

剩余污泥与营养土联合堆肥的条件优化研究

李甲亮¹, 张 会², 徐 静², 单长青¹, 李 洋¹, 刘美婷¹

(1. 滨州学院 山东省黄河三角洲生态环境重点实验室, 滨州 256603;

2. 滨州市环境保护科学技术研究所, 滨州 256600)

摘 要: 为研究污水厂剩余污泥和生活垃圾 RD 湿解筛下物(营养土)联合堆肥的可行性, 以钾细菌为接种菌, 进行了中温堆肥实验, 对钾细菌接种模式、物料初始含水率、初始 pH 等参数进行了优化。结果表明: (1) 钾细菌具有分解不溶矿物钾的能力, 培养时间以 32 h 为宜, 此时产芽孢较多, 菌剂存活率高; (2) 无论从提高速效养分含量, 还是钾细菌增殖数量来说, 发酵前期接种(M_1)效果要优于发酵中期接种(M_2); (3) M_1 模式下, 确定了物料最佳初始含水率为 50%~60%, 最佳初始 pH 为 6.5, 此时 M_1 肥效、钾细菌有效提高; (4) 接种钾细菌能提高系统微生物数量和活性, 但也会造成堆肥体内 Cu、Zn、Ni 部分重金属活性提高, 应进一步开展金属钝化相关研究。

关键词: 剩余污泥; 营养土; 联合堆肥; 条件优化; 接种

中图分类号: X172 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-9901(2014)04-0271-06

Study on conditions optimization of residual sludge and nutrient soil co-composting

LI Jia-liang¹, ZHANG Hui², XU Jing², SHAN Chang-qing¹, LI Yang¹, LIU Mei-ting¹

(1. Shandong Province Key Lab of Yellow River Delta Eco-environment, Binzhou University, Binzhou 256603, China;

2. Institute of Environmental Protection Science & Technology of Binzhou, Binzhou 256600, China)

Abstract: In order to find the feasibility of the co-composting of residual sludge from municipal wastewater treatment plant and siftage (nutrient soil) from garbage RD thermal decomposition, the mid-temperature compost experiment with K-releasing bacteria as bioaugmentation strain was conducted. And the parameters of inoculation mode, initial water ratio and initial pH were optimized. The results show that: (1) K-releasing bacteria have the ability to decompose insoluble mineral potassium, and the appropriate cultural time is 32 h. At the moment, the quantity of spore and the survival rate of K-releasing bacteria reach maximum; (2) The pre-inoculation mode (M_1) is superior than the mid-inoculation mode (M_2) based on either the available nutrient or K-releasing bacteria's quantity increasing; (3) Under the M_1 conditions, it is determined that the best initial water ratio is 50%~60% and the best initial pH is 6.5 for co-composting substrate. At this time, the available nutrients and K-releasing bacteria quantity in compost are increased; (4) The measure of inoculating K-releasing bacteria can increase the quantity and activity of microorganisms in system, which may lead to the increasing of activity of heavy metals including Cu, Zn, Ni. Thus the further research on metal passivation should be carried out.

Key words: residual sludge; nutrient soil; co-compost; conditions optimization; inoculation

城市剩余污泥具有丰富的氮磷钾和有机质, 实现资源化利用。国内外对污泥堆肥化的研究较多, 主要集中在污泥堆肥化工艺设计、通风量、堆肥化不仅能解决其环境污染问题, 而且可以

收稿日期: 2014-03-12

基金项目: 山东省自然科学基金(ZR2013EEL001); 滨州市科技发展计划项目(2011ZC0304); 滨州学院博士科研启动项目(2008Y06); 服务滨州计划项目(BZXYFB20110511)

通讯作者: 李甲亮, E-mail: lijialiangcn@163.com

初始含水率、温度、C/N、pH 和辅料选择等参数控制和腐熟度指标体系上,以达到最佳堆肥效果 (Semple et al, 2001; Korne et al, 2003; Yamada and Kawase, 2006; 时红霞, 2011)。徐新阳等 (2012) 研究了污泥堆肥过程中的温度调控、调理剂优化, 以及产物的毒性; Bell et al (1991)、李国学等 (2000)、陈茂林等 (2004) 和 Smith (2009) 等研究了污泥堆肥过程中重金属的形态变化, 并筛选了金属钝化剂; 黄游等 (2006) 研究了剩余污泥对土壤中有效态重金属含量的影响, 以及重金属生物有效性和土壤中有效态金属含量之间的关系, 发现土壤中有效态重金属含量随污泥施入量的增加而升高; 梁丽和赵秀兰 (2006) 研究了污泥堆肥前后养分及重金属的变化; 张玲等 (2007)、Khalil et al (2001) 和 Nyanikoval et al (2002) 研究了微生物菌剂在污泥堆肥中的应用。在生活垃圾处理方面, 堆肥也是常采用的方式 (程刚等, 2004), 席北斗等 (2001) 采用生活垃圾和剩余污泥进行混和堆肥并接种复合微生物菌剂的方法, 研究了堆肥过程中总菌数、温度、有机物、C/N 等。营养土是生活垃圾采用 RD 湿解后的副产物, 其有机质、氮磷含量可分别达到 13%、3.2% 和 2.2%, 具有作为堆肥物料的基础, 但目前还未有针对此类物质的应用研究 (赵天亮等, 2012)。本研究拟以营养土和剩余污泥 (干) 作物料, 使营养土起到营养和调理剂的双重作用, 提高物料通气效果, 并通过接种钾细菌进行生物强化, 研究联合堆肥的接种模式、湿度、pH 等优化条件, 以探索两类废物联合资源化生产菌肥的可行性。

1 材料与方法

1.1 实验材料

(1) 营养土: 取自滨州生活垃圾处理场筛分工序, 其有机质、TN、TP、TK 含量分别为 13%、3.2%、1.23%、0.82%, 含水率 8.67%。

(2) 剩余污泥: 取自城市污水处理厂等的干化污泥, 其有机质、TN、TP、TK 含量分别为 54.4%、2.62%、1.36% 和 0.56%, 含水率 8.1%。

(3) 钾长石粉: 取自某钾长石粉厂, 组分: Al_2O_3 18.09%、 Fe_2O_3 0.52%、 Na_2O 0.27%、 K_2O 13.85%。

(4) 钾细菌: 从滨州本地不同类型土壤中通过纯种分离法获得。

(5) 钾细菌分离培养基 (亚历山大罗夫固态培养基, $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$): 蔗糖 5.0、 Na_2HPO_4 2.0、 $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.5、 FeCl_3 0.005、 CaCO_3 0.1、钾长石粉 (180 目) 1.0、琼脂粉 12.0, 主要用于钾细菌分离纯化。

(6) 钾细菌发酵培养基 (液态培养用, $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$): 蔗糖 5.0, $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.5, Na_2HPO_4 2.0, FeCl_3 少许, K_2HPO_4 2.0, 钾长石粉 (180 目) 1.0。

1.2 实验装置与方法

1.2.1 实验装置

采用加工定制的 5 格有机玻璃桶状发酵仓, $D=20\text{ cm}$, $L=50\text{ cm}$, 设有温控装置和供气装置, 并通过转轴实现堆肥翻堆, 见图 1。

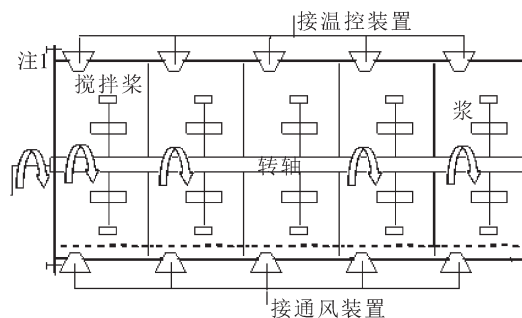


图1 五格发酵仓实验装置图

Fig.1 Experimental configurations of fermentation chamber with five cells

1.2.2 实验仪器

原子吸收分光光度计、火焰光度计、紫外-可见分光光度计、蒸汽灭菌器、振荡培养箱及其他常规微生物培养设备。

1.2.3 测试方法

含水率: 称重法; 有机质: 重铬酸钾氧化法; 生物毒性: 种子发芽法; 重金属含量: 酸浸-消解-原子吸收分光光度计法; 细菌数: 混菌法; pH: pH 计; K: 火焰光度计法; P: 钼锑抗比色法。

1.2.4 实验设计

(1) 钾细菌分离与扩大培养

从本地菜园、芦苇地、农田、公园等不同土壤中取样 10 g, 置于 90 mL 无菌水, 振荡 20 min, 采用梯度稀释法获得 10^{-2} ~ 10^{-5} 稀释液, 利用混菌法接种于钾细菌固体分离培养基, 于 30℃ 培养箱中培养 2~3 d, 纯化得钾细菌纯培养; 然后接种到液体培养基, 置于振荡培养箱扩大培养, 获得接种菌液。

(2) 接种方式优化

将干基剩余污泥与营养土以 1:1 (m:m) 混合, 置于图 1 所示发酵仓内, 每仓含 700 g 物料 +70 g 钾长石粉, 调节物料含水率为 50%, 以前期接种 M₁ 和发酵第 5 d 接种 M₂ 两种模式各接种步骤 (1) 中培养的钾细菌菌液 160 mL, 持续供气量为 0.1 m³·min⁻¹·m⁻², 搅拌翻堆, 发酵时间为 15 d, 同时设立添加灭活菌液的对照处理 (CK)。然后, 测定发酵过程中温度、发酵产物全钾 (TK)、全磷 (TP)、速效钾 (AK)、速效磷 (AP)、钾细菌数量、种子发芽率 (不同发酵产物浸提液比例下 0%、20%、30%、50%、80%、100%) 等相关指标, 进行综合比较。

(3) 发酵物料含水率优化

按照步骤 (2), 将混合物料置于图 1 发酵仓前四仓, 每仓加入 160 mL 菌液和适量蒸馏水, 控制各发酵仓物料含水率为 30%、40%、50%、60%, 进行堆肥, 测定相关指标。

(4) 发酵物料 pH 优化

按照步骤 (2), 将经稀 HCl (NaOH) 调节 pH 分别为 5、6、6.5、7、8 的混合物料置于图 1 发酵仓中, 每格加入 160 mL 菌液, 控制初始含水率为 45%, 然后进行堆肥试验, 测定相关指标。

2 结果与分析

2.1 钾细菌分离与扩大培养

结果表明, 利用固体培养基从芦苇土中分离的钾细菌生长状况最好, 见图 2。经进一步纯化和分批液体培养, 发现: (1) 钾细菌在液体培养

中生长状况良好, 利用芽孢染色法观察钾细菌产芽孢状况, 发现在第 8 h 开始出现芽孢, 第 32 h 芽孢数量达高峰, 从而为生产上钾细菌扩大培养时间提供了参考; (2) 钾细菌摇瓶分批培养解钾实验证明, 钾细菌能有效分解钾长石粉中的矿物钾, 其解钾速率和对钾长石粉的解钾比率分别为 9.20 μg·200 mL⁻¹·h⁻¹ 和 7.83%。



图 2 钾细菌分离纯培养
Fig.2 Pure culture of K-releasing bacteria

2.2 钾细菌接种模式的优化

按照 1.2.4 的设计, 设定 M₁ 和 M₂ 两种接种方式, 进行堆肥实验, 15 d 后, 堆肥体系各指标测定结果见表 1。

表 1 两种接种模式下堆肥体指标含量变化
Table 1 Changes of composting index in two kinds of inoculation modes

接种方式	营养元素 (g·kg ⁻¹)				钾细菌数 (CFU·g ⁻¹)	平均发芽率 (%)	加权评价值
	TP	TK	AP	AK			
CK	12.17	5.98	0.61	0.31	3.05×10 ⁷	46.33	—
M ₁	12.70	6.17	0.73	0.62	6.26×10 ⁷	50.67	0.57
M ₂	12.15	6.07	0.65	0.56	3.32×10 ⁷	50.33	0.29

由表 1 看出, 堆肥后, M₁ 体系内 TK 和 TP 相较 CK 略有提高 (分别提高了 4% 和 3%), 速效养分 (AK、AP) 分别比 CK 提高了 97.75% 和 19.77%, M₂ 的 AK、AP 值分别比 CK 提高了 80.71% 和 6.70%, 肥效提高效果明显。从堆肥后堆体内钾细菌数量变化来看, 接种组

钾细菌数量显著增加, 特别是 M₁, 比 CK 增加了 105.42%, M₂ 比 CK 增加了 8.81%, 钾细菌数量的增长保证了速效钾、磷含量的提升。另外, 中温发酵过程中, M₁、M₂ 两种模式最高发酵温度分别出现在第 5 d (36℃) 和第 7 d (34℃), 分别比未接种 CK 高出 5℃ 和 3℃, 钾细菌生长

未受到堆肥过程中温度的影响, M_1 效果好一些。以 TK、AK、TP、AP、钾细菌数量和小麦种子平均发芽率相较 CK 的增长率为指标, 分别赋权 10%、30%、5%、25%、20%、10% 来计, 得出 M_1 、 M_2 的评价值分别为 0.57 和 0.29, 表明

M_1 接种效果优于 M_2 。

2.3 堆肥物料初始含水率的优化

利用一批新物料, 按照 1.2.4 方法, 设定不同物料初始含水率, 进行发酵, 测定相关指标。各项数据如表 2。

表 2 不同物料含水率下堆肥体指标含量变化
Table 2 Changes of composting index in two kinds of moisture content

物料含水率	K、P 含量 ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)				重金属含量 ($\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$)				
	TK	AK	TP	AP	Cu	Zn	Ni	Cd	Cr
30%	14.34	1.66	22.78	0.49	0.406	0.178	0.033	0.064	0.010
40%	16.18	2.01	22.32	0.53	0.428	0.180	0.034	0.062	0.012
50%	15.75	2.27	22.77	0.66	0.632	0.181	0.042	0.052	0.011
60%	17.48	1.98	19.06	0.53	0.550	0.182	0.034	0.059	0.014

由表 2 可知, 在不同的物料初始含水率下, TK、TP 的变化缺少规律性, 不同含水率处理之间差异较小; 但在速效养分含量上, 体现出明显的变化, AK 和 AP 的最大值均出现在 50% 的物料含水率上, 这也表明: 就提高速效养分的效用, 50% 的物料含水率较为合适。

从堆肥后物料的重金属活性角度: 采用盐酸浸提法前处理堆肥样品, 然后将浸提液用 $0.45\ \mu\text{m}$ 滤膜过滤, 然后利用原子吸收分光光度计测定活性 Cu、Zn、Ni、Cd、Cr 含量。结果表明: 虽然不同初始含水率处理的各金属含量之间变化规律不很明显, 但总体上呈现出 Cu、Zn、Ni 金属含量随着物料初始含水率的增加而增加的趋势, 如 60% 和 30% 两种含水率样品相比, 就三种金属含量而言, 前者分别是后者的 1.36、1.02 和 1.03 倍; 对 Cd、Cr 而言, 因其总含量较低, 且受仪器测试误差的影响, 不同含水率间差异不明显, 尚看不出明显规律。

从不同初始含水率物料堆肥后钾细菌数量变化角度: 不同含水率物料堆肥后, 体系钾细菌含量差异明显, 在含水率为 60% 时, 钾细菌数量达到 $10\times 10^7\text{CFU}\cdot\text{g}^{-1}\text{DW}$, 较其他三个含水率分别提高 85.19%、13.64% 和 4.93% (图 3), 可见 60% 含水率较适合钾细菌生长繁殖。

综上, 堆肥物料初始含水率宜控制在 50%~60%。

2.4 堆肥物料 pH 的优化

利用新取物料, 按照 1.2.4 方法, 设定不同物料 pH, 然后进行堆肥发酵, 测定相关指标, 各项

数据汇总见表 3。由表 3 可知, 在不同的物料 pH 下, 各形态钾磷含量变化具有了明显规律性, 对 TK、AK、TP 而言, 最大值均出现在物料 pH 为 6.5 的处理上, AP 最大值出现在 pH 为 7 时, 这表明从提高营养角度, 物料 pH 设定为 6.5~7 较为合适, 此时, 对速效养分 AK 和 AP 而言, 分别为最低值的 1.40 和 1.16 倍, 肥效提高效果明显。

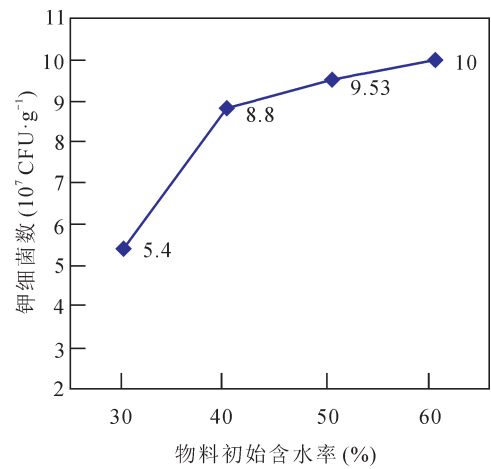


图 3 物料初始含水率对堆肥钾细菌数量影响
Fig.3 Effect on K-releasing bacteria quantity by initial moisture of compost substrate

从堆肥后物料的重金属活性角度, 按 2.2 所述处理方法, 测定活性 Cu、Zn、Ni、Cd、Cr 含量, 结果表明: 除 Cd 略有偏差外, 其他四种重金属元素最大值均出现在物料 pH 为 6.5 时, 且对 Cu、Zn 而言, 物料 pH>7 时, 金属含量明显下降, 这可能与在偏碱性物料环境下, 该类金属能够形成氢氧化物沉淀而被钝化有关。将测定数据与土壤环境质量标准 (GB15618-2008)、有机肥料质量

标准 (NY525-2012) 和城镇垃圾农用控制标准 (GB8172-87) 对比发现 (见表 4), 标准对堆肥后产物 Zn、Cu 等没要求, 除 Cd 略微超标外, 总体上重金属含量不超标。目前学者们关于堆肥对重金属含量的影响没有统一观点, 有的学者认为堆肥能通过对重金属稀释等机理降低重金属的有效性, 有的认为相反 (黄游等, 2006), 但如何采取堆肥中重金属的钝化措施, 仍是以后研究的重点之一。

表 3 不同物料初始 pH 下堆肥体指标含量变化
Table 3 Changes of composting index in different initial compost pH

物料 pH	K、P 含量 ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)				重金属含量 ($\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$)				
	TK	AK	TP	AP	Cu	Zn	Ni	Cd	Cr
5	8.70	2.51	14.92	517.10	0.801	0.183	0.029	0.032	0.035
6	10.77	2.56	15.37	468.89	0.758	0.215	0.033	0.033	0.040
6.5	10.97	2.72	18.44	518.16	0.884	0.265	0.042	0.031	0.044
7	8.75	2.65	16.04	533.86	0.251	0.255	0.025	0.033	0.037
8	7.84	2.35	11.76	494.29	0.116	0.137	0.038	0.033	0.044

表 4 几种质量标准对重金属含量要求
Table 4 Several quality standards for heavy metal content

项目	As	Hg	Pb	Cd	Cr
堆肥 (有效态)	未测	微量	未测出	0.78	0.84
土壤环境质量标准 GB15618-2008 (碱性土 pH 6.5~7.5)	25~30	0.4~0.7	≤ 80	0.4~0.5	200~300
有机肥料质量标准 NY525-2012	≤ 15	≤ 2	≤ 50	≤ 3	≤ 150
城镇垃圾农用控制标准 GB8172-87	≤ 30	≤ 5	≤ 100	≤ 3	≤ 300

从不同含水率堆肥后钾细菌数量变化角度 (图 4), 与图 3 不同, 以控制物料 pH=6.5 为宜, pH=6.5 时各金属的钾细菌数量达峰值, >6.5 后, 体系钾细菌数量锐减, 这可能与钾细菌的最适合 pH 有关, 该研究结果与其他研究中确定的最佳 pH 为 7.0~7.2 略有差异。

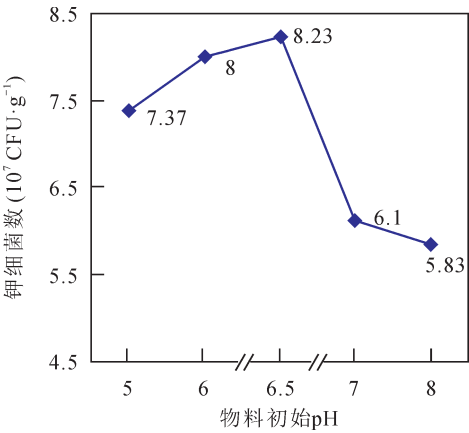


图 4 物料初始 pH 对堆肥钾细菌数量影响
Fig.4 Effect on K-releasing bacteria quantity by initial pH of compost substrate

3 结论

(1) 钾细菌广泛存在于土壤中, 具有分解钾

长石等不溶矿物钾的能力, 在通过液体扩大培养来获得接种菌种时, 培养时间以 32 h 为宜, 此时产芽孢较多, 能提高菌剂存活率。

(2) 从钾细菌接种模式上, 无论对提高肥料活性养分含量, 还是钾细菌生长数量等来说, 由于不存在温度对钾细菌的抑制作用, 发酵前接种 (M_1) 效果要优于中期接种 (M_2)。

(3) 通过优化实验, 确定了联合堆肥的最佳物料含水率为 50%~60%, 最佳物料 pH 为 6.5, 此时堆肥内速效养分和钾细菌数量状况较好, 肥效提高。

(4) 联合堆肥中, 接种钾细菌后会提高系统微生物数量和活性, 从而会造成部分堆肥体内活性重金属含量提高, 应进一步开展金属钝化相关研究。

参考文献

陈茂林, 胡 忻, 王 超. 2004. 我国部分城市污泥中重金属元素形态的研究 [J]. 农业环境科学学报, 23(6): 1102~1105. [Chen M L, Hu X, Wang C. 2004. Fraction and bioavailability of heavy metal elements in sewage sludges [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 23(6): 1102~1105.]

程 刚, 耿冬梅, 马梅荣, 等. 2004. 生活垃圾接种堆肥中

- 试研究[J]. 哈尔滨工业大学学报, 36(10): 1417-1419.
- [Cheng G, Geng D M, Ma M R, et al. 2004. Pilot research on the inoculated composting of municipal solid waste [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 36(10): 1417-1419.]
- 黄游, 陈玲, 邱家洲, 等. 2006. 污泥堆肥中重金属的生物有效性研究[J]. 农业环境科学学报, 25(6): 1455-1458. [Huang Y, Chen L, Qiu J Z, et al. 2006. Bioavailability of heavy metals in soil applied with sludge compost [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 25(6): 1455-1458.]
- 李国学, 孟凡乔, 姜华, 等. 2000. 添加钝化剂对污泥堆肥处理中重金属(Cu, Zn, Mn)形态影响[J]. 中国农业大学学报, 5(1): 105-111. [Li G X, Meng F Q, Jiang H, et al. 2000. Studies on the effect of stabilizing materials to the status of heavy metals (Cu, Zn, Mn) during composting of sewage sludge [J]. *Journal of China Agricultural University*, 5(1): 105-111.]
- 梁丽, 赵秀兰. 2006. 污水厂污泥堆肥前后养分及重金属的变化[J]. 环境科学与管理, 31(1): 63-65. [Liang L, Zhao X L. 2006. Changes of nutrients and heavy metals contents in sludge after composting [J]. *Environmental Science and Management*, 31(1): 63-65.]
- 时红霞. 2011. 城市污水厂剩余污泥快速好氧堆肥的研究[J]. 广西轻工业, (1): 81-82. [Shi H X. 2011. Research on rapid aerobic composting of urban sewage treatment plant residual sludge [J]. *Guangxi Journal of Light Industry*, (1): 81-82.]
- 席北斗, 刘鸿亮, 孟伟, 等. 2001. 高效复合微生物菌群在垃圾堆肥中的应用[J]. 环境科学, 22(5): 122-125. [Xi B D, Liu H L, Meng W, et al. 2001. Composting process of municipal solid waste with high effective complex microbial community [J]. *Environmental Science*, 22(5): 122-125.]
- 徐新阳, 陈熙, 柳青, 等. 2012. 城市污水处理厂污泥堆肥化处理优化[J]. 东北大学学报(自然科学版), 33(9): 1340-1344. [Xu X Y, Chen X, Liu Q, et al. 2012. Research on the optimization of sludge composting process for municipal wastewater treatment plant [J]. *Journal of Northeastern University (Natural Science)*, 33(9): 1340-1344.]
- 张玲, 李铁民, 马汐萍, 等. 2007. 复合微生物菌剂在剩余污泥堆肥中的作用研究[J]. 微生物学杂志, 27(6): 48-50. [Zhang L, Li T M, Ma X P, et al. 2007. Function of complex microbial community on surplus sludge composting process [J]. *Journal of Microbiology*, 27(6): 48-50.]
- 赵天亮, 罗惠云, 周长胜, 等. 2012. 生活垃圾RD湿解综合处理技术及应用[J]. 湖南工业大学学报, 26(6): 68-72. [Zhao T L, Luo H Y, Zhou C S, et al. 2012. RD hydrothermal degradation in comprehensive treatment of domestic waste [J]. *Journal of Hunan University of Technology*, 26(6): 68-72.]
- Bell P F, James B R, Chaney R L. 1991. Heavy metal extractability in long term sewage sludge and metal salt-amended soils [J]. *Journal of Environmental Quality*, 20(2): 481-486.
- Khalil A I, Beheary M S, Salem E M. 2001. Monitoring of microbial populations and their cellulolytic activities during the composting of municipal solid wastes [J]. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 17: 155-161.
- Korner I, Braukmeier J, Herrenklage J, et al. 2003. Investigation and optimization of composting processes-test systems and practical examples [J]. *Waste Management*, 23:17-26.
- Nyanikova I G G, Kuprina I E E, Pestova I O V, et al. 2002. Immobilization of *Bacillus mucilaginosus*, a producer of exopolysaccharides, on chitin [J]. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 38(3): 259-262.
- Semple K T, Reid B J, Fermor T R. 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants [J]. *Environmental Pollution*, 112(2): 269-283.
- Smith S R. 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge [J]. *Environment International*, 35(1): 142-156.
- Yamada Y, Kawase Y. 2006. Aerobic composting of waste activated sludge: kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption [J]. *Waste Management*, 26(1): 49-61.