

# 蔬菜废弃物好氧发酵腐殖液肥料化试验\*

杨鹏<sup>1</sup> 朱岩<sup>1</sup> 杜连柱<sup>1</sup> 乔汪砚<sup>1</sup> 张克强<sup>1</sup> 杨雪梅<sup>2</sup>

(1. 农业部环境保护科研监测所, 天津 300191; 2. 重庆市气象科学研究所, 重庆 401147)

**摘要:** 以蔬菜废弃物与牛粪的混合物为原料, 采用好氧发酵工艺进行发酵试验, 进行了试验优化设计, 考察了原料配比、曝气时间和发酵时间对蔬菜废弃物固体残留率的影响, 实时监测发酵液的 pH 值, 同时对优化设计后的 9 个试验的凯氏氮 (TKN)、氨氮 ( $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ )、硝态氮 ( $\text{NO}_3^- \text{-N}$ )、亚硝态氮 ( $\text{NO}_2^- \text{-N}$ ) 和总磷 (TP) 进行了测定, 考察发酵液的养分含量。通过对 9 个试验的综合极差分析和主成分分析得到, 当蔬菜废弃物和牛粪的质量比为 3:1、曝气时间为 2 h/d, 发酵时间为 40 d 时可以获得最佳的发酵效果。

**关键词:** 蔬菜 废弃物 好氧发酵 肥料 工艺

中图分类号: X712 文献标识码: A 文章编号: 1000-1298(2013)12-0164-05

## Fertilizer Experiment of Vegetable Waste Aerobic Fermentation Percolate

Yang Peng<sup>1</sup> Zhu Yan<sup>1</sup> Du Lianzhu<sup>1</sup> Qiao Wangyan<sup>1</sup> Zhang Keqiang<sup>1</sup> Yang Xuemei<sup>2</sup>

(1. Agro-environmental Protection Institute, MOA, Tianjin 300191, China

2. Chongqing Institute of Meteorological Sciences, Chongqing 401147, China)

**Abstract:** Taking the mixture of vegetable wastes and cow manure as the raw materials and using aerobic fermentation process for fermentation tests, the experiment was conducted and optimized to analyze the effects of the ratio of raw materials, aeration time and fermentation time on the solid residues of vegetables. The pH value of fermentation liquid was real-time monitored and the TKN,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ,  $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ,  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  and TP of 9 treatments were measured after optimized. Then the nutrient contents of fermentation liquid were investigated. Through the comprehensive range analysis and principal components analysis of 9 treatments, the optimal fermentation results were obtained with 3:1 raw materials (mass ratio), 2 h/d aeration time and 40 d fermentation time.

**Key words:** Vegetable Waste Aerobic fermentation Fertilizer Processing

### 引言

蔬菜废弃物因含水率高, 通常不易进行焚烧, 同时因其有机成分含量高, 堆放或填埋会产生大量的渗滤液, 易对堆放区的土壤和地表水体产生污染<sup>[1-4]</sup>。目前对于蔬菜废弃物的处理方式主要是堆肥和厌氧发酵。蔬菜废弃物含水率通常在 90% 左右<sup>[5]</sup>, 如果采用堆肥方式对其进行处理, 需降低含水率, 添加各种蓬松物质以增加孔隙率, 堆肥时间

长, 同时需要人工进行翻堆。相对于堆肥工艺来说, 厌氧发酵工艺能够产生沼气, 减少  $\text{CO}_2$  的排放, 但是厌氧发酵工艺的成功实施依赖于高效反应器的开发利用, 受设施规模的限制, 同时存在最终的废水废渣处理问题<sup>[6-14]</sup>。堆肥和厌氧发酵都需要一定的设施建设成本, 而且对于具体的操作和管理都有相对应的技术要求, 受条件限制难以广泛推广应用<sup>[15]</sup>。

本文将蔬菜废弃物与牛粪混合进行堆沤, 添加适量微生物菌剂使得蔬菜废弃物最大限度地降解液

收稿日期: 2012-12-26 修回日期: 2013-01-03

\* 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金资助项目(2011-szj-y) 、公益性行业(农业)科研专项经费资助项目(201303101) 和 CSTC 资助项目(2009BB7248)

作者简介: 杨鹏, 助理研究员, 主要从事农业废弃物处理及资源化利用研究, E-mail: yp15926@163.com

通讯作者: 张克强, 研究员, 主要从事农业废弃物处理及资源化利用研究, E-mail: kqzhang68@126.com

化,将好氧发酵产生的营养液体作为肥料用于农田。因工艺简单易操作,且不受地域和环境限制,而具有普遍适用性,为实现蔬菜废弃物科学合理的处理和有效循环利用提供技术支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

蔬菜废弃物:采至天津市宝坻区某设施蔬菜产地的番茄和西葫芦秧与残病果实,并人工将其破碎至粒径 10~15 mm。

牛粪:采至天津市西青区某规模化奶牛养殖场的新鲜牛粪。

两种主要原料的主成分及含量如表 1 所示。

表 1 发酵原料的主成分及含量

Tab.1 Physical and chemical characteristics of feedstock

原料	含水率/%	pH 值	有机质质量分数/%	全氮质量分数/%	全磷质量分数/%	全钾质量分数/%
牛粪	71	8.7	62.8	2.03	1.4	2.0
蔬菜废弃物	95	7.1	73.4	2.7	1.5	2.3

### 1.2 好氧发酵装置

发酵装置为自行设计的好氧发酵密闭柱状反应器,反应器由聚乙烯材料制成,内径 160 mm,高 300 mm。曝气机采用 ACO-012 型电磁式空气压缩机(浙江森森实业有限公司),最大压力 0.042 MPa,气体流量 150 L/min。密闭反应器上、下各一个通气口,距反应器底部 5 cm 处安装下进气口,上排气口在反应器顶部,分别由硅胶软管与主管路进行连接,下进气口同时是发酵腐殖液的取样口。5 个反应器串联同时进行曝气供氧。空气泵以 150 L/min 的流量对反应器进行充气,气流较大,在液态环境下同时起到搅拌作用。好氧发酵装置如图 1 所示。



图 1 好氧发酵装置

Fig.1 Equipment of aerobic fermentation

### 1.3 试验设计

以蔬菜废弃物的残留率为试验表征指标,残留率计算公式为

$$\chi = \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中  $\chi$ ——固体残留率, %

$m_1$ ——发酵罐和原料质量, g

$m_2$ ——发酵罐和固体残留物质量, g

$m_0$ ——发酵罐质量, g

试验目的是选择最短时间和最小能耗条件下,能将固体蔬菜废弃物最大程度腐殖化的最优好氧发酵处理条件。根据单因素预试验结果,按正交表  $L_9(3^3)$  设计正交试验,如表 2 所示。

表 2 试验设计因素水平

Tab.2 Experimental factors and levels

水平	因素		
	原料质量配比 a	曝气时间 b/h·d <sup>-1</sup>	发酵时间 c/d
1	3:1	1	30
2	4:1	2	35
3	5:1	3	40

注:原料质量配比为蔬菜废弃物与牛粪的质量比。

称总质量为 3.2 kg 的蔬菜废弃物和牛粪,装入已称质量的反应器中,其中番茄固体废弃物与西葫芦固体废弃物的混合比例(质量比)为 1:1,添加 0.010 g 阿姆斯生物菌剂,同时添加 1 L 自来水形成液体环境,称量反应器总质量后放置于试验台上进行好氧降解试验,试验因素水平表如表 2 所示,按照正交试验设计设置 9 个试验,每个试验重复 3 次。每天上午和下午分别进行曝气供氧。为了模拟真实环境特征,试验未作控温处理,反应温度随室内环境温度变化。最后将获得的试验优化结果通过发芽试验来验证其安全性。

### 1.4 测定项目与方法

pH 值采用 inoLab pH740 型酸度计测定;固体残留率采用称量法(风干至质量恒定)测定;凯氏氮采用凯氏定氮仪测定;氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定;硝态氮采用酚二磺酸光度法测定;亚硝态氮采用乙二胺分光光度法测定;总磷采用钼酸铵分光光度法测定;验证试验采用种子培养皿滤纸发芽法进行。

### 1.5 数据处理方法

采用 SAS 8.1 对数据进行正交试验极差分析和主成分分析。

## 2 结果与讨论

### 2.1 发酵过程中 pH 值变化分析

pH 值对发酵过程中微生物的活性有重要影响,pH 值过低或者过高都会影响微生物的新陈代谢从而使其活性降低,适宜的 pH 值可以使微生物更大

限度发挥作用。pH 值是揭示好氧发酵过程的一个重要因素,同时也可以间接反映优势发酵微生物的作用阶段。图 2 为好氧发酵过程中 pH 值变化曲线。由图可知,发酵过程中,各试验的 pH 值在发酵初期均呈现出一定程度的下降趋势,13 d 后又开始稳步回升。呈现这一变化的主要原因是,在好氧发酵初期,固体废弃物分解会产生大量有机酸,致使 pH 值呈下降趋势;随着发酵进程的延续,持续曝气供氧使得微生物活动加剧,将有机酸分解转化并伴随一定量  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的产生使得 pH 值升高。

受原料配比和其他发酵工艺条件影响,试验 2、7 和 8 的有机酸在发酵初期含量较高,而试验 2 和 8 的产酸峰值点要早于试验 7,除了试验 2 和 8 外,pH 值拐点都集中在发酵持续 13 d 处。表明整个发酵过程的酸化期一般为 13 d,试验 2 和 8 同时也说明,如果通过调节适宜的曝气时间,可以将主要酸化期提前至 3 d。13 d 是所有试验的关键转变期,各试验 13 d 后的发酵变化趋势基本一致向上。但当发酵进行到 28 d 时,pH 值曲线又开始出现向下并趋于中性的趋势,表明含氮有机质分解反应已接近结束,并随着曝气的进一步进行,溶液中过饱和的  $\text{NH}_4^+$  被进一步释放,溶液逐步向中性回归。

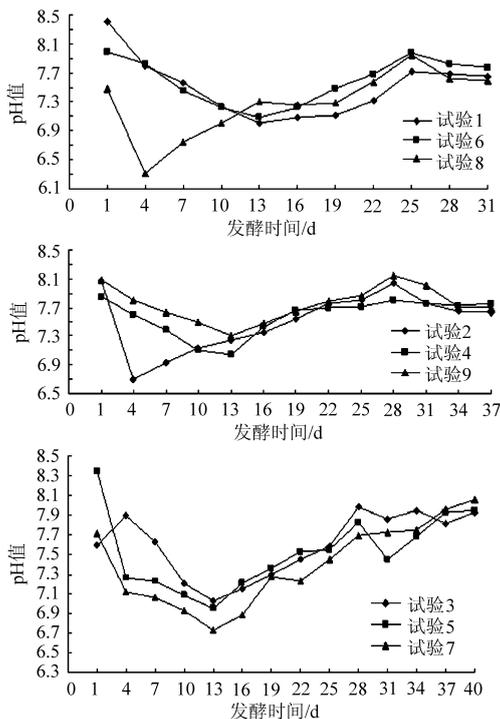


图 2 好氧发酵过程中 pH 值变化曲线

Fig.2 Change of pH value in process of aerobic fermentation

## 2.2 不同处理的腐殖化程度比较

按正交设计进行好氧发酵试验,考察原料配比(质量比),曝气供氧时间和发酵天数对蔬菜废弃物好氧发酵固体残留率的影响。间接以固体残留率来

表征废弃物有机质的腐殖化程度。试验结果如表 3 所示。

表 3 正交试验结果

Tab.3 Results of orthogonal test

试验编号	原料质量配比 A	曝气时间 B	发酵时间 C	固体残留率/%
1	1	1	1	22.02
2	1	2	2	9.72
3	1	3	3	8.61
4	2	1	2	9.15
5	2	2	3	9.07
6	2	3	1	15.21
7	3	1	3	7.72
8	3	2	1	14.99
9	3	3	2	7.82
$K_1$	40.35	38.91	52.22	
$K_2$	33.43	32.65	26.69	
$K_3$	30.53	32.75	25.40	
R	9.82	6.16	26.82	
最优	$A_3$	$B_2$	$C_3$	

由表 3 可以看出,发酵时间的极差最大为 26.82,原料配比的极差次之为 9.82,曝气时间的极差最小为 6.16,各因素对固体残留率的影响大小依次为 C、A、B,由此说明发酵时间对蔬菜废弃物的残留率影响最大,原料配比的影响次之,曝气时间的影响最小。在 9 个试验中,试验 1、6 和 8 的固体残留率较高,而试验 7、9 和 3 的固体残留率较低,更适宜作为发酵工艺的备选发酵条件。

## 2.3 发酵腐殖液的肥效指标

本研究的一个重要目的是通过好氧发酵试验将蔬菜废弃物转化成液态肥源,探究有机质的最佳转化工艺条件。由表 4 可以看出,发酵产物中,各处理的  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{NO}_2^-$  质量浓度均相对较低,这说明一般的空气型好氧液态发酵并不具备较强的氧化性,硝化细菌世代不活跃,硝化反应不明显。TKN 与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的直接差值可以表征有机氮的含量,发酵产物中有机氮的含量高于氨氮含量,表明发酵过程中,固体废弃物主要被分解为小分子态的有机质,并没有完全被转化为无机态的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,其中有机态氮主要由氨基酸、氨基糖、酸解未知部分和非酸解部分组成,而无机态氮主要由  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$  构成。作为肥源,无机态氮可以直接被植物所吸收利用,而包含氨基酸态氮、氨基糖态氮及酰胺态氮等的有机态氮在土壤中可以通过矿化形成无机氮,进而被植物利用,而非酸解态氮与腐殖物质的形成有关,可以稳定存在,在适宜的时候又可被植物利用,对改善土壤性质很有帮助<sup>[16]</sup>。发酵产物中氮磷养分检

测结果表明,发酵腐殖液中可溶态 N、P 达到了一般化肥稀释喷施液的浓度,即含磷量通常为 873 mg/L 的质量分数 1% 的过磷酸钙溶液和含氮量 1 150 mg/L

的质量分数 0.25% 的尿素溶液。同时,仍有大量的养分以有机态存在,可缓慢释放养分,长久保持肥效。

表 4 各试验发酵液质量浓度  
Tab. 4 Indicators of fermentation liquor

发酵产物	试验编号								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
TKN	3 809.01	2 424.83	3 864.42	3 348.85	4 893.45	2 590.00	3 759.93	2 792.64	3 347.79
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	971.63	677.94	565.94	1 086.99	1 017.93	993.17	961.59	484.93	816.75
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	8.74	6.55	3.79	5.06	7.62	7.16	4.59	6.28	6.97
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	0.37	0.07	0.06	0.17	0.17	0.44	0.05	0.36	0.15
TP	657.86	410.41	734.36	657.43	825.15	314.14	695.51	470.19	713.18

由于仅依据发酵腐殖液的指标结果,还无法直接确定出最佳处理条件,因此采用主成分分析方法,提取原变量组信息,用具有代表性的关键主成分参数来进行分析,获得最佳处理项。在主成分分析中,主成分贡献率表征了主成分的载荷,载荷大的即认为是重要的选择指数因子,因此由表 5 可知,前 3 个主成分的累计贡献率达到 92.5%,完全符合分析要求(即因子载荷率超过 85%)。根据表 4 中的特征向量可以构建主成分与各个养分含量之间的相关关系式为

$$Z_1 = 0.567x_1 + 0.163x_2 - 0.228x_3 - 0.457x_4 + 0.625x_5 \quad (2)$$

$$Z_2 = 0.305x_1 + 0.559x_2 + 0.626x_3 + 0.432x_4 + 0.122x_5 \quad (3)$$

$$Z_3 = 0.297x_1 - 0.811x_2 + 0.359x_3 + 0.247x_4 + 0.254x_5 \quad (4)$$

表 5 主成分分析

Tab. 5 Analysis of principle components

主成分	Z <sub>1</sub>	Z <sub>2</sub>	Z <sub>3</sub>	Z <sub>4</sub>	Z <sub>5</sub>
x <sub>1</sub> (TKN/mg·L <sup>-1</sup> )	0.567	0.305	0.297	0.240	-0.663
x <sub>2</sub> (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/mg·L <sup>-1</sup> )	0.163	0.559	-0.811	0.035	0.046
x <sub>3</sub> (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/mg·L <sup>-1</sup> )	-0.228	0.626	0.359	-0.653	0.018
x <sub>4</sub> (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N/mg·L <sup>-1</sup> )	-0.457	0.432	0.247	0.715	0.178
x <sub>5</sub> (TP/mg·L <sup>-1</sup> )	0.625	0.122	0.254	0.058	0.726
特征值	2.305	1.702	0.618	0.312	0.063
贡献率/%	46.1	34.0	12.4	6.2	1.3
累计贡献率/%	46.1	80.1	92.5	98.7	100

第 1 主成分特征值为 2.305,贡献率为 46.1%,对应的特征向量中具有较大分量的有 TKN 质量浓度(x<sub>1</sub>)、TP 质量浓度(x<sub>5</sub>)和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度(x<sub>4</sub>),其中 TKN 质量浓度(x<sub>1</sub>)和 TP 质量浓度(x<sub>5</sub>)与第 1 主成分呈正相关,以此特征向量作为线性组合系数而得到的综合指标如果较大,则表现为 TKN 质量浓度(x<sub>1</sub>)和 TP 质量浓度(x<sub>5</sub>)的提高,同时 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度(x<sub>4</sub>)降低,因此第 1 主成分较大时,有利于发

酵养分含量的提高。第 2 主成分特征值为 1.702,贡献率占 34.0%,此主成分中载荷较大的养分指标是 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度(x<sub>2</sub>)和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度(x<sub>3</sub>),其均对第 2 主成分有正向作用。若综合指标增大,则表现出 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度(x<sub>2</sub>)和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度(x<sub>3</sub>)的增大。因此,当第 2 主成分较大时,发酵腐殖液中易于被植物吸收利用的氮素含量较大。第 3 主成分特征值为 0.618,贡献率占 12.4%,该主成分载荷较大的养分指标是 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度(x<sub>2</sub>),对第 3 主成分有负向作用,其余指标对第 3 主成分贡献稍低,均为正向作用。由此特征向量作为线性组合系数而得到的综合指标如果越大,则表现出 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度(x<sub>2</sub>)降低,其他养分含量升高。

筛选出评价发酵腐殖液养分含量的 3 个主成分后,由主成分与各自的方差贡献率之积得出综合评分,综合评价得分可表示为

$$Z = 0.461Z_1 + 0.340Z_2 + 0.123Z_3 \quad (5)$$

通过 Z 取值对 9 个试验产生的发酵腐殖液进行综合评价。从图 3 可以看出,在 9 个试验中,发酵腐殖液养分含量指标主成分得分从大到小次序为试验 3、试验 1、试验 6、试验 7、试验 9、试验 2、试验 8、试验 5、试验 4。根据综合函数式(5)计算出各处理发酵腐殖液的综合得分,综合得分用定量化的程度来描述发酵腐殖液的养分含量,得分越高,养分含量就越高。因此试验 3 依据对其固体残留率和主成分得分的综合评价,该工艺条件为最佳发酵工艺条件。

## 2.4 验证试验

采用相同的试验材料和方法对最优工艺条件进行验证,测定结果为:固体残留率 8.58%,TKN 的质量浓度为 3 866.63 mg/L, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度为 564.61 mg/L, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度为 3.81 mg/L, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度为 0.06 mg/L, TP 质量浓度为 736.54 mg/L,各项指标的变化幅度均不超过 0.5%。同时,相对于优化方案试验 3,又增补了 2 组单因素验证试验:

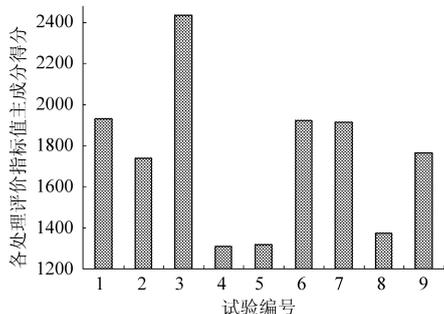


图3 各处理主成分的得分

Fig. 3 Component score of every treatment

一组是在原料配比为3:1、发酵时间为40 d 两项条件不变的条件下,延长曝气时间到4 h,获得其固体残留率为8.25%;另一组是在原料配比为3:1、曝气时间为3 h 不变的条件下,延长发酵时间为50 d,获得其固体残留率为7.53%;这个结果与试验3的固体残留率8.61%相比分别仅提高了0.36%和1.08%,但是考虑到发酵工艺的能耗、经济型和时效性来说,一味的延长曝气时间和发酵时间是没有价值的,因此通过多方验证,该工艺的最优发酵条件应该是试验3,即原料配比3:1、曝气时间2 h/d,发酵时间40 d。

为了验证该液态肥料的安全性进行发芽验证试验。目前较为公认的评价有机固体废弃物发酵程度的指标是种子发芽指数(GI),GI值可直观地体现发酵物料的毒性(影响根长、影响发芽),被认为是最敏感、可靠、有效反映发酵产品植物毒性的参

数<sup>[17-18]</sup>。发芽指数计算式为

$$I_c = \frac{UL}{U_0L_0} \times 100\% \quad (6)$$

式中  $I_c$ ——发芽指数,%

$U$ ——处理种子发芽率,%

$L$ ——处理种子根长,cm

$U_0$ ——对照种子发芽率,%

$L_0$ ——对照种子根长,cm

进行发芽试验时,将发酵腐殖液进行不同比例的稀释,体积比1:5稀释后发芽指数为41.35%,体积比1:10稀释后发芽指数为98.26%,体积比1:20稀释后发芽指数为100.87%,体积比1:50稀释后发芽指数为103.84%,体积比1:100稀释后发芽指数为117.26%。因此对发酵腐殖液进行10倍以上稀释后可实现其安全回用。

### 3 结束语

通过正交试验分析,试验7、试验9和试验3具有较低的固体残留率,更适宜作为发酵工艺的备选发酵条件;通过对发酵腐殖液肥效指标的考察,利用主成分综合评分法,确定了最优的处理工艺条件为:原料质量配比3:1、曝气时间2 h/d和发酵40 d。通过固体残留率补充试验对最优试验3进行了发酵条件的试验验证,通过发芽试验对液态肥农用安全性进行了试验验证,并确定了10倍以上稀释为安全农用稀释倍数。

### 参 考 文 献

- 付胜涛,于水利. 厌氧消化工艺处理水果蔬菜废弃物的研究进展[J]. 中国沼气,2005,23(4):18~21.  
Fu Shengtao, Yu Shuli. A review on the development of anaerobic digestion of fruit and vegetable waste[J]. China Biogas, 2005, 23(4):18~21. (in Chinese)
- Alkoaik F, Ghaly A E. Influence of dairy manure addition on the biological and thermal kinetics of composting of greenhouse tomato plant residues[J]. Waste Management, 2006, 26(8): 902~913.
- Tumuhairwe J B, Tenywa J S, Otabbong E, et al. Comparison of four low-technology composting methods for market crop wastes [J]. Waste Management, 2009, 29(8): 2 274~2 281.
- Mwiganga M, Kansime F. The impact of Mpererwe landfill in Kampala - Uganda, on the surrounding environment[J]. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 2005, 30(11): 744~750.
- Bouallagui H, Touhami Y, Ben Cheikh R, et al. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes[J]. Process Biochemistry, 2005, 40(3): 989~995.
- Mata-Alvarez J, Llabres P, Cecchi F, et al. Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic wastes: experimental study[J]. Bioresource Technology, 1992, 39(1): 39~48.
- Verrier D, Ray F, Florentz M. Two-stage anaerobic digestion of solid vegetable wastes: bench scale studies [C]//Proceedings of the 3rd International Symposium of Anaerobic Digestion, Boston, USA, 1983.
- Ahring B, Mladenovska Z, Iranpour R, et al. State of the art and future perspectives of thermophilic anaerobic digestion[J]. Water Science & Technology, 2002, 45(10): 293~298.
- Mata-Alvarez J, Mace S, Llabres P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. an overview of research achievements and perspectives[J]. Bioresource Technology, 2000, 74(1): 3~16.
- Bouallagui H, Torrijos M, Godon J J, et al. Two-phases anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes; bioreactors performance [J]. Biochemical Engineering Journal, 2004, 21(2): 193~197.

- 7 Bekku Y S, Nakatsubo T, Kume A, et al. Effect of warming on the temperature dependence of soil respiration rate in arctic, temperate and tropical soils [J]. *Applied Soil Ecology*, 2003, 22(3): 205 ~ 210.
- 8 Kim S H, Gitz D C, Sicher R C, et al. Temperature dependence of growth, development, and photosynthesis in maize under elevated CO<sub>2</sub> [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2007, 61(3): 224 ~ 236.
- 9 韩思明, 杨春峰, 史俊通, 等. 旱地残茬覆盖耕作法的研究 [J]. *干旱地区农业研究*, 1988, 22(3): 1 ~ 12.  
Han Siming, Yang Chunfeng, Shi Juntong, et al. Stubble mulching in dry land on the loess plateau in China [J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 1988, 22(3): 1 ~ 12. (in Chinese)
- 10 高亚军, 李生秀. 旱地秸秆覆盖条件下作物减产的原因及作用机制分析 [J]. *农业工程学报*, 2005, 21(7): 15 ~ 19.  
Gao Yajun, Li Shengxiu. Cause and mechanism of crop yield reduction under straw mulch in dryland [J]. *Transactions of the CSAE*, 2005, 21(7): 15 ~ 19. (in Chinese)
- 11 蔡太义, 贾志宽, 孟蕾, 等. 渭北旱塬不同秸秆覆盖量对土壤水分和春玉米产量的影响 [J]. *农业工程学报*, 2011, 27(3): 43 ~ 48.  
Cai Taiyi, Jia Zhikuan, Meng Lei, et al. Effects of different rates of straw mulch on soil moisture and yield of spring maize in Weibei Highland area of China [J]. *Transactions of the CSAE*, 2011, 27(3): 43 ~ 48. (in Chinese)
- 12 Henriksen T M, Breland T A. Decomposition of crop residues in the field; evaluation of a simulation model developed from microcosm studies [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(10): 1 423 ~ 1 434.
- 13 Tarafdar J C, Meena S C, Kathju S. Influence of straw size on activity and biomass of soil microorganisms during decomposition [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2001, 37(3): 157 ~ 160.
- 14 毛华明, 朱仁俊, 冯仰廉. 饲喂复合化学处理大麦秸颗粒对泌乳牛生产性能的影响 [J]. *云南农业大学学报*, 1999, 14(2): 167 ~ 170.  
Mao Huaming, Zhu Renjun, Feng Yanglian. Effects on the performances of holstein cows fed pelleted barley straw treated with urea and calcium hydroxide [J]. *Journal of Yunnan Agricultural University*, 1999, 14(2): 167 ~ 170. (in Chinese)
- 15 王珍, 冯浩, 吴普特, 等. 土壤扩蓄增容肥对春玉米产量及水分利用效率的影响 [J]. *农业工程学报*, 2009, 25(11): 114 ~ 119.  
Wang Zhen, Feng Hao, Wu Pute, et al. Effects of soil amendment fertilizers on yield and water use efficiency of spring maize [J]. *Transactions of the CSAE*, 2009, 25(11): 114 ~ 119. (in Chinese)
- 16 秦红灵, 高旺盛, 马月存, 等. 两年免耕后深松对土壤水分的影响 [J]. *中国农业科学*, 2008, 41(1): 78 ~ 85.  
Qin Hongling, Gao Wangsheng, Ma Yuecun, et al. Effects of subsoiling on soil moisture under no-tillage 2 years later [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2008, 41(1): 78 ~ 85. (in Chinese)
- 17 解文艳, 樊贵盛, 周怀平, 等. 秸秆还田方式对旱地玉米产量和水分利用效率的影响 [J]. *农业机械学报*, 2011, 42(11): 60 ~ 67.  
Xie Wenyan, Fan Guisheng, Zhou Huaiping, et al. Effect of straw-incorporation on corn yield and water use efficiency in arid farming areas [J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2011, 42(11): 60 ~ 67. (in Chinese)
- 18 严昌荣, 居辉, 彭世琪, 等. 中国北方旱农地区农田水分动态变化特征 [J]. *农业工程学报*, 2002, 18(2): 11 ~ 14.
- 19 王增丽, 冯浩, 方圆. 麦秸预处理方式对黄绵土结构及低吸力段持水性的影响 [J]. *农业机械学报*, 2012, 43(7): 56 ~ 62, 72.  
Wang Zengli, Feng Hao, Fang Yuan. Effect of pretreated wheat straw on soil aggregate and water-holding capacity within low suctions in loess soil [J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2012, 43(7): 56 ~ 62, 72. (in Chinese)

(上接第 168 页)

- 11 刘荣厚, 王远远, 孙辰. 温度对蔬菜废弃物沼气发酵产气特性的影响 [J]. *农业机械学报*, 2009, 40(9): 116 ~ 121.  
Liu Ronghou, Wang Yuanyuan, Sun Chen. Effects of temperature on anaerobic fermentation for biogas production from cabbage leaves [J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2009, 40(9): 116 ~ 121. (in Chinese)
- 12 刘爽, 李文哲. 牛粪与餐厨废弃物混合比例对厌氧发酵产氢的影响 [J]. *农业机械学报*, 2013, 44(3): 114 ~ 118.  
Liu Shuang, Li Wenzhe. Effects of mixing ratio on hydrogen production from anaerobic co-fermentation of cattle manure and food waste [J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2013, 44(3): 114 ~ 118. (in Chinese)
- 13 Lissens G, Vandevivere P, de Baere L, et al. Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion [J]. *Water Science & Technology*, 2001, 44(8): 91 ~ 102.
- 14 黄鼎曦, 陆文静, 王洪涛. 农业蔬菜废物处理方法研究进展和探讨 [J]. *环境污染治理技术与设备*, 2002, 3(11): 38 ~ 42.
- 15 Dupla M, Conte T, Bouvier J, et al. Dynamic evaluation of a fixed bed anaerobic digestion process in response to organic overloads and toxicant shock loads [J]. *Water Science & Technology*, 2004, 49(1): 61 ~ 68.
- 16 Pare T, Dinell H, Schnitzer M, et al. Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1998, 26(3): 173 ~ 178.
- 17 鲍艳宇, 周启星, 颜丽, 等. 畜禽粪便堆肥过程中各种氮化合物的动态变化及腐熟度评价指标 [J]. *应用生态学报*, 2008, 19(2): 374 ~ 380.  
Bao Yanyu, Zhou Qixing, Yan Li, et al. Dynamic changes of nitrogen forms in livestock manure during composting and relevant evaluation indices of compost maturity [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(2): 374 ~ 380. (in Chinese)
- 18 乔汪砚, 王惠生, 杨鹏, 等. 臭氧在蔬菜废弃物发酵液深度处理中的应用 [J]. *环境工程*, 2012, 30(1): 35 ~ 38.  
Qiao Wangyan, Wang Huisheng, Yang Peng, et al. The application of ozone in treatment of the aerobic fermentation liquid of vegetable wastes [J]. *Environmental Engineering*, 2012, 30(1): 35 ~ 38. (in Chinese)