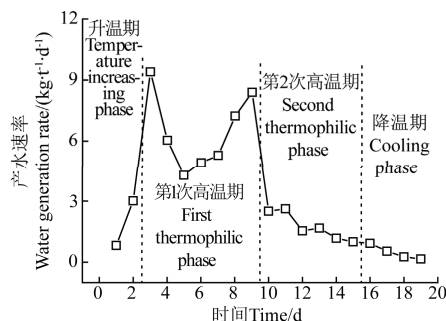


图4 污泥生物干化过程中每天的产水速率

Fig.4 Water generation rate calculated during sewage sludge bio-drying

干化过程中, 有机质各组分含量不断变化, 微生物分解单位质量可降解有机物的产水量并不是恒定的, 且不同微生物所降解的有机物不同<sup>[5]</sup>, 因此, 污泥生物干化不同阶段有机质各组分的降解量不同, 会影响产水量的变化。由本试验可知, 第1次高温期的有机质降解速率最大 (6.68 kg/(t·d)), 其中易降解有机质 (易水解物和脂类) 的降解量较大, 该期间产水速率也最大, 达 6.51 kg/(t·d); 而降温期的易降解有机质 (易水解物和脂类) 降解量最少, 产水速率也较小, 仅为 0.47 kg/(t·d)。

由本试验结果可知堆体产水量的变化规律: 干化第2~9天的堆体产水速率较大, 这是由于在生物干化的升温期和第1次高温期, 堆体有机质含量高, 微生物生命活动旺盛, 产水速率大; 第5~9天堆体自由空域降低<sup>[29]</sup>, 好氧微生物的生命活动减弱, 产水速率减小。第9天匀翻后进入第2次高温期, 产水速率又出现了一个小峰值, 这是因为匀翻改善了堆体环境, 促进微生物再次发酵。进入降温期后, 产水速率逐渐减小, 此阶段堆体中的有机质降解较小, 微生物活性减弱<sup>[21]</sup>, 因此产水速率越来越小。在整个生物干化过程中, 堆体产水量为 61.80 kg/t, 蒸发量为 414.6 kg/t, 两者比值为 1:6.7, 堆体蒸发量远大于产水量, 导致了堆体明显的脱水干化。

### 3 结 论

1) 污泥生物干化全周期的总产水量为 61.80 kg/t; 一次高温期的日均产水速率最大, 达 6.51 kg/(t·d); 降温期产水速率较小, 仅 0.47 kg/(t·d); 干化结束时产水速率为 0.16 kg/(t·d)。生物干化堆体产水速率是: 第1次高温期>升温期>第2次高温期>降温期。

2) 第1次高温期是 VS 降解最大的时期, 日降幅达 6.68 kg/(t·d), 其间日均产水速率也最大; 降温期 VS 的日均降解速率最小, 为 2.29 kg/(t·d), 其间日均产水速率也较小。生物干化结束时, 易降解有机质 (包括易水解物和脂类) 的比例由 49.91%降至 37.94%。

3) 整个生物干化过程中, 堆体产水量与蒸发量的比值为 1:6.7, 产水量远低于蒸发量, 实现了高效的城市污泥生物干化。

#### [参 考 文 献]

- [1] Abelleira J, Pérez-Elvira S I, Sánchez-Oneto J, et al. Advanced Thermal Hydrolysis of secondary sewage sludge: A novel process combining thermal hydrolysis and hydrogen peroxide addition[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2012, 59: 52—57.
- [2] Shen Y J, Chen T B, Gao D, et al. Online monitoring of volatile organic compound production and emission during sewage sludge composting[J]. Bioresource Technology, 2012, 123: 463—470.
- [3] Dodane P H, Mbéguéré M, Sow O, et al. Capital and operating costs of full-scale fecal sludge management and wastewater treatment systems in Dakar, Senegal[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(7): 3705—3711.
- [4] Raynaud M, Vaxelaire J, Olivier J, et al. Compression dewatering of municipal activated sludge: Effects of salt and pH[J]. Water Research, 2012, 46(14): 4448—4456.
- [5] Sole-Mauri F, Illa J, Magrí A, et al. An integrated biochemical and physical model for the composting process[J]. Bioresource Technology, 2007, 98(17): 3278—3293.
- [6] Zhang J, Gao D, Chen T B, et al. Simulation of substrate degradation in composting of sewage sludge[J]. Waste Management, 2010, 30(10): 1931—1938.
- [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]. Bioresource Technology, 2009, 100(11): 2747—2761.
- [8] 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.
- [9] Cai L, Gao D, Hong N. The effects of different mechanical turning regimes on heat changes and evaporation during sewage sludge bio-drying[J]. Drying Technology, 2015, 33(10): 1151—1158.
- [10] 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.

- [11] 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.
- [12] Hong S, Ryu C, Ko H S, et al. Process consideration of fry-drying combined with steam compression for efficient fuel production from sewage sludge[J]. *Applied Energy*, 2013, 103: 468—476.
- [13] 高定, 张军, 陈同斌, 等. 好氧生物堆肥过程中有机质降解模型的研究进展[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(11): 153—156.
- Gao Ding, Zhang Jun, Chen Tongbin, et al. Research progress in mathematical model of organic matter biodegradation in aerobic composting process[J]. *China Water & Wastewater*, 2010, 26(11): 153—156.(in Chinese with English abstract)
- [14] Zhao L, Gu W M, He P J, et al. Effect of air-flow rate and turning frequency on bio-drying of dewatered sludge[J]. *Water Research*, 2010, 44(20): 6144—6152.
- [15] Oudart D, Paul E, Robin P, et al. Modeling organic matter stabilization during windrow composting of livestock effluents[J]. *Environmental Technology*, 2012, 33(19): 2235—2243.
- [16] Chen J, Chen T B, Gao D, et al. Reducing  $H_2S$  production by  $O_2$  feedback control during large-scale sewage sludge composting[J]. *Waste Management*, 2011, 31(1): 65—70.
- [17] 董保成, 赵立欣, 宋成军, 等. 固态厌氧消化过程中有机质、有机酸和产气量空间异质性[J]. *农业工程学报*, 2013, 29(18): 234—240.
- Dong Baocheng, Zhao Lixin, Song Chengjun, et al. Spatial heterogeneity of organic matter, organic acids and biogas production during solid-state anaerobic digestion process[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2013, 29(18): 234—240.(in Chinese with English abstract)
- [18] 徐秋桐, 张莉, 章明奎. 不同有机废弃物对土壤磷吸附能力及有效性的影响[J]. *农业工程学报*, 2014, 22(22): 236—244.
- Xu Qiutong, Zhang Li, Zhang Mingkui. Effects of different organic wastes on phosphorus sorption capacity and availability in soils[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2014, 22(22): 236—244. (in Chinese with English abstract)
- [19] 周效志, 桑树勋, 程云环, 等. 城市生活垃圾可生物降解有机质成分的测定[J]. *环境监测管理与技术*, 2007, 19(2): 30—33.
- Zhou Xiaozhi, Sang Shuxun, Cheng Yunhuan, et al. The method for determination of biodegradable organic substances in domestic garbage[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2007, 19(2): 30—33.(in Chinese with English abstract)
- [20] Yamada Y, Kawase Y. Aerobic composting of waste activated sludge: Kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption[J]. *Waste Management*, 2006, 26(1): 49—61.
- [21] 张军. 污泥好氧生物发酵处理过程中理化性质变化的数值模拟[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2010.
- Zhang Jun. Numerical Simulation of Physicochemical Properties of the Matrix during Aerobic Composting of Sewage Sludge[D]. Beijing: Graduate University of Chinese Academy of Sciences, 2010. (in Chinese with English abstract)
- [22] 陈俊, 陈同斌, 高定, 等. CTB 自动控制污泥好氧发酵工艺工程实践[J]. *中国给水排水*, 2010(9): 138—140.
- Chen Jun, Chen Tongbin, Gao Ding, et al. Engineering practice for sewage sludge treatment by CTB process[J]. *China Water & Waste Water*, 2010(9): 138—140. (in Chinese with English abstract)
- [23] Choi H L, Richard T L, Ahn H K. Composting high moisture materials: Biodrying poultry manure in a sequentially fed reactor[J]. *Compost Science & Utilization*, 2001, 9(4): 303—311.
- [24] Haug R T. The practical handbook of compost engineering[M]. CRC Press, 1993.
- [25] Komilis D P, Ham R K, Park J K. Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes[J]. *Water Research*, 2004, 38(7): 1707—1714.
- [26] Miller F C. Matric water potential as an ecological determinant in compost, a substrate dense system[J]. *Microbial Ecology*, 1989, 18(1): 59—71.
- [27] 郭松林. 城市污泥生物干化过程中含水率及相关参数变化特征与工艺优化策略[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2010.
- Guo Songlin. The Variation Characteristics of Moisture Content and Related Parameters in Sewage Sludge Biodrying Process and Its Controlling Optimization Strategy[D]. Beijing: Graduate University of Chinese Academy of Sciences, 2010. (in Chinese with English abstract)
- [28] Ryckeboer J, Mergaert J, Vaes K, et al. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes[J]. *Annals of Microbiology*, 2003, 53(4): 349—410.
- [29] 化党领, 刘方, 李国学, 等. 翻堆与覆盖工艺对猪粪秸秆堆肥性质的影响[J]. *农业工程学报*, 2011, 27(12): 210—216.
- Hua Dangling, Liu Fang, Li Guoxue, et al. Effect of turning and covering techniques on pig manure-straw composting property[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2011, 27(12): 210—216.(in Chinese with English abstract)
- [30] 江滔, Schuchardt Frank, 李国学. 冬季堆肥中翻堆和覆盖对温室气体和氨气排放的影响[J]. *农业工程学报*, 2011, 27(10): 212—217.
- Jiang Tao, Frank Schuchardt, Li Guoxue. Effect of turning and covering on greenhouse gas and ammonia emissions during the winter composting[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2011, 27(10): 212—217. (in Chinese with English abstract)

## Dynamic variations of organic compositions and water generation during bio-drying of sewage sludge

Cai Lu<sup>1,2</sup>, Ge Qifeng<sup>1</sup>, Gao Ding<sup>2</sup>, Shen Yujun<sup>3</sup>

(1. Faculty of Architectural, Civil Engineering and Environment, Ningbo University, Ningbo 315211, China; 2. Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101; 3. Institute of Energy and Environmental Protection, Chinese Academy of Agricultural Engineering, Beijing 100125, China)

**Abstract:** Mechanically dewatered sewage sludge generally has a moisture content that ranges from 80% to 85%. This high level of moisture makes it necessary for this type of sludge to be dewatered and dried to facilitate the disposal. Bio-drying of sewage sludge based on thermophilic aerobic fermentation is an economical and energy-saving method for sludge disposal. During the bio-drying process, microbial water, which plays an important role in the final efficiency of sewage sludge bio-drying, is generated by the degradation of organic matter. Accordingly, the investigations of dynamic variations in organic composition and water generation are essential to the management of sewage sludge bio-drying. Therefore, the aim of this study was to investigate the degradation of organic matter and the generation of water during the sewage sludge bio-drying process. To accomplish this, a bio-drying experiment was conducted and the data were analyzed using the water mass balance equation. The bio-drying process was conducted using an auto-control technology for 20 d, during which the pile was aerated intermittently using an air blower. In addition, the pile was turned on the 9<sup>th</sup>, 12<sup>th</sup>, 15<sup>th</sup> and 18<sup>th</sup> day. The overall process consisted of 4 phases which in turn were the temperature increasing phase, the first thermophilic phase (>50 °C), the second thermophilic phase, and the cooling phase (<50 °C). On-line measurements were used to determine the water vapor and aeration water input. Additionally, the levels of hydrolyzable matter, lipid, lignocellulose and humic acid in different stages were also determined. The results showed that the total water generation was 61.80 kg/t for bio-drying material based on the water mass balance equation. The order of water generation rates calculated was as follows: the first thermophilic phase > the temperature increasing phase > the second thermophilic phase > the cooling phase. The dynamic variations in water generation were as follows: during the first thermophilic phase, water generation peaked at 9.40 kg/(t·d) on the 3<sup>rd</sup> day, while its mean value in the first thermophilic phase was 6.51 kg/(t·d). After the first even turning on the 9<sup>th</sup> day, the water generation increased to its second peak of 8.40 kg/(t·d) and the bio-drying pile entered its second thermophilic phase. From the 9<sup>th</sup> day to the 20<sup>th</sup> day, the water generation showed a decline. When the bio-drying process ended on the 20<sup>th</sup> day, the water generation was only 0.16 kg/(t·d). The mean degradation rate of organic matter peaked at 6.68 kg/(t·d) during the first thermophilic phase, while the one decreased to 2.29 kg/(t·d) during the cooling phase. After the bio-drying, the percent of easily degradable matter (hydrolyzable matter and lipid) in the total organic matter reduced from 49.91% to 37.94%. The variation in water generation in the bio-drying pile indicated that a large amount of metabolic water was generated between the 2<sup>nd</sup> day and the 9<sup>th</sup> day. The water generation could be attributed to the increase of microbial metabolism in the pile, as well as the high amount of organic matter that was degraded during this phase. Throughout the bio-drying process, the total water evaporation was 414.6 kg/t and the ratio of water generation to water evaporation was 1:6.7. Taken together, these findings indicate that much more water is evaporated than the generated.

**Keywords:** sewage sludge; degradation; water; bio-drying; water generation; water mass balance; organic compositions