西安市文教区地表粉尘中 Pb,Cd 及其同位素污染特征和风险评价

刘立忠，马程程，郭 娜，温 利

（西安建筑科技大学 环境与市政工程学院，陕西 西安 710055）

摘 要：地表粉尘中重金属对人体的健康有着重要影响。采用电感耦合等离子体原子发射光谱—质谱法(ICP—MS)对西安市文教区地表粉尘中的重金属 Pb 和 Cd 的季节含量进行了测定。采用地质累积指数法分析了重金属的污染特征，并采用健康风险评价法对各污染源进行了风险评价。结果表明，西安市文教区地表粉尘中 Pb 和 Cd 的含量大部分超过陕西省土壤背景值，地质累积指数范围大部分小于 1，属于无污染或轻度污染。而冬季地表粉尘中重金属污染高于其它季节，其中冬季地表粉尘中重金属 Pb 的区域受污染程度顺序为：东郊＞西郊＞北郊≈南郊，Cd 的含量区域差别顺序为：东郊＞南郊＞北郊＞西郊，在重金属 Pb 和 Cd 的 3 种同位素中，^{207}Pb 和 ^{112}Cd 的含量最高。Pb 和 Cd 的日均暴露剂量最大的途径是经口误食，其中镉对人体健康的危害远高于铅。

关键词：文教区；地表粉尘；重金属；风险评价

文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2013)06-0125-04 **中图分类号**：X53

Characteristics and Risk Evaluation of Pollution by Pb, Cd and Their Isotopes from Surface Dust in Culture and Education District in Xi′an City

LIU Li-zhong, MA Cheng-cheng, GUO Na, WEN Li

(*School of Environmental & Municipal Engineering, Xi′an University of Architecture & Technology, Xi′an, Shaanxi* 710055, *China*)

Abstract: Based on the measurement of the heavy metal Pb and Cd seasonal content in the surface dust by ICP—MS in the culture and education district in Xi′an City, the article analyzed its pollution characteristics using the classification of geological cumulative pollution index, evaluated the health risks with the health risk evaluation method. The result showed that the content of the heavy metal Pb and Cd content in the surface dust exceeded its soil background value of the Shaanxi Province and most of the geological cumulative index was smaller than 1, which belonged to the slight pollution while the pollution in winter was more serious than the other seasons, of which the contents of the metal Pb and Cd were higher in the eastern suburb while equal in the rest southern, western and northern suburbs. Among three isotopes of Pb and Cd, the content of ^{207}Pb and ^{112}Cd were the highest. The average daily exposure intake of Pb and Cd was through mouth by mistake, and intake of Cd was more harmful than Pb.

Keywords: the culture and education district; surface dust; heavy metal; risk evaluation

重金属通过扬尘、直接接触等方式对人体健康造成危害[1-2]，交通运输、工业排放和大气沉降等环节造成城市地表粉尘中重金属的累积和污染。高校是具有承担培养高素质人才、发展高科技、提供高水平服务等特殊功能的文教区，因此对高校校园地表粉尘中重金属的含量及其污染特征展开研究具有重要意义。本研究选取重金属铅(Pb)和镉(Cd)作为分析对象，分析和测定陕西省西安市文教区地表粉尘中 Pb 和 Cd 及其同位素污染特征，并采用健康风险评价 4 步骤法分析其对人体健康的影响。

1 材料和方法

1.1 样品的采集

将西安市文教区按东西南北划分为 4 个区域，各

收稿日期：2013-01-15 修回日期：2013-03-28

作者简介：刘立忠(1975—)，男(满族)，辽宁省锦州市人，博士，副教授，主要从事大气污染控制的教学和科研工作。E-mail：liulizhong@xauat.edu.cn。

选取 4 所高校，东郊高校分别为 A_1，A_2，A_3 和 A_4，西郊高校为 B_1，B_2，B_3 和 B_4，南郊高校为 C_1，C_2，C_3 和 C_4，北郊高校为 D_1，D_2，D_3 和 D_4。采用网格布点法确定采样点位置，涉及到停车场、运动场、教学区、绿化区、食堂和锅炉房等，采集其表层土壤，一年季节共采样品 64 个。采样时间为 2011 年 9 月至 2012 年 7 月。

1.2 样品预处理和分析方法

采集的样品过筛后用四分法缩分，再准确称取 0.100 0～0.150 0 g，加入硝酸、氢氟酸和高氯酸，在电热板上进行消解[3]。消解后的样品，采用电感耦合等离子体原子发射光谱—质谱法（ICP—MS）测定样品中 Pb 和 Cd 及其同位素的含量。

1.3 污染状况分析和健康风险评价

1.3.1 **污染状况分析** 利用 Muller 地质累积指数法[4]评价西安市文教区的地表粉尘污染状况，其分级情况详见表 1。计算公式为：

$$I_{geo}=\log_2[C_n/(K\cdot B_n)] \tag{1}$$

式中：I_{geo}——地质累积污染指数；C_n——文教区地表粉尘中重金属含量的实测值；B_n——陕西省土壤环境背景值[5]，B_n（Pb）＝21.4 mg/kg，B_n（Cd）＝0.094 mg/kg；K——背景值波动常数，K＝1.5。

表 1 地质累积污染指数分级

分级	污染程度	地质累积污染指数
Ⅰ	无污染	＜0
Ⅱ	轻度污染	0～1
Ⅲ	偏中度污染	1～2
Ⅳ	中度污染	2～3
Ⅴ	偏重污染	3～4
Ⅵ	重污染	4～5
Ⅶ	严重污染	5～10

1.3.2 **健康风险评价** 美国国家环保局（USEPA）推荐的健康风险评价方法，其过程为数据收集分析、暴露评估、毒性评估和风险表征[6-8]。

人体摄入污染物 Pb 和 Cd 的途径主要有经口误食，皮肤接触和呼吸摄入。日慢性摄取量 CDI［mg/(kg·d)］计算公式[9]为：

经口误食的日慢性摄取量：

$$CDI_{经口误食}=\frac{CS\cdot IR\cdot CF\cdot EF\cdot ED}{BW\cdot AT} \tag{2}$$

皮肤接触的日慢性摄取量：

$$CDI_{皮肤接触}=\frac{CS\cdot CF\cdot SA\cdot AF\cdot ABS\cdot EF\cdot ED}{BW\cdot AT} \tag{3}$$

呼吸摄入的日慢性摄取量：

$$CDI_{呼吸摄入}=\frac{CS\cdot PEF^{-1}\cdot IR\cdot EF\cdot ED}{BW\cdot AT} \tag{4}$$

式中：CS——地表粉尘中重金属浓度（mg/kg）；IR——摄入量，取 100 mg/d；CF——转换系数，取 10^{-6} kg/mg；EF——暴露频率，学生和工作人员取 250 d/a，其他人群取 200 d/a；ED——暴露年限，学生取 4 a，工作人员和其他人群取 30 a；BW——体重，取 70 kg；AT——平均作用时间，致癌取（70×365）d，非致癌取（ED·EF）d；SA——可能接触地表粉尘的皮肤面积，学生和工作人员取 800 cm^2，其他人群取 1 300 cm^2；AF——地表粉尘对皮肤的吸附系数，取 0.2 mg/cm^2；ABS——皮肤吸收系数，取 0.001；PEF——地表粉尘产生因子，取 1.36×10^9 m^3/kg[9]。

毒性评估有致癌和非致癌毒性评估两种，致癌重金属的毒性数据仅仅考虑呼吸途径的致癌斜率系数（SF）[8-11]。非致癌风险采用联合非致癌指数 HI 计算公式为：

$$HI=\sum_{i=1}^{3}\frac{CDI_i}{RfD_i} \tag{5}$$

式中：HI——非致癌风险指数；CDI_i——重金属第 i 种暴露途径的平均每日单位体重摄入量；RfD_i——第 i 种暴露途径的慢性参考剂量，Pb 的经口误食、皮肤接触和呼吸摄入的慢性参考剂量分别为 0.000 35，0.005 25 和 0.003 5 mg/(kg·d)，Cd 的 3 种途径暴露值分别为 0.001，0.000 01 和 0.001 mg/(kg·d)。

致癌风险指数 R 计算公式为：

$$R=CDI\cdot SF \tag{6}$$

致癌重金属 Cd 的 SF 值取 6.3 mg/(kg·d)。重金属健康风险评价标准详见表 2。

表 2 健康风险评价标准

风险水平	有阈污染物 HI（非致癌）	无阈污染物 R（致癌）
无风险	＜1	≤10^{-6}
风险可接受	—	10^{-6}～10^{-4}
有风险	≥1	≥10^{-4}

2 结果与讨论

2.1 各采样点地表粉尘中重金属 Pb 和 Cd 含量季节变化规律和污染状况

2.1.1 **Pb 含量季节变化规律和污染状况** 由图 1 可知，地表粉尘中重金属 Pb 的含量大部分高于陕西省土壤背景值 21.4 mg/kg。地质累积指数变化范围是，春季为－1.30～0.206；夏季为－1.56～0.449；秋

季为－0.492～0.471;冬季为－0.362～0.323,表明西安市文教区地表粉尘中 Pb 的污染状况处于无污染和轻度污染水平。且冬季地表粉尘中 Pb 的含量普遍地高于其它 3 个季节。冬季地表粉尘中重金属 Pb 的污染程度表现为:东郊＞西郊＞北郊≈南郊。Pb 的迁移性较小,其污染来源主要为燃油靠近热电厂的燃煤灰尘源区以及汽车尾气污染严重的交通流量大的区域[9]。尽管无铅汽油在西安市已经得到广泛使用,但土壤环境中的铅浓度并未呈现立即下降的趋势,表明含铅汽油的不良影响仍将在未来相当长的一段时间内持续下去[10]。

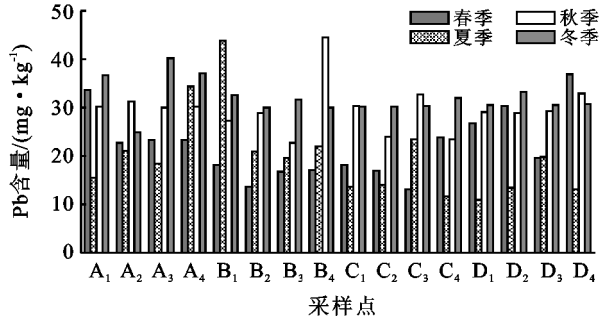


图 1　各采样点地表粉尘中重金属 Pb 含量的季节变化

注:A_1,A_2,A_3 和 A_4 为东郊高校样点;B_1,B_2,B_3 和 B_4 为西郊高校样点;C_1,C_2,C_3 和 C_4 为南郊高校样点;D_1,D_2,D_3 和 D_4 为北郊高校样点。下同。

2.1.2　Cd 含量季节变化规律和污染状况　由图 2 可知,文教区地表粉尘中的重金属 Cd 的含量大部分高于陕西省土壤背景值 0.094 mg/kg,地质累积指数变化范围是春季为－0.709～1.554;夏季为－3.561～0.595;秋季为－0.814～2.101;冬季为－1.764～2.185,表明西安市文教区地表粉尘中 Cd 的污染状况普遍处于无污染和轻度污染水平,个别处于偏中度污染。冬季地表粉尘中 Cd 的含量明显高于其它季节,区域差别表现为:东郊＞南郊＞北郊＞西郊,而其变化范围是 0.042～0.641 mg/kg,平均值为 0.221 mg/kg,标准差为 0.147,变异系数为 83%。冬季 Cd 的污染源多,汽车轮胎与地面摩擦、塑料稳定剂的使用等都能造成 Cd 积累[11-13]。部分地表粉尘中 Cd 的含量超过了《土壤环境质量标准(GB 15618—1995)》中的二级标准,对人体健康存在潜在危害。

2.2　冬季地表粉尘中 Pb 和 Cd 的同位素污染分析

2.2.1　冬季地表粉尘中 Pb 的同位素污染分析　图 3 为冬季地表粉尘中重金属 Pb 的同位素 ^{206}Pb,^{207}Pb 和 ^{208}Pb 的含量分析。由图 3 可知,冬季地表粉尘中的 Pb 主要由 ^{206}Pb,^{207}Pb 和 ^{208}Pb 组成。^{206}Pb,^{207}Pb 和 ^{208}Pb 的含量分别为 5.099～14.616 mg/kg,5.283～15.886 mg/kg 和 4.873～15.077 mg/kg,且 ^{207}Pb 的含量高于 ^{206}Pb 和 ^{208}Pb 的含量。^{206}Pb,^{207}Pb 和 ^{208}Pb 的地表累积指数变化范围分别是－2.654～－1.135,－2.603～－1.015 和－2.720～－1.090。^{206}Pb,^{207}Pb 和 ^{208}Pb 的区域性变异系数分别为:东郊(0.373,0.378 和 0.408),西郊(0.132,0.100 和 0.097),南郊(0.039,0.087 和 0.074),北郊(0.202,0.145 和 0.169)。铅同位素组成的变化不仅遵循放射性衰变规律,而且还与其形成的构造环境密切相关。Pb 的同位素 ^{206}Pb,^{207}Pb 和 ^{208}Pb 在东郊的迁移性高于其它 3 个郊区。

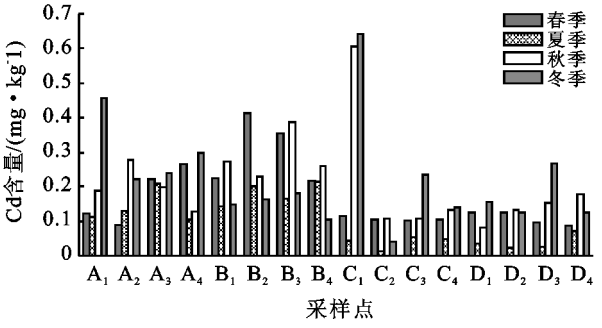


图 2　各采样点地表粉尘中重金属 Cd 含量的季节变化

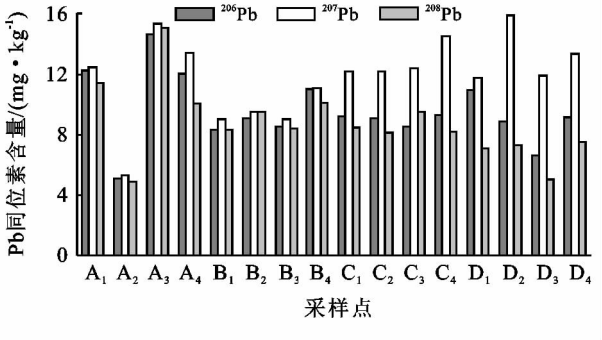


图 3　冬季地表粉尘中 Pb 的同位素含量

2.2.2　冬季地表粉尘中 Cd 的同位素污染分析　图 4 为冬季地表粉尘中重金属 Cd 的同位素 ^{110}Cd,^{111}Cd 和 ^{112}Cd 的含量分析。由图 4 可知,地表粉尘中 ^{110}Cd,^{111}Cd 和 ^{112}Cd 的含量分别为 0.011～0.141 mg/kg,0.010～0.207 mg/kg 和 0.014～0.242 mg/kg,且 ^{112}Cd 的含量高于 ^{110}Cd 和 ^{111}Cd 的含量。^{110}Cd,^{111}Cd 和 ^{112}Cd 的地表累积指数变化范围分别是－3.637～0.003,－3.761～0.557 和－3.367～0.780。^{110}Cd,^{111}Cd 和 ^{112}Cd 的区域性变异系数分别为:东郊(0.477,0.599 和 0.471),西郊(0.481,0.585 和 0.680),南郊(0.899,1.249 和 1.147),北郊(0.800,0.604 和 0.119)。南郊的 Pb 的同位素变异系数较大,呈现不稳定分布状态。主要是因为自然源和人为源向大气排放的 Cd 具有不同的同位素组成,向大气排放 Cd

的过程和机理方面存在显著差异，大部分的自然源排 Cd 是在常温下缓慢进行，而人为源则是在高温下快速排放，最终导致不同来源 Cd 的同位素组成的差异。

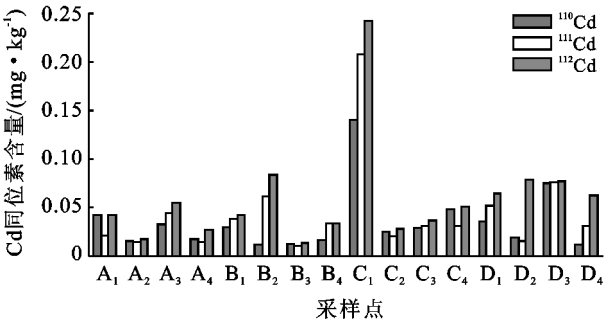


图 4 冬季地表粉尘中 Cd 同位素含量变化

2.3 健康风险评价

冬季处于采暖期，空气中大量的降尘、以及交通运输等造成冬季地表粉尘中重金属的累积较其它 3 个季节严重，地表粉尘中非致癌性重金属 Pb 和致癌性重金属 Cd 的健康风险评价指数值详见表 3—4。由表 3—4 可知，地表粉尘中重金属 Pb 和 Cd 不同暴露途径的日慢性摄取量变化趋势为：经口误食＞皮肤接触＞呼吸摄入。重金属 Pb 的非致癌风险对不同暴露人群的危害程度一样。最易遭受具有致癌风险的重金属 Cd 高剂量暴露的人群是工作人员。不同途径的联合非致癌风险值 HI 均小于 1，表明重金属 Pb 和 Cd 对人体健康不会造成危害。且 Pd 的 HI 值大于 Cd 的 HI 值，说明 Pd 的非致癌风险大于 Cd 的非致癌风险。Cd 的致癌风险 R 小于 10^{-6}，说明重金属 Cd 致癌风险较小。

表 3 地表粉尘中重金属 Pb 的暴露剂量和健康风险指数 HI

样区	人群类型	$CDI_{经口误食}$	$CDI_{皮肤接触}$	$CDI_{呼吸摄入}$	HI
A	1	4.97×10^{-5}	7.95×10^{-8}	3.65×10^{-8}	0.014 2
	2	4.97×10^{-5}	7.95×10^{-8}	3.65×10^{-8}	0.014 2
	3	4.97×10^{-5}	1.29×10^{-7}	3.65×10^{-8}	0.014 2
B	1	4.45×10^{-5}	7.11×10^{-8}	3.27×10^{-8}	0.012 7
	2	4.45×10^{-5}	7.11×10^{-8}	3.27×10^{-8}	0.012 7
	3	4.45×10^{-5}	1.16×10^{-7}	3.27×10^{-8}	0.012 7
C	1	4.40×10^{-5}	7.03×10^{-8}	3.23×10^{-8}	0.012 6
	2	4.40×10^{-5}	7.03×10^{-8}	3.23×10^{-8}	0.012 6
	3	4.40×10^{-5}	1.14×10^{-7}	3.23×10^{-8}	0.012 6
D	1	4.48×10^{-5}	7.17×10^{-8}	3.29×10^{-8}	0.012 8
	2	4.48×10^{-5}	7.17×10^{-8}	3.29×10^{-8}	0.012 8
	3	4.48×10^{-5}	1.16×10^{-7}	3.29×10^{-8}	0.012 8

注：A，B，C，D 表示 4 个样区；人群类型中 1 代表工作人员，2 代表学生，3 代表其他人群；CDI 单位为 mg/(kg·d)。下同。

表 4 地表粉尘中重金属 Cd 的暴露剂量和健康风险指数 R

样区	人群类型	$CDI_{经口误食}$	$CDI_{皮肤接触}$	$CDI_{呼吸摄入}$	HI	R
A	1	4.34×10^{-7}	6.95×10^{-10}	3.19×10^{-10}	5.04×10^{-4}	5.91×10^{-10}
	2	4.34×10^{-7}	6.95×10^{-10}	3.19×10^{-10}	5.04×10^{-4}	7.87×10^{-11}
	3	4.34×10^{-7}	1.13×10^{-9}	3.19×10^{-10}	5.04×10^{-4}	4.72×10^{-10}
B	1	2.12×10^{-7}	3.40×10^{-10}	1.56×10^{-10}	2.46×10^{-4}	2.89×10^{-10}
	2	2.12×10^{-7}	3.40×10^{-10}	1.56×10^{-10}	2.46×10^{-4}	3.85×10^{-11}
	3	2.12×10^{-7}	5.52×10^{-10}	1.56×10^{-10}	2.46×10^{-4}	2.31×10^{-10}
C	1	3.77×10^{-7}	6.03×10^{-10}	2.77×10^{-10}	4.38×10^{-4}	5.13×10^{-10}
	2	3.77×10^{-7}	6.03×10^{-10}	2.77×10^{-10}	4.38×10^{-4}	6.84×10^{-11}
	3	3.77×10^{-7}	9.81×10^{-10}	2.77×10^{-10}	4.38×10^{-4}	4.10×10^{-10}
D	1	2.40×10^{-7}	3.83×10^{-10}	1.76×10^{-10}	2.78×10^{-4}	3.25×10^{-10}
	2	2.39×10^{-7}	3.83×10^{-10}	1.76×10^{-10}	2.78×10^{-4}	4.34×10^{-11}
	3	2.39×10^{-7}	6.22×10^{-10}	1.76×10^{-10}	2.78×10^{-4}	2.60×10^{-10}

3 结 论

（1）西安市不同区域高校地表粉尘中 Pb 和 Cd 的含量存在差异，且随季节性有明显变化，冬季的含量显著高于其它 3 个季节，而在同一所高校内各采样点的重金属 Pb 和 Cd 的含量也存在差异。地质累积指数结果显示，西安市文教区地表粉尘中的重金属 Pb 和 Cd 的污染程度处于无污染和轻度污染水平。

（2）同位素随着时间的变化有所变化，冬季地表粉尘中 ^{207}Pb 的含量高于 ^{206}Pb 和 ^{208}Pb，^{112}Cd 的含量高于 ^{110}Cd 和 ^{111}Cd。

（3）健康风险评价结果表明，地表粉尘中重金属 Cd 和 Pb 的不同暴露途径的日慢性摄取量变化表现为：经口误食＞皮肤接触＞呼吸摄入。重金属 Pb 和 Cd 对人体健康不会造成危害。且 Pd 的 HI 值大于 Cd 的 HI 值，说明 Pd 的非致癌风险大于 Cd 的非致癌风险。Cd 的致癌风险 R 小于 10^{-6}，说明重金属 Cd 致癌风险较小。

[参 考 文 献]

[1] 黄勇，杨忠芳，张连志，等. 基于重金属的区域健康风险评价：以成都经济区为例[J]. 现代地质，2008，22(6)：990-997.

[2] 黄丽，卢新卫，翟萌，等. 西安城市公园灰尘重金属污染及其风险评价[J]. 城市环境与城市生态，2010，23(1)：17-20.

[3] 国家教育委员会. JY/T 015—1996 感耦等离子体原子发射光谱方法通则[S]. 北京：科学技术文献出版社，1997.

[4] 易秀，谷晓静，侯燕卿，等. 陕西省泾惠渠灌区土壤重金属地质累积指数评价[J]. 地球科学与环境学报，2010，32(3)：217-221，252.

（下转第 135 页）

[3] Dunbar J, Ticknor L, Kuske C. Assessment of microbial diversity in four southwestern United States soils by 16S rRNA gene terminal restriction fragment analysis [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2000, 66 (7): 2943-2950.

[4] Baltramaityte D, Rutkoviene V, Svirskiene A. Changes of soil microorganism coenosis composition and enzymic activity in different farming systems on Calc(ar) I-Epigleic luvisol soil [J]. Zemdirbyste, Mokslo-Darbai, 2000, 72 (8): 252-267.

[5] 周国英,陈小艳,李倩茹,等. 油茶林土壤微生物生态分布及土壤酶活性的研究[J]. 经济林研究,2001,19(1): 9-12.

[6] Sinsabaugh R L, Antibus R K, Linkins A E, et al. Wood decomposition: Nitrogen and phosphorus dynamics in relation to extracellular enzyme activity [J]. Ecology, 1993, 74(5): 1586-1593.

[7] 胡海波,张金池,高智慧,等. 岩质海岸防护林土壤微生物数量及其与酶活性和理化性质的关系[J]. 林业科学研究,2001,15(1):88-95.

[8] 骆伯胜,钟继洪,陈俊坚. 土壤肥力数值化综合评价研究[J]. 土壤,2004,36(1):104-106.

[9] 胡君利,林先贵,尹睿,等. 浙江慈溪不同利用年限水稻土微生物生物量与酶活性比较[J]. 生态学报,2008,28 (4):1552-1557.

[10] 曹帮华,吴丽云. 滨海盐碱地刺槐白蜡混交林土壤酶与养分相关性研究[J]. 水土保持学报,2008,22(1):128-133.

[11] 刘福德,孔令刚,安树青,等. 连作杨树人工林不同生长阶段林地内土壤微生态环境特征[J]. 水土保持学报,2008,22(2):121-125.

[12] 吴凤芝,王学征,潘凯. 小麦和大豆茬口对黄瓜土壤微生物生态特征的影响[J]. 应用生态学报,2008,19(4): 794-798.

[13] 刘子雄,朱天辉,张健. 两种不同退耕还林模式下的土壤微生物特性研究[J]. 水土保持学报,2006,20(3): 132-135.

[14] 马宗斌,熊淑萍,何建国,等. 氮素形态对专用小麦中后期根际土壤微生物和酶活性的影响[J]. 生态学报,2008,28(4): 1544-1551.

[15] 姬兴杰,熊淑萍,李春明,等. 不同肥料类型对土壤酶活性与微生物数量时空变化的影响[J]. 水土保持学报,2008,22(1): 123-127, 133.

[16] 《中国森林》编辑委员会. 中国森林[M]. 北京: 中国林业出版社, 2000: 1355-1359, 1920-1923.

[17] 辉朝茂,杜凡,杨宇明. 竹类培育与利用[M]. 北京: 中国林业出版社, 1996: 59-62.

[18] 中国科学院南京土壤研究所微生物室. 土壤微生物研究法[M]. 北京: 科学出版社,1985:40-179.

[19] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 325-328.

[20] 张庆费,宋永昌,由文辉. 浙江天童植物群落次生演替与土壤肥力的关系[J]. 生态学报,1999,19(2):174-178.

[21] 杨万勤,王开运. 森林土壤酶的研究进展[J]. 林业科学,2004,40(2): 152-159.

(上接第 128 页)

[5] 中国环境监测总站,北京大学,中国科学院沈阳应用生态研究所,等. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社,1990:329-493.

[6] U S EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund: Human Health Evaluation Manual: Part A[M]. Washington, D C: Office of Emergency and Remedial Response, 1989.

[7] 陈鸿汉,谌宏伟,何江涛,等. 污染场地健康风险评价的理论和方法[J]. 地学边缘,2006,13(1): 216-223.

[8] U S Environmental Protection Agency. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites[M]. Washington D C, Washington Office of Solid Waste and Emergency Response, U S Environmental Protection Agency, 2001:4-24.

[9] Mcbride M B. Cadmium concentration limits in agricultural soils: Weaknesses in USEPA's risk assessment and the 503 rule[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2003,9(3):661-674.

[10] 郑袁明,陈同斌,陈煌,等. 北京市不同土地利方式下土壤铅的积累[J]. 地理学报,2005,60(5): 791-797.

[11] Nicholson F A, Smith S R, Ailoway B J, et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales[J]. The Science of the Total Environment, 2003,31(1/3):205-219.

[12] 易秀,谷晓静,侯燕卿,等. 陕西省泾惠渠灌区土壤重金属地质累积指数评价[J]. 地球科学与环境学报,2010,32(3): 217-221,252.

[13] Heumann K G. Isotope—dilution ICP—MS for trace element determination and speciation: From a reference method to a routine method [J]. Anal. Bioanal. Chem., 2004,378(2):318-329.