

连霍高速不同运营路段路旁土壤重金属分布及潜在生态风险

谷 蕾^{1,2}, 宋 博^{1,2}, 仝致琦^{1,2}, 马建华^{1,2}

(1. 河南大学资源与环境研究所, 开封 475004; 2. 河南省高校重点学科环境变化与水土污染防治开放实验室, 开封 475004)

摘 要:在连霍高速公路运营时间不同的湾刘和小王庄断面,按照距离公路的远近不同布设采样点,对路旁土壤重金属(Cd、Cu、Pb、Zn、Ni、Cr)的空间分布特征及土壤重金属潜在生态风险展开研究。结果表明:运营时间较长的湾刘断面(处于中等生态风险状态)路旁土壤重金属含量高于小王庄断面(总体处于轻微生态风险状态)。随着距公路路基距离的增加,多数重金属含量及潜在生态风险呈不规则偏态分布。湾刘断面的 RI 峰值出现在距路基50~100 m之间,小王庄断面出现在距路基35 m处。土壤Cd是最主要的风险因子,对 RI 的贡献率平均为61.39%。土壤污染物潜在生态风险评价应根据所研究污染物种类和数量对Håkanson潜在生态风险指数分级标准进行适当调整。

关 键 词:连霍高速;路旁土壤;运营时间;重金属;潜在生态风险

1 引言

随着交通运输业的快速发展,公路旁土壤(以下简称路旁土壤)重金属污染日趋严重。20世纪70年代,国内外学者开始对路旁土壤重金属污染展开大量研究。这些工作主要集中于路旁土壤-植物系统重金属污染^[1-10]、重金属空间分布^[11-15]及公路运营时间和车流量等对路旁土壤重金属污染的影响^[16-19]等。研究表明,路旁土壤已发生不同程度重金属污染,多数重金属含量在公路两侧随距离增加呈指数下降或正(偏)态分布,污染晕带多在公路两侧50~200 m之间。

1980年Håkanson^[20]根据水体沉积物中污染物含量及其毒性响应系数,提出污染物潜在生态风险指数计算方法,并针对所研究的8种污染物设计了单项风险指数(E)和综合风险指数(RI)的分级标准。很多学者将风险指数法应用于灌区土壤^[21-24]、矿区土壤^[25-30]、城市土壤^[31-37]、农田土壤^[38-42]、路旁土壤^[43-45]和城市地表灰尘^[46-47]重金属潜在生态风险的研究。但多数研究没有根据其所研究的污染物种类和数量对风险指数分级标准进行调整;少数研究虽然对风险指数的分级标准进行了调整,但彼此之间存在较大差别,因此迫切需要规范风险指数分级

方法。另外,路旁土壤重金属空间分布和生态风险程度与通车时间、车流量、道路走向以及路域自然环境条件等多种因素有关,目前仅有少数研究探讨过公路不同运营路段路旁土壤重金属分布及污染状况^[19],而不同运营路段路旁土壤重金属潜在生态风险方面的研究鲜见报道。

本文以连霍高速公路不同运营路段的郑州-开封段(郑开段,通车11a)和开封-商丘段(开商段,通车4a)为例,在采集路旁土壤样品及重金属含量测定的基础上,对Håkanson提出的 E 和 RI 分级标准进行适当调整,开展土壤重金属潜在生态风险评价,旨在完善潜在生态风险评价方法,以期对路旁土壤重金属污染防治、路域生态系统保护提供科学依据。

2 材料与方法

2.1 样品采集与处理

2005年11月在连霍高速郑开段(1994年12月通车)中牟县的湾刘村附近和开商段(2001年12月通车)民权县的小王庄附近布设土壤采样断面(图1)。两断面与公路相垂直,地势开阔、平坦,路旁基本无防护林带。采样时,小王庄断面南北两侧和湾

收稿日期:2011-07; 修订日期:2011-10.

基金项目:高校博士学科点专项科研基金项目(20104103110001);教育部和河南省共建河南大学项目(SBGJ090101)。

作者简介:谷蕾(1981-),女,博士研究生,实验师,主要研究方向为土壤污染与防治。E-mail: gulei1981@126.com

通讯作者:马建华(1958-),E-mail: mjh@henu.edu.cn

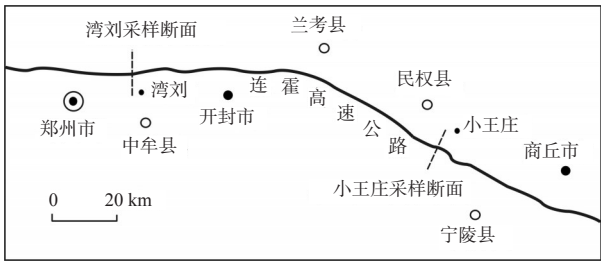


图1 采样断面位置

Fig.1 Location of the sample transects

刘断面北侧是麦田,湾刘断面南侧是混合种植小麦和大蒜的农田。

在采样断面上按距离路基0、5、15、25、35、50、100、200和300 m布设采样点。在采样点上先画一条与公路平行、长约50 m的线段;然后在线段上等距布设5个1 m²的采样单元,每个采样单元内按“梅花形”布点采集5个土壤表层(0~15 cm)子样(每个子样重约100 g);最后将5个采样单元所采集的25个子样充分混合,按“四分法”舍弃多余样品,保留约1 kg样品。在对照样点上(距路基1500 m)选择土壤类型和利用方式与监测样点相同、面积较大的田块,按“蛇形布点法”布点采集20个子样,充分混合后按“四分法”获得1 kg左右的土壤样品。

在实验室,将土壤样品风干、磨碎、全部通过1 mm尼龙筛;再将1 mm样品充分混合,多点取样约100 g,用玛瑙研钵研磨使其全部通过0.149 mm尼龙筛。土壤样品消解采用盐酸-硝酸-氢氟酸-高氯酸体系。

2.2 重金属含量测定

土壤Cr、Cu、Zn和Ni的测定采用F-AAS法,Pb

和Cd测定采用GF-AAS法,使用仪器是日本岛津AA-6601F型原子吸收分光光度计。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。二次平行样相对偏差均小于5%,样品加标回收率在96.4%~103.1%之间。

2.3 潜在生态风险指数计算

潜在生态危害指数(RI)的计算采用Håkanson提出的方法^[20],其公式为:

$$RI_j = \sum_{i=1}^n E_j^i = \sum_{i=1}^n T^i \times C_j^i = \sum_{i=1}^n T^i \times c_j^i / c_r^i$$

式中:RI_j为j样点多种重金属综合潜在生态风险指数;E_jⁱ为j样点重金属i的单项潜在生态风险指数;Tⁱ为重金属i的毒性响应系数(T^{Cd}=30>T^{Pb}=T^{Cu}=T^{Ni}=5>T^{Cr}=2>T^{Zn}=1);C_jⁱ为j样点重金属i的污染系数;c_jⁱ为j样点重金属i的实测含量;c_rⁱ为重金属i的参比含量。

3 结果与讨论

3.1 土壤重金属含量与分布特征

由表1和表2所列湾刘断面和小王庄断面土壤重金属含量与分布可以看出,不同重金属在公路两侧分布具有不同模式。土壤Pb、Cr和Cu含量在公路两侧随距离增加呈先增加后减少的趋势,峰值出现在离路基25~50 m之间,其中Cr含量在湾刘断面南侧距路基50 m后逐渐增加;土壤Zn、Cd和Ni含量在路基处较高并随距离增加先减少后增加,在离路基15~50 m出现峰值,然后再逐渐减少。

表1 湾刘断面各样点土壤重金属含量

Tab.1 Heavy metal concentrations in roadside soils on Wanliu transect

断面	元素含量 /mg·kg ⁻¹	样点至路基距离/m									
		0	5	15	25	35	50	100	200	300	1500
断面 北侧	Pb	14.85	14.88	14.41	15.19	14.55	14.68	13.62	15.23	15.21	13.49
	Cd	1.34	1.06	1.02	1.53	1.37	1.83	1.45	1.18	1.27	1.05
	Ni	69.65	69.87	54.45	60.06	53.47	72.00	40.77	40.40	38.10	69.68
	Cu	87.44	83.82	66.00	69.70	75.60	86.34	76.50	65.78	65.70	59.96
	Zn	143.00	141.00	96.00	140.00	169.00	159.59	135.20	117.30	110.50	99.92
	Cr	49.61	55.03	58.20	54.86	62.01	66.65	61.70	56.70	48.60	68.45
断面 南侧	Pb	15.50	14.24	13.23	16.14	13.18	13.69	15.22	14.66	14.05	14.47
	Cd	1.79	1.12	1.34	1.38	1.22	1.05	1.86	1.38	1.19	0.98
	Ni	122.44	57.60	39.99	39.15	61.47	74.06	30.61	45.75	42.69	75.44
	Cu	77.00	69.39	73.20	79.08	72.10	74.53	61.58	76.37	71.94	78.75
	Zn	120.15	75.60	91.14	122.85	82.00	159.47	114.40	120.90	80.31	114.06
	Cr	25.63	38.09	48.60	64.47	49.66	51.82	73.65	86.40	77.61	50.46

表2 小王庄断面各样点土壤重金属含量

Tab.2 Heavy metal concentrations in roadside soils on Xiaowangzhuang transect

断面	元素含量/ mg·kg ⁻¹	样点至路基距离/m									
		0	5	15	25	35	50	100	200	300	1500
断面 北侧	Pb	12.66	12.96	13.45	11.99	13.33	12.28	12.87	12.58	12.46	12.18
	Cd	0.97	1.02	0.94	1.05	1.27	1.13	1.09	0.93	0.98	0.95
	Ni	37.34	34.83	41.50	38.54	37.00	24.71	31.72	30.52	30.80	33.51
	Cu	44.91	47.59	50.89	50.57	45.60	35.07	34.45	34.69	30.86	29.75
	Zn	92.86	68.17	100.45	95.44	95.69	80.21	97.54	96.12	96.36	94.69
	Cr	35.70	44.07	44.86	49.26	55.00	45.08	49.41	41.05	40.55	39.66
断面 南侧	Pb	12.06	12.28	12.81	13.51	12.60	12.10	12.27	11.20	10.87	11.74
	Cd	0.93	0.89	0.86	0.91	1.14	0.95	1.01	0.81	0.88	0.91
	Ni	30.17	34.53	33.37	35.18	31.33	32.14	36.87	33.62	33.03	36.90
	Cu	31.89	41.34	53.04	53.42	55.44	54.27	48.12	46.70	39.40	44.88
	Zn	100.37	82.89	98.46	104.22	102.79	103.02	92.73	95.54	95.51	96.60
	Cr	45.70	47.68	51.97	59.17	56.25	57.99	42.00	46.00	44.30	41.78

这种重金属空间分布形式与已有多数成果的结论相一致^[1-3,5,17,19]。

许多研究表明,路旁土壤中的Pb、Cd、Cu和Zn主要来自汽车尾气排放、轮胎和机件磨损,属于交通源重金属;土壤Ni和Cr主要与成土母质有关,也与交通运输有一定关系,属于混合源重金属^[5,10,12]。路旁土壤重金属含量的峰值出现在离开路基一定距离处的原因,可能是由于车辆快速行驶导致路基附近出现湍流所致。汽车排放的含有重金属的烟尘颗粒在湍流作用下不易沉降,而离开路基一段距离后,湍流消失利于颗粒物沉降,从而造成路旁土壤重金属在公路两侧呈偏态分布。Contwell(引自[48])研究表明,汽车排放的大颗粒主要沉降在路基附近,小颗粒迁移距离较远,而离开路基一定距离处是大小颗粒物的复合沉降区,致使该区域土壤重金属含量偏高。至于湾刘断面南侧Cr含量在距路基50 m后逐渐增加的原因,需要进一步研究,可能与区域性其他人为因素或土壤背景有关。

公路运营时间越长,路旁土壤重金属含量越高。通车11 a(截止于采样时间)的湾刘断面各个重金属平均含量都高于通车时间4 a(截止于采样时间)的小王庄断面。例如,湾刘断面Pb、Cd和Cu的平均含量分别为14.52、1.32和73.54 mg·kg⁻¹,而小王庄断面分别为12.41、0.98和43.64 mg·kg⁻¹。这表明通车时间长短对路旁土壤重金属积累具有决定性作用。

3.2 潜在生态风险指数分级标准调整

由潜在生态风险指数计算公式可以看出, E 和

RI 与污染物数目及其毒性响应系数有关,因此其分级标准应根据污染物种类和数量进行调整,否则评价结果必然偏离实际风险程度。1980年Håkanson研究了河流底泥中PCB、Hg、Cd、As、Pb、Cu、Cr和Zn等8种污染物的潜在生态风险,这8种污染物的毒性响应系数(T)分别为40、40、30、10、5、5、2和1。根据污染物中最大的毒性响应系数($T^{PCB}=T^{Hg}=40$)和8种污染物的毒性响应系数之和(133)提出 E 和 RI 的分级标准(表3)^[20]。由此可见, E 分级标准的第一级(轻微生态风险)的上限值由非污染的污染系数($C=1$)与所研究污染物中最大毒性响应系数相乘而得($40\times1=40$),其他风险级别的上限值分别用上等级的分级值乘2得到; RI 分级标准的第一级(轻微生态风险)的上限值基本上由所研究污染物毒性响应系数之和与非污染的污染系数($C=1$)相乘得到($133\times1=133\approx150$),其余级别依次加倍^[48]。

本研究只涉及Cd、Cu、Pb、Ni、Cr和Zn等6种重金属,其中以 T^{Cd} 为最大(30),据此得到本研究 E 的风险分级标准(表3)。6种重金属的 $\sum T^i=48$,取十位整数得到 RI 的分级标准第一级(轻微生态风险)的上限值(50),其余级别依次加倍。也可根据Håkanson的 RI 第一级分级界限值(150)除以8种污染物的毒性响应系数总值(133),得到单位毒性响应系数的 RI 分级值(1.13);然后将单位毒性响应系数的 RI 分级值乘以本研究6种重金属的毒性响应系数总值(48),并取十位整数得到本研究的第一级 RI 分级界限值(54.24~50),其余级别依次加倍。这两种调整方案所得结果完全一致。

表3 潜在生态风险指数分级标准

Tab.3 Standards of E and RI for different grades of potential ecological risk				
<i>E</i>		<i>RI</i>		生态风险 级别
Håkanson 分级标准	本文分级 标准	Håkanson 分级标准	本文分级 标准	
< 40	< 30	< 150	< 50	
40 ~ 80	30 ~ 60	150 ~ 300	50 ~ 100	轻微风险
80 ~ 160	60 ~ 120	300 ~ 600	100 ~ 200	中等风险
160 ~ 320	120 ~ 240	≥ 600	≥ 200	强烈风险
≥ 320	≥ 240	—	—	很强烈风险
				极强烈风险

3.3 土壤重金属单项潜在生态风险评价

关于参比含量 (c_i^r) 的选择,不同的学者根据研究的不同需要选用了不同的标准。全球工业化前沉积物重金属的背景值^[20-21,23,25,32,36-37]、当地土壤背景值^[22,24,29-32,34-38,41-42,45-47]、中国土壤环境质量的标准^[37,43-44]和研究区对照样品平均含量^[27-28,39]常被选作参比含量进行单项潜在生态风险指数计算。考虑到本研

究所涉及空间范围狭小,使用全球或区域元素背景值不能确切反映研究路段的背景情况,故选择对照样重金属平均含量作为参比含量进行计算。按前述单项潜在生态风险指数计算公式,计算得到2断面各样点6种重金属的E值(图2)。

由图2可知,2断面的土壤均以Cd生态风险为最高,其余重金属均为轻微生态风险;通车时间较长的湾刘断面的各重金属的单项潜在生态风险指数普遍高于通车时间较短的小王庄断面。湾刘断面所有样点的Cd均达中等生态风险,而小王庄断面只有8个样点达到中等风险,只占样点总数的44%,其余样点为轻微风险。湾刘断面各个重金属的平均E值的大小顺序为Cd(41.89)>Cu(6.94)>Ni(5.22)>Pb(5.62)>Cr(2.28)>Zn(1.19),而小王庄断面的顺序为Cd(30.52)>Pb(4.80)>Cu(4.16)>Ni(3.13)>Cr(1.90)>Zn(0.93)。

湾刘断面的 E^{Cd} 、 E^{Ni} 和 E^{Zn} 值在路基处较大,之后随距离的增加先减小再增大,之后再减小,峰值

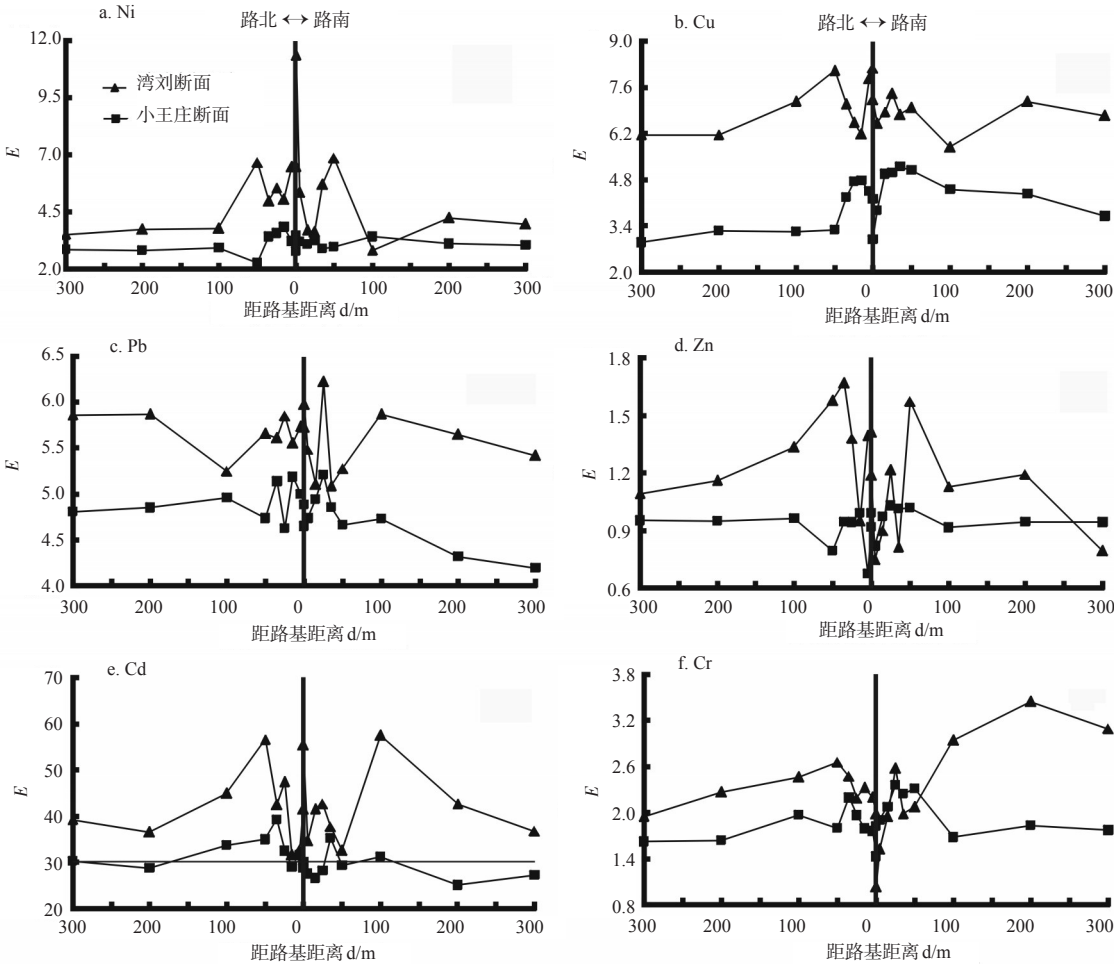


图2 研究断面土壤重金属单项生态风险指数

Fig.2 The E values of heavy metals on the studied transects

出现在距路基 35~100 m 之间;而小王庄断面则离开路基距离的增加先增大再减小,峰值出现在距路基 15~35 m 之间,并且起伏变化比湾刘断面平缓。除湾刘断面南侧的 E^{Cr} 值在距路基 50 m 之后逐渐增加外,其他断面的 E^{Cr} 、 E^{Pb} 和 E^{Cu} 随距离增加均呈先增加后减少的趋势,峰值出现在离路基 25~50 m 之间。

3.4 土壤重金属综合潜在生态风险评价

2 断面各采样点 6 种重金属综合潜在生态风险指数见图 3。由图 3 可见,湾刘断面所有样点土壤重金属的 RI 均大于小王庄断面相应样点。湾刘断面的 RI 变化在 51.61~82.13 之间,平均为 63.15,全部样点均处于中等生态风险状态;小王庄断面的 RI 变化在 39.65~55.27 之间,平均为 45.44,处于中等生态风险大样点只有 2 个,占样点总数的 11.11%,总体上处于轻微生态风险状态。如前所述,这反映了不同通车时间对综合潜在生态风险的影响。湾刘断面的 RI 在路基处较大,之后随距离的增加呈先减小再增大,最后再减小的趋势,南北两侧的峰值分别出现在距路基 100 m 和 50 m 处,分别为 76.08 和 81.27。小王庄断面的 RI 随距路基距离的增加呈先增大再减小趋势,峰值的位置比湾刘断面更靠近路基一些,南北两侧的峰值均出现在距路基 35 m 处,分别为 68.49 和 71.07。2 断面各样点土壤 Cd 的单项生态风险对总风险的贡献率(E^{Cd}/RI)变化在 58.08%~75.62% 之间,平均为 61.39%,是最主要的风险因子。这一方面是由于对照样 Cd 含量较高,另一方面尾气、轮胎磨损和刹车衬里磨损都排放 Cd^[49-51],更重要的是 Cd 的毒性响应系数远高于其他重金属。

4 结论

(1) 公路通车时间越长,路旁土壤重金属含量

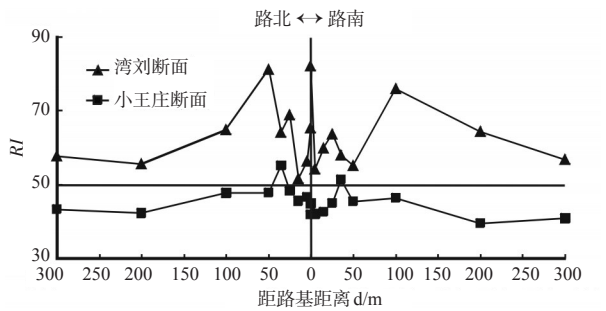


图 3 研究断面土壤重金属综合潜在生态风险指数
Fig.3 The values RI of heavy metals on the studied transects

及其潜在生态风险就越大。通车 11 a 的湾刘断面土壤 Pb、Cd、Ni、Cu、Zn 和 Cr 平均含量分别为 14.52、1.32、57.88、73.54、119.62、57.41 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,而通车时间 4 a 的小王庄断面分别为 12.41、0.98、33.88、43.64、94.48、46.87 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。湾刘断面土壤重金属 RI 平均为 63.15,全部样点均处于中等生态风险状态;而小王庄断面的 RI 平均为 45.44,总体上处于轻微生态风险状态。

(2) 随着离开公路路基距离的增加,多数土壤重金属含量及其潜在生态风险呈不规则偏态分布。湾刘断面的 RI 在路基处较大,之后随距离的增加呈先减小再增大至峰值,最后再减小的趋势,峰值出现在距路基 50~100 m 之间;小王庄断面的 RI 随距路基距离的增加呈先增大再减小趋势,峰值均出现在距路基 35 m 处。

(3) 湾刘断面各样点的土壤 Cd 均达到中等生态风险,小王庄断面有 50% 的样点达到中等生态风险,其余重金属均为轻微生态风险。 E^{Cd} 对 RI 的贡献率平均为 61.39%,是最主要的风险因子。

(4) 在土壤污染物潜在生态风险评价过程中,必须根据所研究的污染物数目及其毒性响应系数对 Håkanson 潜在生态风险指数的分级标准进行适当调整。

参考文献

[1] Chow J C. Lead accumulation in roadside soil and grass. Nature, 1970, 225(5229): 295-296.
[2] Motto H L, Daines R H, Chikos L, et al. Lead in soils and plants-Its relation to traffic volume and proximity to highway. Environmental Science and Technology, 1970, 4(3): 231-237.
[3] Lagerwerff J V, Specht A W. Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead, and zinc. Environmental Science and Technology, 1970, 4(7): 583-586.
[4] Grantan I L, Taglion I S, Crescente M F. The accumulation of lead in agricultural soil and vegetation along a highway. Chemosphere, 1992, 24(5): 941-949.
[5] Dilek G T, Barry J M. Heavy metal contamination in highway soils, Comparison of Corpus Christi, Texas and Cincinnati, Ohio shows organic matter is key to mobility. Clean Techn Environment Policy, 2003, 4(4): 235-245.
[6] 索有瑞, 黄雅丽. 西宁地区公路两侧土壤和植物中铅含量及其评价. 环境科学, 1996, 17(2): 74-76.
[7] 李波, 林玉锁, 张孝飞, 等. 沪宁高速公路两侧土壤和小麦重金属污染状况. 农村生态环境, 2005, 21(3): 50-53.
[8] Sithole S D, Moyo N. An assessment of lead pollution

- from vehicle emissions along selected roadways in Harare (Zimbabwe). *International Journal of Environment and Analytical Chemistry*, 1993, 53(1): 1-12.
- [9] Massadeh A, Tahat M, Jaradat Q, et al. Lead and cadmium contamination in roadside soils in Inbid City, Jordan. *Soil and Sediment Contamination*, 2004, 13(4): 347-359.
- [10] Wang X S, Qin Y, Chen Y K. Heavy metals in urban roadside soils, Part 1: Effect of particle size fractions on heavy metals partitioning. *Environmental Geology*, 2006, 50(7): 1061-1066.
- [11] Vandenabeele W J, Wood O L. The distribution of lead along a line source (highway). *Chemosphere*, 1972, 5(1): 221-226.
- [12] Sutherland R A, Tolosa C A. Variation in total and extractable elements with distance from roads in an urban watershed, Honolulu, Hawaii. *Water, Air, Soil Pollution*, 2001, 127 (1/4): 315-338.
- [13] Oztas T, Ata S. Distribution patterna of lead accumulation in roadside soils: A case study from Erzurum, Turkey. *International Journal of Environment and Pollution*, 2002, 18(5): 190-196.
- [14] Ozaki H, Watanabe I, Kuno K. As, Sb, and Hg distribution and pollution sources in the roadside soil and dust around Kamikochi, Chubu Sangaku National Park, Japan. *Geochemical Journal*, 2004, 38(5): 473-484.
- [15] 朱建军, 崔保山, 杨志峰, 等. 纵向岭谷区公路沿线土壤表层重金属空间分异特征. *生态学报*, 2006, 26(1): 146-153.
- [16] Wheeler G L, Rolfe G L. The relationship between daily traffic volume and the distribution of lead in roadside soil and vegetation. *Environmental Pollution*, 1979, 18(4): 265-274.
- [17] 马建华, 谷蕾, 李文军. 连霍高速郑商段路旁土壤重金属积累及潜在风险. *环境科学*, 2009, 30(3): 894-899.
- [18] Fakayode S O. Heavy metal contamination of roadside topsoil in Osogbo, Nigeria: Its relationship to traffic density and proximity to highways. *Environmental Geology*, 2003, 44(2): 150-157.
- [19] 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. *环境科学学报*, 2002, 18(2): 190-196.
- [20] Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [21] 易秀. 西安市污灌区土壤中重金属潜在生态危害评价. *干旱区资源与环境*, 2007, 21(3): 119-120.
- [22] 杜平, 马建华, 韩晋仙. 开封市化肥污灌区土壤重金属潜在生态风险评价. *地球与环境*, 2009, 37(4): 436-440.
- [23] 李名升, 佟连军. 辽宁省污灌区土壤重金属污染特征与生态风险评价. *中国生态农土学报*, 2008, 16(6): 1517-1522.
- [24] 陈翠琴, 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. *中国农学通报*, 2010, 26(10): 314-318.
- [25] 彭景, 李泽琴, 侯家渝. 地积累指数法及生态危害指数评价法在土壤重金属污染中的应用及探讨. *广东微量元素科学*, 2007, 14(8): 13-17.
- [26] Peng H B, Liu Y G, Li J, et al. An ecological risk assessment for heavy metals of the Lead-Zinc ore tailings. *Ecological Economy*, 2007, 66(3): 217-224.
- [27] 李泽琴, 侯佳渝, 王奖臻. 矿山环境土壤重金属污染潜在生态风险评价模型探讨. *地球科学进展*, 2008, 23(5): 509-516.
- [28] 徐有宁, 张江华, 赵阿宁, 等. 小秦岭某金矿区农田土壤重金属污染的潜在生态危害评价. *地质通报*, 2008, 17(8): 1272-1278.
- [29] 王莹, 董零红. 徐州矿区充填复垦地重金属污染的潜在生态风险评价. *煤炭学报*, 2009, 34(5): 650-655.
- [30] 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. *农业工程学报*, 2011, 27(1): 348-354.
- [31] 方晓明, 刘哲哲, 刘中志, 等. 沈阳市丁香地区土壤重金属污染及生态风险评价. *环境保护科学*, 2005, 31(130): 45-47.
- [32] 郭平, 谢忠雷, 李军, 等. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价. *地理科学*, 2005, 25(1): 108-112.
- [33] Wang J D, Ren H M, Liu J S, et al. Distribution of Lead in urban soil and it's potentail risk in Shenyang City, China. *Chinese Geographical Science*, 2006, 12(2): 127-132.
- [34] 林啸, 刘敏, 侯立军, 等. 上海城市土壤和地表灰尘重金属污染现状 & 评价. *中国环境科学*, 2007, 27(5): 613-618.
- [35] 楚纯洁, 马建华, 朱玉涛, 等. 不同级别城镇土壤重金属含量与潜在生态风险比较: 以郑州市、中牟县和韩寺镇为例. *土壤通报*, 2010, 41(2): 467-472.
- [36] 汤洁, 陈初雨, 李海毅, 等. 大庆市建成区土壤重金属潜在生态风险危害和健康风险评价. *地理科学*, 2011, 31(1): 117-122.
- [37] 方晰, 金文芬, 李开志, 等. 长沙市韶山路沿线不同绿地土壤重金属含量及其潜在生态风险. *水土保持学报*, 2010, 24(3): 64-70.
- [38] 钟晓兰, 周生路, 赵其国. 长江三角洲地区土壤重金属污染特征及潜在生态风险评价: 以江苏太仓市为例. *地理科学*, 2007, 27(3): 395-400.
- [39] 贾琳, 杨林生, 欧阳竹, 等. 典型农业区农田土壤重金属潜在生态风险评价. *农业环境科学学报*, 2008, 28(11): 2270-2276.
- [40] 楚蓓, 李取生, 蔡莎莎, 等. 珠江口湿地土壤重金属潜在生态风险评价. *海洋环境科学*, 2008, 27(3): 250-250.
- [41] Qiu H Y. Studies on the Potential Ecological Risk and Homology Correlation of Heavy Metal in the Surface Soil. *Journal of Agricultural Science*, 2010, 2(2): 194-201.
- [42] 陈迪云, 谢文彪, 宋刚, 等. 福建沿海农田土壤重金属污染与潜在生态风险研究. *土壤通报*, 2010, 41(1): 194-199.
- [43] 兰天水, 林健, 陈建安. 公路旁土壤中重金属污染分布

- 及潜在生态危害的研究. 海峡预防医学杂志, 2003, 9 (1): 4-6.
- [44] 刘坤, 李光德, 张中文, 等. 城市道路土壤重金属污染及潜在生态危害评价. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 124-127.
- [45] 徐欣, 马建华. 陇海铁路圃田段路旁土壤重金属潜在生态风险评价. 气象与环境科学, 2009, 32(1): 29-32.
- [46] 马建华, 王晓云, 侯千, 等. 某城市幼儿园地表灰尘重金属污染及潜在生态风险. 地理研究, 2011, 30(3): 1185-1190.
- [47] 崔荆涛, 栾文楼, 牛彦斌, 等. 石家庄城市近地表降尘重金属污染及潜在生态危害评价. 城市环境与城市生态, 2011, 24(1): 27-30.
- [48] 宋吉明. 汽车尾气中的铅在公路旁水稻叶片中的积累. 环境保护科学, 1985(1): 40-42.
- [49] Fernandez J A, Carballeira A. Evaluation of contamination, by different elements, in terrestrial mosses. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2001, 40(4): 461-468.
- [50] Van Bohemen H D, Janssen Van De Laak W H. The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality. Environmental Management, 2003, 31(1): 50-68.
- [51] Legret M, Pagotto C. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. The Science of the Total Environment, 1999, 235(1-3): 143-150.

Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Roadside Soils along the Lianyungang-Horgas Highway

GU Lei^{1,2}, SONG Bo^{1,2}, TONG Zhiqi^{1,2}, MA Jianhua^{1,2}

(1. Institute of Natural Resources and Environment, Henan University, Kaifeng 475004, China; 2. Henan Open Laboratory for Key Subjects of Environmental Change and Water-Soil Pollution Control, Henan University, Kaifeng 475004, China)

Abstract: On Lianyungang-Horgas highway, two typical sampling transects along the Zhengzhou-Shangqiu section, Wanliu transect operated in 1994 and Xiaowangzhuang transect operated in 2001, were chosen to investigate the distribution and potential ecological risks of heavy metals (Cd, Cu, Pb, Zn, Ni, and Cr) in roadside soils. Soil samples were collected at different distances from the highway. The contents and spatial distribution of heavy metals in the soils were analyzed. The ecological risks of soil heavy metals were evaluated based on potential ecological risk index (*RI*) put forward by Håkanson. The results show that heavy metal concentrations and potential ecological risks on Wanliu transect (at moderate ecological risk level) were higher than those on Xiaowangzhuang transect (at slight ecological risk level) because of longer operated time. Most of the heavy metal concentrations and potential ecological risks present a skew distribution with the distance from highway roadbed. The highest risk indexes for different metals on Wanliu transect are observed at 50 ~ 100 m from highway roadbed, while those on Xiaowangzhuang transect at 35 m from the roadbed. The total risk index was mainly contributed by cadmium with the averagely proportion of 61.39% (E^{Cd}/RI). Therefore cadmium is the main factor influencing potential ecological risks. Potential ecological risk index is a rigorous method, because it includes not only concentrations of heavy metals, but also ecological effects and toxicological characters. To apply the method of *RI* in estimating the potential ecological risk of pollutants, the *RI* standards for different levels of potential ecological risk should be modified according to the pollutant amounts studied and their toxic-response factors.

Key words: Lianyungang-Horgas Highway; roadside soil; different operated time; heavy metals; potential ecological risk

本文引用格式:

谷蕾, 宋博, 仝致琦, 等. 连霍高速不同运营路段路旁土壤重金属分布及潜在生态风险. 地理科学进展, 2012, 31(5): 632-638.