

# 路旁土壤-小麦系统重金属污染及其健康风险评价

李剑 (曲阜师范大学地理与旅游学院, 山东日照 276826)

**摘要** 分别于距离路基0.5、10、15、25、35、50、100、200、300 m处采集土壤、麦苗和籽粒样品,在测定样品重金属Pb、Cd、Zn、Cr和Cu含量的基础上,开展路旁土壤-小麦系统重金属分布和污染状况分析,并对膳食小麦引起的健康风险进行评价。结果表明,土壤-小麦系统重金属含量随着离路基距离的增加呈先增加后减少的趋势,重金属含量表现为土壤>麦苗>小麦籽粒;膳食小麦所致的Cd个人健康风险较大,在距路基50 m范围内超过ICRP可接受标准的1.6~3.2倍;不存在非致癌重金属健康风险,致癌重金属Cd的个人健康风险占总风险的94.81%,是最主要的健康危害物质。

**关键词** 土壤-小麦系统; 重金属积累; 重金属污染; 健康风险评价; 郑汴公路

**中图分类号** S512.1; X53 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2013)02-00797-03

## Heavy Metal Contamination and Health Risk Assessment in Roadside Soil-wheat System

LI Jian (College of Geography and Tourism, Qufu Normal University, Rizhao, Shandong 276826)

**Abstract** The samples of soils, wheat seedlings and grains were collected at the distance of 0, 5, 10, 15, 25, 35, 50, 100, 200 and 300 m from the road edge. Spatial distribution, accumulation, contamination, and health risk assessment of heavy metals (Pb, Cd, Zn, Cr and Cu) were discussed. The results showed that: heavy metal concentrations in these samples increased first, and then decreased with increasing distance from the road. The order of heavy metal content is soil > wheat seedling > grain. The values of cadmium health risk for wheat grains in the sampling sites within 50 m from the highway were from 1.6 to 3.2 times of the acceptable value recommended by International Commission Radiological Protection (ICRP). Chromium health risk by eating wheat grains was very critical in the studying areas. There were no health risk of copper, lead and zinc in all samples. The health risk of chemical carcinogens was about 94.81% of total health risk, and only 5.19% for chemical non-carcinogens.

**Key words** Soil-wheat system; Heavy metal accumulation; Heavy metal pollution; Health risk assessment of heavy metals; Zhengzhou-Kaifeng highway

随着公路交通运输业的发展,公路交通对周围环境的影响越来越受到重视。很多研究表明,公路两侧土壤(以下简称路旁土壤)遭到不同程度的重金属污染,大部分重金属含量自路基向两侧呈递减趋势<sup>[1-3]</sup>。还有一些学者研究了路旁土壤重金属污染与不同植物体内重金属含量的关系,发现距路基50~200 m范围内的植物发生了不同程度的重金属积累<sup>[4-6]</sup>。但是,不同路段的自然环境条件、通车时间、通车密度和路旁防护林状况不同,路旁土壤重金属含量与分布存在明显差别,以至于不同学者在不同路段的研究结果不甚一致。土壤中的重金属可被作物吸收,通过食物链进入人体,从而对人体健康造成危害。目前,重金属健康风险评价主要集中在饮水暴露途径<sup>[7]</sup>,而对路旁作物通过膳食暴露途径的健康风险未见报道。

根据交通部官方资料<sup>[8]</sup>,截至2005年底,我国公路总里程已达 $193.05 \times 10^4$  km,其中等级公路达 $159.18 \times 10^4$  km。按照等级公路对两侧土壤的影响范围分别为100 m计算,受重金属影响的土壤面积达 $31.84 \times 10^4$  km<sup>2</sup>,约占我国国土面积的3.33%。因此,加强路旁土壤-作物系统重金属积累及其健康风险评价,对于路旁农田生态系统保护,保障公路两侧居民健康安全具有重要意义。笔者以河南省郑州-开封公路(以下简称郑汴路)为例,探讨公路旁不同距离处土壤-小麦系统重金属积累状况,并对居民路旁膳食小麦的健康风险进行评价。

## 1 材料与方法

**1.1 采样断面及其环境状况** 郑汴路是310国道的一部分,西起郑州,东至开封,全长70 km,南侧100~500 m就是与之平行的陇海铁路。采样断面布设在距铁路较远(620 m)的郑州市东郊圃田镇西7 km处。为了避免铁路交通对土壤重金属积累的影响,采样断面布设在公路北侧。采样断面与郑汴路相垂直,长300 m(图1)。采样路段两侧地势平坦、开阔。气候属于暖温带大陆性季风气候,冬季盛行东北风,夏季盛行南风。土壤为淡色潮湿雏形土。土壤质地为粉质壤土,砂粒、粉粒和粘粒含量分别为27.33、67.89和4.78 g/kg;有机质含量平均为23.76 g/kg;土壤呈弱碱性,pH平均为7.94;CEC为5.75 cmol/kg。土地利用方式为种植小麦的农田。地下水位为2~3 m。采样路段两侧无建筑物、防护林带和路沟。采样路段宽34 m,机动车道宽20 m,两侧为自行车道,机动车道和自行车道之间是宽2 m的绿化带。路面为沥青碎石材料,自路面中央向两侧缓倾。据多次实地测算,平均日通车量23 180辆。

**1.2 样品采集** 在采样断面上,按距离公路路基0.5、10、15、25、35、50、100、200和300 m布设采样点。为了确保样品的代表性,在每个采样点上,首先画出一条大约50 m长且与公路平行的线段,在线段上等距布设5个1 m<sup>2</sup>的土壤采样单元;然后在每个采样单元内,随机采集5个子样(采样深度为15 cm);最后将5个采样单元采集到的25个子样品充分混合,按“四分法”舍弃多余样品,保留1 kg左右的样品。采集土壤样品的同时,按照上述方案每个样点采集麦苗全株样品约30株。在小麦收获之前,仍按上述方案每个样点随机采集小麦籽粒样品50穗。

**作者简介** 李剑(1970-),女,河南唐河人,讲师,博士,从事土地生态及土地管理研究, E-mail: lijian70@yahoo.cn。

**收稿日期** 2012-11-13

**1.3 样品处理与消解** 将土壤样品风干,用玛瑙研钵研磨,全部过 0.15 mm 尼龙筛。土壤待测液制备采用盐酸-硝酸-氢氟酸-高氯酸消解体系。用蒸馏水淋洗麦苗样品 3 次,用不锈钢剪刀剪碎,在 45 °C 下鼓风烘干;小麦籽粒样品去壳,风干。用玛瑙研钵分别研碎麦苗样品和籽粒样品,全部过 1 mm 尼龙筛。用干灰化法获得 Cu、Zn 和 Cr 的植物样品待测液,用硝酸-高氯酸消解法获得 Pb 和 Cd 的植物样品待测液。

**1.4 重金属含量测定** 土壤、麦苗和籽粒待测液中的总 Cr、Cu 和 Zn 含量采用火焰原子吸收分光光度法测定,Pb 和 Cd 含量采用石墨炉原子吸收分光光度法测定。仪器为日本岛津公司生产的 AA-6601F 型原子吸收分光光度计。在测定过程中,所有样品均由空白样、二次平行样和加标回收率进行质量控制。二次平行样的相对偏差均小于 5%,样品加标回收率为 96.4%~103.1%。

**1.5 重金属污染评价方法** 采用内梅罗指数法<sup>[9]</sup>,对土壤和小麦重金属污染进行评价,计算公式为:

$$P_N = \sqrt{\frac{1}{2} \left[ \left( \frac{c_i}{c_0} \right)_{\text{平均}}^2 + \left( \frac{c_i}{c_0} \right)_{\text{最大}}^2 \right]} \quad (1)$$

式中, $P_N$  为重金属综合污染指数; $c_i$  为重金属  $i$  实测含量, $c_0$  为重金属  $i$  评价标准,两者之比即是重金属  $i$  的污染分指数。

**1.6 重金属健康风险评价方法** 健康风险评价(Health risk assessment, HRA)把环境污染与人体健康联系起来,定量描述污染物(基因毒物质和躯体毒物质)对人体产生健康危害的风险。基因毒物质指化学致癌物质,如 As、Cd 和 Cr<sup>6+</sup> 等;躯体毒物质指非致癌有毒物质,如 Cu、Pb 和 Zn 等。美国环境保护局(Environmental Protection Agency, EPA)提出的化学致癌物的健康评价模型<sup>[7]</sup>为:

$$R^c = \sum_{i=1}^k R_{ig}^c \quad (2)$$

$$R_{ig}^c = [1 - \exp(-D_{ig} \cdot q_{ig})] / 70 \quad (3)$$

式中, $R^c$  和  $R_{ig}^c$  分别为  $k$  种化学致癌物产生的总致癌年风险和化学致癌物  $i$  产生的平均个人致癌年风险,  $a^{-1}$ ;  $D_{ig}$  和  $q_{ig}$  分别为化学致癌物  $i$  的单位体重日均暴露剂量和致癌强度系数,  $mg/(kg \cdot d)$ ; 70 为人类平均寿命,  $a$ 。参考饮水暴露途径  $D_{ig}$  的计算公式,膳食暴露途径的  $D_{ig}$  可按下式计算:

$$D_{ig} = [0.5 \cdot c_i(x)] / 70 \quad (4)$$

式中,0.5 为成人面食日均食用量,  $kg$ ;  $c_i(x)$  为化学致癌物  $i$  的浓度,  $mg/kg$ ; 70 为人体体重,  $kg$ 。

非致癌物健康风险模型为:

$$R^n = \sum_{i=1}^k R_{ig}^n \quad (5)$$

$$R_{ig}^n = (D_{ig} \cdot 10^{-6}) / (RfD_{ig} \cdot 70) \quad (6)$$

式中, $R^n$  和  $R_{ig}^n$  分别为非致癌物产生的总致癌年风险和非致癌物  $i$  产生的平均个人致癌年风险,  $a^{-1}$ ;  $RfD_{ig}$  为非致癌物  $i$  食入的参考剂量,  $mg/(kg \cdot d)$ ; 70 为人体体重,  $kg$ 。

根据相关资料,基因毒物质 Cd 和 Cr 的  $q_{ig}$  分别为 6.1 和 41.0  $mg/(kg \cdot d)$ ; 躯体毒物质 Pb、Cu 和 Zn 的  $RfD_{ig}$  分别为  $1.4 \times 10^{-3}$ 、 $5.0 \times 10^{-3}$  和 0.3  $mg/(kg \cdot d)$ 。

## 2 结果与分析

**2.1 土壤-小麦系统重金属含量与分布** 由表 1 可知,重金属的含量与分布具有以下几个特征:首先,不管是土壤还是小麦,其重金属含量随着离路基距离的增加呈先增加后减少的趋势,多数重金属的含量峰值出现在离路基 10~35 m 之间,说明公路交通对路旁土壤-小麦系统重金属积累具有重要影响。第二,从各样点土壤、麦苗和小麦籽粒各种重金属含量来看,具有土壤 > 麦苗 > 籽粒的规律。第三,与《中国土壤元素背景值(河南潮土)》(Pb = 21.9  $mg/kg$ 、Cd = 0.1  $mg/kg$ 、Cu = 24.1  $mg/kg$ 、Zn = 71.1  $mg/kg$ 、Cr = 66.6  $mg/kg$ )<sup>[10]</sup>相比,所有样点的土壤 Pb、Cd 和 Zn 含量均超过背景值;土壤 Cu 含量在距路基 50 m 范围内,土壤 Cr 含量在距路基 35 m 范围内也高于背景值。第四,与我国有关食品中污染物限量标准(Pb ≤ 0.1  $mg/kg$ 、Cd ≤ 0.1  $mg/kg$ 、Cu ≤ 10  $mg/kg$ 、Zn ≤ 50  $mg/kg$ 、Cr ≤ 1.0  $mg/kg$ )相比,所有样点的小麦籽粒中 Pb 和 Cu 含量均超标;Cd 含量在距路基 50 m 范围内;Cr 含量在距路基 5~15 m 范围内也超标;Zn 含量均不超标。

### 2.2 土壤和小麦籽粒重金属污染分析

**2.2.1 土壤。**考虑到该研究区域为一般农田,故选用国家土壤环境质量二级标准进行土壤重金属污染评价。参考我国食品(粮食或小麦类)中污染物限量标准,开展小麦籽粒重金属污染评价。结果表明,距路基 200 m 范围内,绝大部分样点 Cd 的单项污染指数为 1~2,发生了轻度污染;Zn 的单项污染指数在距路基 15~30 m 之间也大于 1,发生轻度污染;各样点土壤 Pb、Cr 和 Cu 的单项污染指数均小于 1,没有发生污染。就断面平均而言,土壤重金属单项污染指数的大小顺序为 Cd(1.24) > Zn(0.87) > Cu(0.39) > Pb(0.28) > Cr(0.25)。在距路基 200 m 范围以内,大部分土壤样点发生了轻度重金属污染(图 2a)。

**2.2.2 小麦籽粒。**小麦籽粒重金属污染状况与土壤不甚相同。小麦籽粒 Zn 的单项指数均小于 1,没有发生污染;所有样点 Pb 和 Cu 的污染指数均大于 1,发生了不同程度的污染,尤其是 Pb 污染最为严重,最大值在距路基 30 m 处(42.70)。Cd 的污染指数在距路基 50 m 以内,Cr 的污染指数在距路基 5~15 m 处也大于 1,发生轻度至中度污染。就断面平均而言,小麦籽粒重金属单项污染指数的大小顺序为 Pb(31.06) > Cd(1.56) > Cu(1.48) > Cr(0.76) > Zn(0.63)。从各样点小麦籽粒综合污染指数(图 2b)来看,所有样点均发生重度重金属污染,最大值在距路基 30 m 处(33.08)。

**2.3 小麦籽粒膳食途径健康风险评价** 个人健康危害年风险的大小反映了一定数量人群中,因食用有害污染物而受到健康危害或死亡的人数。由表 2 可知,Cd 的个人风险最大,距路基 20 m 范围内的样点均在  $10^{-4} a^{-1}$  级,30 m 以外的样点均在  $10^{-5} a^{-1}$  级,断面平均为  $9.68 \times 10^{-5} a^{-1}$ ,即每 10 万人中因食用含有 Cd 的小麦受到健康危害或死亡的人数为 9.68 人/a;Cu 和 Pb 的个人风险较小,各样点均在  $10^{-6} a^{-1}$  级;Zn 的个人风险最小,距路基 200 m 以内的样点均在  $10^{-8} a^{-1}$  级,

300 m 处在  $10^{-9} a^{-1}$  级。就断面平均而言,各个重金属的健康 风险大小顺序为  $Cd > Cu > Pb > Zn$ 。

表 1 各样点土壤、麦苗和籽粒重金属含量

样品	编号	距路基 距离//m	重金属含量//mg/kg				
			Pb	Cd	Cu	Zn	Cr
土壤	TR1	0	119.92	0.71	55.40	127.75	55.07
	TR 2	5	110.84	0.90	41.13	147.76	68.34
	TR 3	10	89.10	0.88	85.53	241.86	63.10
	TR 4	15	91.13	0.54	60.16	382.44	78.76
	TR 5	25	94.76	0.79	50.73	501.14	66.56
	TR 6	35	98.46	0.76	23.06	397.89	71.43
	TR 7	50	121.75	0.70	31.53	194.51	64.36
	TR 8	100	89.58	0.87	19.42	293.16	60.47
	TR 9	200	84.41	0.77	16.86	246.21	52.56
	TR 10	300	73.50	0.50	12.88	71.91	46.90
平均			97.35	0.74	39.67	260.46	62.76
标准差			15.63	0.14	23.30	134.79	9.42
变异系数//%			16.05	18.30	58.73	51.75	15.02
麦苗	MM1	0	6.54	0.18	28.60	42.14	0.99
	MM2	5	5.62	0.23	29.13	40.88	0.97
	MM3	10	5.92	0.27	23.86	46.00	0.84
	MM4	15	7.46	0.23	28.64	46.35	0.88
	MM5	25	7.20	0.24	26.34	38.52	1.20
	MM6	35	6.01	0.20	25.32	35.61	1.02
	MM7	50	6.04	0.18	22.37	38.31	0.97
	MM8	100	5.85	0.13	20.84	35.25	0.55
	MM9	200	5.19	0.11	25.38	34.37	0.52
	MM10	300	4.62	0.09	21.96	25.30	0.39
平均			6.05	0.19	25.24	38.27	0.83
标准差			0.85	0.06	2.97	6.21	0.26
变异系数//%			14.14	32.18	11.77	16.21	31.21
小麦籽粒	ZZ1	0	2.61	0.19	16.09	30.17	0.78
	ZZ2	5	3.32	0.25	15.66	34.96	1.20
	ZZ3	10	3.15	0.26	14.50	30.61	1.68
	ZZ4	15	3.06	0.25	15.22	36.55	1.03
	ZZ5	25	3.51	0.18	15.97	35.84	0.93
	ZZ6	35	4.27	0.13	13.98	33.75	0.69
	ZZ7	50	3.59	0.11	15.07	31.13	0.46
	ZZ8	100	3.31	0.07	13.55	31.54	0.36
	ZZ9	200	2.37	0.06	15.22	30.94	0.33
	ZZ10	300	1.87	0.06	12.65	20.46	0.16
平均			3.11	0.16	14.79	31.60	0.76
标准差			0.68	0.08	1.11	4.55	0.46
变异系数//%			21.89	51.83	7.52	14.40	60.96

表 2 小麦籽粒重金属的个人健康年风险

$a^{-1}$

距路基 距离//m	个人年风险				个人总 风险
	Cd	Cu	Pb	Zn	
0	$1.18 \times 10^{-4}$	$3.28 \times 10^{-6}$	$1.90 \times 10^{-6}$	$1.03 \times 10^{-8}$	$1.23 \times 10^{-4}$
5	$1.55 \times 10^{-4}$	$3.20 \times 10^{-6}$	$2.42 \times 10^{-6}$	$1.19 \times 10^{-8}$	$1.61 \times 10^{-4}$
10	$1.61 \times 10^{-4}$	$2.96 \times 10^{-6}$	$2.30 \times 10^{-6}$	$1.04 \times 10^{-8}$	$1.66 \times 10^{-4}$
15	$1.55 \times 10^{-4}$	$3.11 \times 10^{-6}$	$2.23 \times 10^{-6}$	$1.24 \times 10^{-8}$	$1.60 \times 10^{-4}$
20	$1.12 \times 10^{-4}$	$3.26 \times 10^{-6}$	$2.56 \times 10^{-6}$	$1.22 \times 10^{-8}$	$1.18 \times 10^{-4}$
30	$8.07 \times 10^{-5}$	$2.85 \times 10^{-6}$	$3.11 \times 10^{-6}$	$1.15 \times 10^{-8}$	$8.67 \times 10^{-5}$
50	$6.83 \times 10^{-5}$	$3.08 \times 10^{-6}$	$2.62 \times 10^{-6}$	$1.06 \times 10^{-8}$	$7.34 \times 10^{-5}$
100	$4.35 \times 10^{-5}$	$2.77 \times 10^{-6}$	$2.41 \times 10^{-6}$	$1.07 \times 10^{-8}$	$4.88 \times 10^{-5}$
200	$3.73 \times 10^{-5}$	$3.11 \times 10^{-6}$	$1.73 \times 10^{-6}$	$1.05 \times 10^{-8}$	$4.21 \times 10^{-5}$
300	$3.73 \times 10^{-5}$	$2.58 \times 10^{-6}$	$1.36 \times 10^{-6}$	$6.96 \times 10^{-9}$	$4.12 \times 10^{-5}$
平均	$9.68 \times 10^{-5}$	$3.02 \times 10^{-6}$	$2.26 \times 10^{-6}$	$1.07 \times 10^{-8}$	$1.02 \times 10^{-4}$
标准差	$5.01 \times 10^{-5}$	$0.23 \times 10^{-6}$	$0.50 \times 10^{-6}$	$0.15 \times 10^{-8}$	$0.50 \times 10^{-4}$
变异系数//%	51.73	7.55	21.90	14.38	49.34

$$+ 0.59C - 0.07AC - 10.43426A^2 + 2.24 \times 10^{-4}B^2 - 1.48 \times 10^{-4}C^2$$

式中,  $A$  为 pH;  $B$  为反应时间 (min);  $C$  为叶绿体浓度 (mg/kg)。

试验的优化反应条件见等高线图 6。由图 6 可知, 白葡萄酒中脱除  $\text{SO}_2$  的最佳反应条件为: pH 为 6.28、反应时间为 300 min、叶绿体浓度为 450 mg/kg, 理论上  $\text{SO}_2$  清除率可达到 99.71%。经相同条件下的验证试验, 得到实际  $\text{SO}_2$  清除率为 99.97%, 相对误差为 0.26%。因此, 采用响应面法优化得到的条件参数准确可靠, 具有重要的应用价值。

### 3 结论

该试验制备的叶绿体, 在一定条件下具有脱除白葡萄酒

(上接第 799 页)

### 3 结论与讨论

该研究中, 重金属含量峰值出现在离开路基 10 ~ 35 m 处, 而不是在路基处。据研究<sup>[1]</sup>, 在汽车所排放的烟尘颗粒物中,  $>9 \mu\text{m}$  的颗粒迅速沉降在公路两侧,  $1 \sim 9 \mu\text{m}$  之间的颗粒在空中进行短距离扩散, 而  $<1 \mu\text{m}$  的颗粒则能较长时间地停留在大气中, 迁移距离较远。 $>9 \mu\text{m}$  的颗粒主要沉降在距公路 10 m 以内的区域,  $<1 \mu\text{m}$  的颗粒主要沉降在距路基 50 m 以外的区域,  $10 \sim 50 \text{ m}$  之间的区域则为 2 种颗粒物的混合沉降区域。另外, 汽车通过时, 公路表面的气流出现湍流, 不利于空气中的颗粒物沉降; 离开路基某一距离, 气流速度下降, 颗粒物沉降增多。不同重金属常常赋存在不同大小的颗粒物上, 因此不同重金属的含量峰值在路旁两侧出现的位置也有差异<sup>[11]</sup>。

公路旁土壤中的 Pb 主要来自于燃料燃烧后排放的废气, Cd 主要来自汽车尾气 (占 62%) 和轮胎磨损 (占 38%), Zn 主要来自轮胎磨损 (占 98%)<sup>[4-6]</sup>。该研究结果中, 大部分土壤样点在距路基 200 m 范围以内, 发生了轻度重金属污染, 主要是 Cd 污染所致。而小麦籽粒在所有样点均发生重度重金属污染, 则主要是 Pb 污染所致。

参考国际辐射防护委员会 (International Commission Radiological Protection, ICRP) 推荐的最大可接受风险水平 ( $5.0 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ )<sup>[7]</sup>, 致癌重金属 Cd 的个人健康年风险在距路基 50 m 范围内均超过了 ICRP 推荐标准, 存在较严重的健康风险, 最大风险值出现在距路基 10 m 处。各样点非致癌重金属 (Pb、Cu 和 Zn) 的个人风险均没有超过 ICRP 推荐标准, 不存在健康风险。个人健康总风险的大小主要受 Cd 的个人健康风险制约, 在距路基 50 m 范围内的样点也超过了 ICRP 推荐标准, 最大值也出现在距路基 10 m 处。在个人健康总风险中, 致癌重金属 Cd 的个人健康风险平均占总风险的 94.81%, 非致癌重金属的个人总风险仅占总风险的 5.19%, 因此 Cd 是最主要的健康危害重金属。

该研究表明, 各个土壤重金属的平均单项污染指数的大小顺序为  $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr}$ , Cd 发生轻度污染; 各样点小麦籽粒重金属的平均单项污染指数的大小顺序为 Pb

中  $\text{SO}_2$  残留的能力。通过单因素试验和响应面分析试验优化, 确定该试验的最佳条件为 pH 6.28、反应时间 5 h、添加的叶绿体浓度为 450 mg/kg, 在此条件下, 可脱除白葡萄酒中 99% 以上的  $\text{SO}_2$  残留。

### 参考文献

- [1] 黄国平. 食品中脱除二氧化硫方法研究进展[J]. 食品科技, 2007(12): 19-22.
- [2] 黄国平, 姚玉静, 陈黎斌. 叶绿体脱除亚硫酸盐效果研究[J]. 食品科学, 2010(4): 21-23.
- [3] SUNG-CHYR LIN, GEORGE G. A biocatalyst for the removal of sulfite from alcoholic beverages[J]. J of Biotechnology and Bioengineering, 2005, 89(1): 123-127.
- [4] 卫生部. GB/T 5009.34-2003 食品中亚硫酸盐测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2004.

$> \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Zn}$ , 所有样点均发生 Pb 和 Cu 污染, Cd 和 Cr 污染样点分别占总样点数的 70% 和 30%, Zn 没有发生污染。而小麦籽粒通过膳食途径造成的健康风险大小顺序为  $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn}$ , Cd 的个人风险占总风险的 94.81%, 对人健康危害最为严重。显然, 这几种评价结果之间存在较大差别。如果 ICRP 推荐的健康风险度指标科学合理的话, 那么我国制定的某些土壤重金属评价标准及食品卫生限量标准可能存在欠妥之处。比较小麦籽粒重金属单项污染指数大小顺序和健康风险顺序后可以发现, 我国现行食品中 Pb 限量标准 (GB 2762-2005) 可能偏严格。当然, ICRP 推荐的健康风险度指标也在不断完善之中, 有待进一步研究。

### 参考文献

- [1] VAN BOHEMEN, VAN DE LAAK W H J. The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality[J]. Environmental Management, 2003, 31(1): 50-68.
- [2] HOWARI F M, ABU-RUKAH Y P, GOODELL C. Heavy metal pollution of soils along North Shuna - Aqaba highway, Jordan [J]. International Journal of Environment and Pollution, 2004, 22(5): 597-607.
- [3] 马建华, 李剑, 宋博. 郑汴路不同运营路段路旁土壤重金属分布及污染分析[J]. 环境科学学报, 2007, 27(10): 1734-1743.
- [4] GUANG D S, PEART M R. Heavy metal concentrations in plants and soils at roadside locations and parks of urban Guangzhou [J]. Journal of Environmental Science, 2006, 18(3): 495-502.
- [5] NABULO G, ORYEMORIGA H, DIAMOND M. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda [J]. Environmental Research, 2006, 101(1): 42-52.
- [6] LI F R, KANG L F, GAO X Q, et al. Traffic-related heavy metal accumulation in soils and plants in northwest China [J]. Soil and Sediment Contamination, 2007, 16(5): 473-484.
- [7] 高继军, 张立平, 黄圣彪, 等. 北京市饮用水源水重金属污染物健康风险的初步评价[J]. 环境科学, 2004, 25(2): 47-50.
- [8] 国家科学数据共享工程交通科学数据共享网. 2005 年公路线路里程 [DB/OL]. <http://202.106.166.38:8080/index.htm>. 2006-12-31/2008-06-20.
- [9] 中国环境监测总站, 南京市环境监测站. HJ/T 16-2004 土壤环境监测技术规范[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2005.
- [10] 国家环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 93-256.
- [11] SUTHERLAND R A, TOLOSA C A. Variation in total and extractable elements with distance from roads in an urban watershed, Honolulu, Hawaii [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2001, 127(1/4): 315-338.