

土壤中镉的生物可给性及其对人体的健康风险评估

崔岩山,陈晓晨

(中国科学院研究生院资源与环境学院,北京 100049)

摘要:为了研究土壤中镉生物可给性与土壤属性之间的相互关系以及人体无意摄入土壤镉的风险,采集我国一些地区的 16 个土壤样品,利用 *in vitro* 方法研究了这些土壤中镉的生物可给性及其对人体的健康风险.结果表明,有 11 个土壤样品中镉的含量高过我国土壤环境质量的三级标准;土壤中镉的溶解态浓度及其生物可给性变化很大,模拟胃和小肠液中镉的溶解态含量分别为 $0.05 \sim 20.71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.03 \sim 11.99 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,平均值分别为 $1.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $1.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;模拟胃和小肠液中镉的生物可给性分别为 $6.37\% \sim 69.43\%$ 和 $3.19\% \sim 36.91\%$,平均值分别为 25.34% 和 14.84% .模拟胃液中镉的溶解态含量与土壤 pH 有显著的相关性.如以胃阶段为判断,无意摄入土壤中镉对儿童的 PTWI 贡献率除广西南宁的土壤为 26.90% 外,其它有 11 个土壤样品低于 1.00% .如以小肠阶段为判断,无意摄入土壤中镉对儿童的 PTWI 贡献率最高为广西南宁的土壤达 15.57% ,另有 4 个土壤样品高于 1.00% ,其它都低于 1.00% .可见,对于本研究中大多数土壤,通过口部无意摄入土壤中镉的对人体并没有很高的风险.但当土壤中镉含量较高,同时其具有很高的生物可给性,就会对人体健康产生很大的风险.

关键词:土壤;镉;生物可给性;口部摄入;健康风险

中图分类号:X503;X820.4 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)02-0403-06

Bioaccessibility of Soil Cadmium and Its Health Risk Assessment

CUI Yan-shan, CHEN Xiao-chen

(College of Resources and Environment, Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Sixteen soil samples were collected from different sites of China to study the bioaccessibility of soil cadmium. The relationship between the soil properties and the bioaccessibility as well as the health risk assessment of the oral ingestion soil was also studied. The results showed that comparing with Chinese environmental quality standard for soils, the concentrations of cadmium in 11 soil samples were higher than the standard. The high variability of dissolved and bioaccessible cadmium of soils were observed. Concentrations of bioaccessible Cd ranged from $0.05 \sim 20.71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $0.03 \sim 11.99 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ with a mean of $1.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $1.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in gastric and small intestinal phase respectively. Bioaccessible Cd ranged from $6.37\% \sim 69.43\%$ and $3.19\% \sim 36.91\%$ with a mean of 25.34% and 14.84% in gastric and small intestinal phase respectively. A significant correlation between dissolved cadmium in gastric stage with the soil pH was also observed. In gastric stage, for children, the highest contribution of the oral ingestion soil cadmium to the provisional tolerable weekly intake (PTWI) that recommended by WHO was 26.90% in the soil sample that was collected from Nanning Guangxi and the contribution rate in 11 soil samples is lower than 1.00% . In small intestinal stage, for children, the contribution of the oral ingestion soil cadmium to PTWI was also variable. The highest contribution rate was 15.57% , the four samples were higher than 1.00% and others were below 1.00% . Health risk from the oral ingestion of soil cadmium was low in most of soils and the high health risk only occurred in the soil sample with high total cadmium concentration and high bioaccessibility.

Key words: soil; cadmium; bioaccessible; oral ingestion; health risk

土壤镉污染是一个世界范围的环境问题,在我国,镉污染耕地面积已达 1.33 万 hm^2 ^[1].土壤中镉进入人体的途径包括食物链、无意口部摄入(手-口的直接接触活动,特别是儿童)、呼吸和皮肤接触等,其中食物链途径是土壤镉进入人体的主要途径^[2].由于儿童的特点,其对土壤的无意口部摄入,可能会影响其体内总镉的摄入量,从而危害其身体健康.因此,研究人体,特别是儿童通过无意口部摄入土壤镉的量对其总镉摄入量的贡献率具有重要的科学意义.要评估土壤镉的无意口部摄入对人体镉的总摄入量的贡献,首先要有效、准确地判定土壤中镉的生物有效性(bioavailability).动物实验(*in vivo*)

一般能很好地反映污染物的生物有效性,但其费用高、试验周期长、动物的个体差异等也是其不足之处.近年来,*In vitro* 实验由于其操作简单、费用低、结果较为准确而受到越来越多的研究者关注^[3,4].*In vitro* 实验结果反映的是土壤中镉的生物可给性(bioaccessibility),即土壤中的镉直接进入人体的消化系统并可以被人体胃肠道溶解的部分^[3].这部分是人体对土壤镉可能吸收的最大量.目前,国内外涉

收稿日期:2009-03-26;修订日期:2009-05-05

基金项目:国家高技术研究发展计划(863)项目(2008AA06Z336);国家自然科学基金项目(20607028)

作者简介:崔岩山(1972~),男,副教授,主要研究方向为土壤污染控制及其对人体的健康风险. E-mail: cuiyanshan@gucas.ac.cn

及土壤中镉的生物可给性的研究主要集中于生物可给性的方法、影响因素及其在人体健康风险评估方面的应用等方面^[5-7]。但我国目前对土壤中镉生物可给性方面研究较少,特别是缺乏土壤镉生物可给性与土壤影响因素之间的相互关系以及无意摄入土壤镉对人体健康风险的系统研究。本研究将从我国一些地区采集含镉量不同的土壤,利用 *in vitro* 方法分析这些土壤中镉的生物可给性,进一步系统探讨影响镉的生物可给性的土壤因素,并分析生物可给性与各因素之间的关系。同时利用生物可给性结果评估土壤镉的无意口部摄入对人体镉摄入总量的贡献率。研究结果将对污染土壤中镉的生物可给性及其对人体的健康风险理论与方法起到一定的推动作用,也将为制定防治土壤镉中毒的相关标准和法规提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 土 壤

实验所用的土壤样品共 16 个,分别采自我国不同地区的麦田、稻田、矿区等(表 1)。在每个采样地,设置 20 m² 作为一个取样单元,每个单元内取 0~20 cm 表层土 5~6 份,在塑料封口袋中混匀作为该地的一个样品。土壤样品采集后风干,过 20 目及 60 目筛,分别保存以备用,其中过 20 目筛土壤用于土壤基本性质分析,过 60 目筛土壤用于土壤中镉含量分析和 *in vitro* 实验。

1.2 *In vitro* 方 法

本实验主要采用 Ruby 等^[8]提出的实验方法(physiologically based extraction test, PBET),首先进行了土壤污染物生物可给性研究装置的构建,主要包括反应器、水浴槽、药物溶出仪、气体流量计和 pH 计等。实验过程中具体操作步骤如下:胃阶段:模拟胃液包含有柠檬酸、苹果酸、乳酸、冰乙酸、胃蛋白酶等,用浓 HCl 将 pH 值调为 1.5,胃液(mL)与土壤(g)比为 100:1。每个土壤样品设置 3 个重复,调节反应器温度为 37℃ 以模拟人体温度,在反应液中以 1 L·min⁻¹ 通入氩气模拟人体内消化过程的厌氧环境,以 100 r·min⁻¹ 搅动 1 h。然后用针筒吸取 10 mL 反应液,过 0.45 μm 膜,待测。小肠阶段:胃阶段 1 h 后,添加 NaHCO₃ 粉末将反应液的 pH 调至 7.0,并在每个反应器分别中加入胰酶,胆盐,继续以 1 L·min⁻¹ 通入氩气,100 r·min⁻¹ 搅动 4 h。其间,每隔一定时间测定反应液的 pH 值,若偏离 7.0,则用 12 mol·L⁻¹ 的浓 HCl 和 NaHCO₃ 饱和溶液调节,使

反应液 pH 值维持在 7.0。过 4 h 后,用针筒吸取 10 mL 反应液,过 0.45 μm 膜、HCl 酸化,待测。

1.3 土壤基本理化性质及胃肠液中镉的分析

土壤 pH 值:采用 0.01 mol L⁻¹ CaCl₂ 溶液提取,土液比为 1:2.5, pH 计(Thermo Orion 奥立龙 MODEL828)测定^[9];土壤有机质采用重铬酸钾外加热法^[10];土壤粒径分级采用吸管法^[9]。土壤镉总量采用王水、HClO₄ 消解,消煮样品中包括试剂空白和标准土壤样品(GSS-1 中国地质样品分析研究中心),用以证实消解及分析过程中的准确性和精度。土壤镉总量和模拟胃肠液样品中镉的含量用 ICP-OES (Optima-2000, Perkin-Elmer USA) 或 ICP-MS (7500a, Agilent Technologies, USA) 测定。

1.4 生物可给性的计算

胃阶段或小肠阶段的生物可给性可由下式计算:

$$BA(\%) = (c_{IV} \times V_{IV}) / (T_s \times M_s) \times 100\%$$

式中,BA 为特定重金属的生物可给性(%); c_{IV} 是 *in vitro* 实验的胃阶段或者小肠阶段反应液中特定重金属的可溶态总量(mg·L⁻¹); V_{IV} 为各反应器中反应液的体积(L),本实验为 0.6 L; T_s 是土壤样品中特定重金属的总量(mg·kg⁻¹); M_s 为加入反应器中的土样的重量(kg),本实验为 0.006 kg。

1.5 口部摄入土壤铅砷对人体总铅砷的贡献率

WHO 建议镉的每周允许摄入量(provisional tolerable weekly intake, PTWI)为 0.007(mg·kg⁻¹)/周^[11]。儿童和成人的无意口部摄入量按 200 mg 计算^[12];儿童体重按卫生部全国第四次儿童体格发育调查报告中 2~6 岁儿童平均体重(15.4 kg),成人(男子)按 56 kg 计算^[13]。即无意口部镉摄入对人体镉的 PTWI 贡献率(%)=(模拟胃或小肠中镉溶解态含量×摄入量×7)/(体重×PTWI 值)×100%。

1.6 数据分析方法

采用 SPSS11.5 版本对数据进行分析。

2 结果与分析

2.1 土壤样品的基本属性

所采集的土壤的基本理化性质和土壤中镉的含量有很大的变化范围(表 1)。pH 值范围为 4.12~7.34,包括了 4 种强酸性土壤(pH<5.0),8 种酸性土壤(pH 5.0~6.5),4 种中性土壤(pH 6.5~7.5)^[14]。有机质含量范围为 1.37%~5.71%,大部分土壤都低于 4%;粘粒含量范围为 7.1%~

表 1 土壤的基本理化属性
Table 1 Basic characteristics of the soils

采样地点	土壤类型	有机质(OM)/%	粘粒含量(Clay)/%	pH	总 Cd (T-Cd)/mg · kg ⁻¹
河北栾城(麦田)	褐土	1.77	9.8	7.34	0.29
江西鹰潭(茶园)	红壤	1.94	23.7	4.38	0.17
辽宁沈阳(麦田)	潮土	1.59	10.7	6.36	0.23
浙江上虞(矿区)	黄壤	5.71	17.2	5.61	14.29
浙江上虞(林地)	黄壤	2.08	7.1	4.77	1.08
浙江富阳(稻田)	水稻土	3.48	22.8	6.53	2.68
浙江富阳(荒地)	红壤	1.37	17.2	6.87	0.38
浙江富阳(稻田)	水稻土	4.00	14.5	5.09	4.38
浙江富阳(稻田)	水稻土	2.27	13.2	6.15	7.78
湖南冷水江(矿区)	红壤	3.00	15.4	6.86	2.16
湖南衡阳(菜地)	红壤	2.66	25.8	5.38	2.55
湖南衡阳(稻田)	水稻土	3.75	40.7	4.12	2.05
湖南郴州(稻田)	水稻土	3.70	38.8	4.79	1.21
湖南益阳(稻田)	水稻土	2.57	25.7	5.00	0.49
湖南株洲(菜地)	红壤	3.16	32.2	5.31	2.55
广西南宁(矿区)	赤红壤	3.03	11.7	5.83	32.49

40.7% ;镉含量范围为 0.17 ~ 32.49 mg · kg⁻¹ ,根据我国土壤环境质量标准(GB 15618-1995)^[15] ,有 3 个土壤样品镉含量符合二级标准 ,有 11 个土壤样品镉含量高过三级标准.

2.2 土壤中镉的溶解态及其生物可给性

土壤中镉的溶解态含量及其生物可给性变化很大 ,模拟胃液中镉的溶解态含量为 0.05 ~ 20.71

mg · kg⁻¹ ,平均值为 1.81 mg · kg⁻¹ ,模拟胃液中镉的生物可给性为 6.37% ~ 69.43% ,平均值为 25.34% ;模拟小肠液中镉的溶解态含量为 0.03 ~ 11.99 mg · kg⁻¹ ,平均值为 1.06 mg · kg⁻¹ ,模拟小肠液中生物可给性为 3.19% ~ 36.91% ,平均值为 14.84%(表 2).

2.3 各因素间关系分析

表 2 土壤中镉的溶解态及生物可给性¹⁾

Table 2 Dissolved and bioaccessibility of the soil cadmium

采样地点	胃阶段		小肠阶段	
	溶解态(G-D)/mg · kg ⁻¹	生物可给性(G-B)/%	溶解态(I-D)/mg · kg ⁻¹	生物可给性(I-B)/%
河北栾城(麦田)	0.06(0.01)	19.43	0.03(0.00)	9.77
江西鹰潭(茶园)	0.08(0.00)	46.08	0.04(0.00)	24.71
辽宁沈阳(麦田)	0.05(0.00)	20.87	0.03(0.00)	14.78
浙江上虞(矿区)	1.44(0.08)	10.06	0.96(0.04)	6.71
浙江上虞(林地)	0.26(0.03)	24.29	0.17(0.03)	15.38
浙江富阳(稻田)	1.86(0.06)	69.43	0.86(0.04)	32.11
浙江富阳(荒地)	0.15(0.03)	38.35	0.10(0.01)	27.28
浙江富阳(稻田)	1.40(0.03)	31.87	0.98(0.04)	22.34
浙江富阳(稻田)	2.12(0.16)	27.25	1.34(0.05)	17.19
湖南冷水江(矿区)	0.11(0.02)	5.25	0.08(0.00)	3.48
湖南衡阳(菜地)	0.21(0.01)	8.37	0.14(0.01)	5.40
湖南衡阳(稻田)	0.13(0.00)	6.37	0.07(0.00)	3.19
湖南郴州(稻田)	0.09(0.04)	7.64	0.02(0.00)	1.57
湖南益阳(稻田)	0.08(0.00)	17.06	0.05(0.00)	10.78
湖南株洲(菜地)	0.24(0.01)	9.44	0.15(0.01)	5.87
广西南宁(矿区)	20.71(0.93)	63.74	11.99(0.67)	36.91
平均值(标准差)	1.81(5.09)	25.34(20.07)	1.06(2.95)	14.84(11.01)

1) 括号内除平均值行为标准差外 ,其它都为标准误(n = 3)

对测定的土壤属性指标、土壤中镉的溶解态含量和镉的生物可给性分别做相关性分析,各因素相关系数见表3. 从中可见,模拟胃液中镉的溶解态浓

度与土壤 pH 有显著的相关性,土壤中总镉的含量与 pH 和有机质有显著的相关性.

2.4 风险预测

表3 各因素之间的相关性¹⁾

Table 3 Correlations matrix for the factors

	G-D	G-B	I-D	I-B	OM	Clay	pH	T-Cd
G-D	1							
G-B	—	1						
I-D	0.548 *	1.000 **	1					
I-B	0.573 *	0.967 **	—	1				
OM	-0.256	0.102	-0.187	0.096	1			
Clay	0.344	-0.445	-0.266	-0.332	-0.258	1		
pH	-0.565 *	-0.311	0.213	0.067	0.195	0.072	1	
T-Cd	0.047	-0.258	0.349	0.433	0.938 **	0.404	0.933 **	1

1) * 表示显著相关($p < 0.05$), ** 表示极显著相关($p < 0.01$)

利用土壤中镉的溶解态浓度、人体可能摄入的土壤量、人体的体重及 WHO 建议镉的每周允许摄入量进行计算分析,得出人体无意从土壤中摄入的镉对人体镉 PTWI 的贡献率(表4). 从表4中可见,如以胃阶段为判断,无意摄入土壤中镉对儿童的 PTWI 贡献率除广西南宁的土壤为 26.90% 外,其它都低于 3%,有 11 个土壤样品低于 1.00%,最低为 0.10%. 无意摄入土壤中镉对成人的 PTWI 贡献率除广西南宁的土壤为 7.40% 外,其它的土壤样品均低于 1.00%. 如以小肠阶段为判断,无意摄入土壤中镉对儿童的 PTWI 贡献率最高为广西南宁的土壤达 15.57%,另有 4 个土壤样品高于 1.00%,其它都低于 1.00%. 对于成人,除广西南宁的一个土壤为 4.28% 外,其它的土壤样品均低于 0.50%.

表4 儿童和成人在胃肠阶段可能摄入的镉对镉每周容许摄入量的贡献率/%

Table 4 Contribution of children and adults uptake cadmium from soils to PTWI/%

采样地点	胃		小肠	
	成人	儿童	成人	儿童
河北栾城(麦田)	0.02	0.08	0.01	0.04
江西鹰潭(茶园)	0.03	0.10	0.01	0.05
辽宁沈阳(麦田)	0.02	0.06	0.01	0.04
浙江上虞(矿区)	0.51	1.87	0.34	1.25
浙江上虞(林地)	0.09	0.34	0.06	0.22
浙江富阳(稻田)	0.66	2.42	0.31	1.12
浙江富阳(荒地)	0.05	0.19	0.04	0.13
浙江富阳(稻田)	0.50	1.82	0.35	1.27
浙江富阳(稻田)	0.76	2.75	0.48	1.74
湖南冷水江(矿区)	0.04	0.14	0.03	0.10
湖南衡阳(菜地)	0.08	0.27	0.05	0.18
湖南衡阳(稻田)	0.05	0.17	0.03	0.09
湖南郴州(稻田)	0.03	0.12	0.01	0.03
湖南益阳(稻田)	0.03	0.10	0.02	0.06
湖南株洲(菜地)	0.09	0.31	0.05	0.19
广西南宁(矿区)	7.40	26.90	4.28	15.57

3 讨论

3.1 土壤中镉的溶解态含量及其生物可给性

不同土壤中镉的生物可给性差异很大. 如 Navarro 等^[16]研究 18 种土壤中镉的生物可给性,胃中的生物可给性为 9% ~ 99%. 小肠中的生物可给性为 6.6% ~ 52.4%. Turner 等^[17]对灰尘中镉的生物可给性研究发现,胃中的生物可给性为 13.4% ~ 100%. 小肠中镉的生物可给性为 9.1% ~ 68.4%. 本实验中胃液中镉的生物可给性为 6.37% ~ 69.43%,模拟小肠液中生物可给性为 3.19% ~ 36.91%. 土壤中镉的生物可给性差异受多种因素的影响, Schroder 等^[4]研究发现,当模拟胃肠液中有食物时,镉的生物可给性就有明显的降低,胃中从 63.0% 降低到 38.2%,小肠中从 39.1% 降低到 12.9%. 土壤的一些属性也是影响镉生物可给性的重要因素. 其中,由于 pH 对土壤中镉的生物有效性影响明显,所以土壤 pH 经常被一些学者用来探讨其和土壤中镉的生物可给性的关系. Navarro 等^[16]和 Tang 等^[18]发现,土壤中镉在模拟胃、肠中的生物可给性与土壤 pH 都没有相关性. 本实验中,模拟胃液中的镉的生物可给性与土壤 pH 有显著相关性,模拟小肠液中镉的生物可给性与土壤 pH 无相关性. Ljung 等^[19]发现,当土壤粒径为 0 ~ 50 μm 时,模拟胃液中的镉的生物可给性与胃液中的 pH 有很好的相关性,当粒径增大后,土壤中的镉的生物可给性与胃液中的 pH 无相关性. 可见,土壤的粒径大小也可能是影响土壤中镉的生物可给性的因素. 本实验中,同为水稻土,湖南的 6 种土壤镉的生物可给性都比浙江的土壤低,这可能是由于湖南的这 6 种土壤的粘粒含量较高,对镉的吸附能力较强,从而导致其

在模拟胃肠液中解吸较少。另外,一般认为提高土壤有机质含量能增加土壤对镉的吸附,本研究中,采自浙江矿区的土壤镉的生物可给性较低,其有机质含量高,可能是一个影响因素。但对所有土壤的有机质、粘粒与土壤镉的生物可给性做相关性分析,并没有显著相关。这表明,土壤镉的生物可给性可能是受土壤中多种因素的共同影响。

3.2 无意摄入土壤中的镉对人体的健康风险

口部无意摄入土壤重金属对人体的健康风险这一问题受到越来越多研究者所关注。利用生物可给性研究土壤中重金属对人体健康风险,已经成为重金属对人体健康风险研究的重要方法之一。但由于目前还没有针对无意口部摄入土壤中重金属的允许剂量(或建议摄入量),因此,大多数的研究是用无意摄入土壤中的重金属与人体允许摄入量(或建议摄入量)进行比较。如 Rieuwerts 等^[20]在对英国一些土壤中的砷的生物可给性研究的基础上分析发现,在 0~6 岁儿童有 75% 的儿童剂量指数(index dose)超过通过英国土壤质量指导值(soil guideline value, SGV)建议的剂量指数 $0.3 \mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 。对于土壤中镉对人体的风险, Jung 等^[21]研究了儿童食用不同粒径、不同重量(10 g、400 mg 和 200 mg)的土壤后,镉对儿童的日允许摄入量(tolerable daily intake, TDI)的贡献率,其中每天食用 10 g 土壤(食土癖)的处理,土壤中的镉对儿童有很高的风险,而当无意摄入 400 mg 和 200 mg 土壤时,镉对儿童的健康危害处于低风险,对 TDI 的贡献率都低于 3%。Yang 等^[22]对我国广东乐昌铅锌矿附近污染农田土壤镉的生物可给性进行了研究,并以每天可能食入 10 g 土壤评价无意摄入土壤镉对儿童的健康风险,结果显示为无意摄入土壤镉对儿童 TDI 的贡献率为 97%。由于儿童每日对土壤的摄入量受多种条件的影响,各研究所采用的土壤摄入量不同,导致结果差异很大。本研究所采用的儿童每日摄入的土壤量为 200 mg,通过利用模拟胃和小肠液中镉的溶解量分析可以看出,除了广西南宁土壤由于镉含量达到 $32.49 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,从而使得其对成人和儿童镉的每周容许摄入量的贡献率较高外,其它样品土壤中对人体镉的每周容许摄入量的贡献率都低于 3%,甚至有些土壤低于 1%。采自浙江上虞矿区的土壤虽然镉的总量也达到了 $14.29 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,但由于其在模拟胃肠液中较低的生物可给性,其对人体镉的每周容许摄入量的贡献率也较低。这表明,对于本研究中大多数土壤,通过口部无

意摄入土壤中镉的对人体并没有很高的风险。只有镉含量较高,同时具有很高的生物可给性的土壤,如广西南宁的土壤,才会对人体健康产生很大的风险。

4 结论

(1)采集的 16 个土壤样品,有 11 个土壤样品镉含量超过我国土壤环境质量标准三级标准。土壤中镉的溶解态及其生物可给性的值变化范围很大,模拟胃液中镉的溶解态含量与土壤 pH 有显著的相关性。

(2)广西南宁的土壤对儿童镉的 PTWI 贡献率最高,在胃和小肠阶段分别为 26.90% 和 15.57%,有 11 个土壤对儿童镉的 PTWI 贡献率在胃和小肠阶段都低于 1.00%。对于本研究中大多数土壤,通过口部无意摄入土壤中镉的对人体并没有很高的风险。只有土壤中镉含量较高,同时其具有很高的生物可给性,才会对人体健康产生很大的风险。

参考文献:

- [1] 赵中秋,朱永官,蔡运龙. 镉在土壤-植物系统中的迁移转化及其影响因素[J]. 生态环境, 2005, 14(2): 282-286.
- [2] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for Cadmium. U. S. department of Health and Human Services[R]. Washington, D. C., 2007.
- [3] Ruby M V, Schoof R, Brattin W, et al. Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health risk assessment[J]. Environmental Science Technology, 1999, 33(21): 3697-3705.
- [4] Schroder J L, Basta N T, Si J. In vitro gastrointestinal method to estimate relative bioavailable cadmium in contaminated soil[J]. Environmental Science Technology, 2003, 37(7): 1365-1370.
- [5] Intawongse M, Dean J R. Use of the physiologically-based extraction test to assess the oral bioaccessibility of metals in vegetable plants grown in contaminated soil[J]. Environment pollution, 2008, 152(1): 60-72.
- [6] Singh A, Turner A. Surfactant-induced mobilisation of trace metals from estuarine sediment: Implications for contaminant bioaccessibility and remediation[J]. Environment Pollution, 2008, 157(2): 646-653.
- [7] 张东平,余应新,张帆,等. 环境污染物对人体生物有效性测定的胃肠模拟研究现状[J]. 科学通报, 2008, 53: 2537-2545.
- [8] Ruby M V, Davis A, Schoof R, et al. Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test[J]. Environmental Science Technology, 1996, 30(2): 422-430.
- [9] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业出版社, 2000.
- [10] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. (第三版). 北京:中国农业出

- 版社,2000.
- [11] Joint WHO/FAO Expert Committee on Food Additives (JECFA), 2001. Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. Fifty-fifth report of the Joint FAO/ WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series 901 [R]. World Health Organization , Geneva.
- [12] Van Wijnen J H , Clausing P , Brunekreef B. Estimated soil ingestion by children [J]. Environmental Research , 1990 , **51** : 147-162.
- [13] Wang X L , Sato L , Xing B S , *et al.* Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin , China via consumption of vegetables and fish [J]. Science of the Environment , 2005 , **350** (1-3) : 28-37.
- [14] 黄昌勇. 土壤学 [M]. 北京 : 中国农业出版社 , 2000.
- [15] GB 15618-1995 土壤环境质量标准 [S].
- [16] Navarro M C , Pérez-Sirvent C , Martínez-Sánchez M J , *et al.* Lead , cadmium and arsenic bioavailability in the abandoned mine site of Cabezo Rajao (Murcia , SE Spain) [J]. Chemosphere , 2006 , **63** : 484-489.
- [17] Turner A , Ip K. Bioaccessibility of Metals in Dust from the Indoor Environment : Application of a Physiologically Based Extraction Test [J]. Environmental Science and Technology , 2007 , **41**(22) : 7851-7856.
- [18] Tang X Y , Zhu Y G , Cui Y S , *et al.* The effect of ageing on the bioaccessibility and fractionation of cadmium in some typical soils of China [J]. Environment International , 2006 , **32** (5) : 682-689.
- [19] Ljung K. Oomen A , Duits M , *et al.* Bioaccessibility of metals in urban playground soils [J]. Journal of Environmental Science and Health , Part A , 2007 , **42**(9) : 1241-1250.
- [20] Rieuwerts J S , Ashmore M R , Farago M E , *et al.* Bioaccessible arsenic in the home environment in southwest England [J]. Science of the Total Environment , 2006 , **371** : 89-98.
- [21] Ljung K , Selinus O , Otabbong E , *et al.* Metal and arsenic distribution in soil particle sizes relevant to soil ingestion by children [J]. Applied Geochemistry , 2006 , **21** : 1613-1624.
- [22] Yang Q W , Lan C Y , Wang H B , *et al.* Cadmium in soil-rice system and health risk associated with the use of untreated mining wastewater for irrigation in Lechang , China [J]. Agricultural Water Management , 2006 , **84**(1-2) : 147-152.