

# 剩余污泥生态稳定化研究

崔玉波<sup>1</sup>, 郭智倩<sup>2</sup>, 刘颖慧<sup>1</sup>, 杨明蕾<sup>1</sup>

(1. 大连民族学院 环境工程系, 大连 116600; 2. 东风设计研究院有限公司, 武汉 430000)

**摘要:**利用中试规模的人工湿地对污泥进行了为期4 a的生态稳定化处理。系统占地80 m<sup>2</sup>, 填料层厚度为0.6 m, 超高0.5 m, 湿地植物选用芦苇。系统前2 a为污泥负荷期, 后2 a自然稳定期。进泥TS、VS、含水率分别为平均22.34 g/L、7.76 g/L和97%, 污泥负荷平均0.691 kg(TS)/m<sup>2</sup>·d。在第1 a的系统调整期内, 渗滤液COD去除率在60%~80%; 而第2 a COD去除率低于第1 a, 为40%~50%; 出水COD在100~200 mg/L之间。在负荷期内, 随着运行时间的延长, 也即随着污泥积存厚度的增加, 渗滤液透过积泥层的时间变化不定, 即渗滤液并非均匀下渗, 而是部分渗滤液优先沿阻力最小的植物茎壁、根系以及积存污泥中大的孔隙向下流动。在第3 a和第4 a的自然稳定期内, 污泥脱水较为充分, 含水率分别降至平均34.3%和30.5%; 污泥有机质含量分别降至平均16.8%和10.24%; 稳定化污泥的全氮和全磷含量分别为平均0.98%和0.27%。对比发现, 系统内植物量和植物营养成分都比野生植物高。

**关键词:**人工湿地; 干化; 生态稳定化; 污泥

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1674-4764(2011)04-0151-06

## Ecological Stabilization for Sewage Sludge

CUI Yu-bo<sup>1</sup>, GUO Zhi-qian<sup>2</sup>, LIU Ying-hui<sup>1</sup>, YANG Ming-lei<sup>1</sup>

(1. Department of Environmental Engineering, Dalian Nationalities University, Dalian 116600, Liaoning, P. R. China;  
2. Dongfeng Design and Research Institute, Wuhan 430000, P. R. China)

**Abstract:** Pilot scale sewage sludge ecological stabilization system was conducted for sludge dewatering, mineralization and stabilization. The study was performed from 2005 to 2008 on a bed with a total area of 80 m<sup>2</sup>. Influent total solid, volatile solid and water content were averaged 22.34 g/L, 7.76 g/L and 97%. Sludge loading rate was averaged 0.691 kg(TS)/m<sup>2</sup>·d. The first two years were sludge loading period and the other two years were natural stabilization period. The percolate COD removals ranged from 60%~80% in the first year, and from 40%~50% in the second year, with 100~200 mg/L of effluent COD concentration. During the first two years, the percolate did not filtrate downwards evenly. Part of percolate filtrated downwards along stems, roots and cracks existing in dried sludge which had lower flow resistance. During the natural stabilization periods, sludge water contents decreased to 34.3% and 30.5%, and organic matter contents decreased to 16.8% and 10.24% in the third and fourth years, individually. Total nitrogen and total phosphorus contents of stabilized sludge were averaged to 0.98% and 0.27%. It was found that plant biomass and nutrient components in the system were higher than that of native ones.

**Key words:** constructed wetland; dewatering; ecological stabilization; sewage sludge

人工湿地已经成功应用于污水处理, 将其用于污泥稳定处理的研究和应用成为近年来的热点之

一。湿地植物芦苇具有克服或避免厌氧土壤的物理和化学危害的独特特性<sup>[1]</sup>, 且可以促进污泥的脱水

收稿日期: 2010-11-15

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50978048)

作者简介: 崔玉波(1968-), 男, 教授, 博士, 主要从事水污染控制研究, (E-mail) cyb@dlnu.edu.cn。

和稳定,将污泥转化成具有农用价值的、类似土壤的基质<sup>[2]</sup>。将人工湿地技术用于污泥的稳定化,充分利用了植物、微生物、阳光、风等的作用,且这些要素构成了一个完整的生态系统,在此将其定义为“污泥生态稳定化技术”。

污泥生态稳定化技术在欧洲研究和应用较多<sup>[3-4]</sup>。中国第一个污泥生态稳定化示范工程建于 2005 年<sup>[5]</sup>。目前该技术仍然被广为研究<sup>[6-9]</sup>。

实际上,污泥生态稳定化中的植物(例如芦苇)是生存在逆境环境中,芦苇根系不仅生存在厌氧环境中,且还要承受来自污泥中无机和有机成分的毒性影响。而污泥中含有丰富的有机物和氮磷钾等营养元素以及植物生长所必需的各种微量元素如钙、镁、铜、铁等,又可促进湿地植物的生长,湿地植物在生长过程中又促发污泥的稳定和无害化。经稳定和无害化的污泥,作为肥料使用能够改良土壤结构、增加土壤肥力、促进植物的生长,有望解决当今滥施无机化肥造成的土壤肥力下降及用地和养地的矛盾。

在生态稳定化过程中,污泥脱水可归结为蒸发、渗透和矿化。在剩余污泥中种植芦苇可促进残余污泥中干物质的高含量,提高有机物质的分解和渗滤水质量。芦苇对渗滤的积极作用归因于污泥的胶体结构变化,紧靠近植物根系的区域产生腐殖酸溶胶,水很容易透过。同时,芦苇根茎在积存污泥中的生长以及根系新陈代谢产生的腐根增加了积存污泥的空隙度,连同自然风的摇动作用,促进了水的渗透<sup>[10-11]</sup>。

现有的研究主要集中于传统污水厂污泥的生态稳定处理,污泥中的 VS/TS 比较高,而这一特点对污泥的脱水和稳定进程影响很大。为了进一步完善该技术在污泥处理中的应用,文章对 CAST 工艺排

放的低 VS/TS 比污泥的生态稳定化进程进行了为期 4 a 的跟踪研究。

## 1 材料和方法

污泥生态稳定化试验场地占地 80 m<sup>2</sup> (8 m×10 m),底部防水,周边为砖混墙体。床体内充填填料层,由下到上依次为大砾石 20 cm、小砾石 20 cm、细砂 10 cm、粗砂 10 cm。超高部分为 50 cm,其作用是为积存污泥提供空间。进泥由配泥管完成,排水管位于池内底部(图 1)。综合考虑污泥处理和当地的优势湿地植物种类,选择芦苇作为系统的湿地植物。

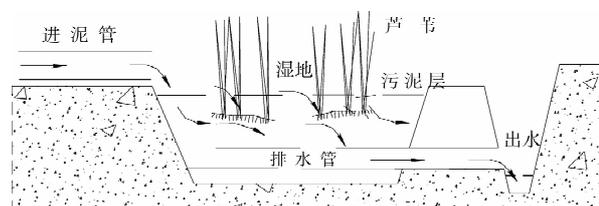


图 1 污泥生态稳定系统

污泥取自长春市第三污水厂 CAST 工艺污泥调节池剩余污泥,因污水厂运行中排泥不规律,故悬浮物浓度变化较大,污泥指标及系统污泥负荷见表 1。2 a 运行期间进泥 TS、VS、含水率分别为 22.34 g/L、7.76 g/L、97%。Cooper 等人建议芦苇床的污泥负荷率(SLR)为 30~80 kg(TS)/m<sup>2</sup>·a,布尼周期为 1 周<sup>[12]</sup>;而 Koottatep 等人建议 SLR 为 250 kg(TS)/m<sup>2</sup>·a,布泥周期为 1 周<sup>[13]</sup>。具体负荷率受不同的地域和气候条件影响。本研究的 SLR 平均 0.691 kg(TS)/m<sup>2</sup>·d,即在负荷期相当于 252.2 kg(TS)/m<sup>2</sup>·a 的负荷量。

表 1 污泥特征及负荷率

	TS/(g·L <sup>-1</sup> )	VS/(g·L <sup>-1</sup> )	含水率/%
范围	5.3~38.82	1.73~11.5	89~99.5
平均(样本数)	22.34(25)	7.76(25)	97(25)
污泥负荷(平均)	0.166~1.213 (0.691) kg(TS)/m <sup>2</sup> ·d 60.6~442.7 (252.2) kg(TS)/m <sup>2</sup> ·a		

污泥生态稳定系统于 2005 年 6 月 2 日完工。芦苇种苗取自近郊野生芦苇,种植间距为 15 cm×15 cm。移植前先用深井水浇透填料,植苗后每天上午用污水处理厂生化池出水浇灌,保证填料上有 10 cm 浮水。经过 40 d 后,芦苇生长到 1.5 m,开始进泥。

负荷期共进行了 2 a。第 1 a 从启动到结束共 5

个月时间,分为 2 个阶段:第 1 阶段为连续流进泥,进泥量 10 t/d;第 2 阶段为间歇流进泥,进泥量 10 t/4 d,即 4 d1 个周期。

第 2 a 从启动到结束共运行了 7 个月,分为 3 个负荷:15 t/d、10 t/d 和 7 t/d。

第 3 a 至第 4 a 为污泥自然稳定期。

## 2 结果与讨论

### 2.1 渗滤液处理效果

污泥渗滤液中含有较高的有机物和丰富的氮磷等元素,这些污染物质需要在系统内进行去除。湿地结构设计和湿地植物的引入能够为这些物质去除提供必要条件。芦苇根系能够为湿地深处带来一定量的氧,远离根系则处于厌氧状态,芦苇丰富的根系则形成了交错的好氧-厌氧环境,为污染物质的去除提供了有利条件。生长于床体填料表面的微生物是渗滤液污染物去除的主体,微生物从流过填料表面的污水中获得有机物和无机物,合成自身生长所需的能量和物质,完成污水净化过程。部分污染物如重金属、硫等可通过土壤、植物作用降低浓度。

第1 a 基本属于调整期,进泥中渗滤液的COD变化幅度较大,在90~400 mg/L之间,出水COD受进水的影响,变化也较大。系统启动前期,即第1阶段,COD去除率有随时间升高的趋势,最后保持在60%~70%;第2阶段改为间歇布泥后,渗滤液COD去除率整体升高,基本维持在70%~80%。

系统运行到第2 a,从植物到微生物都基本完成了调整。剩余污泥在芦苇床表面积泥层完成泥水分离,渗滤液在重力作用下通过芦苇根系和床体填料层,最终通过湿地底层的排水管排出。第2 a 考察了不同污泥负荷下渗滤液的COD处理效果。从检测结果看,污泥负荷越大,渗滤液COD去除率越小。在污泥负荷15 t/4 d、10 t/4 d、7 t/4 d条件下,渗滤液COD去除率分别为平均40%、45%和50%左右。出水COD稳定在100~200 mg/L,需回流至污水处理单元进行进一步处理。

第2 a 渗滤液出水COD去除率较第1 a 低,分析其原因,一方面有积泥层的污泥发生消化作用并溶出COD,增加了渗滤液中的COD量;另一方面,根据长春地区的气象资料,该地多年平均降雨量为561 mm,蒸发量大约为降雨量的2倍,考虑到这个因素,渗滤液出水COD浓度较高的主要原因应该是蒸发引起的浓缩作用所致。

### 2.2 污泥稳定化特性

2.2.1 积存污泥的脱水性能 从2 a 负荷期的运行来看,周期内污泥含水率呈历时下降趋势,但由于周期布泥,系统内积存污泥层存在反复湿化过程,因此从第3 a 系统考察积存污泥的脱水效果。

第3 a 5月到10月份,系统中污泥含水率历时和空间变化见表2。第3 a 系统停止进泥,植物生长所需水份来自于污泥和降雨。由于无法准确衡量蒸发

和降雨之间的水平衡,只能从积存污泥含水率变化大致反映污泥的脱水效果。污泥含水率历时大幅度降低,5月到10月,底层污泥含水率从50%递降至34%,中间层污泥含水率从75%递降至35%,底层污泥含水率从61.6%递降至34%。到10月份,系统内污泥含水率趋于一致。到第4年9月份,稳定化污泥的含水率进一步下降,平均为30.5%。

表2 稳定化污泥含水率历时和空间变化

月份	含水率/%		
	底层	中层	表层
5	50.0	75.3	61.6
6	50.8	66.0	52.0
7	41.2	52.3	36.3
8	32.8	48.2	38.8
9	36.0	48.0	35.0
10	34.0	35.0	34.0

考虑到长春地区蒸发量远大于降雨量,以及稳定床内的植物量较野生芦苇产量高出近13倍。因此,在污泥自然稳定期,污泥脱水的主要因素分析为泥面的蒸发作用和植物的蒸发蒸腾作用。

2.2.2 污泥的渗透性能 理论上分析,积存污泥层越厚,渗滤液的透过时间越长,渗滤液在污泥中存留的时间越长,越不利于下一周期渗滤液的下渗。当积存污泥达到一定厚度后,从表层污泥中分离出来的渗滤液无法顺利通过污泥层时,此时系统将无法运行,因此考察渗滤液通过污泥层的时间,可作为湿地运行年限和布泥负荷的指标。

但实际上渗滤液的渗透情况要复杂得多。除了污泥自身的渗透性能外,不同积存时间的污泥结构存在较大差异,不同积存厚度的污泥含水率和有机物含量也不同,加之植物根茎的生长以及老化根系的土质化,这些因素都在影响着渗滤液的渗透。

在积泥底部和填料顶部的交界面设定取样点,考察渗滤液透过积泥层的时间,在湿地填料底部设取样点,计量渗滤液透过填料层的时间。渗透系数计算如下:

渗透系数 = 积泥层厚度(或填料层厚度)/透过时间

第2 a 运行期间检测了10组数据,表现的特征为:随着运行时间的延长,也即随着污泥积存厚度的增加,渗滤液透过积泥层的时间并非理论分析中的随之增加,而是变化不定,积泥最厚的最后一次检测,渗滤液透过时间甚至最短,渗透系数存在同样的变化趋势;渗滤液透过积泥层时间较理论分析数据

要短,即渗透系数要大得多。因此可以推断,渗滤液并非均匀下渗,而是部分渗滤液优先沿阻力最小的植物茎壁、根系以及积存污泥中大的孔隙向下流动,部分渗滤液则以积存污泥吸湿、植物蒸发蒸腾、空气蒸发等形式以及滞后渗透等形式转移。监测发现,污泥层渗透系数为 0.15~1.3 m/h,填料层渗透系数为 0.9~3.6 m/h。显然,填料层具有较大的孔隙度,虽然经历长时间运行后部分孔隙被污泥堵塞,部分被生物膜充填,但其透水性仍然比污泥层大很多。

2.2.3 污泥中营养物质的去除 负荷期的前 2 a,系统内积存污泥理化性质受污泥负荷影响较大,因此从第 3 a 开始系统研究积存污泥有机质、氮和磷含量的变化。

第 3 a 系统内积存污泥的有机质含量变化见表 3。污泥有机质随时间整体呈下降趋势。5 月到 11 月,底层污泥有机质从 25.3% 递降至 16.1%,中层污泥有机质从 30.7% 递降至 17.8%,表层污泥有机质从 34.5% 递降至 16.5%。中间层有机质略高的原因有 2 个:一是由积存时间造成;二是与空气接触程度有关。

考虑到原泥有机质含量 35%~46%,而第 3 a 11 月系统内积存污泥有机质平均 16.8%,有机质降解率平均超过 52%,符合中国污泥堆肥标准,同时符合城镇垃圾农用控制标准 >10% 的规定。到第 4 年 9 月,稳定化污泥的有机质含量进一步降低,平均达到 10.24%,降解率超过 70%。

表 3 污泥有机质含量历时和空间变化

月份	有机质/%		
	底层	中层	表层
5	25.30	30.70	34.50
6	21.10	29.80	30.80
7	20.70	26.60	30.30
8	19.30	22.50	25.00
9	18.40	21.00	18.00
10	16.90	18.70	16.50
11	16.1	17.8	16.6

第 3 年 9 月底系统内积存污泥的氮磷含量见表 4。从表层到底层,污泥氮磷含量皆呈下降趋势,显示污泥积存时间越长,氮磷被消耗的越多。污泥全氮含量为 0.66%~1.27%,平均 0.98%,虽然较进泥全氮含量下降了 61.6%,但仍符合城镇垃圾农用控制标准的 >0.5% 要求。根据 Stefanakis 的研究成果,污泥生态稳定中污泥全氮含量从进泥的

5.49% 降到 1.89%,去除了 65.5%<sup>[9]</sup>,与本研究的结论相近。全磷含量为 0.17%~0.45%,平均 0.27%,较进泥全磷含量下降了 81%,略低于城镇垃圾农用控制标准 >0.3% 的要求;本研究中的 81% 全磷去除率高于文献[9]的 66.6%,低于文献[2]的 84.7%~90.3%。

表 4 系统内积存污泥中的氮磷含量

取样点	全氮含量/%	全磷含量/%
表层	1.27	0.45
中层	1.02	0.20
底层	0.66	0.17

污泥生态稳定系统中氮素的转化相对复杂,存在有机氮、氨氮、硝态氮、氮气等形态的变化,也存在液相、固相和气相之间相的转移。本研究中,经过 3 a 的稳定,芦苇床中污泥全氮含量下降了 61% 以上,考虑到植物吸收只占总氮去除量的大约 4%<sup>[3]</sup>;而芦苇具有向根系传递氧的能力,连同污泥表面因干化产生龟裂形成的复氧通道以及通风结构的影响,在污泥层一定区域内存在着好氧条件,为硝化作用的发生提供了条件;同时污泥层部分区域的厌氧状态为反硝化提供了基础。因此,污泥中全氮得以去除的主要机理分析为积存污泥层中发生了硝化、反硝化作用。污泥中全磷的去除与氮不同,其去除机理分析为植物吸收转化以及随渗滤液流出或在填料层发生物理化学沉积所致。

### 2.3 湿地植物

系统启动阶段为均匀布泥,即采用 3 根穿孔布泥管进行布泥。待湿地表面形成一层固定的污泥层后,改为 1 根穿孔管从湿地一侧进行布泥。此方案为防止污泥分布不均芦苇出现烧苗所设计。试验表明,芦苇对污泥有一段适应过程之后,能够正常生长,没有出现枯死情况。

试验中发现,第 2 a 年春系统中芦苇出苗比野生芦苇早 10~15 d,在芦苇根系节点处都会长出新芽,第 2 a 系统中芦苇植株密度明显大于第 1 a。由于剩余污泥中富含氮磷和植物生长所需的各种营养元素,对植物的生长具有较好的促进作用<sup>[5]</sup>,系统中芦苇生长旺盛,初春时即比野生芦苇高 20~30 cm,且在日后的观察中始终比野生芦苇高 30~50 cm。系统中芦苇株高最高可达 3.8 m,比野生芦苇高约 1 m。

污泥的肥效对植物本身的营养成分起到关键的作用。系统运行的第 2 a,分别取生长至 10 月份的野生芦苇和系统内芦苇,对其根和茎叶分别进行水分、粗蛋白、粗脂肪、粗纤维的检测。结果发现,无论

是根还是茎叶,系统中芦苇的粗蛋白、粗脂肪和粗纤维含量都高于野生芦苇,其中系统内芦苇根的粗蛋白含量高出野生芦苇2倍多,达到7.38%;系统内芦苇根的粗纤维含量较野生芦苇高出7.64个百分点,达到33.64%;粗脂肪含量略高,为1.14%。系统内芦苇茎叶的粗蛋白、粗脂肪、粗纤维含量略高于野生芦苇,分别为7.77%、2.21%和35.77%。系统内芦苇各部分水分含量与野生芦苇差异不大。

第2 a 11月和第3 a 11月分别检测了系统内芦苇和野生芦苇的生物量,单株芦苇重量没有明显差

异,但单位面积的植物总量差异显著。第2 a 系统内外芦苇产量分别为926 g/m<sup>2</sup>和556 g/m<sup>2</sup>,高出66%;第3 a 系统内芦苇量发生剧增,达到7 342 g/m<sup>2</sup>,较野生芦苇产量高出近13倍。由此说明,系统内的污泥对植物生长有明显的肥效作用;从资源化的角度,污泥得到稳定的同时,也实现了资源转移。

第3 a 逐月测量了系统内积存污泥层厚度变化,共设计了9个均匀分布的污泥厚度测量点,结果见表5。由于第3 a 没有进泥,积存污泥厚度变化可以间接反应地下生物量的变化。

表5 系统内积存污泥厚度变化

月份	污泥厚度/cm									平均
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
5	23.5	24.0	24.5	27.0	36.5	31.5	31.5	26.5	26.0	27.9
6	27.0	25.5	30.0	25.0	38.5	35.5	34.0	26.0	26.5	29.8
7	27.0	26.5	32.0	31.5	39.0	36.5	35.0	26.0	26.5	31.1
8	28.0	21.0	31.0	37.0	42.0	45.0	35.0	30.0	29.0	33.1
9	27.0	21.5	30.0	38.0	42.0	45.0	35.0	29.0	29.5	33.0
10	27.0	22.0	31.0	37.5	42.5	44.5	36.0	29.0	29.0	33.2

将每个月的9个监测点数据平均,并进行拟合,发现5—8月份人工湿地内积存污泥以1.69的斜率线性增长,此阶段对应着植物的快速增长期;而8月份以后的积存污泥厚度基本相同。可以推断,污泥厚度增长的根本原因是植物根系的生长。

### 3 结论

利用人工湿地技术对剩余污泥进行生态稳定化处理,可以有效利用植物、微生物以及阳光和风等自然力的作用,对污泥进行脱水、对有机质进行降解、对氮磷等营养物质进行转化。污泥渗滤液COD去除率与污泥负荷有关,负荷越大,去除率越低,出水COD浓度不能满足排放要求,需进一步回流处理。经过4 a的稳定,污泥中的有机质降至10.24%,降解率超过70%;氮磷等营养物质明显降低,而植物量和植物营养成分与野生植物相比明显增加。污泥得到稳定的同时,实现了资源转移。

#### 参考文献:

- [1] LARCHER W. Physiological plant ecology[M]. New York: Springer-Verlag, 1995: 522
- [2] UGETTI E, LLORENS A, PEDESCOLL A, et al. Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: Characterization of three full-scale systems in Catalonia,

Spain[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(17): 3882-3890.

- [3] BARBIERI A, GRUTI G, AVOLIO F, et al. Sludge dewatering using macrophytes in a small wastewater treatment system: A case study of a pilot scale plant in Northern Italy[J]. Journal of Environmental Science and Health, 2003, 38(10): 2425-2433.
- [4] BEGG J S, LAVIGNE R L, VENEMAN P L M. Reed beds: constructed wetlands for municipal wastewater treatment plant sludge dewatering[J]. Water Science & Technology, 2001, 44(11/12): 393-398.
- [5] NIELSEN S, WILLOUGHBY N. Sludge treatment and drying reed beds systems in Denmark[J]. Water and Environmental Journal, 2005, 19(4): 296-305.
- [6] CHEN X J, PAULY U, REHFUS S, et al. Personal care compounds in a reed bed sludge treatment system[J]. Chemosphere, 2009, 76(8): 1094-1101.
- [7] CUI Y B, QI Z X, GUO Z Q, et al. Characteristics of Ecological Stabilized Sewage Sludge (I)[J]. Journal of Residuals Science and Technology, 2009, 6(3): 113-117.
- [8] STEFANAKIS A I, AKRATOS C S, MELIDIS P, et al. Surplus activated sludge dewatering in pilot-scale sludge drying reed beds[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 172(2/3): 1122-1130.
- [9] JEAN L DE MAESENEER. Constructed wetlands for sludge dewatering[J]. Water Science & Technology,

1997, 35(5):279-285.

- [10] KENGNE NOUMSI I M, AKOA A, BEMMO N, et al. Potentials of sludge drying beds vegetated with cyperus papyrus L. and echinocloa pyramidalis(LAM.) hitche. & chase for faecal sludge treatment in tropical regions [C]//Proceeding of 10<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Centro Cultural de Belém, September 23-29, 2006. Lisbon; MAOTDR, 2006.
- [11] COOPER P, WILLOUGHBY N, COOPER D. The use of reed-beds for sludge drying[J]. Water and Environment Journal, 2004, 18(2):85-89.
- [12] KOOTTATEP T, SURINKUL N, POLPRASERT C, et al. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate Lessons learnt after seven years of operation[J]. Water Science & Technology, 2005, 51(9):119-126.

(编辑 王秀玲)

(上接第 145 页)

- [9] 丁莹. 萝卜远红外干燥的试验研究[D]. 淄博: 山东理工大学农业工程与食品科学学院, 2009.
- [10] NURIDDINOV KHN, ZAKHIDOV R A, KLYCHEV SHI. Heat pattern in radiation-dried products [J]. Applied Solar Energy, 1994, 30(2):63-65.
- [11] SHARMA G P, VERMA R C, PATHARE P B. Thin-layer infrared radiation drying of onion slices[J]. Journal of Food Engineering, 2005, 67(3):361-366.
- [12] SHARMA G P, VERMA R C, PATHARE P. Mathematical modeling of infrared radiation thin layer drying of onion slices[J]. Journal of Food Engineering, 2005, 71(3):282-286.
- [13] HEBBAR H U, VISHWANATHAN K H, RAMESH M N. Development of combined infrared and hot air dryer for vegetables[J]. Journal of Food Engineering, 2004, 65(4):557-563.
- [14] KOCABIYIK H, DEMIRTURK B S. Infrared radiation drying of mint leaves [J]. Journal of Tekirdag Agricultural Faculty, 2008, 5(3):239-246.
- [15] MARTYNENKO A I, BROWN R B, DAVIDSON V J. Physical and physiological factors of ginseng drying[J]. Applied Engineering in Agriculture, 2006, 22(4):571-576.

(编辑 胡玲)