

王瑜堂, 张 军, 岳 波, 等. 村镇生活垃圾重金属含量及其土地利用中的环境风险分析[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(8): 1634-1639.

WANG Yu-tang, ZHANG Jun, YUE Bo, et al. Heavy metal content of the rural solid waste and its land utilization environmental risk analysis[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(8): 1634-1639.

## 村镇生活垃圾重金属含量及其土地利用中的环境风险分析

王瑜堂<sup>1,2</sup>, 张 军<sup>1\*</sup>, 岳 波<sup>2\*</sup>, 王敦球<sup>1</sup>, 於俊颖<sup>2</sup>, 黄启飞<sup>2</sup>, 吴小卉<sup>2</sup>, 靳 琪<sup>2</sup>

(1. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西 桂林 541004; 2. 中国环境科学研究院, 北京 100012)

**摘要:** 对全国 12 个省份 72 个典型村镇产生的生活垃圾进行采样调查, 系统分析了我国村镇生活垃圾的重金属含量及其土地利用的环境风险。结果表明: 我国典型村镇生活垃圾中重金属 Hg、Pb、Cd、Cr、Cu 和 Zn 的含量分别为  $(0.74 \pm 0.48)$ 、 $(21.80 \pm 17.61)$ 、 $(3.36 \pm 11.01)$ 、 $(108.63 \pm 84.01)$ 、 $(36.83 \pm 10.91)$ 、 $(80.09 \pm 42.24)$   $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; 依据《城镇垃圾农用控制标准》, Hg、Pb、Cd、Cr 的超标率分别是 1.74%、3.44%、14.29%、2.09%。村镇生活垃圾土地利用的重金属环境风险评估表明: 重金属单因子污染指数大小顺序为  $\text{Cd} > \text{Hg} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Pb}$ , 其中 Cd 和 Hg 分别为重度和轻度污染; 重金属内梅罗综合污染指数为 4.08 (重度污染), Cd 和 Hg 的贡献最大; 重金属潜在生态风险程度依次为  $\text{Cd} > \text{Hg} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Zn}$ , 综合潜在生态风险等级为强生态危害。

**关键词:** 村镇生活垃圾; 重金属含量; 潜在生态风险

中图分类号: X705 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2017)08-1634-06 doi:10.11654/jaes.2016-1593

### Heavy metal content of the rural solid waste and its land utilization environmental risk analysis

WANG Yu-tang<sup>1,2</sup>, ZHANG Jun<sup>1\*</sup>, YUE Bo<sup>2\*</sup>, WANG Dun-qiu<sup>1</sup>, YU Jun-ying<sup>2</sup>, HUANG Qi-fei<sup>2</sup>, WU Xiao-hui<sup>2</sup>, JIN Qi<sup>2</sup>

(1. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 2. Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

**Abstract:** In this study, living solid waste of 72 typical villages and towns in 12 provinces was investigated, and its heavy metal content and environmental risk from land utilization were analyzed. The results showed that the heavy metals contents of Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, and Zn in the living solid waste were  $(0.74 \pm 0.48)$ ,  $(21.80 \pm 17.61)$ ,  $(3.36 \pm 11.01)$ ,  $(108.63 \pm 84.01)$ ,  $(36.83 \pm 10.91)$ , and  $(80.09 \pm 42.24)$   $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , respectively. Compared with "the pollution control standard of municipal solid waste agricultural utilization," the heavy metal contents of Hg, Pb, Cd, and Cr exceeded the rates of 1.74%, 3.44%, 14.29%, and 2.09%, respectively. The environmental risk assessment of living solid waste land utilization showed that the order of the heavy metal single factor pollution indices were:  $\text{Cd} > \text{Hg} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Pb}$ , of which the levels of Cd and Hg were classified as severe pollution and mild pollution, respectively. The Nemeru comprehensive pollution index of heavy metals was 4.08 (indicating severe pollution), in which Cd and Hg had the largest contribution. The order of potential ecological risk of heavy metals was:  $\text{Cd} > \text{Hg} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Zn}$ , indicating strong comprehensive potential ecological risk.

**Keywords:** rural living solid waste; heavy metal content; potential ecological risk

收稿日期: 2016-12-12

作者简介: 王瑜堂(1992—), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为固体废物处理, E-mail: 276771723@qq.com

\* 通信作者: 张 军 E-mail: zhangjuny2010@163.com; 岳 波 E-mail: yuebo@craes.org.cn

基金项目: 国家科技支撑计划课题(2014BAL02B01)

Project supported: The National Key Technology Research and Development Program of the Ministry of Science and Technology of China(2014BAL02B01)

随着我国农村经济发展和农民生活水平提高,农村垃圾产量日益增多。据初步估算,我国农村每年生活垃圾产生量已经达到3亿t<sup>[1]</sup>,然而,农村的垃圾处理能力并没有相应提高,使得农村生活垃圾大量堆积。生活垃圾在堆积腐败过程中会产生大量酸性和碱性物质,可将垃圾中的无机污染物——重金属淋溶而进入水体和土壤<sup>[2]</sup>。夏立江等<sup>[3]</sup>分析了垃圾堆放场区周围土壤,发现其中重金属含量明显高于对照区土壤。王振中等<sup>[4]</sup>研究表明,垃圾中的重金属可在土壤中富集而造成垃圾堆放区周围土壤重金属污染。土壤重金属含量超标导致的重金属污染具有潜伏性、长期性和不可逆性,且重金属通过食物链的生物作用,容易被吸收与富集,从而对人体健康造成威胁<sup>[5-7]</sup>。

在我国农村推广传统的有机垃圾就地分散消纳模式(主要指有机垃圾还田)是有效缓解农村垃圾问题的途径<sup>[8]</sup>。在传统农业下,生活垃圾几乎可以全部循环,农村绝大部分的有机垃圾(如农作物残留和厨余等)和粪便以堆肥、沤肥、厌氧沼气发酵或直接还田等途径进入土壤生态系统进行自然循环,部分有机垃圾则通过燃烧成草木灰的方式还田,对于周边环境的影响相对较小。随着人们生活水平的提高,包装废物、塑料制品、电子垃圾等大量出现,传统的农村生活垃圾消纳方式已不能满足要求。但是,我国农村生活垃圾收运、处理体系尚未完全建立,目前农村生活垃圾的主要处理方式包括堆存、简单填埋、沤肥和焚烧等,绝大部分的农村生活垃圾将会以堆肥、堆存、填埋、土壤改良剂等土地利用形式再次返回到土壤生态系统。丁湘蓉<sup>[9]</sup>研究了强制通风堆肥技术处理农村生活垃圾的可行性,李清飞等<sup>[10]</sup>研究了微生物在农村有机生活垃

圾堆肥中的作用。因此,针对我国村镇生活垃圾重金属特性及其污染风险开展研究具有重要意义。

目前对城市生活垃圾重金属的研究报告相对较多。刘晓红等<sup>[11]</sup>研究发现,延安市区生活垃圾可堆腐物中的重金属元素Pb、Cr、Cd、Hg、As有轻微污染;李仙粉等<sup>[12]</sup>研究发现各类垃圾中的Hg、Cd元素含量均超过了北京市郊土壤背景值和污染起始值的最高允许含量;刘育辰等<sup>[13]</sup>研究发现,四川宜宾夏季生活垃圾处于I级中度污染水平,四川地区夏冬季总体处于无污染水平,且夏季污染负荷指数略高。

对于我国农村生活垃圾重金属含量开展的大范围、系统的研究较少,而重金属含量对垃圾就地分散消纳过程有至关重要的影响。因此,本文针对全国12个省份、72个典型村镇进行了调查研究和统计分析,阐述了农村生活垃圾重金属含量特征,以期明确我国农村生活垃圾重金属污染状况,为其有效处理提供理论依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 采样点

在全国12个省市进行村镇生活垃圾采样调查,包括南方6省市(广东、湖南、安徽、湖北、上海、重庆)和北方6省市(北京、河南、山东、甘肃、黑龙江、吉林)。在每个省市选择一个采样地区,每个地区根据经济水平、产业类型等因素选取3个不同的典型乡镇采样,每个乡镇设集镇中心和周边农村两个采样点,共计72个采样点,取样调查时间选取为2015年的4个季度。我国典型村镇新鲜生活垃圾采样点如表1所示。

表1 全国典型村镇新鲜生活垃圾采样点分布

Table 1 The sampling points distribution of fresh living garbage in typical villages and towns in China

地区	省、市/县	典型镇	典型村
北方	黑龙江省哈尔滨市双城区	周家镇、东官镇、幸福乡	东升村、庆新村、久前村
	吉林省延边朝鲜族自治州延吉市	依兰镇、朝阳川镇、东盛涌镇	利民村、合成村、渊背村
	甘肃省庆阳西峰区	董志镇、什社乡、彭原镇	岳家洼、庙张家、花儿岭
	北京市房山区	周口店镇、阎村镇、长阳镇	娄子水村、阎村、稻田村
	山东省单县	莱河镇、郭村镇、黄冈镇	庞楼村、郭庄、韩庄
	河南省淅川县	关镇、马蹬镇、大石桥乡	刘营、王家庄、大石桥村
	安徽省岳西县	天堂镇、白帽镇、温泉镇	回龙村、孟家村、张吴塘村
南方	上海市崇明县	竖新镇、新河镇、东平旅游景区	竖新村、新农农村、东平农村
	重庆市巴南区	跳石镇、界石镇、东泉镇	大沟村、金鹅村、玉滩村
	湖北省麻城市	龟峰山风景区、铁门岗乡、白果镇	龟山茶园冲、铁门岗茅瓦屋、白果龚埠村
	湖南省醴陵县	王坊镇、王仙镇、大林乡	王坊村、大王冲村、高桥村
	广东省南澳县	深澳镇、云澳镇、后宅镇	海滨村、坎头顶村、山顶村

## 1.2 样品采集与分析

将生活垃圾搅拌均匀后堆成圆形,将其十字四等分,然后随机舍弃对角中的两份,余下部分重复进行前述铺平并分为四等分,舍弃一半,直至垃圾量能够装满4个容量100 L大桶,带回实验室进行分析。

将带回实验室的垃圾样品中大粒径物品破碎至100~200 mm,然后将各种成分分别放在干燥的容器内,置于电热鼓风恒温干燥箱内,在(105±5)℃的条件下烘4~8 h,待冷却0.5 h后称重。重复烘1~2 h,冷却0.5 h后再称重,重复直至两次称量之差小于样品量的百分之一。用研磨仪将烘干后的样品研磨至0.5 mm以下,采用浓HNO<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>法<sup>[14]</sup>消煮,每个样品做3个平行,稀释定容后,再利用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定重金属含量。

## 1.3 评价方法

为了做出准确、客观的评价,参照《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995),分别采用单因子污染指数法、综合污染指数法、潜在生态风险指数法分析典型村镇垃圾中重金属污染状况。

### 1.3.1 单因子污染指数法

计算公式为:

$$P_i = C_i / S_i \quad (1)$$

式中: $P_i$ 为污染指数; $C_i$ 为污染物实测值; $S_i$ 为污染物评价标准,取值参考《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995); $i$ 代表某种污染物。

分级标准如下: $P_i \leq 1$ 为未污染; $1 < P_i \leq 2$ 为轻度污染; $2 < P_i \leq 3$ 为中度污染; $P_i > 3$ 为重度污染。

### 1.3.2 综合污染指数法

采用内梅罗综合污染指数法进行重金属污染状况评价,计算公式为:

$$P_{\text{综}} = \left[ \left( \frac{C_i}{S_i} \right)_{\text{max}}^2 + \left( \frac{C_i}{S_i} \right)_{\text{ave}}^2 \right]^{1/2} \quad (2)$$

式中: $(C_i/S_i)_{\text{max}}$ 表示各重金属元素污染指数最大值; $(C_i/S_i)_{\text{ave}}$ 表示各污染指数的平均值。

分级标准如下: $P_{\text{综}} \leq 1$ 为未污染; $1 < P_{\text{综}} \leq 2$ 为轻度污染; $2 < P_{\text{综}} \leq 3$ 为中度污染; $P_{\text{综}} > 3$ 为重度污染。

### 1.3.3 潜在生态风险指数法

本文采用潜在生态风险指数法<sup>[15]</sup>进行陈腐垃圾重金属生态风险评价。该方法将重金属含量与重金属的生态效应、环境效应与毒理学相联系,定量地划分出潜在生态风险的程度,是目前较多学者采用的方法<sup>[16-20]</sup>。重金属污染物潜在风险程度评价指标与分级关系见表2。

潜在生态风险指数(RI)计算公式为:

表2 重金属潜在风险评价指标与分级关系

Table 2 Potential risk evaluation indices of heavy metal and their hierarchical spatial relationships

指标	范围	生态风险程度
潜在生态风险因子 $E_i$	$E_i < 40$	轻微生态危害
	$40 \leq E_i < 80$	中等生态危害
	$80 \leq E_i < 160$	强生态危害
	$160 \leq E_i < 320$	很强生态危害
	$E_i \geq 320$	极强生态危害
潜在生态风险指数 RI	$RI < 150$	轻微生态危害
	$150 \leq RI < 300$	中等生态危害
	$300 \leq RI < 600$	强生态危害
	$RI \geq 600$	很强生态危害

$$E_i = T_i \times (C_i / C_0) \quad (3)$$

$$RI = \sum E_i \quad (4)$$

式中: $E_i$ 为潜在生态风险因子; $T_i$ 为重金属毒性响应系数(Hg、Cd、Pb、Cu、Cr、Zn取值分别为40、30、5、5、2、1); $C_i$ 为垃圾中重金属浓度实测值; $C_0$ 为参比值,取值参考全球工业化前沉积物中重金属的最高背景值(Hg、Cd、Pb、Cu、Cr、Zn依次为0.25、0.5、25、30、60、80 mg·kg<sup>-1</sup>)<sup>[21-22]</sup>;RI为重金属的综合潜在生态风险指数。

## 2 结果与分析

### 2.1 我国典型村镇生活垃圾重金属含量评价

我国典型村镇生活垃圾中重金属元素主要有Hg、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn,其含量分析结果如图1所示。

由图1可以看出,典型村镇生活垃圾重金属含量大小依次为Cr>Zn>Cu>Pb>Cd>Hg,其中:Hg含量0.03~4.34 mg·kg<sup>-1</sup>,平均值为0.74 mg·kg<sup>-1</sup>;Pb含量0.04~169.15 mg·kg<sup>-1</sup>,平均值为21.80 mg·kg<sup>-1</sup>;Cd含量0.07~107.00 mg·kg<sup>-1</sup>,平均值为3.36 mg·kg<sup>-1</sup>;Cr含量8.94~1569.10 mg·kg<sup>-1</sup>,平均值为108.63 mg·kg<sup>-1</sup>;Cu含量3.22~152.55 mg·kg<sup>-1</sup>,平均值为36.83 mg·kg<sup>-1</sup>;Zn含量3.16~945.11 mg·kg<sup>-1</sup>,平均值为80.09 mg·kg<sup>-1</sup>。我国典型村镇生活垃圾重金属含量与《食用农产品产地环境质量评价标准》(HJ 332—2006)相比,Cd、Cr、Cu、Hg、Pb、Zn的超标率分别是39.58%、7.32%、2.09%、39.58%、6.97%、3.48%;与《城镇垃圾农用控制标准》(GB 8172—1987)相比,Hg、Pb、Cd、Cr的超标率分别是1.74%、3.44%、14.29%、2.09%;与《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)相比,Cd、Cr、Cu、Hg、Zn的超标率分别是39.7%、7.7%、4.2%、33.1%、7.6%。由全国

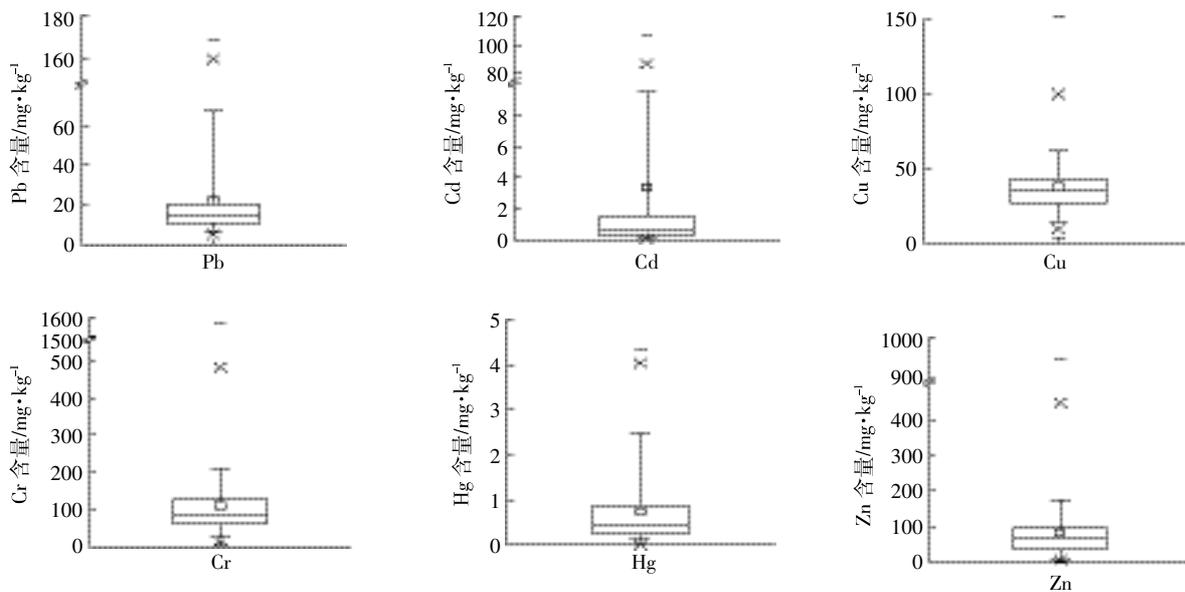


图1 典型村镇生活垃圾重金属含量

Figure 1 Heavy metals content of domestic wastes in typical villages and towns

土壤污染状况调查公报知, 全国土壤中 Cd、Cu、Pb、Cr、Hg、Zn 6 种无机污染物点位超标率分别为 7.0%、2.1%、1.5%、1.1%、1.6%、0.9%, 经过对比发现除了 Pb 之外, 其余重金属超标率均高于全国土壤重金属的超标率。因此, 如若将垃圾进行土地还原必须引起重视, 且 Cd、Hg 超标率较高, 毒性大, 需予以特别关注。

2.2 村镇生活垃圾重金属单因子污染评价

单因子污染指数法是当今研究者们针对单一重金属元素进行污染评价时所使用的一般方法, 其数值小说明该重金属污染轻, 反之则重。根据公式(1), 由重金属的实测含量、重金属的土壤评价标准值计算出  $P_i$  的值, Hg、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 的污染指数见表 3。

由表 3 可知, Hg、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 的单因子污染指数范围分别是  $P_{Hg}$  为 0.06~8.67、 $P_{Pb}$  为 0~0.85、 $P_{Cd}$  为 0.12~178.34、 $P_{Cr}$  为 0.04~7.85、 $P_{Cu}$  为 0.03~1.53、 $P_{Zn}$  为 0.01~3.78, 其中: 74.31% 的 Hg、100% 的 Pb、55.56%

的 Cd、92.01% 的 Cr、97.57% 的 Cu、96.52% 的 Zn 属于未污染的清洁水平; 12.84% 的 Hg、15.28% 的 Cd、6.25% 的 Cr、2.08% 的 Cu、2.78% 的 Zn 属于轻度污染; 4.17% 的 Hg、7.98% 的 Cd、0.69% 的 Cr、0.35% 的 Cu、0.35% 的 Zn 属于中度污染; 8.68% 的 Hg、20.83% 的 Cd、0.35% 的 Cr、0.35% 的 Zn 属于重度污染。Hg、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 的单因子污染指数平均值分别为 1.47、0.11、5.59、0.54、0.37、0.32, 从单因子污染指数平均值大小可以看出, 典型村镇生活垃圾重金属污染程度依次为  $Cd > Hg > Cr > Cu > Zn > Pb$ , 其中  $P_{Cu} > 3$ , Cd 为重度污染,  $P_{Hg} > 1$ , Hg 为轻度污染, 其余重金属皆属于清洁水平。

2.3 村镇生活垃圾重金属内梅罗综合污染评价

根据公式(2), 结合重金属单因子污染指数(表 3)计算出典型村镇生活垃圾中重金属的内梅罗综合污染指数  $P_{综}$  值, 见表 4。

由表 4 可知, 典型村镇生活垃圾重金属的内梅罗综合污染指数  $P_{综}$  值范围为 0.13~178.35, 平均值为 4.08, 属于重度污染, 且 Cd 对  $P_{综}$  值的贡献最大,

表 3 重金属的单因子污染指数

Table 3 Single factor pollution index of heavy metals

元素	单因子污染指数 $P_i$				
	最小值	最大值	均值	标准差	变异系数
Hg	0.06	8.67	1.47	2.96	4.02
Pb	0	0.85	0.11	0.14	0.01
Cd	0.12	178.34	5.59	20.66	6.20
Cr	0.04	7.85	0.54	0.42	0.00
Cu	0.03	1.53	0.37	0.24	0.06
Zn	0.01	3.78	0.32	0.34	0.00

表 4 重金属的内梅罗污染指数

Table 4 Nemeru pollution index of heavy metals

统计值	重金属含量/ $mg \cdot kg^{-1}$						$P_{综}$ 值
	Hg	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn	
最小值	0.03	0.04	0.07	8.94	3.22	3.16	0.13
最大值	4.34	169.15	107.00	1 569.10	152.55	945.11	178.35
均值	0.74	21.80	3.36	108.63	36.83	80.09	4.08

Hg 居其次。

## 2.4 村镇生活垃圾重金属潜在生态风险评价

根据公式(3)和(4)计算出典型村镇生活垃圾中的单项潜在生态风险指数  $E_i$ 、综合潜在生态风险指数 RI,具体数值见表5。

表5 重金属的潜在生态风险指数  
Table 5 Potential ecological risk of heavy metals

统计值	$E_i$ 值						RI值
	Hg	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn	
最小值	3.20	0.17	9.00	0.15	0.16	0.01	12.70
最大值	966.88	37.30	9 600.06	31.64	43.85	11.81	10 691.54
均值	117.76	4.36	200.10	3.27	13.34	1.00	339.82
标准差	169.12	5.56	826.62	2.83	3.98	1.08	1 009.18
变异系数	229.76	0.26	247.86	0.03	1.10	0.01	479.02

由表5可知,典型村镇生活垃圾重金属  $E_i$  的范围分别是  $E_{Hg}$  为 3.20~966.88、 $E_{Pb}$  为 0.17~37.30、 $E_{Cd}$  为 9.00~9 600.06、 $E_{Cr}$  为 0.15~31.64、 $E_{Cu}$  为 0.16~43.85、 $E_{Zn}$  为 0.01~11.81,其中:32.99%的 Hg、100%的 Pb、62.85%的 Cd、100%的 Cr、99.65%的 Cu、100%的 Zn 具有轻微生态危害;34.03%的 Hg、15.28%的 Cd、0.35%的 Cu 具有中等生态危害;13.89%的 Hg、6.60%的 Cd 具有强生态危害;9.38%的 Hg、5.90%的 Cd 具有极强生态危害;9.03%的 Hg、9.38%的 Cd 具有极强生态危害。 $E_{Hg}$ 、 $E_{Pb}$ 、 $E_{Cd}$ 、 $E_{Cr}$ 、 $E_{Cu}$ 、 $E_{Zn}$  平均值分别为117.76、4.36、200.10、3.27、13.34、1.00。由  $E_i$  平均值的大小可知,典型村镇生活垃圾中6种重金属污染的潜在生态风险程度依次为 Cd>Hg>Cu>Pb>Cr>Zn,其中 Cd 具有极强生态危害,Hg 具有强生态危害,Cu、Pb、Cr、Zn 具有轻微生态危害。Hg、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 的综合潜在生态风险指数 RI 范围为 12.70~10 691.54,平均值为339.82,在 300~600 范围内,具有强生态危害。

## 3 讨论

总体而言,通过三种评价方法均可发现我国村镇生活垃圾中 Cd 的污染最严重,Hg 次之,其余重金属污染程度较低,依次为 Cr>Cu>Zn>Pb;同时,潜在生态风险也是 Cd 最强,Hg 次之,其余重金属只有轻微潜在生态风险,依次为 Cu>Pb>Cr>Zn,只是 Cr、Cu、Zn、Pb 的污染程度与潜在生态风险略有不同。由于 Cd、Hg 的毒性最大,国内外已发生多起 Cd、Hg 污染事故,如日本水俣病事件和痛痛病事件、湖南浏阳 Cd 污染事件,为了避免再次发生类似事件,需要特别注

意防控重金属污染,其中 Hg 主要来源于废弃的电池、荧光灯和尘土,Cd 主要来源于尘土、塑料和印刷制品<sup>[23]</sup>,可以考虑从源头治理,将生活垃圾分类收集处理。本文只针对生活垃圾重金属的环境风险进行了分析,如若进行土地还原处理,同时还应该进一步综合分析有机污染物的环境风险,避免造成二次污染。

## 4 结论

(1) 典型村镇生活垃圾重金属 Hg、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 含量分别为(0.74±0.48)、(21.80±17.61)、(3.36±11.01)、(108.63±84.01)、(36.83±10.91)、(80.09±42.24) mg·kg<sup>-1</sup>,与国内相关标准相比主要是 Cd、Hg 超标。

(2) 从单因子污染指数  $P_i$  平均值大小可以看出,典型村镇生活垃圾重金属污染程度依次为 Cd>Hg>Cr>Cu>Zn>Pb,其中 Cd 为重度污染,Hg 为轻度污染,其余重金属皆属于清洁水平。

(3) 典型村镇生活垃圾重金属的内梅罗综合污染指数  $P_{综}$  值为 4.08,属于重度污染,且 Cd 对  $P_{综}$  值贡献最大,Hg 居其次。

(4) 典型村镇生活垃圾中6种重金属污染的潜在生态风险程度依次为 Cd>Hg>Cu>Pb>Cr>Zn,其中 Cd 和 Hg 分别具有很强和强生态危害;综合潜在生态风险指数为 339.82,具有强生态危害。

总体而言,我国村镇生活垃圾重金属污染情况不容乐观,进行土地还原处理时需要特别注意重金属的污染情况以及累积效应(特别是 Cd、Hg)。在村镇生活垃圾进行土地还原利用过程中应避免所含重金属进入食物链,可考虑用于花卉、林地等土壤的改良,同时应合理确定施用量和施用频率,防止二次污染。

### 参考文献:

- [1] 张卫明. 植物资源开发研究与应用[M]. 南京:东南大学出版社,2005.  
ZHANG Wei-ming. Development research and application of plant resources[M]. Nanjing:Southeast University Press, 2005.
- [2] 吴远彬,王 喆,李思经. 乡村垃圾收集与无害化技术[M]. 北京:中国农业科学技术出版社,2006.  
WU Yuan-bin, WANG Zhe, LI Si-jing. Rural garbage collection and harmless technology[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2006.
- [3] 夏立江,温小乐. 生活垃圾堆填区周边土壤的性状变化及其污染状况[J]. 土壤与环境,2001,10(1):17-19.  
XIA Li-jiang, WEN Xiao-le. Changes of soil properties and contamination in the surrounding area of domestic refuse landfill[J]. Soils and Environment, 2001, 10(1):17-19.
- [4] 王振中,张友梅,邓继福,等. 重金属在土壤生态系统中的富集及毒

- 性效应[J]. 应用生态学报, 2006, 17(10):1948-1952.
- WANG Zhen-zhong, ZHANG You-mei, DENG Ji-fu, et al. Enrichment and toxic effects of heavy metals in soil ecosystems[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(10):1948-1952.
- [5] 孙贤斌, 李玉成. 基于GIS的淮南煤矿废弃地土壤重金属污染生态风险评价[J]. 安全与环境学报, 2015, 15(2):348-352.
- SUN Xian-bin, LI Yu-cheng. Ecological risk assessment of soil heavy metal pollution in wasteland of Huainan coal mine based on GIS[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2015, 15(2):348-352.
- [6] 许柏宁, 王 鹏, 王建壹, 等. 北京某环路两侧土壤重金属污染风险评价[J]. 环境化学, 2014, 33(12):2152-2161.
- XU Bo-ning, WANG Peng, WANG Jian-yi, et al. Risk assessment of heavy metal pollution in soils on both sides of a loop in Beijing[J]. *Environmental Chemistry*, 2014, 33(12):2152-2161.
- [7] 高 奇, 师学义, 李 牧, 等. 复垦村庄土壤重金属污染损失评价[J]. 水土保持学报, 2014, 33(2):204-209.
- GAO Qi, SHI Xue-yi, LI Mu, et al. Evaluation of heavy metal pollution losses in reclaimed village soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2014, 33(2):204-209.
- [8] 刘 莹, 黄季焜. 农村环境可持续发展的实证分析:以农户有机垃圾还田为例[J]. 农业技术经济, 2013(7):4-10.
- LIU Ying, HUANG Ji-kun. Empirical analysis of the rural environment and sustainable development: Organic waste farmers for field as example [J]. *Journal of Agrotechnical Economics*, 2013(7):4-10.
- [9] 丁湘蓉. 强制通风堆肥技术处理农村生活垃圾的可行性研究[J]. 环境卫生工程, 2011, 19(1):54-58.
- DING Xiang-rong. Feasibility of rural domestic waste treatment using forced aeration composting technology[J]. *Environmental Sanitation Engineering*, 2011, 19(1):54-58.
- [10] 李清飞, 赵承美, 余国忠. 微生物在农村有机生活垃圾堆肥中的作用[J]. 信阳师范学院学报(自然科学版), 2011, 24(2):278-280.
- LI Qing-fei, ZHAO Cheng-mei, YU Guo-zhong. Composting process of rural domestic waste with microorganisms[J]. *Journal of Xinyang Normal University(Natural Science Edition)*, 2011, 24(2):278-280.
- [11] 刘晓红, 刘延萍, 高 歌, 等. 延安市区生活垃圾可堆腐物中的重金属污染分析[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2005, 33(7):143-146.
- LIU Xiao-hong, LIU Yan-ping, GAO Ge, et al. Yan'an City life garbage can pile of heavy metal pollution analysis of the corrosion[J]. *Journal of Northwest A&F University(Natural Science Edition)*, 2005, 33(7):143-146.
- [12] 李仙粉, 任福民, 汝宜红, 等. 北京市生活垃圾中重金属元素污染特性调查[J]. 中国环境监测, 2003, 19(3):42-45.
- LI Xian-feng, REN Fu-min, RU Yi-hong, et al. The investigation of heavy metal elements in the municipal solid waste of Beijing[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2003, 19(3):42-45.
- [13] 刘育辰, 王莉淋, 伍 钧, 等. 四川城市生活垃圾重金属污染状况及来源分析[J]. 环境工程学报, 2015, 9(12):6010-6018.
- LIU YU -chen, WANG Li -lin, WU Jun, et al. Pollution and source analysis of heavy metals in municipal solid waste in Sichuan[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2015, 9(12):6010-6018.
- [14] US Environmental Protection Agency. Acid digestion of sediments, slud-ges and soils[S]. Washington DC: US EPA, 1996.
- [15] Forstner U. Lecture notes in earth sciences (contaminated sediments) [M]. Berlin: Springer-Verlag, 1989: 107-109.
- [16] 贺志鹏, 宋金明, 张乃星, 等. 南黄海表层海水重金属的变化特征及影响因素[J]. 环境科学, 2008, 29(5):1153-1162.
- HE Zhi-peng, SONG Jin-ming, ZHANG Nai-xing, et al. Change features and influencing factors of heavy metals in surface seawater of the South, and Yellow Sea[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2008, 29(5): 1153-1162.
- [17] 孙 超, 陈振楼, 毕春娟, 等. 上海市崇明岛农田土壤重金属的环境质量评价[J]. 地理学报, 2009, 64(5):619-628.
- SUN Chao, CHEN Zhen-lou, BI Chun-juan, et al. Environmental quality evaluation of heavy metals in farmland soils in Chongming Island of Shanghai[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2009, 64(5):619-628.
- [18] 刘 勇, 岳玲玲, 李晋昌. 太原市土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2011, 31(6):1285-1293.
- LIU Yong, YUE Ling-ling, LI Jin-chang. Heavy metal pollution and potential ecological risk assessment in soils of Taiyuan City[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, 31(6):1285-1293.
- [19] 郭笑笑, 刘丛强, 朱兆洲. 土壤重金属污染评价方法[J]. 生态学杂志, 2011, 30(5):889-896.
- GUO Xiao-xiao, LIU Cong-qiang, ZHU Zhao-zhou. Evaluation method of heavy metal pollution in soils[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(5):889-896.
- [20] 代杰瑞, 王 学, 董 建, 等. 山东省东部地区土壤重金属污染及其生态环境效应[J]. 地球科学与环境学报, 2012, 34(4):74-79.
- DAI Jie-rui, WANG Xue, DONG Jian, et al. Effects of heavy metal pollution in soils of eastern Shandong Province and its ecological environment [J]. *Journal of Earth Sciences and Environment*, 2012, 34(4):74-79.
- [21] Lars H. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8):975-1001.
- [22] 黄先飞, 秦樊鑫, 胡继伟, 等. 红枫湖沉积物中重金属污染特征与生态危害风险评价[J]. 环境科学研究, 2008, 21(2):18-23.
- HUANG Xian-fei, QIN Fan-xin, HU Ji-wei, et al. Pollution characteristic and ecological risk assessment of heavy metals in superficial sediments of Hongfeng Lake[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(2):18-23.
- [23] 任福民, 汝宜红, 许兆义, 等. 北京市生活垃圾重金属元素调查及污染特性分析[J]. 北方交通大学学报, 2001, 25(4):66-69.
- REN Fu-min, RU Yi-hong, XU Zhao-yi, et al. Investigation on heavy metal elements and analysis of pollution characteristics of heavy metal elements contained in domestic refuse in Beijing[J]. *Journal of Northern Jiaotong University*, 2001, 25(4):66-69.