

文章编号:1004-8227(2010)10-1219-07

武汉市重工业区周缘环境中镉的分布及其危害性

李晶^{1,2}, 凌其聪^{1,2*}, 严莎³, 喻超^{1,2}

(1. 中国地质大学(武汉)生物地质与环境地质教育部重点实验室, 湖北 武汉 430074;

2. 中国地质大学地球科学学院, 湖北 武汉 430074; 3. 南开大学环境科学与工程学院, 天津 300071)

摘要: 采用原子吸收法分析了武汉市重工业基地武钢周边的土壤、街道尘埃及蔬菜等主要环境介质中镉的含量, 对环境介质体系中镉的地球化学特征进行了研究。结果表明: 研究区大部分土壤镉含量超标, 且高出其母质长江冲积土中镉含量的5倍; 处于工业区下风方向的土壤镉含量最高, 达到2.84 mg/kg, 显著高于其他方向土壤中的含量; 街道尘埃中的镉含量均值达7.64 mg/kg, 高于国内外许多发达名城; 土壤和街道尘埃中镉均以地球化学活性态为主, 具有显著的潜在生态危害性; 环境介质中的镉对不同类型蔬菜的影响程度不同: 小白菜 > 茄子 > 豇豆, 但是, 除了小白菜个别样点超标以外, 大部分均未超标。然而, 小白菜可食部分镉含量与土壤弱酸提取态的镉含量呈现显著的相关性。

关键词: 城市环境介质; 重金属镉; 地球化学形态

文献标识码: A

重金属元素镉(Cd)作为“五毒”元素(Pb、Hg、Cd、Cr、As)之一, 被列入第一类人类致癌物, 因其化学活性强而易于从环境中转入生物体系进而可能对人类健康造成威胁^[1,2]。从已有的文献看, 全球范围的城市环境Cd的污染问题相当的普遍^[3~8], 近年来, 我国多次发生的城市环境Cd污染而引起居民中毒的事件引起了广泛关注。以往国内有关各类环境介质中Cd的研究已比较多, 但已有的研究大多涉及的环境介质类型相对单一, 而针对城市环境多介质体系中Cd的分布状况、赋存形态及其地球化学行为的系统研究则较为缺乏。本文尝试以我国典型的特大型老工业城武汉市为例, 通过研究该市工业基地(武钢集团)周边的土壤及城区街道尘埃中Cd的含量分布, 揭示其环境污染特征, 并通过分析介质中Cd元素的形态分布及其在不同蔬菜种类中的含量揭示其对城市居民的潜在健康危害, 增进人们对城市环境Cd污染状况及其危害性的认识。

1 研究区背景

武汉市地处江汉平原, 是我国兼具典型性和代

表性的老重工业城, 位于长江南岸的工业区除了我国最大的钢铁企业之一武钢集团外, 还有石化、热电厂、水泥厂等一大批大型工矿企业, 这些企业在生产过程中可能通过“三废”排放将含有包括Cd在内的大量的有害重金属元素加入大气、水体和土壤等环境介质中。据公开的资料, 该区年废气总的排放量达1.636亿m³, 降尘量为每月19.6 t/km², 可吸入颗粒物浓度0.13 mg/m³。此外, 据马振东等^①的研究, 工业降尘中Cd含量达1.82 mg/kg, 武钢工业废水Cd含量达4.98 mg/kg, 因此, 武钢的工业生产存在着对该市环境造成Cd污染的可能性。武汉市城区紧邻工业区散布的众多空地被当地居民用于种植蔬菜, 本次研究的样品主要采集自居民蔬菜地的土壤及配套的主要蔬菜类型。同时, 采集工业区周缘城区各主要街道的尘埃。

2 样品采集与前处理

在详细踏勘调研的基础上, 依据典型性和代表性原则精心布置样点。农用地土壤样品分布于武钢集团生产区的东南、西、西南、北面, 距离厂区为1~

收稿日期: 2009-09-21; 修回日期: 2009-11-04

基金项目: 国土资源大调查项目(12120100511103)

作者简介: 李晶(1984~), 女, 湖北省宜城人, 硕士研究生, 主要从事环境地球化学方面研究。E-mail: mengjunli1984@163.com

* 通讯作者 E-mail: qcling@cug.edu.cn

① 马振东. 武汉湖泊汞、镉等重金属的污染和生态效应评价(专项调查报告). 2005.

3 km。共采集表/深层蔬菜地土壤样品 24 套 48 件、配套采集蔬菜样品 24 套 40 件,样品包括成熟期的小白菜、茄子和豇豆等当地主要种植的蔬菜类型,其中,小白菜分别采集可食部分和菜根两部分。街道尘埃样品分布于毗邻工业区的主要街道上共采集样品 10 件。每一采样点均用 GPS 进行定位,并详细观察记录采样点周围的环境特征。

蔬菜地土壤采集耕作层(0~20 cm)和深层(30~40 cm)两层土样,采集方法是每件以一点为中心,取 3~4 个点的土壤样组合成混合样,样量约 1kg。土壤样品室内经风干碾碎过 20 目筛,四分法缩分,再研磨并过 200 目筛。街尘样品围绕武钢集团生产区布样,样点均位于主街道交通要道的十字路口,交通流量大,周边绿化好,避开土壤裸露和施工点以避免所采尘埃样品受土壤的影响。在连续 3 d 以上晴天后用毛刷和有机玻璃铲采集。每个样品以样点方圆 100 m 左右范围内 4~5 个分点组合成混合尘样,样量约 500 g。街尘样品剔除大颗粒等外来物(石子、沙子等)后装入食品保鲜袋带回实验室,于阴凉处室温风干 1~2 周,过 200 目筛。蔬菜样品与土壤样配套采集,按梅花桩布样法取 3~5 个点组成组合样,样量约 500 g。采集和后期处理严格按中国地调局规范执行。

3 样品测试分析

土壤、街尘样品的 Cd 总含量及残渣态分量采用 HCl-HNO₃-HClO₄-HF 混合酸溶液在精确控温电热板消解。形态提取采用改进的欧盟 BCR 三步法进行分析^[6],共分为弱酸提取态、可还原态、可氧化态和残渣态 4 种组分。蔬菜样采用美国 EPA 推荐的微波消解程序在 U. S. CEM-Mar5 微波消解一萃取仪上完成消解。

Cd 含量利用 U. S. PE-AA800 型火焰-石墨炉一体化原子吸收光谱仪测定,其中,土壤和街尘样品采用火焰法,蔬菜及形态分析采用石墨炉法分析。全程进行同步试剂空白控制,以国家一级标样和国际标样(土壤-GSS-15、植物-GSV-2、形态分析-欧盟 BCR-7)进行质量控制。每个样测 3 次取平均值,相对标准偏差(RSD)低于 5%。实验过程中所有的玻璃仪器均经 15%的 HNO₃ 溶液浸泡过夜后,依次经自来水、二次蒸馏水冲洗 3 次以防污染。实验中所用试剂均为上海国药集团生产的优级纯试剂。

样品分析在中国地质大学(武汉)生物地质与环

境地质教育部重点实验室原子吸收分析室完成。

4 结果与讨论

4.1 土壤中的 Cd 分布及污染特征

采样点分布于武钢四周,以武钢为中心将采样点位划分为:北东,西南,东南和西 4 个方位区。表 1 是本次研究中 15 个采样点的 24 套蔬菜根系土壤样品的 Cd 含量统计特征。表中显示,不论是表层还是深层土壤,其含量变化均较大,变异系数均大于 1。表层土壤的含量均值大于深层土壤,显现了表层累积特征。

表 1 土壤中的 Cd 含量(mg/kg)

Tab. 1 Cd Concentration in Topsoil and Subsoil (mg/kg)

	含量范围	平均值	变异系数
表层土	0.24~4.40	1.45	1.01
深层土	0.07~4.19	1.12	1.10
表层土/深层土比值	0.40~17.45	2.24	1.47

通过对土壤样品中的元素含量进行正态分布检验能够在一定程度上揭示元素的来源特征^[9]。研究表明,未受人因素干扰的土壤中其重金属元素含量的对数正态分布图为一一直线,而受到污染重金属元素的土壤其对数正态分布图出现 2 个或 2 个以上的拐点,揭示元素分别来自不同的总体,即反映了土壤中的重金属有不同的来源^[10]。对本研究区土壤中 Cd 含量进行正态分布检验结果其对数正态分布图如图 1 所示,也出现了 2 个拐点,说明本区土壤中的 Cd 受到了人为因素的影响。

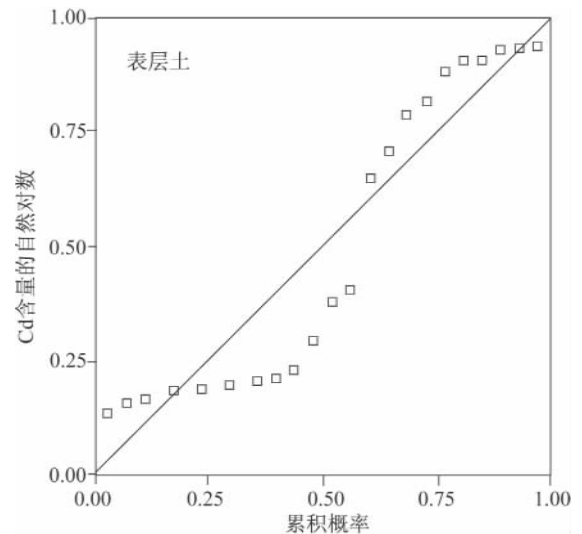


图 1 土壤 Cd 含量的对数正态分布图

Fig. 1 Lognormal Distribution Plots of Cd Concentration in Soils

图 2 是本研究区土壤样品中 Cd 含量的折线图,图中显示,除了个别样点以外,表层土壤 Cd 含量均高于深层土壤,显示出显著的表层累积特征,其中,尤其以正西方向的表层土壤最为显著。已有的研究表明,由外界环境进入到土壤的重金属元素主要分布在土壤的耕作层。在污染土壤中,重金属进入土壤后,由于土壤对它们的固定作用,不易向下迁移,多集中分布在表层^[11,12]。本研究区土壤中的 Cd 分布特征与前人总结的规律相吻合。

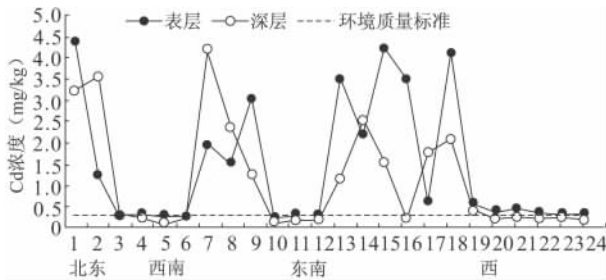


图 2 处于工业区不同方位采样点表层/深层土壤 Cd 含量
Fig. 2 Cd Concentration of Topsoil and Subsoil Samples in Different Sites

经测试研究区农用土壤 pH 介于 6.6~7.6,以中性土壤为主,按国家环境质量标准限值(二级)Cd ≤ 0.3 mg/kg 为评价标准,如图 2 所示,研究区表层土壤样品除了个别样点之外,其余样品的 Cd 含量全部超标。其中,以正西方向的样品超标最为严重,超标最严重的样点单项污染指数^[13]达到 14.73,远远大于 1。可见,研究区的农用土壤 Cd 污染现象较严重。

与长江、汉江冲积土壤及我国其他几个省市的农用土壤 Cd 含量进行对比(表 2)。表中显示,本研究区土壤的 Cd 含量远高于其他对比地区。

研究^[14]表明,早期的两江冲积是武汉市土壤的母质。表 2 显示研究区的耕作层土壤 Cd 含量比两江冲积土的含量高出 4~5 倍,本区土壤显然是受到了外源污染。与其他城市进行对比,本区的耕作层土壤的 Cd 含量明显高于南京、昆明和遵义,其中南

表 2 研究土壤与其他地区土壤的 Cd 含量对比(mg/kg)

Tab. 2 Comparison of Cd Concentration in Soils Between Study Area and Other Areas (mg/kg)

	研究区	长江冲积土 ^[14]	汉江冲积土 ^[14]	南京 ^[15]	昆明 ^[16]	遵义 ^[17]
含量范围	0.24~4.42	0.22~0.61	0.17~0.39	0.14~0.73	0.11~1.99	0.06~0.29
平均值	1.45	0.33	0.27	0.32	0.73	0.23

京、遵义的土壤采自郊区蔬菜基地,周边环境良好,而昆明市的农用土壤由于受滇池污染的影响 Cd 含量较高,可见,外来污染源对农用土壤的污染可能是许多城市环境的共同特征。

为了探讨本研究区土壤 Cd 污染与武钢工业生产可能存在的相关性,将不同地理方位的样品 Cd 含量进行分区统计分析,结果如图 3 所示,位于工业区北东方向的土壤 Cd 含量最高,约为 2.84 mg/kg;而西南方向的含量最低,约为 0.29 mg/kg。资料表明^[18]:武汉市地处北亚热带季风气候区内,受季风环流的支配,冬夏季风交替明显,全年除冬季盛行东北风外,其余季节均以西南风为主导风向。全年的平均风速小,小风和静风的情况占了绝大多数时间。

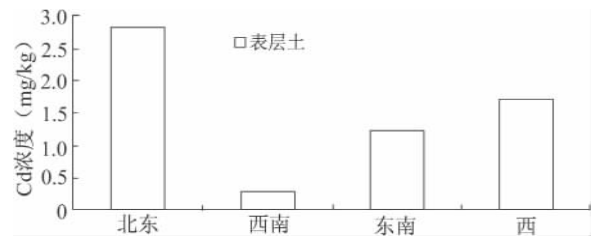


图 3 不同方位土壤 Cd 含量
Fig. 3 Cd Concentration of Soils in Different Sites

由上述不同方位土壤样品中 Cd 的分布特征结合武汉市的主导风向分析可知,北东方向长期处于工业区的下风向,受到武钢工业生产排放粉尘影响的可能性较大,是导致本研究中该方位上土壤样品 Cd 含量高的主要因素,而西南方向则相反,由于其处在下风向的时间较短,虽然有一定的 Cd 含量,但未超标。

4.2 街道尘埃中 Cd 的分布及污染特征

表 3 给出了武钢周缘各主要街道 10 个代表性采样点的街道尘埃样品的 Cd 含量分布状况。可见,研究区街道尘埃中 Cd 含量很高,其中,最小值为 4.49 mg/kg,而最大值高达 11.10 mg/kg,平均值为 7.64 mg/kg。

表 3 街道尘埃的 Cd 含量(mg/kg)

Tab. 3 Cd Concentration in Street Dust Samples (mg/kg)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Cd 的含量	4.49	5.12	7.48	6.23	7.64	7.31	8.91	9.19	8.97	11.10

街道尘埃的来源复杂,其对生态系统的破坏是隐蔽的、潜在的和长期的,而对人体的危害则是直接的,除了街道尘埃颗粒物本身外,其携带的有毒有害重金属,更增强了其危害性。本研究所选的 10 个采

样点均位于工业区周缘城区主街道交通要道十字路口,其共同特点是,交通流量大,受人类活动的影响明显。由表 3 可知,该区街道尘埃 Cd 的平均值为 7.64 mg/kg。为了对尘埃中重金属含量相对高低及潜在的环境危害有一个具体的定量概念,考虑到目前尚缺乏街道尘埃中重金属含量的国家或国际环境质量评价标准,以及城市尘埃常常通过风力飘散而导致城市土壤污染的普存现实,本研究尝试以国家土壤环境质量的三级标准作为参照,依此标准,研究区的街道尘埃全部样品高于三级标准(碱性土壤的三级标准为 Cd 含量 ≥ 0.6 mg/kg)。因此,这些有很高 Cd 含量的街道尘埃在风力作用下形成扬尘迁移将会对城市土壤等环境介质造成污染。从样品的 Cd 含量的空间分布特征看,10 号样点尘埃样品中 Cd 含量最高,该采样点位于武钢工厂大门前十字路口,距武钢最近,而随着其他样点远离武钢厂区,尘埃样品中的 Cd 含量逐渐减少。从上文提到的样品采集点的环境特征可知,由于各样点的其他基本环境特征如交通流量、绿化特征等相似,由此可以说明街道尘埃中的 Cd 含量随着靠近工业生产区而升高的现象是受到工业生产粉尘的影响所致。

将本研究区街道尘埃的 Cd 含量与国内外其他城市的街道尘埃的 Cd 含量相比较^[4,19](图 4),发现本区的街道尘埃 Cd 含量比纽约的略低,但比其他城市均高,可见污染较严重。

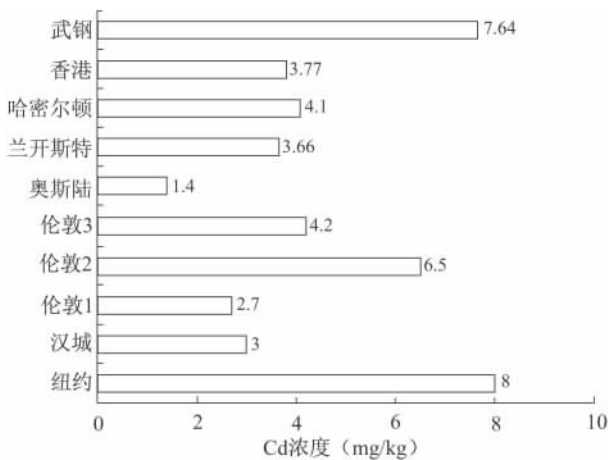


图 4 各城市街道尘埃中 Cd 含量对比

Fig. 4 Cd Concentrations in Street Dusts from Different Cities of the World

4.3 蔬菜根系土壤与街道尘埃中 Cd 的化学形态分布

一般来说,土壤中重金属总量越高,那么潜在的环境危害就越大。但是近年来一些研究结果发现重

金属在环境中的生物可利用性^[20]和毒性与它们的总量没有很好的相关性,而是取决于它们在环境中的存在形态^[21,22],也就是说土壤介质中的重金属并非全部可以被生物所吸收,只有特殊化学形态的重金属能够被生物所吸收利用^[23]。因此这些活泼性的重金属更容易通过食物链等各种途径进入人体,威胁人类健康。

本研究采用改进的欧盟 BCR 三步法进行形态提取,得到重金属元素的 4 种形态:弱酸提取态、可还原态、可氧化态和残渣态,其中,前 3 种形态即弱酸提取态、可还原态和可氧化态的重金属元素较之残渣态更容易随着外界土壤环境的变化而发生迁移和转化,即它们具有化学活动性,我们简称之为活性态。

从图 5 中可以看出,本研究区表层土壤中 Cd 的化学形态除了个别样点外,其余样品的活性态 Cd 的含量均大于 50%,最高可达约 80%。其中,弱酸提取态的 Cd 约占全量的 30%,可还原态的 Cd 含量约占全量的 50%,可见,它们具有较高的化学活动性,作为农用土壤,其中 Cd 的活性态部分可以随着环境的改变,被植物吸收,进入食物链在人体体内累积,因此,研究区土壤中的 Cd 具有较大的潜在生态危害性。

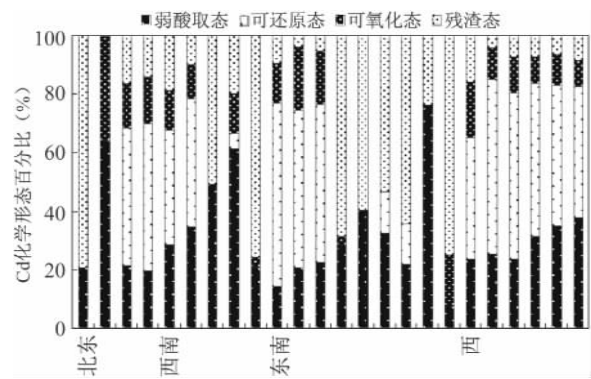


图 5 表层土壤 Cd 的化学形态

Fig. 5 Chemical Partitioning of Cd in the Topsoils

如图 6 所示,研究区街道尘埃中 Cd 的活性态约占全量的 60%,其中,化学活动性最强的弱酸提取态约占全量的 25%。可见,该区街道尘埃中的 Cd 也具有较高的化学活动性。由于街道尘埃可以通过风力、交通及人为因素而形成扬尘飘浮弥漫在空气中,易于通过呼吸等途径进入人体,而人体的体液通常表现为弱酸性,通过呼吸道等进入人体的 Cd 因其具有明显的化学活动性而易于转入血液循环系统进而危害人体健康,因此,本研究区这种 Cd 高含

量的街道尘埃除了会对城市土壤造成污染之外亦对城市居民健康具有潜在危害性。

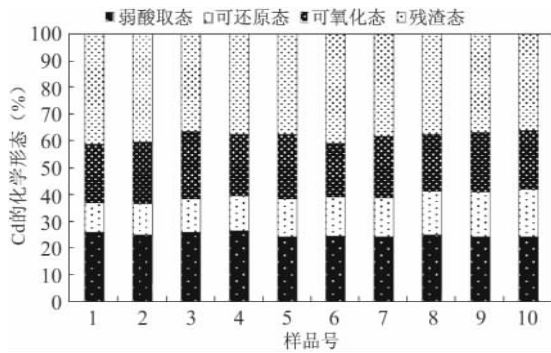


图 6 街道尘埃中 Cd 的化学形态

Fig. 6 Chemical Partitioning of Cd in the Street Dust

4.4 土壤中 Cd 的生物可利用性及其迁移性

4.4.1 土壤中 Cd 的生物可利用性

土壤中的重金属元素镉不仅会对植物的生长及生理生化过程产生影响,而且能够通过食物链对人体正常新陈代谢和器官造成危害^[24~26]。为了解研究区土壤中 Cd 的生物可吸收性状况,本次工作选取区内种植最为广泛的蔬菜种类:小白菜、茄子和豇豆作为研究对象,分析它们的 Cd 含量,该 3 种蔬菜的 Cd 含量,如表 4 所示。

表 4 不同菜种的 Cd 含量(鲜重 mg/kg)

Tab. 4 Cd Concentration in Different Vegetable Types(Fresh Weight) (mg/kg)

	小白菜(可食)	小白菜(根)	豇豆	茄子
含量范围	0.01~0.13	0.01~0.98	<0.01	≤0.01
平均值	0.08	0.17	<0.01	<0.01
变异系数	0.48	1.25	<0.01	<0.01

豇豆和茄子中的 Cd 含量趋近于零,小白菜可食部分的 Cd 含量为 0.01~0.13 mg/kg,平均值为 0.08 mg/kg;小白菜根部的 Cd 含量为 0.01~0.98 mg/kg,平均值为 0.17 mg/kg。以最新的国家食品卫生标准限值(2005):镉(Cd)≤0.2 mg/kg——《食品中污染物限量》(GB2762—2005),对采集的蔬菜样进行评价:采集的 3 种蔬菜的 Cd 含量平均值均满足食品卫生标准的要求;其中小白菜的可食部分、豇豆和茄子所有样品的 Cd 含量均未超标,但是小白菜根部的 Cd 含量有个别样点超标,最高的一个约为标准限值的 5 倍。

对该次采集的蔬菜研究发现,在 4 个不同的方位(图 7),小白菜中均含有 Cd;而只有在东南方向

的茄子才含有 Cd;而豇豆中的 Cd 含量均小于检出限。前人研究也表明叶菜类的蔬菜对 Cd 的吸收能力比其他的菜种都高^[17,27]。此外,在东北方向的小白菜 Cd 含量高于其他 3 个方向,这与蔬菜根系土壤中处于工业区下风向的北东方向的土壤中 Cd 的含量最高一致。

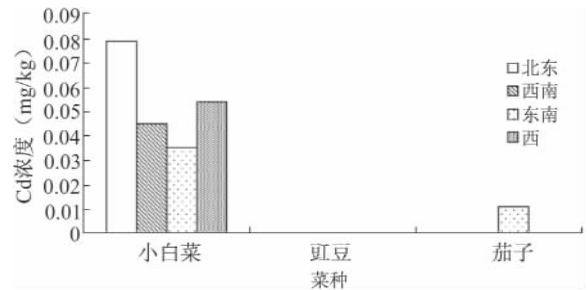


图 7 各方位不同菜种的 Cd 含量

Fig. 7 Cd concentration of Vegetables in Different Sites

综上所述,本研究区土壤中的 Cd 已经部分地被各种蔬菜尤其是小白菜等叶菜类吸收,显示其具有生物可利用性。

4.4.2 土壤—植物系统中 Cd 的迁移性

为了探讨土壤中 Cd 向植物的迁移性,本次选取小白菜作为研究对象,探讨蔬菜的不同部位对土壤中 Cd 的吸附能力。在这里引入迁移因子的概念^[28,29],即蔬菜的重金属含量与土壤中重金属含量的分数比值。

由表 5 可以看出镉在土壤—可食部分的迁移因子平均值为 0.063;镉在土壤—根部的迁移因子平均值为 0.162,后者大于前者;在前面的研究中小白菜根部的 Cd 含量高于可食部分的含量,而前人研究也表明重金属从植物的哪个器官进入,哪个器官中积累分布的就多^[30]。

表 5 Cd 土壤—小白菜中的迁移因子

Tab. 4 Transfer Factors of Cd from Soile to Cabbages

	土壤—可食部分 迁移因子	土壤—根部 迁移因子
北东	0.018~0.063	0.033~0.099
西南	0.035~0.256	0.369~0.688
东南	0.025~0.087	0.055~0.497
西	0.026~0.149	0.023~0.192

而也有研究表明蔬菜主要通过根系从土壤中吸收富集重金属,有时也通过叶片上的气孔从空气中吸收气态或尘态的重金属^[31],小白菜的可食部分的 Cd 来源可能不仅仅是从土壤中吸收累积。对小白

菜可食部分的 Cd 含量与根系土壤中全量和各形态的 Cd 含量进行相关性分析,结果如表 6 所示。

表 6 小白菜可食部分与土壤 Cd 含量的相关分析
Tab. 6 Correlation Analysis of Cd Concentration
Between Cabbages of Esculent Part and Soils

	全量	弱酸提取态	可还原态	可氧化态	残渣态
相关系数	0.591*	0.696**	0.007	0.240	0.467

注: *表示相关性在 0.05 水平显著相关; **表示相关性在 0.01 水平显著相关

由表 6 可见,小白菜可食部分 Cd 含量与土壤中 Cd 含量呈现较显著的相关性,也就是说土壤中的 Cd 是小白菜可食部分 Cd 的主要来源,但是,小白菜不只从土壤中吸收重金属元素 Cd,还要从其他地方吸收 Cd。而且,发现小白菜可食部分 Cd 含量与土壤形态中活动性较强的弱酸提取态的 Cd 含量呈现显著的相关性,这也与国内外的研究一致:土壤重金属元素有效含量与蔬菜中重金属元素含量间具有较好的相关性^[32]。植物较易吸收土壤中活性态的重金属,对环境的潜在危害较大。

5 结论

综合本研究可以得出以下认识:

(1)研究区土壤的 Cd 具有明显的表层累积现象,土壤的 Cd 含量较其母质长江冲积土高出 5 倍,Cd 含量大都超出了国家环境质量土壤二级标准,最高单项污染指数达到 14.73。

(2)在空间分布上,处于工业区下风向的土壤 Cd 含量高达 2.84 mg/kg,而相反方向的土壤 Cd 含量仅约为 0.29 mg/kg,显示出工业生产对周边土壤 Cd 含量产生明显的影响。

(3)研究区街道尘埃中的 Cd 污染较严重,与国内外其他城市相比,仅比纽约略低比其他城市均高,并且显示出受工业生产的影响明显。

(4)研究区土壤及街道尘埃中的 Cd 赋存形式以活性态为主,分别达到 80%和 60%,具有较高的潜在生态危害性。

(5)研究区环境介质中 Cd 被不同类型蔬菜的吸收程度不同:小白菜>茄子>豇豆,但是,除了小白菜个别样点超标以外,大部分样品尚未超标。然而,小白菜可食部分 Cd 含量与土壤中弱酸提取态的 Cd 含量呈现显著的相关性,表明土壤中的 Cd 具有一定的现实危害性。

致谢 野外采样和室内样品处理及分析测试工作得到汪钢、刘应华、肖潇等同学的鼎力相助,马振东教授提供了部分背景数据资料,特表挚谢。

参考文献:

- [1] GIMBERT F, MENCH M, COEURDASSIER M, et al. Kinetic and dynamic aspects of soil-plant-snail transfer of cadmium in the field[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 152: 736~745.
- [2] WAGNER G J. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health[J]. *Advances in Agronomy*, 1993, 51: 173~212.
- [3] LI X D, POON C S, LIU P S. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong[J]. *Applied Geochemistry*, 2001, 16: 1 361~1 368.
- [4] S. CHARLESWORTH M, EVERETT R, McCarthy. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK[J]. *Environment International*, 2003, 29: 563~573.
- [5] 陈逸, 黄贤金, 彭补拙, 等. 经济发达区不同土地利用方式下土壤中镉的含量特征——以江苏省昆山市为例[J]. *长江流域资源与环境*, 2007, 16(3): 391~394.
- [6] 张彩峰. 南京市不同功能区土壤重金属污染状况及吸附特征[D]. 南京: 南京林业大学, 2004: 13~44.
- [7] 周琳. 成都经济区大气降尘中铅、锡的环境化学行为研究[D]. 成都: 成都理工大学, 2006: 16~45.
- [8] 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及评价[J]. *中国环境科学*, 2007, 27(5): 613~618.
- [9] SIEGAL F R. Environmental geochemistry of potentially toxic metals[M]. Heidelberg: Springer, 2002: 1~192.
- [10] 王学松, 秦勇. 利用对数正态分布图解析徐州市土壤中重金属元素来源和确定地球化学背景值[J]. *地球化学*, 2007, 36(1): 98~102.
- [11] 柴世伟, 温琰茂. 珠江三角洲主要城市郊区农业土壤的重金属含量特征[J]. *中山大学学报(自然科学版)*, 2004, 43(4): 90~94.
- [12] 夏增禄, 李森照. 北京地区重金属在土壤中的纵向分布和迁移[J]. *环境科学学报*, 1985, 5(1): 105~112.
- [13] 刘连馥. 绿色食品导论[M]. 北京: 企业管理出版社, 1998: 60~62.
- [14] 马振东, 张德存, 闭向阳, 等. 武汉沿长江、汉江 Cd 高值带成因初探[J]. *地质通报*, 2005, 24(8): 740~743.
- [15] 黄顺生, 华明, 金洋, 等. 南京郊区某菜地土壤镉污染水平及其来源调查[J]. *土壤通报*, 2008, 39(1): 129~132.
- [16] 祖艳群, 李元, 陈海燕, 等. 昆明市蔬菜及其土壤中铅、镉、铜和锌含量水平及污染评价[J]. *云南环境科学*, 2003, 22(增刊): 55~57.
- [17] 许华杰, 谭红, 谢锋, 等. 贵州省菜地土壤和蔬菜中镉含量的分析与研究[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(增刊): 674~678.

- [18] 廖 洁,朱志超,侯祺棕.武汉市酸雨分布规律及其成因分析[J].工业安全与环保,2005,3(31):93~95.
- [19] 施泽明,倪师军,张成江.成都市近地表大气尘的地球化学特征[J].地球与环境,2004,3-4(32):53~58.
- [20] 凌其聪,严 森,鲍征宇.大型冶炼厂重金属环境污染特征及其生态效应[J].中国环境科学,2006,26(5):603~608.
- [21] TACK F M G, VERLOO M G. . Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review [J]. Intern J Anal Chem,1995,59:225~238.
- [22] Voutsas D, Samara C. Labile and bioaccessible fractions of heavy metals in the airborne particulate matter from urban and industrial areas[J]. Atmospheric Environment,2002,36:3 583~3 590.
- [23] 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.
- [24] 李 波,林玉锁.公路两侧农田土壤铅污染及对农产品质量安全的影响[J].环境监测管理和技术,2005,17(1):11~14.
- [25] 王 莉,郭淑满.某灌区土壤中重金属镉污染调查[J].环境监测管理与技术,2006,18(2):19~21.
- [26] 史贵涛,陈振楼,李海雯,等.城市土壤重金属污染研究现状与趋势[J].环境监测管理和技术,2006,18(6):9~12.
- [27] 欧阳喜辉,赵玉杰,刘凤枝,等.不同种类蔬菜对土壤镉吸收能力的研究[J].农业环境科学学报,2007,27(1):67~70.
- [28] ISMAIL B S, FARIHAH K, KHAIRIAH J. Bioaccumulation of heavy metals in vegetables from selected agricultural areas [J]. Bull Environ Contam Toxicol,2005,74:320~327.
- [29] CHOJNACKA K, CHOJNACKI A, GÓRECKA H, et al. . Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants [J]. Sci Total Environ,2005;337:175~182.
- [30] 何增耀,叶兆杰,吴方正,等.农业环境科学概论[M].上海:上海科学技术出版社,1991:359~362.
- [31] 杨永尚,胡霭堂.南京市郊蔬菜重金属污染现状评价[J].农业环境保护,1998,17(2):89~90.
- [32] WILLIAMS D E. Trace element accumulation, movement, and distribution in the soil profile from massive application of sewage sludge[J]. Soil science,1980,129(2):114~122.

DISTRIBUTION AND POTENTIAL HAZARD OF CADMIUM IN URBAN ENVIRONMENTAL MEDIUM AROUNDING THE HEAVY INDUSTRIAL DISTRICT OF WUHAN CITY

LI Jing^{1,2}, LING Qi-cong^{1,2}, YAN Sha³, YU Chao^{1,2}

(1. Key Laboratory of Biogeology and Environmental Geology, China University of Geosciences, Ministry of Education,

Wuhan 430074, China; 2. Institute of Earth Science, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China;

3. College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071)

Abstract: Cd concentration in agricultural soils, street dust and vegetable samples arounding the heavy industrial area of Wugang Steel Group in Wuhan city, China, were analyzed by Atomic Absorption Spectrometer(AAS). It is showed that Cd concentration of most soil samples in the studied area were higher than the Chinese limit level, and were about 5 times higher than Cd concentration of diluvial soils from the Yangtze River, which was the parent materials of the soils. Cd concentration in soil samples collected from leeward of the industrial area was up to 2.84 mg/kg, which is significantly higher than that of the other parts. Cd concentration in street dust was up to 7.64 mg/kg, much higher than that of many developed cities in the world, such as Hong Kong, New York and London. The chemical partition results showed that Cd in topsoil and street dust presents were mobile (60%~80% of the Cd were bound in acetic acid extractable phase, reducible phase and oxidizable phase), suggesting a high ecological hazard potential. Different kinds of vegetables were contaminated with Cd in different extent; cabbage > eggplant > cowpea. Although Cd concentration in most vegetable samples did not surpassed the Chinese tolerance limit level for food, the positive relationship between the acetic acid extractable phase of Cd in soils and in esculent part of cabbages suggests the potential risk to local residents.

Key words: city environment medium; cadmium; geochemistry partitioning