

公路交通对土壤重金属污染生态风险 评价方法的建立与应用

韩国新¹,冯精兰²,孙剑辉²

(1.信阳市环境监测站,河南 信阳 464000; 2.河南师范大学环境学院 黄淮水环境污染
防治省部共建教育部重点实验室; 河南省环境污染控制重点实验室,河南 新乡 453007)

摘 要:针对机动车通行使用化石燃料中重金属物质随着尾气排放,造成公路沿线土壤、地下水等重金属污染,进而导致环境安全和食品安全双重风险问题,以商淮路为例,在对沿线土壤梯次取样监测的基础上,围绕土壤功能-质量-风险的基本涵义,将土壤污染物含量、本底背景值、土壤环境质量分级标准、主要污染因子等生态风险积累因素有机结合,首次建立了土壤污染积累综合风险评价模型,在理论上充分体现了土壤生态单元结构与功能的有机整体性和土壤污染变化的生态效应,具有客观合理性;实际应用结果表明,体现出污染物在本底背景值之上的积累效应,获得风险程度的量化定性结论,克服了内梅罗评价方法判定依据的主观性和单因子指数、地积累指数评价结果的模糊性.土壤生态风险积累综合指数法不仅评价土壤污染的风险积累程度,还对土壤功能利用具有指导作用.

关键词:公路交通;土壤污染;重金属;生态风险;综合指数

中图分类号:X822

文献标志码:A

随着现代化交通的发展,机动车带来的扬尘-尾气复合型污染日益凸现.在城市是全国大范围持续雾霾的主要来源,在农村不仅污染大气,且由于汽油中添加的镍、铜、四乙基铅、碳基锰以及车体镀件的磨损,造成公路沿线土壤的重金属污染.土壤一旦受到重金属污染,不仅在土壤中累积,还将通过土壤-植物体系和土壤-水体向农作物和地下水或地表水转移,损害人体的健康^[1].随着“区域性儿童血铅超标”和“重金属毒大米事件”的陆续曝光,土壤重金属污染被社会各阶层高度关注.尽管已经将镉、铬、铅、铜列为大气环境和土壤的“优先监测污染物”^[2-3],但是作为“社会生态系统生产者”载体和资源的土壤,长期受到交通污染.因此,通过对农村公路土壤重金属污染调查,建立土壤重金属污染生态风险评估方法,对环境科学的理论与实践都具有重要的指导意义.

1 材料与方 法

1.1 样品采集

本研究选取淮河上游黄淮海平原粮食主产区的商淮路沿线典型旱作农田路段为研究区域,选取商淮路淮滨张里至赵集段 1 km 区间两侧农田作为样本区,每 200 m 设置一个与公路垂直取样线,沿取样线分别于距路距离 10 m、50 m、100 m、200 m 及 500 m 设置 50 个土壤取样点,另在 2000 m 处对称设置 2 个对照点.用 T 型土壤取样器在每个样点取 5~20 cm 耕作层表层土壤约 500 g.按照同距离样点将 10 份土壤样品用四分法缩分到约 500 g,带回实验室经风干、去杂,玛瑙钵研磨过 100 目筛备用.

1.2 样品的预处理与测定

选择土壤优控重金属铅(Pb)、镉(Cd)、铜(Cu)、铬(Cr)为目标检测物,按照《土壤环境监测技术规范》,

收稿日期:2014-11-21;修回日期:2015-03-11.

基金项目:国家自然科学基金(41373132)

作者简介:韩国新(1964-),男,河南信阳人,高级工程师,主要从事环境质量评价方法与生态经济定量研究.

通信作者:冯精兰, E-mail: fengjinglan@163.com.

采用盐酸-硝酸-高氯酸消解萃取 Cu, 盐酸-硝酸-氢氟酸-高氯酸消解萃取 Cr, KI-MIBK 萃取 Pb、Cd. 重金属的测定采用火焰法原子吸收分光光度法^[4].

1.3 土壤污染生态风险积累综合指数法评估模型的建立

目前,常用的土壤环境质量评价方法有单因子指数法、内梅罗综合指数法、地积累指数法^[5],在《全国土壤污染状况评价技术规定》(环发[2008]39号)中,把土壤环境质量的评价方法更是简化到单因子指数法和土壤背景环境元素变化百分率.

单因子指数法($P_i = C_i/S_i$)是评价某项污染物相对于某级土壤环境质量标准的超标状况及程度,不能反映被评价土壤的整体综合质量;内梅罗综合指数法是在单因子指数法基础上,由各污染物单因子指数算术平均值与最大单因子指数的几何平均值($P_N = [1/2(P_{ijk}^2 + P_{max}^2)]^{1/2}$)表示,反映了被评价土壤特定时间的环境质量综合状况,并且充分考虑了主要污染物的主导性污染影响.但是该方法忽略了土壤环境的本底背景水平,而且因先指定土壤功能标准再评价“符合标准程度”,不能反映持续受污染影响的土壤功能定位与适合利用途径^[6];地积累指数法是广泛应用于欧洲沉积物及其他重金属污染程度的定量方法,以重金属实测值与其地球化学背景值之商的对数($I_{geo} = \log_2 C_n - \log_2 [K \times B_n]$)表示,该方法充分反映了土壤被污染引起的相对于本底背景值的变化程度^[5].但是,该方法的评价结果与土壤环境质量总体状况及其功能满足程度不发生关联性信息,且忽略了土壤生态系统中“土壤-植物体系”和“土壤-微生物体系”的生态效应;在国家土壤污染状况评价技术规定中,利用单因子指数和土壤背景环境元素变化百分率^[7],尽管考虑到土壤本底变化,但是缺乏对土壤环境质量的整体评价.因此,建立科学合理的土壤质量评价模型与方法,才能描述受污染土壤的生态风险^[8],进而开展生态风险评估.

综合上述5种土壤质量评价方法,为能将土壤环境质量标准、土壤功能定位、土壤本底背景变化等多要素综合统一.因此,本研究拟在单因子指数中引入本底背景值以体现土壤的地域差异化,在内梅罗综合指数中将土壤环境质量分级标准和本底背景值结合起来,建立“土壤生态风险积累综合指数”,反映被评价土壤单元环境质量相对于某种特定功能(质量分级)的生态风险程度及其功能定位调整的必要性.

1.3.1 土壤环境污染积累分级指数

将土壤重金属积累变化与土壤环境质量分级标准、本底背景值比较,可得:

$$P_{ij} = (C_i - B_i)/(S_j - B_i), \quad (1)$$

式中, C_i 和 B_i 分别代表重金属的土壤含量和本底背景值(因成土母质和成土过程差异使土壤矿物质含量呈现区域性差异,表现为不同的背景值.一般以“对照点”分析结果表示区域土壤的背景值^[7]); P_{ij} 和 S_j 分别代表该重金属的土壤积累分级指数和土壤质量 j 级标准值.

1.3.2 土壤污染积累风险指数

由于在式(1)中扣除了本底背景值,考虑到土壤污染的生态风险效应与本底背景值无关的绝对化作用,将土壤污染积累分级指数与该重金属生态安全控制值之比用背景值予以放大性“恢复”,作为土壤污染积累风险指数,即:

$$Q_{ij} = B_i P_{ij} / R_i, \quad (2)$$

式中, Q_{ij} 和 R_i 分别代表该重金属的污染积累风险指数和生态安全控制值.

1.3.3 土壤生态风险积累综合指数

按照被评价土壤生态单元的综合性和主导性原则,当多种污染物共存并发生不同程度的积累时,可以将生态风险积累综合指数表达如式(3):

$$P_{fsj} = [1/2(1/n \sum Q_{ij}^2 + Q_{max}^2)]^{1/2} (i = 1, 2, \dots, n). \quad (3)$$

式中, n 为污染物的种类数.按照风险积累指数最大判定原则, $\max P_{fsj} \{P_{fsj}\}$ 就是被评价土壤的生态风险程度.

1.3.4 土壤生态风险积累的确定与应用

鉴于土壤污染的生态环境效应由“土壤-植物”、“土壤-微生物”、“土壤-地下水”三个体系综合反映.因此,会涉及到生态环境安全、农产品及畜禽产品的食品安全.从土壤环境质量及其对应土地利用分类规定

的角度,特别是土壤污染物在农产品中的富集,以及其在地下水中的转移作用,土壤生态风险积累应当是从“定量”的量变到“定性”的质变,不宜再主观地分成不同的“风险等级”。因此,当累积综合指数大于 1,就是有风险,必须调整种植作物品种或改变土地用途;当累积综合指数小于 1,维持原有用途。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量

商淮路沿线土壤中重金属测定结果如表 1 所示。由表 1 可知,乡间公路的车辆通行导致沿线土壤重金属污染,并且产生重金属污染生态风险积累,主要是 Pb 的污染和积累,其次是 Cu 和 Cd,这是由于机动车使用汽油或柴油排放尾气的必然结果。一方面是石油炼制过程中添加的 Cu、Ni 等催化剂随尾气排放进入土壤;另一方面是石油含 Pb 或添加防爆剂造成的 Pb 污染。即使在 2000 年之后,用羰基锰代替四乙基铅的无铅汽油中,Pb 含量仍然在 130 mg/L 左右。因此,Pb、Cu、Mn 等将作为交通过程的典型重金属污染物继续存在,并持续发生生态风险积累。至于 Cd 污染,既有交通污染的原因,也有农田施用磷肥的原因。

与公路距离/m	C _{cd}	C _{cr}	C _{cu}	C _{pb}
10	0.31	84.1	80.0	381
50	0.30	76.5	57.0	351
100	0.30	75.1	47.0	249
200	0.28	73.3	38.0	217
500	0.28	72.2	37.0	145
对照点	0.25	60.8	25.7	65.0

2.2 公路沿线土壤重金属污染生态风险评估

根据表 1 的监测结果,以《土壤环境质量标准》(表 2)和土壤污染风险控制参考值为基准,采用土壤污染生态风险积累综合指数法进行评价,评价结果如表 3 所示。

重金属名称	一级标准值	二级标准值	三级标准值	生态安全阈值*
S _{cd}	0.30	0.60	1.0	0.4
S _{cr}	150	200	300	100
S _{cu}	50	100	400	100
S _{pb}	150	300	500	56

注*:全国土壤环境质量调查中重点地区土壤污染风险评估参考值。

由表 3 结果可知,一是按照 P_{fzj} 大于 1 的生态风险积累判定原则,商淮路公路交通已经造成了沿线旱地土壤 2×50 m 的污染生态风险带。相对于土壤环境质量一级标准,商淮路交通重金属污染已经使沿线两侧 200 m 的旱地, P_{fzj} 为 1.54~3.21,已经积累到生态风险水平,丧失了一类土壤功能;相对于二级标准而言,交通污染导致的重金属积累,其生态风险仅限于 10 m 范围,50 m 以内属于生态风险临界水平,保持着二类土壤功能;相对于三级标准,其生态风险低于临界水平,是非常安全的;二是生态风险积累评价结果表明,相对于原有的农田土壤功能,商淮路沿线两侧 50 m 以内,不宜作为蔬菜、果园用地,10 m 以内不宜再作为一般农田用于粮食生产,500 m 范围以内不宜设置集中式饮用水源地;三是比较表 1 和表 2 的“生态安全阈值”,Cd、Cu、Cr 三种重金属都低于全国平均生态安全阈值。但是,调查区域对照点 Pb 含量明显低于近公路各样本点,仍然高于全国平均生态安全阈值 16.1%,表明区域性土壤 Pb 本底值较高;四是从交通污染调查结果的规律性出发,为保障生态环境安全,现有集中式饮用水源地周边 500 m 范围内不能设计建设公路。

此外,以表 1 的土壤样品监测结果,分别用单因子指数法、内梅罗综合指数法、地积累指数法评价,结果如表 4 所示。比较表 4 和表 3 的评价结果可知,一是单因子指数法和地积累指数法都没有对多项污染因子存

在时土壤环境质量的整体评价,而且污染因子积累程度不同时,难以定性说明土壤环境质量;二是内梅罗综合指数法虽然具有综合性,以一级标准评价结果为例,10 m 距离点位 Cr 和 Cu 的轻微污染与 Pb 的轻度污染,得出综合评价中度污染,其偏差显而易见;三是传统评价方法都没有反映出土壤污染生态风险积累而导致土壤功能变化的必然性和功能类型调整的必要性,只有污染生态风险积累综合指数法具备此项功能。

表 3 商准路沿线土壤中重金属评价结果

相对公路 距离/c	土壤质量 标准等级	Cd 因子		Cr 因子		Cu 因子		Pb 因子		风险积累 综合指数
		P_{ij}	Q_{ij}	P_{ij}	Q_{ij}	P_{ij}	Q_{ij}	P_{ij}	Q_{ij}	
10	一级标准	1.20	0.75	0.26	0.16	1.41	0.36	3.72	4.32	3.21
	二级标准	0.17	0.11	0.17	0.10	0.46	0.12	1.34	1.56	1.15
	三级标准	0.08	0.05	0.10	0.06	0.09	0.02	0.73	0.85	0.63
50	一级标准	1.00	0.25	0.18	0.11	1.29	0.33	3.36	3.90	2.87
	二级标准	0.14	0.09	0.11	0.07	0.42	0.11	1.22	1.42	1.05
	三级标准	0.07	0.04	0.07	0.04	0.08	0.02	0.66	0.77	0.56
100	一级标准	1.00	0.25	0.16	0.10	0.88	0.23	2.16	2.51	1.86
	二级标准	0.14	0.09	0.10	0.06	0.29	0.07	0.78	0.91	0.67
	三级标准	0.07	0.04	0.06	0.04	0.06	0.02	0.42	0.49	0.36
200	一级标准	0.80	0.20	0.14	0.09	0.50	0.13	1.79	2.08	1.54
	二级标准	0.09	0.06	0.09	0.05	0.17	0.04	0.65	0.75	0.55
	三级标准	0.04	0.02	0.05	0.03	0.03	0.01	0.35	0.41	0.30
500	一级标准	0.80	0.20	0.13	0.08	0.46	0.12	0.94	1.09	0.81
	二级标准	0.09	0.06	0.08	0.05	0.15	0.04	0.34	0.39	0.29
	三级标准	0.04	0.02	0.05	0.03	0.03	0.01	0.18	0.21	0.16

表 4 传统土壤评价方法评价结果汇总表

方法 类别	土壤质量 标准等级	10 m		50 m		100 m		200 m		500 m	
		指数值	污染程度	指数值	污染程度	指数值	污染程度	指数值	污染程度	指数值	污染程度
单 因 子 指 数 法 (P_i)	S_{Cd} 一级	1.03	轻微	1.00	无	1.00	无	0.93	无	0.93	无
	S_{Cr} 一级	0.56	无	0.51	无	0.50	无	0.49	无	0.48	无
	S_{Cu} 一级	1.20	轻微	1.14	轻微	0.94	无	0.76	无	0.74	无
	S_{Pb} 一级	2.54	轻度	2.34	轻度	1.66	轻微	1.45	轻微	0.97	无
	S_{Cd} 二级	0.52	无	0.50	无	0.50	无	0.47	无	0.47	无
	S_{Cr} 二级	0.42	无	0.38	无	0.38	无	0.37	无	0.36	无
	S_{Cu} 二级	0.60	无	0.57	无	0.47	无	0.38	无	0.37	无
	S_{Pb} 二级	1.27	轻微	1.17	轻微	0.83	无	0.72	无	0.48	无
	S_{Cd} 三级	0.31	无	0.30	无	0.30	无	0.28	无	0.28	无
	S_{Cr} 三级	0.28	无	0.26	无	0.25	无	0.24	无	0.24	无
P_N	SV_{Cu} 三级	0.15	无	0.14	无	0.12	无	0.10	无	0.09	无
	SV_{Pb} 三级	0.76	无	0.70	无	0.50	无	0.43	无	0.29	无
	一级	2.03	中度	1.88	轻度	1.38	轻度	1.21	轻度	0.88	警戒
I_{geo}	二级	1.03	轻度	0.95	警戒	0.70	清洁	0.61	清洁	0.45	清洁
	三级	0.60	清洁	0.55	清洁	0.41	清洁	0.36	清洁	0.26	清洁
	C_{Cd}	-0.27	无	-0.32	无	-0.32	无	-2.42	无	-2.42	无
	C_{Cr}	-0.12	无	-0.25	无	-0.28	无	-0.32	无	-0.34	无
	C_{Cu}	0.64	轻度	0.56	轻度	0.29	轻度	-0.02	无	-0.06	无
	C_{Pb}	1.97	中等	1.85	中等	1.35	中等	1.15	中等	0.57	轻度

注: P_N 为内梅罗综合指数法评价; I_{geo} 为地积累指数法评价。

综合比较本研究的土壤生态风险积累综合指数评价方法(模型)与以往的土壤环境质量评价方法,单因子指数法和地积累指数法都是对某种污染物“相当于某级质量标准”的精确定量判定和描述,明确得出“某污染物达标”或“超标倍数”,简单、直观,但不能对多种污染物共存的土壤进行整体综合判定,更重要的是忽略了土壤背景值及其地域性差异。土壤污染物分担率是在单因子指数法基础上,更进一步说明某因子在所有监测因子中所占的污染比例,方便判定土壤主要污染物,反映了土壤质量的整体性和综合性,但没有反映“质量

状况”,也没有反映土壤地域性特点.内梅罗综合指数法对所评价土壤质量进行分级评价,并加以定性描述^[9],反映出了土壤环境质量的多因子综合性特征,但没有与土壤背景值联系,既不能反映土壤地域性差异,无法显示出“污染积累”这一土壤质量变化的本质,也在多因子综合时“掩盖”了主要污染因子的污染作用,导致结果的“负偏差”.如在50 m处土壤样品中Pb已经超过二级标准75%,仍然得出“警戒”的尚清洁,失去了对环境污染防治的指导作用.

3 结 论

有机结合土壤污染物含量、本底背景值、土壤环境质量分级标准、主要污染因子等生态风险积累因素,建立了土壤污染积累综合风险评价模型,并将其用于商准路沿线土壤中重金属的生态风险评价.结果表明,由于公路交通污染的影响和重金属在土壤中的累积,距公路不同距离的土壤功能类别已经发生改变,商准路沿线两侧50 m以内,不宜作为蔬菜、果园用地,10 m以内不宜再作为一般农田用于粮食生产,500 m范围以内不宜设置集中式饮用水源地,而且,由于公路交通持续污染积累,在现有集中式饮用水源地周边500 m内,不宜设计建设车流量较大的公路.鉴于土壤生态风险积累综合指数法对土壤污染积累生态风险评估理论上的科学合理性与实践应用的多功能性,不仅对重金属线源(如公路交通)和点源(如重金属废水、废气排放源)周边土壤污染生态风险积累评估,还兼具对土地利用规划、生态保护及建设规划等宏观设计的指导作用.

参 考 文 献

- [1] 王 岩,陈宜良.环境科学概论[M].北京:化学工业出版社,2003:52-60.
- [2] 邓 新,温璐璐.镉对人体健康危害及防治研究进展[J].中国医疗前沿,2010,5(10):4-5.
- [3] 多克辛.土壤优控污染物监测方法[M].北京:中国环境科学出版社,2012:162-169.
- [4] 环保部科技标准司.土壤环境监测技术规范[M].北京:中国环境科学出版社,2005:12-26.
- [5] 王 斌,王 静.基于地积累指数法的天津市农村土壤重金属污染评价[M].北京:中国环境科学出版社,2013:258-262.
- [6] 姜菲菲.北京市农业土壤重金属污染环境风险等级评价[J].农业工程学报,2011,27(8):330-337.
- [7] 武永锋,刘从强,涂成龙,等.贵阳市土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J].矿物岩石地球化学通报,2007,26(3):254-257.
- [8] 国家环境工程评估中心.环境影响评价技术导则与标准[M].北京:中国环境科学出版社,2005:112-119.
- [9] 陈 斌,王业耀.农村环境监测与评价技术进展[M].北京:中国环境科学出版社,2013:162-168.

Development and Application of Ecological Risks Assessment for Heavy Metals from Road Traffic

HAN Guoxing¹, FENG Jinglan², SUN Jianhui²

(1. Environmental Monitoring Centre, Xinyang 464000, China; 2. School of Environment; Key Laboratory for Yellow River and Huai River Water Environment and Pollution Control, Ministry of Education; Henan Key Laboratory for Environmental Pollution Control, Henan Normal University, Xinxiang 453007, China)

Abstract: The rapid development of motor traffic in China increased the heavy metal contamination in the soil along the roads, which caused the problem of the safety of environment and food. With the soil which on the sides of Shanghuai road as the main research object, the heavy metal contents (Cu, Cr, Cd, Pb) in each of the soil sample were determined by using flame atomic absorption spectrometry. Considering the function and quality of soil and the risk, ecological risk model for evaluating heavy metal pollution in soil was developed, which combined heavy metals concentration, background values, soil quality standards and principal pollution factor. This model was applied to evaluate the risks from heavy metals in the soil along the Shanghuai road. The results indicated that the quantitative conclusion was obtained and the subjectivity of Nemero index and the fuzziness of single index and Geo accumulation index were conquered. Accordingly, this model not only assessed risks from motor vehicles but also provided the guidance for land use.

Keywords: motor vehicles; soil contamination; heavy metal; ecological risk; comprehensive index