

中国公路交通的重金属排放及其 对土地污染的初步估算

郭广慧^{1,2}, 陈同斌^{1,*}, 宋 波¹, 杨 军¹, 黄泽春¹, 雷 梅¹, 陈玉成³

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心, 北京 100101;

2. 宜宾学院化学与化工系, 四川 宜宾 644000; 3. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

摘要: 本文研究了全国各省市机动车 Pb、Cu、Zn、Cd 排放总量和公路两侧土壤中 Pb 含量的分布及其面积。结果表明, 东部发达省份机动车的重金属排放量较西部地区大。使用含铅汽油的 1990~1996 年期间, 北京市公路两侧土壤中 Pb 的年输入量为 2.48~3.17 mg/(kg·a)、累积量为 11.4 mg/kg; 1997~2003 年使用无铅汽油后, 两者分别下降到 0.26~0.29 mg/(kg·a) 和 1.30 mg/kg。公路两侧的土壤中 Pb 含量随垂直距离的外延呈指数形式下降。公路交通对道路两侧土壤产生严重和轻度 Pb 污染的范围分别为距公路 0~10 m 和 10~65 m。2003 年北京市和全国受公路交通 Pb 污染的土地面积为 2310 km² 和 28900 km²。公路交通的重金属排放是导致我国土地污染的重要原因之一。

关键词: 公路交通; 汽车尾气; 重金属; 土地污染

文章编号: 1000-0585(2007)05-0922-09

1 引言

随着公路交通的快速发展, 机动车尾气排放已成为大气中 Pb、Cu、Zn 和 Cd 等重金属含量升高的重要因素^[1,2], 导致公路两侧土壤重金属含量的增加^[1,3]。国内外学者就公路交通对公路两侧土壤重金属污染问题进行过探讨^[4-7]。有学者对叙利亚大马士革、尼日利亚伊巴丹、斯洛文尼亚、美国得克萨斯州、瑞典斯德哥尔摩、韩国首尔等城市的土壤重金属污染进行过研究^[4,8-11]。Ho 等人研究发现, 香港公路两侧的土壤受到 Pb、Cu、Zn、Cd、Mn 的污染, 尤其是在交通密集的地带, 土壤中 Pb 和 Cu 的污染更严重^[12]。Chen 等研究表明, 公路交通污染是香港城市土壤中 Pb 的主要来源之一^[3]。另外, 国内学者曾对北京^[5]、重庆^[13]、扬州^[14,15]、沈阳^[6]、福建龙岩^[16]等城市进行过研究, 发现我国城市公路周边的土壤均存在不同程度的重金属污染。

一些学者曾对公路两侧土壤的重金属分布格局进行过研究。法国、德国学者对公路两侧不同距离土壤的重金属分布进行过研究^[17-19]。索有瑞等研究发现, 青海西宁地区公路两侧不同距离的 Pb 含量不同^[20]。但是到目前为止, 国内对公路交通导致的土壤重金属污染问题都只是针对某些特定地点开展过一些研究, 对其带来的区域性或全国性污染问题仍缺乏总体了解。有鉴于此, 本文将根据我国不同省市机动车等资料, 研究全国各省(市、

收稿日期: 2006-11-30; 修订日期: 2007-05-13

基金项目: 国家杰出青年科学基金(40325003)

作者简介: 郭广慧, 女, 讲师。主要从事区域土壤环境质量与风险评价研究。

* 通讯作者: 陈同斌, 研究员, 博士生导师。Email: chentb@igsnrr.ac.cn

区) 机动车的重金属排放量, 并以北京市为重点, 计算其导致公路两侧土壤中 Pb 的累积量及土地污染的面积。

2 资料来源

本研究中不同车型的行使里程数、载客量、载货量、客车平均运距、货车平均运距、公路长度等数据主要来源于 1997~ 2004 年《中国统计年鉴》和 1991~ 2004 年的《北京市统计年鉴》。不同机动车车型各组件部分的 Pb、Cu、Zn 和 Cd 含量及其耗损量等参数如下(表 1 和表 2)。

表 1 机动车辆各组分重金属含量

Tab 1 Heavy metal concentrations of various parts in motor vehicles

汽车部件	重金属含量 (mg/kg)			
	Pb	Cu	Cd	Zn
含铅汽油	200	-	-	-
无铅汽油	17	-	-	-
刹车里衬	3900	142000	2.7	21800
橡胶轮胎	6.3	1.8	2.6	10250

资料来源: 文献 [21]

表 2 不同车型各组件部分的平均耗损量

Tab 2 Wearing concentrations of various parts in different vehicle types

车型	刹车里衬磨损	耗油量	轮胎磨损量
	mg/(v·km)	g/(v·km)	mg/(v·km)
客车	20	58	68
货车	29	61	68

资料来源: 文献[21]

3 计算方法

3.1 机动车重金属的排放量

机动车运行中重金属的排放总量随其排放因子、行驶里程数和运营车辆数而异。可用方程(1)计算机动车的重金属排放总量:

$$M = \sum_{i=1}^p \sum_{j=1}^q Z_{ij} L_i C_j$$

(1)

式中, M 为机动车所排放某重金属的总量 (mg); p 为车型数; q 为机动车各组件部分数; Z 为机动车各组件部分的耗损量 (mg/(v·km)); L 为不同车型机动车的总行驶里程数 (v·km); C 为汽车组件部分的重金属含量 (mg/kg)。

方程(1)中的 L 由方程(2)计算:

$$L = \frac{a \times x}{b}$$

(2)

式中, a 为年总载客量 (×10⁴人/a) 或年总载货量 (×10⁴t/a); x 为载客或载货的平均运距 (km); b 为每辆客车的载客量 (人) 或每辆货车的载重量 (t)。假设每辆客车的载客量平均为 30 人, 每辆货车的平均载重量 3.5t。

目前, 我国载客车和载货车的拥有量占民用汽车总量的 95%~99%, 其他机动车辆可以忽略不计。因此, 在本研究中只考虑载客车和载货车。

3.2 公路两侧土壤中 Pb 污染的范围

由于不同地区土壤的背景值可能差异很大, 因此不宜直接采用土壤中 Pb 浓度的绝对

中华人民共和国国家统计局. 1997~ 2004 中国统计年鉴. 北京: 中国统计出版社. 1997~ 2004
北京市统计局. 1991~ 2004 北京统计年鉴. 北京: 中国统计出版社. 1991~ 2004

值进行比较。为使不同国家、地区学者的研究结果(表3) 具有可比性, 本研究采用距公路的垂直距离(W) 与其相应土壤中 Pb 污染指数(P_i) 的平均值(P_i) 进行拟合。

在求得 Pb 污染指数的基础上, 计算不同观测点的土壤中 Pb 污染指数的平均值和标准差($S. D.$) 。拟合结果表明, 距公路的垂直距离与其相应的 Pb 污染指数的平均值可用指数衰减模型进行描述。

3 3 土壤 Pb 累积含量的计算

Pb 在土壤中的累积含量可用方程(3) 来计算:

$$Q = K(B + \Delta R) \tag{3}$$

式中, Q 为土壤中 Pb 的年累积量(mg/kg); K 为 Pb 在土壤中的年残留率, 根据文献资料一般取值为 0.95^[24]; B 为表层土壤中 Pb 含量初始值(mg/kg), 本研究以北京市北郊安立路两侧土壤为例, 其初始值为 32.7 mg/kg ^[5]; ΔR 为土壤中 Pb 的年输入量($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{a})$)。

方程(3) 中的 ΔR 可采用方程(4) 求得,

$$\Delta R = \frac{0.75M}{2 \times W \times L_g \times h \times 1150} \tag{4}$$

式中, 0.75 为大气中 Pb 的沉降率^[25]; M 为机动车排放的 Pb 总量(mg); L_g 为公路长度(m); h 为表层土壤的厚度(0.05 m); 1150 为土壤容重(kg/m^3); $2 \times W$ 为公路两侧土壤中 Pb 严重污染的范围(m)。

根据方程(3) 可推导出 n 年后公路两侧土壤中 Pb 的累积含量:

$$Q_n = BK^n + K \sum_{i=1}^n K^{n-i} \Delta R_i \tag{5}$$

式中, Q_n 为 n 年后土壤中 Pb 的累积含量(mg/kg); ΔR_i 为第 i 年土壤中 Pb 的输入量($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{a})$)。

使用无铅汽油后, 机动车 Pb 的排

表 3 距公路不同距离土壤中 Pb 含量及其污染指数
Tab 3 Concentrations of Pb and pollution index at different locations from roadside

地区	距公路 的距离 (m)	不同位置的 土壤 Pb 含量 (mg/kg)	土壤 Pb 背景值 (mg/kg)	Pb 污染 指数* (Pi)
中国武汉 ^[22]	5	100.7	24.4	4.13
	10	92.3		3.79
	20	84.8		3.48
	40	64.9		2.67
	60	50.0		2.05
	100	36.0		1.48
	130	30.5		1.25
	160	28.1		1.15
中国福建 龙岩 ^[16]	5	—	35	3.26
	10	—		3.44
	20	—		3.44
	30	—		3.14
	50	—		2.68
	80	—		2.34
	150	—		2.02
	250			1.58
中国西宁 甘里铺 ^[20]	5	117	21.8	5.37
	10	105		4.82
	20	98.3		4.51
	40	60.7		2.78
	60	49.8		2.28
	100	40.1		1.84
	130	32		1.47
	160	32.4		1.49
中国西宁 乐家湾 ^[20]	5	83.2	24.8	3.82
	10	81.7		3.75
	20	77.6		3.56
	40	58.9		2.70
	60	42		1.93
	100	25.4		1.17
	130	24.8		1.14
	160	24.8		1.14
约旦安曼 ^[23]	10	10.9	6.3	1.73
	25	8.25		1.31
	60	6.6		1.05
斯洛文尼亚	5	71.1	22.3	3.18
丘陵地区 ^[11]	10	34.2		1.53
	100	25.9		1.16
	500	25.3		1.13

* 文献[16]中污染指数 P_i (土壤中 Pb 含量/土壤中 Pb 背景值) 是原作者计算的结果, 其他各污染指数 P_i 是本研究根据原文的资料重新计算得到。

放量大幅度下降，土壤中 Pb 的年输入量降低，导致方程 (5) 不再成立，因此采用方程 (6)^[26] 来计算土壤中 Pb 的累积含量。

$$Q_n = B + K \sum_{i=1}^n K^{n-i} \Delta R_i$$

(6)

3 4 Pb 污染土地面积的计算

按照方程 (7) 可计算出受公路交通排放 Pb 的污染土地面积。

$$S_p = 2 \times W \times L$$

(7)

式中， S_p 为公路旁受 Pb 污染的土地面积 (m^2)， L 为公路总长度 (m)， $2 \times W$ 为公路两侧土壤中 Pb 严重污染的范围 (m) (不包括公路本身的面积)。

4 结果与分析

4 1 机动车重金属排放量

根据方程 (1) 计算得到 2002 年全国各省机动车 Pb、Cu、Zn 和 Cd 排放总量的分布情况 (图 1)。从排放量来看，机动车排放的 Cu 总量最高，Zn、Pb 次之，Cd 排放量最低。

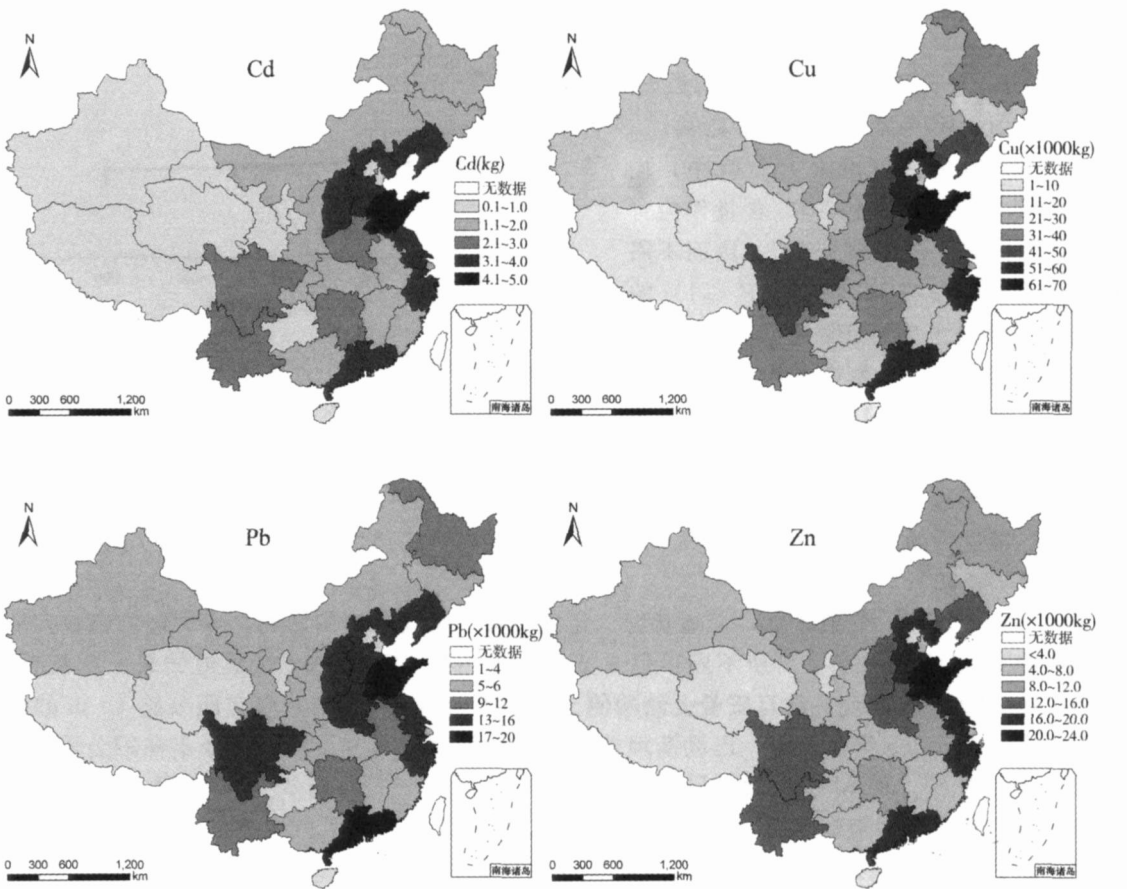


图 1 2002 年全国各省市汽车排放的 Pb、Cu、Zn 和 Cd 总量的分布图

Fig 1 Distribution of Pb, Cu, Zn and Cd emitted from motor vehicles in provinces of China in 2002

鉴于目前缺乏相关的详细数据, 本研究中并没有进一步考虑不同汽车厂家和不同材质等因素对重金属排放量的影响, 也没有考虑车辆跨省、市运输所带来的影响。

从图 1 可以看出, 机动车排放的重金属总量在不同省份的分布有明显差异。机动车重金属排放量较大的省份集中分布在东部发达地区。山东、广东两省机动车的重金属排放量最大; 其次是辽宁、山西、河南、河北、江浙一带, 以及西南地区的四川、云南; 西部各省份机动车的重金属排放总量相对于东部省市较低, 尤其是西藏、青海、新疆、宁夏和贵州排放量更低。

2002 年, 机动车重金属排放量最高的是山东, 其 Pb、Cu、Zn 和 Cr 排放量分别为 19.7 t、69.3 t、22.7 t 和 4.4 kg; 其次是广东, 分别为 16.5 t、57.3 t、18.9 t 和 3.7 kg; 最低的是西藏, 排放量分别为 0.04 t、0.15 t、0.05 t 和 0.10 kg。

4.2 不同位置的 Pb 污染程度

根据表 3 中的数据, 采用指数模型进行拟合 (图 2), 结果得到方程 (9):

$$P_i = 2.14 \exp(-0.014W) + 1.14 \quad (9)$$

式中, P_i 为不同研究中的污染指数 P_i 的平均值; W 为距公路的垂直距离。

本研究的污染指数 P_i 计算中, 均以文献中最远点的土壤 Pb 含量作为背景值。因此, P_i 一般大于 1, 因而不需考虑土壤中没有 Pb 污染 ($P_i \leq 1$) 的情形。根据土壤中 Pb 污染指数 P_i 的分级标准: $P_i \geq 3$ 为重度污染, $2 < P_i < 3$ 为中度污染, $1 < P_i < 2$ 为轻度污染, $P_i \leq 1$ 为无污染^[27]。由方程 (9) 求出公路周边土壤受 Pb 污染的临界距离。根据方程 (9) 可计算得出, 在公路两侧的土壤中,

重度污染与中度污染的临界点和中度污染与轻度污染的临界点 (距离) 分别为距公路 10 m 和 65 m。

尽管受气候、气象条件, 交通状况、地理位置及土壤类型的影响, 不同区域公路两侧土壤中 Pb 污染的分布会有所不同, 但本文的计算结果与不同的文献报道结果大致相近。如: Jaradat 等人发现, 约旦安曼公路两侧土壤中重金属 Pb 集中分布在距公路 10 m 的范围内^[23]。Swaileh 等人指出, 巴勒斯坦的城市公路两侧土壤中 Pb 集中分布在距公路约 7 m 的范围内^[28]。而 M nch 通过研究德国多特蒙德公路 (交通流量为 3200 辆/d) 两侧森林土壤的重金属污染的状况, 发现 Pb 含量在距公路 5~10 m 范围内已经达到当地土壤的背景值水平^[19]。但是该研究地点的交通流量大大低于城区和主要干道的正常水平, 且公路两侧为森林, 因此其数值可能偏低。

4.3 公路两侧土壤中 Pb 的累积量

根据方程 (4) 和方程 (6) 分别计算北京市公路两侧土壤中 Pb 的输入量与累积量 (图 3), 其中累积量以北京市北郊安立路两侧土壤为例进行计算。

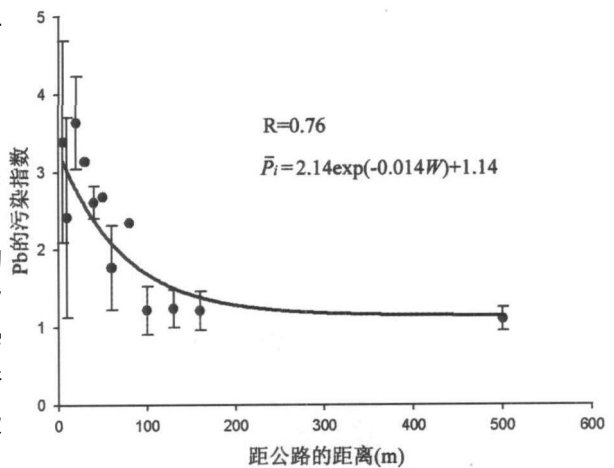


图 2 公路两侧土壤的 Pb 污染指数与离公路距离的关系
Fig 2 Relationship between pollution index of Pb in roadside soil and distance from highway

由图 3 可知，使用含铅汽油阶段（1990~ 1996 年）土壤中 Pb 的年输入量为 2.48~3.17mg/(kg·a)，土壤中 Pb 的累积量随着时间的推移明显增加。1996 年，北京市公路两侧土壤中 Pb 累积量由 1990 年的 35.2 mg/kg 增加到 46.6 mg/kg。从 1997 年使用无铅汽油以后，土壤中 Pb 的年输入量大幅降低。1997~ 2003 年土壤中 Pb 的输入量为 0.26~0.29 mg/(kg·a)，且土壤中 Pb 的累积量增加缓慢（50.3~51.6 mg/kg）。然而，2003 年公路两侧土壤中 Pb 累积量仍很高，是北京市土壤 Pb 背景值(24.6 mg/kg)^[29] 的 2.09 倍。

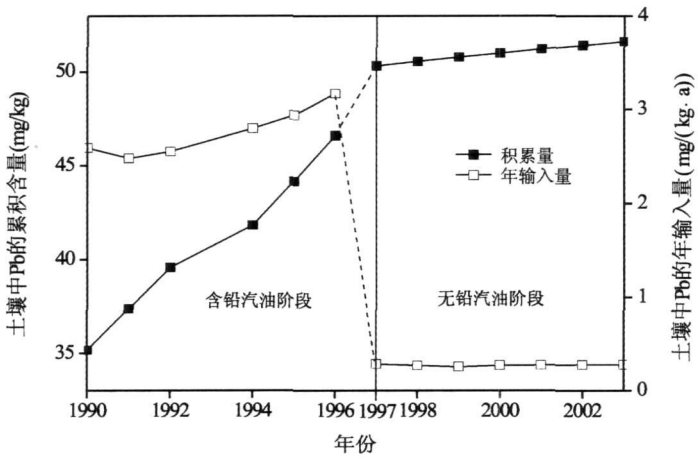


图 3 北京市公路两侧土壤中 Pb 的年输入量及积累量

Fig 3 Inputs and accumulation concentration of Pb in roadside soils of Beijing

研究表明，使用无铅汽油后，汽车对大气中含 Pb 颗粒物的贡献明显降低^[30, 31]，并且土壤中的 Pb 主要通过大气干湿沉降输入^[32, 33]。因此，公路交通对土壤中 Pb 的输入量降低。另一方面，Pb 一旦进入土壤后，就会在土壤中不断积累。郑袁明等发现，尽管北京市已经使用无铅汽油，但公路附近的绿化地土壤中 Pb 含量(34.8 mg/kg)是北京市土壤背景值^[29] 的 1.41 倍^[34]。北京市二环以内公园表层（0~ 5cm）土壤 Pb 含量比二环以外高 0.5 倍，达 88 mg/kg，是北京市土壤背景值^[29] 的 3.58 倍。这可能与二环以内车流量较大等原因有关^[35]。香港已经使用无铅汽油，但土壤中 Pb 含量依然居高不下(56.9 mg/kg)^[3]。由此看来，使用无铅汽油后，虽然可以降低大气颗粒物中的 Pb 浓度，从而有效降低土壤中 Pb 的输入量，但原来使用含铅汽油时输入到土壤环境中的 Pb 仍积累在土壤中，含铅汽油造成的不良影响在相当一段时间内仍将持续下去。

4.4 Pb 对土地的污染面积

根据方程（7）计算，1996~ 2003 年每年全国和北京市公路交通导致的 Pb 污染土地面积（图 4）。从图 4 可看出，北京市和全国受 Pb 污染的土地面积在逐年增加。根据计算，2003 年北京市和全国受公路交通影响的土地面积分别为 2310 km²和 28900 km²，分别是 1996 年的 1.29 倍和 1.53 倍。

随着我国机动车拥有量的逐年增加，公路建设的迅速发展，受公路交通重金属污染的土地面积将不断扩大。尤其是城区和近郊人口密度和交通密度较远郊大，涉及的人数较多，重金属的暴露风险也高。因此，对公路交通引起的土地重金属污染问题应该引起足够重视。

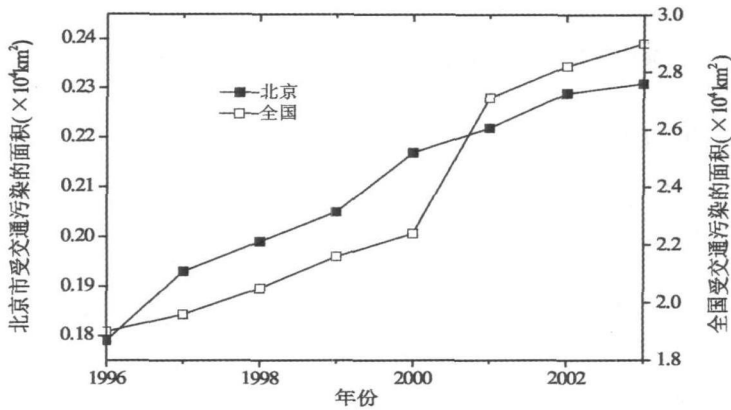


图 4 全国及北京市受交通污染的土地面积 ($\times 10^4 \text{ km}^2$)

Fig 4 The polluted soil area by traffic in Beijing and China ($\times 10^4 \text{ km}^2$)

5 结论

2002 年, 全国机动车排放的 Cu 总量最高, Zn 和 Pb 次之, Cd 排放量最低。从区域分布来看, 山东和广东的机动车重金属排放量最大; 其次是辽宁、山西、河南、河北、江浙以及西南地区的四川、云南; 西部各省份的排放总量较低, 尤其是西藏、青海、新疆、宁夏和贵州。

公路两侧的土壤 Pb 含量随垂直距离的外延呈指数形式下降。机动车排放的 Pb 对公路两侧土壤产生严重污染和轻度污染的范围分别为 0~ 10 m 和 10~ 65 m。2003 年, 北京市和全国受公路交通影响的 Pb 污染土地面积分别是 2310 km^2 和 28900 km^2 。由于目前国内尚缺乏一些参数供模型的建立, 文章中采用的是国外的一些参数, 因此有待于在今后作进一步研究检验。

参考文献:

- [1] Harrison R M, Tilling R, Romero M S C, *et al.* A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment. *Atmospheric Environment*, 2003, 37(17): 2391~ 2402.
- [2] 韩东昱, 岑况, 龚庆杰. 北京市公园道路粉尘 Cu, Pb, Zn 含量及其污染评价. *环境科学研究*, 2004, 17(2): 10~ 13, 21.
- [3] Chen T B, Wong J W C, Zhou H Y, *et al.* Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental Pollution*, 1997, 96(1): 61~ 68.
- [4] Linde M, Bengtsson H, Öborn I. Concentrations and pools of heavy metals in urban soils in Stockholm, Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 2001, 1(3): 83~ 101.
- [5] 张毅. 北京北郊安立公路两侧的土壤、蔬菜及公路灰尘的铅污染研究. *环境导报*, 1991, (2): 5~ 8.
- [6] 王金达, 刘景双, 于君宝, 等. 沈阳市城区土壤和灰尘中铅的分布特征. *中国环境科学*, 2003, 23(3): 300~ 304.
- [7] Turer D, Maynard B. Heavy metal contamination in highway soils. Comparison of Corpus Christi, Texas and Cincinnati, Ohio shows organic matter is key to mobility. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2003, 4(4): 235~ 245.
- [8] Chon H T, Kin K W, Kim J Y. Metal contamination of soils and dusts in Seoul metropolitan city, Korea. *Environmental Geochemistry and Health*, 1995, 17(3): 139~ 146.
- [9] Olajire A A, Ayodele E T. Contamination of roadside soil and grass with heavy metals. *Environment International*

- al, 1997, 23(1): 91~ 101.
- [10] Othman I, A+Oudat M, A+Masri M S. Lead levels in roadside soils and vegetation of Damascus City. *The Science of the Total Environment*, 1997, 207(1): 43~ 48.
- [11] Zupancic N. Lead contamination in the roadside soils of Slovenia. *Environment Geochemistry and Health*, 1999, 21(1): 37~ 50.
- [12] Ho Y B, Tai K M. Elevated levels of lead and other metals in roadside soil and grass and their use to monitor aerial metal depositions in Hong Kong. *Environmental Pollution*, 1988, 49(1): 37~ 51.
- [13] 李其林, 刘光德, 郭义. 公路两侧土壤和蔬菜中重金属的含量特征. *环境科学与技术*, 2004, 27(6): 35~ 36.
- [14] 曹立新, 李惕川, 刘莹, 等. 公路边土壤和水稻中铅的分布、累积及临界含量. *环境科学*, 1995, 16(6): 66~ 68.
- [15] 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.
- [16] 林健, 邱卿如, 陈建安. 公路旁土壤中重金属和类金属污染评价. *环境与健康杂志*, 2000, 17(5): 284~ 286.
- [17] Swaileh K M, Hussein R M, Ab+Elhaj S. Assessment of heavy metal contamination in roadside surface soil and vegetation from the West Bank. *Environmental Contamination and Toxicology*, 2004, 47(8): 23~ 30.
- [18] Viard B, Pihan F, Promeyrat S, *et al.* Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: Bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. *Chemosphere*, 2004, 55(10): 1349~ 1359.
- [19] M+ch D. Concentration profiles of arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, zinc, vanadium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in forest soil beside an urban road. *The Science of the Total Environment*, 1993, 138(1-3): 47~ 55.
- [20] 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.
- [21] 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.
- [22] 李湘南, 凌玲, 李海东. 汽车废气中铅对沿线农田污染的环境质量评价. *武汉汽车工业大学学报*, 2000, 22(6): 37~ 41.
- [23] Qasem M J, Momani K A. Contamination of roadside soil, plants, and air with heavy metals in Jordan: A comparative study. *Turkish Journal of Chemistry*, 1999, 23: 209~ 220.
- [24] 酃桂芬. 环境质量评价. 北京: 中国环境科学出版社, 1989 415~ 416.
- [25] Nicholas Hewitt C, Rashed M B. An integrated budget for selected pollutants for a major rural highway. *The Science of the Total Environment*, 1990, 93: 375~ 384.
- [26] 赵剑强, 李耕俭. 公路交通对土壤铅污染预测评价. *交通环保*, 1999, 20(2): 15~ 18.
- [27] 张从. 环境评价教程. 北京: 中国环境科学出版社, 2005
- [28] Swaileh K M, Rabay+ N, Salim R R, *et al.* Concentration of heavy metals in roadside soils, plants and landsnail from the West Bank, Palestine. *Journal of Environment Science and Health*, 2001, 36(5): 765~ 778.
- [29] 陈同斌, 郑袁明, 陈煌, 等. 北京市土壤重金属含量背景值的系统研究. *环境科学*, 2004, 25(1): 117~ 122.
- [30] 王晓冬, 徐自力, 谢忠雷, 等. 无铅汽油使用后长春市环境空气 TSP 中 Pb 含量的变化. *吉林大学学报(理学版)*, 2003, 41(4): 548~ 550.
- [31] Zheng J, Tan M, Shibata Y, *et al.* Characteristics of lead isotope ratios and elemental concentrations in PM10 fraction of airborne particulate matter in Shanghai after the phase-out of leaded gasoline. *Atmospheric Environment*, 2004, 38(8): 1191~ 1200.
- [32] Nicholson F A, Smith S R, Alloway B J, *et al.* An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *The Science of the Total Environment*, 2003, 311(1-3): 205~ 219.
- [33] Wong C S C, Li X D. Pb contamination and isotopic composition of urban soils in Hong Kong. *The Science of the Total Environment*, 2004, 319(1-3): 185~ 195.
- [34] 郑袁明, 陈同斌, 陈煌, 等. 北京市不同土地利用方式下土壤铅的积累. *地理学报*, 2005, 60(5): 791~ 797.
- [35] 郑袁明, 余轲, 吴泓涛, 等. 北京城市公园土壤铅含量及其污染评价. *地理研究*, 2002, 21(4): 418~ 424.

Emissions of heavy metals from road traffic and effect of emitted lead on land contamination in China: A primary study

GUO Guang-hui^{1,2}, CHEN Tong-bin¹, SONG Bo¹, YANG Jun¹, HUANG Ze-chun¹,
LEI Mei¹, CHEN Yu-cheng²

(1. Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;

2. Department of Chemical Engineering, Yibin College, Sichuan 644000, China;

3. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China)

Abstract: The rapid development of motor traffic in China increases the heavy metal concentrations of the dust, and might contaminate the soils along the roads. In order to quantify the effects of motor traffic on the heavy metal concentrations of roadside soils, the traffic emissions of Pb, Cu, Zn and Cd in individual provinces of China, and the pollution index of Pb in roadside soils, as well as the contaminated areas caused by traffic were calculated by the models induced from the reviews of researches at home and abroad.

Results showed that the emissions of Pb, Zn, Cu and Cd from traffic in developed eastern provinces were higher than those in the western provinces. During the years of 1990 to 1996, Pb inputs of the roadside soils in Beijing City ranged from 2.48 to 3.17 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, and Pb accumulation was 11.4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ along the roads because of the use of lead in gasoline. After inverting to lead free gasoline, Pb inputs of the roadside soils in Beijing City decreased to 0.26 ~ 0.29 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ from 1997 to 2003, and Pb accumulation was only 1.30 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Lead concentrations in roadside soils decreased rapidly with the increase of distance from road. The land with the distance up to 10 m from road was heavily contaminated by Pb emitted from traffic, and that moderately contaminated between 10 and 65 m. According to the models, the areas of contaminated lands by Pb from motor traffic in Beijing and China were 289 km^2 and $3.63 \times 10^4 \text{ km}^2$ in total, respectively. The results revealed that the traffic emission is one of the important reasons of heavy metal contamination of soils in China. This study provides both the models for the relationship between motor traffic and heavy metal concentrations in roadside soils, and the practical guiding for the prevention of heavy metal contamination by motor traffic.

Key words: motor vehicles; gasoline combustion; heavy metal; land contamination