矿化垃圾施用林地重金属污染潜在生态风险评价

汪明勇[1,2]，郭小平[1]，张 平[1]，王玮璐[1]，苏昭辉[2]，张劲松[3]

〔1. 北京林业大学 水土保持学院 水土保持与荒漠化防治教育部重点实验室，北京 100083；
2. 华润置地(秦皇岛)有限公司，河北 秦皇岛 066000；3. 北京市环境卫生设计科学研究所，北京 100086〕

摘 要：以矿化垃圾施用林地土壤为研究对象，采用 Hakanson 潜在生态风险指数评价法对 5 种重金属元素 Cd，Hg，As，Cr，Pb 的潜在风险进行评价，同时还对不同深度土壤重金属的迁移及污染程度进行了讨论。不同矿化垃圾添加量下 0—90 cm 土层的潜在生态风险综合评价结果表明，随着矿化垃圾添加量增加，土壤重金属污染有加重的趋势，25%与 50%矿化垃圾添加量的土壤污染程度达到中等程度，100%矿化垃圾添加量的土壤达到重度污染程度。矿化垃圾对土壤造成的污染主要集中在 0—50 cm 土壤层内，对垂直方向 50 cm 以下土壤影响较小。Hg 是矿化垃圾施用中最主要的污染因子。土壤剖面垂直方向重金属含量分析结果表明，Cd，Hg，As，Cr，Pb 具有从土壤表层向下层递减的趋势。重金属元素 Hg 和 Cr 含量具有土壤表层富集的特征。矿化垃圾大量的施用可能会导致 Hg 和 Cr 土壤污染，但不会导致 Cd，As，Pb 在土层中累积与垂直迁移。

关键词：矿化垃圾；重金属；潜在生态风险评价；垂直分布

文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2013)01-0062-06 **中图分类号**：X53

Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Forest Land Added with Aged Refuse

WANG Ming-yong[1,2], GUO Xiao-ping[1], ZHANG Ping[1], WANG Wei-lu[1], SU Zhao-hui[2], ZHANG Jin-song[3]

〔1. *Key Laboratory for Soil and Water Conservation & Desertification Combating of the Ministry of Education, College of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing* 100083, *China*; 2. *China Resources Land (Qinhuangdao) Co., Ltd, Qinhuangdao, Hebei* 066000, *China*; 3. *Beijing Institute of Environmental Sanitation Engineering, Beijing* 100086, *China*〕

Abstract: Soils in forest land added with aged refuse were investigated. Hankson ecological risk method was used to assess the potential ecological risk of the pollution by heavy metals (Cd, Hg, As, Cr and Pb), and the vertical distribution and migration of the heavy metals were discussed. Results from the assessment for the 0—90 cm soil layers with different portions of aged refuse showed that heavy metal contamination was gradually aggravated with the increased quantity of aged refuse. The heavy metal contamination reached a medium level when the added portions of aged refuse were 25% and 50% and a serious level when the added portion was 100%. Pollution caused by aged refuse was mainly concentrated in the 0—50 cm soil layer and however, it had a less impact on soil layer 50 cm below soil surface. Hg was the main metal causing pollution in the application of aged refuse. The contents of the five heavy metals (Cd, Hg, As, Cr and Pb) in vertical soil profile showed a decreasing trend from cultivated horizon to lower layer. Hg and Cr were enriched in soil surface layer. The application of aged refuse might lead to Hg and Cr pollutions, but might not lead to Cd, As and Pb enrichments in soil and vertical migration.

Keywords: aged refuse; heavy metal; potential ecological risk assessment; vertical distribution

收稿日期：2012-02-08 **修回日期**：2012-04-13

资助项目：北京市科委项目“垃圾卫生填埋场地污染治理与可持续利用技术研究与示范”(D08040903690000)；国家林业公益性行业科研专项经费项目“建设工程损毁林地植被修复关键技术研究与示范”(200904030)

作者简介：汪明勇(1983—)，男(汉族)，安徽省舒城县人，硕士研究生，主要从事水土保持和工程绿化方向研究。E-mail：wmygenius@126.com。

通信作者：郭小平(1962—)，男(汉族)，甘肃省天水市人，副教授，博士研究生，主要从事水土保持和工程绿化方向研究和教学。E-mail：Guoxp@bjfu.edu.cn。

垃圾填埋场填埋封场数年后,垃圾中易降解物质完全或接近完全降解,表面沉降量非常小,垃圾自然产生的渗滤液和气体量极少或不产生,垃圾中可降解物质的质量分数下降到 3%以下,渗滤液中 COD 的质量浓度下降到 25～50 mg/L 以下,此时的垃圾填埋场可以认为达到了稳定化状态,所形成的垃圾称为矿化垃圾[1]。矿化垃圾多为混合垃圾,垃圾中包含塑料、金属、玻璃、木材、灰土、砖瓦等,并且还含有大量的有机质,通过对年限较长的垃圾填埋场进行开采筛分处理,对矿化垃圾进行有效地分选回收利用和质量控制,消除非正规填埋场对周边环境造成污染的同时,也实现了废弃物的循环利用和释放土地的目的。筛分得到的有机质较高的 20 mm 以下的矿化垃圾数量可观,约占垃圾的 60%,该矿化垃圾具有较大的比表面积,松散的结构,较好的水力传导和渗透性,较好的阳离子交换能力,同时还含有丰富的有机质植物所需的营养成分如氮、磷、钾等及各种微量元素,因其具有其他介质无法比拟的优越性,土壤利用价值非常高,可作为城市园林[2]、废弃矿山等地绿化基材,在节约大量土地资源的同时,可实现废弃物的循环利用,符合可持续发展战略要求。

但是,该类土壤含有一些有毒、有害物质,对施用地地下水和周围环境存在潜在危害,许多研究和试验[1,3-5]已发现矿化垃圾中重金属含量较高,将其施用后可能对土壤造成污染,对植物的生长以及人类的生存造成危害。这些有毒有害物质如果随径流扩散,还将污染更大范围的土壤,其中,毒性较大的是镉(Cd),汞(Hg),砷(As),铬(Cr)和铅(Pb),它们不能在作物中降解,相反却能在生物的作用下放大,大量富集,沿食物链进入人体,引起急性、慢性中毒,甚至能够致癌、致畸、致死[6]。

因此,进行矿化垃圾施用土壤环境及相关问题的研究,对科学合理地使用矿化垃圾,确保施用地生产、生态、人居安全意义重大,有关矿化垃圾重金属污染问题已成为环境污染领域的研究热点问题之一。本研究通过布置不同配比矿化垃圾下杨树的栽植试验,测定了不同施用量矿化垃圾下土壤剖面的重金属含量,应用 Hakanson 潜在生态风险指数评价法[7-10,14-15]对 5 种重金属的潜在风险进行评价,并对施用地不同深度土壤中重金属分布特征和污染状况进行分析讨论,以期为矿化垃圾的资源化利用提供理论依据。

1　材料与方法

1.1　试验时间、地点

试验于 2010 年 4 月至 2011 年 4 月在北京市昌平区小汤山镇前蔺沟村苗圃进行。该试验场的地理位置是北纬 40°08′,东经 116°26′,海拔 32 m,属暖温带、半湿润大陆性季风气候(春季干旱多风,夏季炎热多雨,秋季凉爽,冬季寒冷干燥,四季分明),土壤为潮土。年平均日照时数 2 684 h,年平均气温 11.8 ℃,年平均降水量 550.3 mm。

1.2　试验材料

试验用矿化垃圾取自北京市丰台区北天堂村填埋龄 10 a 以上的非正规垃圾填埋场,经过筛分得到粒径≤20 mm 的土壤,再将其与试验地土壤按照矿化垃圾添加质量分数的 0%,25%,50%,100%进行混配,裸根栽植胸径为 2 cm 的速生杨'107'(*P.* × *euramericana* "74/76")。

1.3　试验方法

1.3.1　**试验设计与土样采集**　2010 年 4 月,按照 4 种不同配比选择 4 块试验场地,即包括矿化垃圾添加质量分数为 0%的正常土壤比照地、矿化垃圾添加质量分数分别为 25%,50%,100%的矿化垃圾施用试验地,每块试验地中速生杨'107'株间距为 3 m,不同配比栽植区间距 4 m 以作隔离,栽植坑深 30 cm,宽 40 cm,将混配土壤好的基质施于栽植坑客土栽植速生杨'107',每种配比重复栽植 6 株,共计栽植 24 株。2011 年 4 月,分别在不同试验场地中采用挖掘土壤剖面法采集栽植坑垂直方向上土样,分为 0—30,30—50,50—70,70—90 cm 这 4 个土层,每种配比重复采集 3 个样本,每个样本采集 500 g,共计采集 48 个样本。对每个土壤样本中的 Cd,Hg,As,Cr,Pb 这 5 种重金属含量进行测定,试验所用主要仪器为电感耦合等离子体发射光谱仪。供试土壤样本垂直方向上的重金属含量如表 1 所示。

1.3.2　**评价方法**　采用 1980 年瑞典科学家 Hakanson[10]提出的潜在生态风险指数评价方法,对施用不同配比矿化垃圾的土壤中重金属的潜在生态风险危害进行评价。该方法不仅能反映某一特定环境中的全部重金属污染物的影响,而且通过潜在生态危害指数指出了应该特别注意的物质,这对于污染的控制尤为重要[11],是目前此类研究中比较科学、全面的评价方法[8]。其计算见公式为:

$$C_f^i = C_s^i / C_n^i \tag{1}$$

$$C_d = \sum_i^n C_f^i \tag{2}$$

$$E_r^i = T_r^i C_f^i \tag{3}$$

$$I_R = \sum_i^n E_r^i = \sum_i^n (T_r^i C_s^i / C_n^i) \tag{4}$$

式中:C_f^i——某一重金属的污染系数;C_s^i——不同土壤层次重金属 i 的实测值;C_n^i——计算所需要的参

照值；C_d——重金属的综合污染程度；T_r^i——重金属 i 的毒性响应系数，反映其毒性水平和生物对其污染的敏感程度；E_r^i——某单个重金属的潜在生态风险系数；I_R——综合潜在生态风险指数。C_f^i，C_d，E_r^i，I_R 值相对应的污染程度及潜在生态风险程度[7-8]如表 2 所示。

表 1 不同土层重金属含量测定值

项目		土层深度/cm	重金属元素含量/(mg·kg^{-1})				
			Cd	Hg	As	Cr	Pb
矿化垃圾添加质量分数	0%	0—30	0.11	0.10	7.31	21.10	29.40
		30—50	0.09	0.09	7.29	28.80	20.80
		50—70	0.08	0.04	6.40	17.60	19.70
		70—90	0.06	0.03	6.09	19.40	20.00
	25%	0—30	0.11	0.23	8.36	25.60	21.10
		30—50	0.08	0.12	8.14	21.20	19.40
		50—70	0.06	0.05	7.06	25.20	17.20
		70—90	0.06	0.04	6.92	19.60	16.80
	50%	0—30	0.10	0.39	6.13	27.80	23.90
		30—50	0.10	0.14	9.19	24.20	20.00
		50—70	0.08	0.05	6.88	22.20	19.10
		70—90	0.07	0.02	6.83	18.10	17.60
	100%	0—30	0.07	0.60	4.46	36.30	21.50
		30—50	0.09	0.62	7.48	23.00	19.10
		50—70	0.07	0.05	6.60	19.00	18.00
		70—90	0.06	0.03	5.92	21.40	16.60
土壤背景值			0.05	0.06	9.40	66.70	24.70
土壤环境质量一级标准			0.20	0.15	15.00	90.00	35.00

表 2 污染程度及潜在生态风险程度

参数与指数	污染程度及潜在生态风险程度				
C_f^i 值	—	<1	≥1，<3	≥3，<6	≥6
程度	—	轻微	中等	重	极重
C_d 值	—	<8	≥8，<16	≥16，<32	≥32
程度	—	轻微	中等	重	极重
E_r^i 值	<40	≥40，<80	≥80，<160	≥160，<320	≥320
程度	极轻	轻微	中等	重	极重
I_R 值	<50	≥50，<120	≥120，<240	≥240，<480	≥480
程度	极轻	轻微	中等	重	极重

考虑到污染特点和评价目的，选取 Cd，Hg，As，Cr，Pb 这 5 种重金属元素作为评价因子，选择北京市土壤背景值作为参照值[12]。参照有关文献和矿化垃圾重金属污染的特征，设定 5 种重金属生物毒性系数 T_r^i 的数值大小，即 Cd，Hg，As，Cr，Pb 其毒性响应系数分别为 20，28，10，2，5[7-8]。

考虑到不同土层中的重金属对环境的影响程度不同，采用权重法确定各土壤层次重金属污染的潜在生态风险，对整个研究土层重金属污染状况进行综合评价。重金属潜在生态风险综合指数的计算为：

$$P=\sum W_i P_i \tag{5}$$

式中：P——潜在生态风险综合指数；W_i——第 i 层土层权重；P_i——第 i 层土层评价指标(地积累指数或潜在生态风险指数)。

土壤层的权重是基于 Horn 开发的根活动区水的衰竭深度[7-8]：

$$L_D=0.152\times\lg\left\{\frac{R+\sqrt{R^2+6.45}}{D+\sqrt{D^2+6.45}}\right\} \tag{6}$$

式中：L_D——深度在 D 处衰竭水值；D——土深(cm)；R——总的根深(cm)。L_D 在 2 个深度的积分被认为反映了该深度区域上的土壤层权重。本研究在用此法时，取总根深度 R 为 100 cm，据此得到 4 个土壤层次加权系数分别为 0.522，0.256，0.147，0.075。

2 结果与分析

2.1 矿化垃圾施用林地重金属含量状况

由表 1 可知，各试验场地中 Cd 的含量范围在 0.061～0.110 mg/kg，平均为 0.080 4 mg/kg，所有样品重金属含量均超过土壤背景值；Hg 的含量范围为 0.026～0.62 mg/kg，超过土壤背景值的样品数有 8 个；As 的含量范围为 4.46～9.19 mg/kg，平均为 6.94 mg/kg，全部样品均未超过土壤背景值；Cr 的含量范围为 17.60～36.30 mg/kg，平均为 23.16 mg/kg，全部样品均未超过土壤背景值；铅的含量范围为 16.60～29.40 mg/kg，平均为 20.01 mg/kg，只有 1 个样品超过土壤背景值。有 4 个样品中 Hg 的含量超过国家土壤环境质量一级标准[13]，而其余各重金属元素的含量均在国家土壤环境质量 1 级标准所规定的浓度限值内，说明矿化垃圾的施用会造成一定程度的 Hg 污染。

2.2 矿化垃圾施用场地重金属污染程度及潜在的生态风险评价

2.2.1 重金属污染系数及综合污染程度分析 由表 3 可知，不同矿化垃圾用量下不同层次土壤的综合污染程度范围为 3.34～14.24，平均值为 6.22，处于轻微的污染程度。各重金属污染系数平均值由高到低的顺序为：Hg>Cd>Pb>As>Cr。Cr，As，Pb 的污染系数平均值分别为 0.35，0.74，0.81，处于轻微污染水平；Cd 的污染系数平均值为 1.51，处于中等污染水平；而 Hg 的污染系数平均值为 2.82，是 5 个重金属元素中污染系数平均值最高的，但仍处于中等污染水平。

表 3　矿化垃圾施用林地土壤重金属的污染系数及综合污染程度

矿化垃圾添加质量分数	土层/cm	污染系数 C_f^i					综合污染 C_d	污染等级
		Pb	Cd	Hg	As	Cr		
0%	0—30	2.06	1.68	0.78	0.32	1.19	6.03	轻微
	30—50	1.72	1.60	0.78	0.43	0.84	5.37	轻微
	50—70	1.43	0.75	0.68	0.26	0.80	3.92	轻微
	70—90	1.14	0.45	0.65	0.29	0.81	3.34	轻微
25%	0—30	2.06	3.99	0.89	0.38	0.85	8.17	中等
	30—50	1.44	2.08	0.87	0.32	0.79	5.50	轻微
	50—70	1.20	0.82	0.75	0.38	0.70	3.85	轻微
	70—90	1.20	0.66	0.74	0.29	0.68	3.57	轻微
50%	0—30	1.87	6.77	0.65	0.42	0.97	10.68	中等
	30—50	1.85	2.43	0.98	0.36	0.81	6.43	轻微
	50—70	1.44	0.80	0.73	0.33	0.77	4.07	轻微
	70—90	1.33	0.42	0.73	0.27	0.71	3.46	轻微
100%	0—30	1.22	10.42	0.47	0.54	0.87	13.52	中等
	30—50	1.59	10.76	0.80	0.34	0.77	14.26	中等
	50—70	1.33	0.85	0.70	0.28	0.73	3.89	轻微
	70—90	1.20	0.59	0.63	0.32	0.67	3.41	轻微

随着矿化垃圾腐殖土施用量的增加,各土层 Hg 污染系数随之增大,0—30 cm 与 30—50 cm 污染系数的增大尤为明显。矿化垃圾添加质量分数为 25% 的施用场地,0—30 cm 土壤 Hg 的污染系数达到 3.99,达到重污染程度,30—50 cm 土壤 Hg 的污染系数为 2.08,达到中等污染水平;50%,100%施用场地 0—30 cm 土壤 Hg 的污染系数分别达 6.77,10.42,已达到极重的污染程度,甚至 100%施用场地 30—50 cm土壤 Hg 的污染系数高达 10.76,已造成中等层次土壤严重污染。Cr 元素在 0—30 cm 的污染系数亦呈加重的趋势,但由于土壤中该元素含量较低,仍处于轻微污染程度。因此,矿化垃圾施用场地中 Hg 为主要的污染元素,随着矿化垃圾施用量的增加,0—50 cm土壤 Hg 污染逐渐加重,Hg 对土壤的综合污染程度贡献最大。

对照地(0%)不同层次的 5 种重金属元素综合污染程度值范围为 3.34～6.03,平均为 4.67,处于轻微污染程度;矿化垃圾施用量为 25%的林地土壤重金属元素综合污染程度平均值为 5.27;50%施用林地为 6.16;100%施用林地为 8.77,综合污染程度平均值大于 8,已达到了中等污染程度。由此可见,随着矿化垃圾施用量的增加逐渐增大,矿化垃圾施用地 5 种重金属元素综合污染程度有加重的趋势,重金属污染来源于矿化垃圾。

2.2.2　重金属潜在生态风险评价　由表 4 可知,不同用量矿化垃圾施用量下不同土壤层次的重金属潜在风险指数 RI 为 46.53～345.61,平均为 121.11,生态风险达到了中等程度,特别是全部施用矿化垃圾的场地,综合潜在生态风险指数 RI 为 345.61,达极重的污染程度,其余的处于重、中、轻微污染程度。从不同量矿化垃圾施用场地重金属元素的单个污染要素来看,Hg 的潜在生态风险系数为 11.76～301.28,平均为 78.87,生态风险达中等程度,而其余重金属元素的潜在生态系数<40,为低污染程度。从总体污染程度上看,各重金属污染物对生态风险影响程度从大到小的顺序为:Hg>Cd>As>Pb>Cr。由此可见,矿化垃圾施用地土壤中重金属元素的生态风险 RI 目前处于较高水平,单金属元素的生态危害绝大多数为极轻,但潜伏着 Hg 的中等与重度危害,土壤中含汞量过高,它不仅能在植物体内积累,还会对植物产生毒害,需引起有关方面的高度重视。

由表 4 还可知,不同矿化垃圾施用量下,垂直方向上不同土层的污染程度不同,0—50 cm 土层受重金属的污染程度随矿化垃圾施用量的增加而加重,而 50—90 cm 的土层污染程度保持不变,均为轻微污染,所以矿化垃圾的施用对土壤造成的污染主要集中在 0—50 cm 土层内。不同矿化垃圾添加量下 0—90 cm 土层的潜在生态风险综合评价结果表明:随着矿化垃圾添加量由 0%到 100%逐渐增加,土壤重金属污染有加重的趋势,0%(对照)为轻微污染程度,25%与 50%矿化垃圾添加量的土壤污染程度达到中等程度,而 100%矿化垃圾添加量的土壤达到重度污染程度。

表 4 矿化垃圾施用林地土壤重金属潜在生态风险评价结果

矿化垃圾添加质量分数	土层/cm	重金属潜在生态风险系数 E_r^i					生态风险指数 RI	风险等级	加权后生态风险指数	加权后风险等级
		Cd	Hg	As	Cr	Pb				
0%	0—30	41.20	47.04	7.80	0.64	5.95	102.63	中等	89.59	轻微
	30—50	34.40	44.80	7.80	0.86	4.20	92.06	中等		
	50—70	28.60	21.00	6.80	0.52	4.00	60.92	轻微		
	70—90	22.80	12.60	6.50	0.58	4.05	46.53	轻微		
25%	0—30	41.20	111.72	8.90	0.76	4.25	166.83	重	125.44	中等
	30—50	28.80	58.24	8.70	0.64	3.95	100.33	中等		
	50—70	24.00	22.96	7.50	0.76	3.50	58.72	轻微		
	70—90	24.00	18.48	7.40	0.58	3.40	53.86	轻微		
50%	0—30	37.40	189.56	6.50	0.84	4.85	239.15	重	168.45	中等
	30—50	37.00	68.04	9.80	0.72	4.05	119.61	中等		
	50—70	28.80	22.40	7.30	0.66	3.85	63.01	轻微		
	70—90	26.60	11.76	7.30	0.54	3.55	49.75	轻微		
100%	0—30	24.40	291.76	4.70	1.08	4.35	326.29	极重	271.67	重
	30—50	31.80	301.28	8.00	0.68	3.85	345.61	极重		
	50—70	26.60	23.80	7.00	0.56	3.65	61.61	轻微		
	70—90	24.00	16.52	6.30	0.64	3.35	50.81	轻微		

2.3 不同矿化垃圾施用量下土壤中重金属的垂直迁移特征

土壤剖面重金属分布特征能较好地反映土壤重金属的来源及其污染趋势，由于同一栽植模式矿化垃圾施用量的不同、元素在土壤中的迁移特性和植被吸收利用不同，各元素在土壤中的分布规律存在一定的差别。

2.3.1 **重金属 Cd** 由图 1 可知，总体上看，Cd 的含量在土壤剖面中呈由上至下下降的分布规律，在 50—90 cm 土层中 Cd 的含量变化规律相近。在各剖面 0—30 cm 土层，含量随着矿化垃圾用量的增加反而呈现下降的趋势，这可能是由于随着矿化垃圾用量的增大，施用层土壤理化性质改变，Cd 被植物大量吸收所致。由此可见，矿化垃圾的施用不会造成 Cd 在土壤表层的富集。施用 100%矿化垃圾的场地中，土壤中 Cd 含量先升后降，在 30—50 cm 土层含量中达到最大，但最大值与对照(0%)同一土层中 Cd 含量相当，说明矿化垃圾的施用不会导致 Cd 垂直迁移，不会导致 Cd 对地下水的污染。

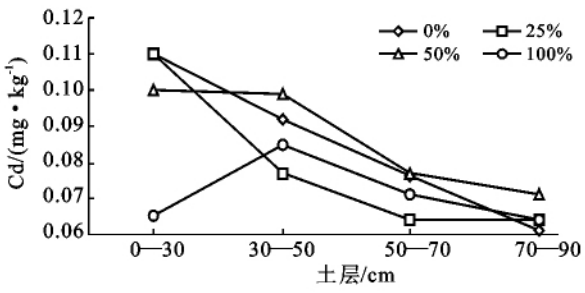


图 1 不同矿化垃圾施用量下土壤镉(Cd)的含量垂直分布

2.3.2 **重金属 Hg** 由图 2 可知，随着矿化垃圾腐殖土含量的增加，Hg 在各土壤剖面 0—30 cm 土层中的含量增大，尤其是施用矿化垃圾 100%的场地中，其上层土壤 Hg 含量是对照地(0%)土壤的 6 倍，这与矿化垃圾中 Hg 含量高有关。矿化垃圾施用场地各剖面 30—50 cm 土层中，Hg 含量随着矿化垃圾用量的增加而增大，施用矿化垃圾 100%的场地中，土层 30—50 cm中 Hg 含量显著高于其他剖面同层土壤，但到 50 cm以下土层中 Hg 含量急剧下降，各剖面土层中 Hg 的含量均呈现由上而下降低的趋势，并趋于一致。说明矿化垃圾的施用，导致了 Hg 在 0—50 cm 土层的迁移与累积，造成了耕层土壤重金属 Hg 污染。

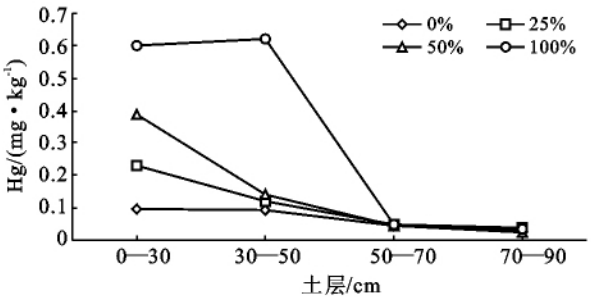


图 2 不同矿化垃圾施用量下土壤中汞(Hg)的含量垂直分布

2.3.3 **重金属 As** As 在不同剖面的垂直变化由于矿化垃圾施用量的不同存在一定差异。由图 3 可知，与对照(0%)相比，中高配比矿化垃圾施用土壤剖面(50%，100%)中，0—30 cm 土层 As 的含量较低；各剖面 30—50 cm 土层中，As 的含量有所增加，说明矿化垃圾的施用已造 As 在 30—50 cm 土层的累积。深

度大于 50 cm 土壤剖面中,随着深度的增加,各剖面土层中 As 的含量呈降低并趋于一致。总的来看,矿化垃圾的施用已造成 As 向 30—50 cm 土层的垂直迁移。

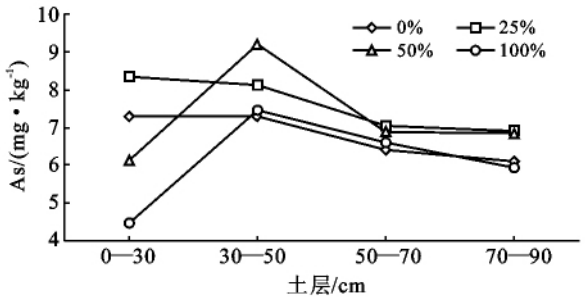


图 3　不同矿化垃圾施用量下土壤中砷(As)的含量垂直分布

2.3.4　重金属 Cr　由图 4 可知,Cr 在土壤中的分布总体呈下降趋势,随着矿化垃圾施用量的增加,表层土壤 0—30 cm 中 Cr 的含量逐渐增大。与对照(0%)相比,Cr 在 30—50 cm 的含量并未出现增加趋势,反而有所下降。这主要是由于当施用重金属含量较高的矿化垃圾后,改变了土壤理化性质,重金属元素在表土层的机械截留、胶体吸附及生物富集等作用下[9],于土壤表层沉积下来,从而导致土壤表层重金属含量增高。因此,在矿化垃圾施用林地中,重金属 Cr 易在表层土壤中累积,导致表层土壤 Cr 污染,但垂直迁移的不显著,不易造成深层次土壤及地下水污染。

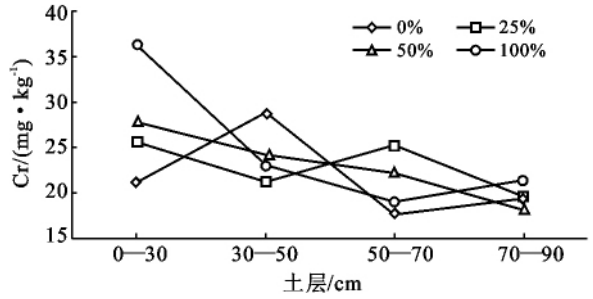


图 4　不同矿化垃圾施用量下土壤中铬(Cr)的含量分布

2.3.5　重金属 Pb　由图 5 可知,施用矿化垃圾土的场地中,Pb 在土壤剖面中的分布由上至下呈降低趋势,整个 0—90 cm 土层中各剖面 Pb 的变化规律相近[16]。与对照地(0%)剖面相比,施用矿化垃圾的土壤中 Pb 的含量反而较低,表现出随着矿化垃圾施用量的增加,土壤剖面同一土层中 Pb 的含量逐渐下降,这可能是由于矿化垃圾的施用改变了耕层土壤理化性质,促进了植物对 Pb 的吸收。矿化垃圾的施用不会造成 Pb 的垂直迁移及土壤。

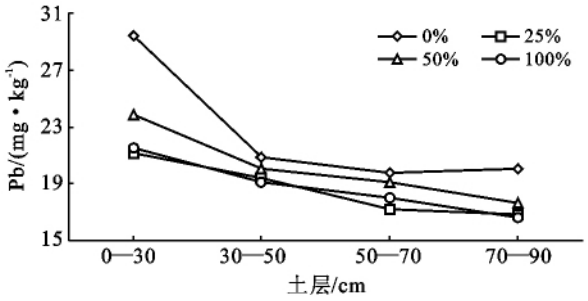


图 5　不同矿化垃圾施用量下土壤中铅(Pb)的含量垂直分布

3　结 论

(1) 通过 Hakanson 潜在生态风险指数评价法,对矿化垃圾施用林地土壤重金属污染进行评价。结果表明,不同剂量矿化垃圾施用地中 Cd,Hg,As,Cr,Pb 具有不同程度的潜在生态风险,5 种重金属元素的风险程度依次为:Hg＞Cd＞As＞Pb＞Cr。其中,100%矿化垃圾添加量对土壤的污染最为严重,达到重度污染程度,其次是添加量为 50%与 25%矿化垃圾混配土壤施用地,污染程度为中等程度。矿化垃圾的施用对土壤造成的污染主要集中在 0—50 cm 土层,对垂直方向 50 cm 以下土壤影响较小。Hg 是矿化垃圾施用中最主要的污染因子,其潜在污染指数平均贡献的比例达到了 65.1%,在矿化垃圾施用过程中应引起高度重视,积极采取有效措施,减轻其潜在生态危害。

(2) 从矿化垃圾施用林地土壤剖面垂直迁移特征来看,Cd,Hg,As,Cr,Pb 这 5 种重金属元素含量具有从 30—50 cm 土层向下层土壤递减的趋势。短期来看(1 a≤时间＜2 a),矿化垃圾的施用会导致 0—30 cm 表层土壤中的 Hg,Cr 的富集,以及 Hg,As 向 30—50 cm 土层中的垂直迁移与累积,但不会导致 Cd,Pb 在土层中的累积与垂直迁移。

(3) 综合矿化垃圾在林地中施用的潜在生态风险评价与垂直分布特征研究结果,建议可将矿化垃圾低剂量与土壤混配(矿化垃圾的添加质量分数≤25%),用于城市园林及绿化造林。

(4) 非正规垃圾填埋场中的筛分所得到的矿化垃圾,其含有大量的有机质及营养物质,若能对其进行综合利用,如作为绿化基材、土壤改良剂等,不但能够消除非正规填埋场对周边环境造成的污染,释放珍贵的土地资源,而且还能实现废弃物的循环利用,变废为宝,因此,开展矿化垃圾资源化综合利用技术的研究意义重大。

(下转第 73 页)

林地间存在差异，其中针阔混交林、常绿阔叶林含量相对要高一点，其供氮能力要好一些；土壤速效养分含量低，基本属于稍缺或缺，土壤速效磷和土壤速效钾含量均属于稍缺或缺。

(4) 缙云山水源涵养林林地的保育土壤功能存在差异，其中针阔混交林水源林的土壤生态功能最好，常绿阔叶型水源林次之，以竹林总体相对较差，这与前人研究结果一致。

总的来说，对比分析前人研究结果，缙云山水源涵养林土壤质量稍微有下降的趋势，虽然不是很明显($p>0.05$)，但当地政府也应该加强对缙云山水源涵养林的管理，适当的增加针阔混交林，改善土壤质量，尽早控制这种趋势。

[参 考 文 献]

[1] 陈小红，段争虎. 土壤碳素固定及其稳定性对土壤生产力和气候变化的影响研究[J]. 土壤通报，2007，38(4)：765-772.

[2] 高成德，余新晓. 水源涵养林研究综述[J]. 北京林业大学学报，2000，22(5)：78-28.

[3] 杨承栋. 森林土壤学科研究进展与展望[J]. 土壤学报，2008，45(5)：881-891.

[4] 赵洋毅. 缙云山水源涵养林结构对生态功能调控机制研究[D]. 北京：北京林业大学，2011.

[5] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京：中国农业出版社，2000：96-103.

[6] 王庆礼，代力民，许广山. 简易森林土壤容重测定方法[J]. 生态学杂志，1996，15(3)：68-69.

[7] Tyler S W，Wheatcrafu S W. Application of fractal mathematics to soil water retention estimation[J]. Soil Science Society of American Journal，1989，53(4)：987-996.

[8] 常庆瑞，安韶山，刘京，等. 黄土高原恢复植被防止土地退化效益研究[J]. 水土保持学报，1999，5(4)：6-10.

[9] 王海燕，雷相东，陆元昌，等. 海南 4 种典型林分土壤化学性质比较研究[J]. 林业科学研究，2009，22(1)：129-133.

[10] 檀满枝，詹其厚，陈杰. 基于信息熵原理的土壤 pH 影响因素空间相关性分析[J]. 土壤，2007，39(6)：953-957.

[11] 李海波，韩晓增，王风. 长期施肥条件下土壤碳氮循环过程研究进展[J]. 土壤通报，2007，38(2)：384-388.

[12] 王俊美，欧阳捷，尚倩，等. 土壤有机质研究中的核磁共振技术[J]. 波普学杂志，2008，25(2)：287-295.

[13] 刘克锋，刘建斌，贾月慧. 土壤、植物营养学与施肥[M]. 北京：气象出版社，2006：173-235.

[14] 高志勤，傅懋. 毛竹林土壤速效养分的季节变化特征[J]. 竹子研究汇刊，2008，27(2)：25-31.

(上接第 67 页)

[参 考 文 献]

[1] 赵由才，柴晓利，牛冬杰. 矿化垃圾基本特性研究[J]. 同济大学学报，2006，34(10)：1360-1364.

[2] 王军辉，方海兰，赵由才，等. 城市生活污泥和矿化垃圾在绿地中的应用[J]. 上海城市发展，2005(5)：54-55.

[3] 徐勤，黄仁华. 二次开发综合利用老港处置场的探讨[J]. 环境卫生工程，2004，10(1)：21-24.

[4] 黄本生，王里奥，李晓红. 三峡库区生活垃圾的调查分析[J]. 上海环境科学，2003，22(6)：423-429.

[5] 袁雯，方海兰，赵由才. 矿化垃圾的重金属淋溶试验研究[J]. 环境卫生工程，2007，15(2)：34-38.

[6] 范英宏，陈兆华，程建龙，等. 中国煤矿区主要生态环境问题及生态重建技术[J]. 生态学报，2003，23(10)：2144-2152.

[7] 杨秀红，胡振琪，张学礼. 粉煤灰充填复垦土地风险评价及稳定化修复技术[J]. 科技导报，2006，213(3)：33-35.

[8] 樊文华，白中科，李慧峰，等. 复垦土壤重金属污染潜在生态风险评价[J]. 农业工程学报，2011，27(1)：348-354.

[9] 陈翠翠，梁锦陶，韩玉兰，等. 太原市敦化污灌区重金属污染的潜在生态风险评价及垂直分布特征[J]. 中国农学通报，2010，26(10)：314-318.

[10] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control：A sediment logical approach[J]. Water Research，1980，14(8)：975-1001.

[11] 贾振邦，梁涛，林健枝，等. 香港河流重金属污染及潜在生态危害[J]. 北京大学学报，1997，33(4)：485-492.

[12] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京：中国环境科学，1990：331-457.

[13] 中国国家标准化管理委员会. (GB 15618-1995)土壤环境质量标准[S]. 北京：中国标准出版社，1995：2-3.

[14] 陈峰，胡振琪，柏玉，等. 矸石山周围土壤重金属污染的生态评价[J]. 农业环境科学学报，2006，25(S)：575-578.

[15] 胡国成，许木启，许振成，等. 府河—白洋淀沉积物中重金属污染特征及潜在风险评价[J]. 农业环境科学学报，2011，30(1)：146-153.

[16] 马智宏，王纪华，陆安祥，等. 京郊不同剖面土壤重金属的分布与迁移[J]. 河北农业大学学报，2007，30(6)：11-15.