

李霞, 张慧鸣, 徐震, 等. 农田 Cd 和 Hg 污染的来源解析与风险评价研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(7): 1314–1320.

LI Xia, ZHANG Hui-ming, XU Zhen, et al. Source apportionment and risk assessment of Cd and Hg pollution in farmland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(7): 1314–1320.

农田 Cd 和 Hg 污染的来源解析与风险评价研究

李霞¹, 张慧鸣¹, 徐震², 金聪颖², 白宏涛¹, 汪磊¹, 赵祯¹, 孙红文^{1*}

(1. 环境污染过程与基准教育部重点实验室, 南开大学环境科学与工程学院, 天津 300071; 2. 天津市农业环境保护管理监测站, 天津 300061)

摘要:以天津某郊区农田为研究对象, 调查了土壤及农产品中 Cd 和 Hg 的污染状况, 运用指数法评估其污染风险, 利用 GIS 空间模型和同位素比值法分析了 Cd 和 Hg 的空间分布特征和污染来源, 并筛选出生物富集低且经济效益可观的作物种类, 为通过种植结构调整降低农田重金属污染风险提供依据。结果表明, 研究区内部分农田受到了 Cd 和 Hg 的污染, 安全土壤点位分别占 19% 和 46%, 污染土壤中有较多点位属于警戒(36% 和 17%) 和轻污染(26% 和 19%), 处于重度污染的小于 10%, 该区域种植的农产品中 Cd 和 Hg 超标率分别为 17% 和 37%。基于 GIS 的空间分布显示: Cd 主要以点源形式进入土壤, 移动性较大; Hg 以面源污染为主, 以残渣态为主要形态。运用同位素比值分析法得出: 研究区内土壤 Cd 污染主要来自工业废弃物及灌溉水, 农产品中 Cd 污染主要来源于土壤; 土壤 Hg 污染主要来自大气降尘、有机肥及灌溉水, 农产品中 Hg 的污染来源主要有土壤和大气降尘。不同农作物对重金属的富集能力不同, 瓜果类蔬菜对 Cd 和 Hg 的富集系数最低, 果实中这两种重金属含量均在安全水平以内。研究表明, 利用不同植物吸收重金属有效性的差异, 通过种植结构的调整, 可以在微污染农田中生产出安全农产品, 为控制农田重金属污染风险提供了一条可行之路。

关键词: 重金属污染; 风险评估; 源解析; 生物有效性; 种植结构调整

中图分类号: X820.4 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2016)07-1314-07 doi:10.11654/jaes.2016.07.013

Source apportionment and risk assessment of Cd and Hg pollution in farmland

LI Xia¹, ZHANG Hui-ming¹, XU Zhen², JIN Cong-ying², BAI Hong-tao¹, WANG Lei¹, ZHAO Zhen¹, SUN Hong-wen^{1*}

(1. MOE Key Laboratory of Pollution Processes and Environmental Criteria, College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China; 2. Tianjin Agricultural Environmental Protection Management Monitoring Station, Tianjin 300061, China)

Abstract: Source apportionment and risk assessment are important two aspects for heavy metal pollution studies. In this study, levels of Cd and Hg in soil and agricultural products in a suburb of Tianjin were investigated. Their risk was evaluated by index methods and spatial distribution characteristics. Sources of Cd and Hg were studied by GIS-based space model and isotope ratio method. In addition, crops with low enrichment coefficients and high economic benefits were screened from various kinds of crops. Results showed that part of the investigated area suffered Cd and Hg pollution. Only 19% and 46% of the sites were Cd- and Hg-safe, respectively; whereas 36% and 17% were at warning and 26% and 19% at light pollution levels, respectively. Severely polluted sites were less than 10%. The percentages of polluted agricultural products were 17% and 37% for Hg and Cd, respectively. In the studied area, Cd entered soil mainly via point sources and had high mobility; while Hg polluted soil primarily through non-point sources and existed largely as residue form. The heavy metal isotope ratio analysis revealed that soil Cd pollution was mainly from industrial waste and irrigation water and that Cd in agricultural products came mostly from soil. However, Hg pollution in soil resulted mainly from atmospheric deposit, organic fertilizer and irrigation water, and Hg in agricultural products was from soil and atmospheric dusts. The enrichment ability of heavy metals varied among crops, with the lowest enrich-

收稿日期: 2015-12-24

基金项目: 农业部行业重大专项“农田土壤重金属污染修复示范试验(天津)”(2013145)

作者简介: 李霞(1990—), 女, 硕士研究生, 主要从事重金属污染及评价研究。E-mail: lixiahuanke@163.com

* 通信作者: 孙红文 E-mail: sunhongwen@nankai.edu.cn

ment found in melon and fruit vegetables, in which Cd and Hg content in fruits was safe. These results suggested that it is possible to produce safe agricultural products in slightly polluted farmland through adjusting planting structure, thus providing a practical way to control the hazard of heavy metal pollution in farmland.

Keywords: heavy metal pollution; risk assessment; source apportionment; bioavailability; planting structure adjustment

近年,土壤重金属污染引起了中国政府和民众的高度关注^[1]。土壤中的重金属可通过植物吸收进入农产品,并通过生物链危害人体^[2]。加强重金属来源解析及风险评价对于判断农田重金属污染的风险水平、采取有效措施切断污染源并降低健康风险具有重要意义^[3]。

目前,重金属污染源解析分为两个层次:一种为源识别,只能定性判断污染源类型;另一种为源解析,可定量计算各污染源的贡献率^[4]。一方面,基于GIS建立的空间分析模型能揭示土壤中重金属的空间分布特征,利用异常空间分布与污染源的关系有可能直观地判断出污染成因,是污染源识别的重要手段^[5];另一方面,由于稳定性同位素在同源污染物中具有固定的组成,且具有分析结果精确稳定、在迁移与反应过程中组成稳定的特点,已被广泛应用于环境污染物的来源分析中^[6]。

重金属的生态效应并不完全取决于它在土壤中的总量,还取决于其迁移富集到生物中的数量比例,基于生物有效性进行风险评价能更加准确地反映其污染风险^[7]。不同农作物对重金属的富集能力不同^[8],利用不同植物吸收重金属有效性的差异,调整农田种植结构,生产出安全农产品,降低健康风险,成为我国当前农耕模式下的一种可行路径。

本文选择天津市某郊区农田为研究对象,分析评价土壤及农产品中两种典型重金属——Cd和Hg的污染风险程度,解析其污染来源,并比较不同农产品

对Cd和Hg的污染风险指数和生物富集系数,据此提出了种植结构调整建议。本研究也为其他地区重金属风险评估与危害防控提供了方法学借鉴。

1 材料与方法

1.1 调查研究方法

1.1.1 研究区概况

研究区位于天津市某郊区,主要为生产性利用耕地,近年种植作物主要有叶菜类、豆角类、谷物类、块茎类和瓜果类,以大棚种植方式为主。该区属长期污灌区,污灌历史长达30年;周边工业活动密集频繁,工业废弃物和生活垃圾肆意堆放,而且有就近施用垃圾肥的现象,企业废气也会导致重金属的大气降尘污染。此外,所选研究区域位于两大干路两侧,机动车活动频繁,汽车尾气排放引起大气降尘污染也会对农业环境造成污染。历史资料表明^[9],该区农田明显受到重金属污染,Cd和Hg的污染情况更为严重。

1.1.2 布点与采样

为调查研究区土壤和农产品中Cd和Hg的污染,于2014年4月对农田土壤和种植农产品——对应进行了样品采集。研究区农田面积73.3 hm²,依据《农田土壤环境质量监测技术规范》(NY/T 395—2012)和《农、畜、水产品污染监测技术规范》(NY/T 398—2000)进行采样点布设,每0.267 hm²农田设置一个采样点,采样点分布如图1a所示,共采集土壤和农产品样品

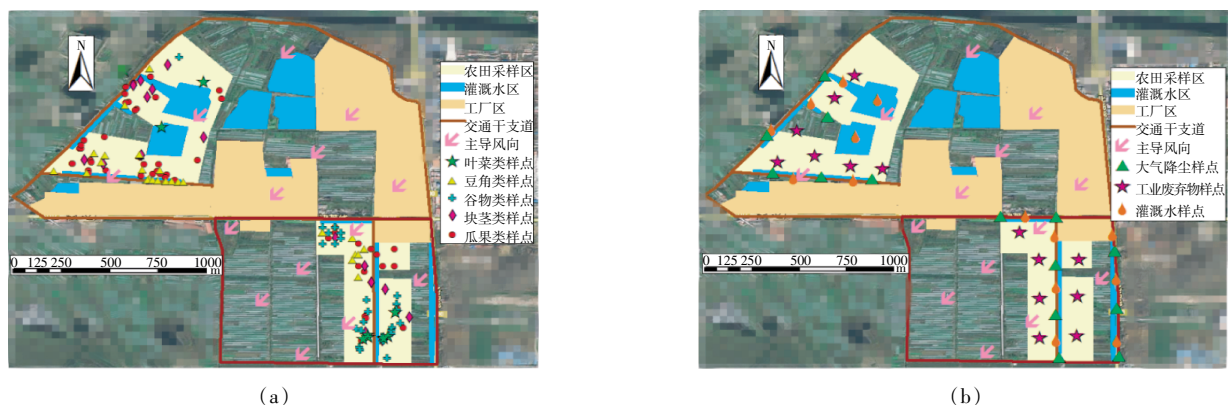


图1 土壤及农产品(a)与污染源(b)的采样点分布图

Figure 1 Location of sampling sites for soil and agricultural products(a) and pollution sources(b)

各 137 个。为尽可能考虑到不同形式的污染源对土壤及农产品的影响,调查了研究区灌溉水、工业废弃物、大气降尘、农药、化肥对土壤及农产品中重金属的贡献。各污染源采样点分布如图 1b 所示,采集灌溉水、大气降尘、工业废弃物各 14 个,农药 7 类,化肥 6 类。

1.1.3 样品前处理

将土壤及农产品样品风干研磨并过 100 目筛,分别加入硝酸-氢氟酸和硝酸-双氧水,采用 MDS-8G 型微波消解仪(上海新仪微波科技有限公司)对其进行消解。

污染源固态样品同土壤前处理,液态样品加入硝酸-双氧水,利用传统加热板将其消解。

1.1.4 重金属分析方法

分别采用 ICP-MS 电感耦合等离子体质谱仪和 AFS-9130 吉天双道原子荧光光度计测定 Cd 和 Hg。同时采用国家标准物质(GBW07427)做质量控制,测定的 Cd 和 Hg 平均值与推荐值基本一致,计算得出的相对标准偏差 RSD 均低于 6.0%,准确度较高。

1.2 重金属污染风险评估方法

重金属污染风险评价最常用的方法是单因子指数法和内梅罗综合指数法。公式如下:

$$\text{单因子污染指数} = \frac{\text{污染物实测值}}{\text{污染物标准值}} \quad (1)$$

综合污染指数=

$$\sqrt{\frac{\text{平均污染指数}^2 + \text{最大污染指数}^2}{2}} \quad (2)$$

研究区土地应用类型为菜田区,且土壤呈碱性(pH>7.5)^[12],土壤和农产品分别采用《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)中的二级标准和《食品安全国家标准食品中污染物限量》(GB 2762—2012)作为分析评价的标准(表 1)。土壤和农产品污染分级标准分别采用国家环保部的农产品产地环境质量分级划分标准(表 2)和《农、畜、水产品污染监测技术规范》(NY/T 398—2000)中的分级标准(表 3)。

表 1 土壤和农产品环境质量标准(mg·kg⁻¹)

Table 1 Environmental quality standards for soil and agricultural products(mg·kg⁻¹)

分类	名称	Cd	Hg
土壤		0.60	1.0
叶菜类	油麦菜、白菜	0.2	0.01
块茎类	葱、青椒	0.1	0.01
豆角类	豆角	0.1	0.01
谷物类	玉米	0.1	0.02
瓜果类	丝瓜、西红柿	0.05	0.01

表 2 农产品产地环境质量分级划分标准

Table 2 Environmental quality grading criteria for agricultural product-producing area

等级	污染指数	污染程度	污染水平
1	$P \leq 0.7$	安全	清洁
2	$0.7 < P \leq 1$	警戒级	尚清洁
3	$1 < P \leq 1.5$	轻污染	土壤、农产品开始受污染
4	$1.5 < P \leq 2$	中污染	土壤、农产品受到中污染
5	$2 < P \leq 3$	重污染	土壤、农产品受到重污染
6	$P > 3$	严重污染	土壤、农产品污染相当严重

表 3 农产品环境质量分级标准

Table 3 Environmental quality grading criteria for agricultural products

等级划分	单项指数	污染水平
一级产品	≤ 0.6	有污染物残留
二级产品	0.6~1.0	污染物残留较多的产品
三级产品	≥ 1.0	污染产品影响食用和出口

1.3 重金属污染源解析方法

1.3.1 基于 GIS 的空间分析法

根据已知点的空间插值分析农田区土壤中 Cd 和 Hg 的污染分布特征,Kriging(克里金插值法)和 IDW(反距离加权插值法)是最常用的点空间插值法^[10]。采用 SPSS 的 K-S 法检验发现 Cd 和 Hg 的原始数据呈现对数正态分布,借助 GS+软件模拟的 Cd 和 Hg 的变异函数理论模型及相关参数显示,该区域化变量的空间相关性较弱(块基比>50%),故 Kriging 法不适用。本文只采用 Arcmap 10 的 IDW 法对原始数据进行确切或者圆滑的方式插值,揭示 Cd 和 Hg 的空间分布特征及识别污染源。

1.3.2 同位素比值分析法

选择 ¹¹¹Cd、¹¹²Cd、¹¹⁴Cd 三种同位素测定污染源、土壤及农产品中的 ¹¹⁴Cd/¹¹¹Cd 及 ¹¹²Cd/¹¹¹Cd 比例,选择 ²⁰⁰Hg、²⁰¹Hg、²⁰²Hg 三种同位素测定 ²⁰²Hg/²⁰⁰Hg 和 ²⁰¹Hg/²⁰⁰Hg 比例,测定仪器采用 ICP-MS。根据测得的同位素比值,利用 IsoSource 软件,计算各潜在污染源对土壤和农产品中 Cd 和 Hg 的贡献率。

1.4 生物有效性分析

重金属对农产品的风险大小主要取决于两方面:首先是由于土壤质地不同,导致重金属的结合状态和移动性的差异;其次是由不同农产品对重金属的富集(包括吸收及体内运移)能力不同而引起的。

本文研究了 Cd 和 Hg 在土壤中的迁移系数(M)以及在不同作物中的生物富集系数(BCF),分别用

式3、式4表示。

$$M = \frac{1}{\text{采样点数量}} \sum \frac{\text{酸可提取态含量}}{\text{重金属含量}} \quad (3)$$

$$BCF = \frac{\text{农产品中污染物含量}}{\text{土壤中污染物含量}} \quad (4)$$

本研究通过比较各类农产品对Cd和Hg的污染风险指数和生物富集系数,结合当地种植习惯及收益,提出种植结构调整方案。

2 结果与讨论

2.1 农田Cd和Hg污染调查结果

表4统计了研究区农田土壤及各类农产品中Cd和Hg含量及超标率,可见瓜果类蔬菜中Cd和Hg污染最小。综合比较土壤和农产品污染情况,采集的137个样点中:65个点位存在土壤中Cd的超标情况,25个点位存在农产品中Cd的超标情况,19个点位存在土壤和农产品中Cd均超标情况,即双超情况;68个点位存在土壤Hg超标情况,54个点位存在农产品Hg超标情况,32个点位存在土壤和农产品Hg双超标情况。

2.2 农田Cd和Hg风险评价结果

运用指数法评估土壤及农产品中Cd和Hg的污染风险,各级点位所占的百分比如图2所示。土壤污染程度分为6级,土壤Cd(图2a)和Hg(图2b)达到重污染和严重污染水平的点位均在6%以内,污染比较高的点位占13%~36%,为警戒、轻污染和中污染水平。农产品污染分为三级,农产品中有17%的点位Cd(图2c)达到三级污染水平,37%的点位Hg(图2d)达到三级污染水平,对人类具有健康风险。

2.3 农田Cd和Hg污染源解析结果

2.3.1 GIS空间分析法识别污染源

从Cd和Hg的空间分布图(图3)中可以直观地看出污染分布情况和扩散特征,二者的空间分布彼此存在差异,结合Cd和Hg的物理化学特性来分析其来源的类型与方位。

Cd分层图(图3a)颜色较深区块面积较小,但重金属浓度数值较高。这种特征说明Cd污染源排出的污染物迁移能力有限,与土壤接触非常紧密,为点源污染,与其室温状态下性质稳定等物理化学特性相一致。而且灌溉水区和工厂区附近的农田分层图颜色较

表4 土壤及各类农产品的Cd和Hg描述性统计结果

Table 4 Descriptive statistical results of Cd and Hg in soil and agricultural products

重金属统计结果	Cd				Hg			
	最小值/mg·kg ⁻¹	最大值/mg·kg ⁻¹	平均值/mg·kg ⁻¹	超标率/%	最小值/mg·kg ⁻¹	最大值/mg·kg ⁻¹	平均值/mg·kg ⁻¹	超标率/%
土壤	0.21	2.0	0.66	47	0.074	3.9	0.95	50
农产品 叶菜类	0.080	0.58	0.28	78	0.010	0.038	0.014	100
豆类	0.000 17	0.17	0.063	19	0.000 43	0.013	0.005 2	7.4
谷物类	0.012	0.26	0.056	11	0.004 7	0.034	0.015	15
块茎类	0.012	0.17	0.068	18	0.000 20	0.013	0.008 8	59
瓜果类	0.000 10	0.054	0.012	3.6	0.000 22	0.012	0.002 4	1.8

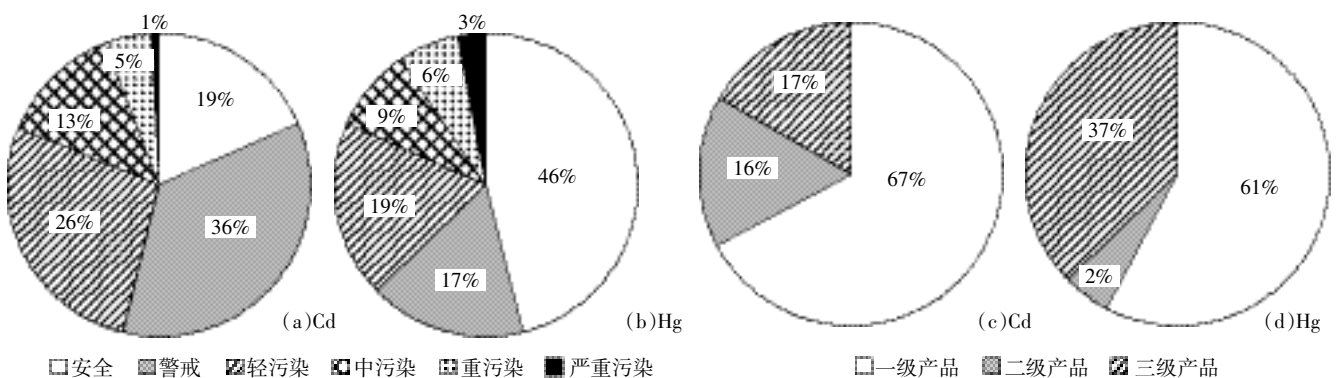


图2 土壤和农产品中Cd与Hg的污染分级百分比

Figure 2 Percentages of pollution levels for Cd and Hg in soil and agricultural products

深,可得出土壤 Cd 污染可能是由灌溉水污染或者工业废弃物直接堆放于土壤上造成的。

Hg 分层图(图 3b)相同颜色深度的区块面积普遍较大。Hg 粘度小而流动性大,是重金属中少有的具有易挥发性的一个,容易进入大气界面扩散迁移^[1],特别是在燃煤等高温过程中。因此,土壤中 Hg 的分散型污染特征与大气沉降污染特性有关,为面源污染。因为大气流动的阻碍较少,在一定区域内对土壤的影响程度变化不大,所以大气沉降带来的污染在空间分布上更加趋于平均化^[12]。另外,研究区附近分布有金属加工作坊,且靠近主干路,排出的废气也会造成 Hg 污染。

需要指出的是,空间分布特征只能定性地作为表象依据为污染源的识别提供一种思路,还需结合定量分析的方法得出更精确的结果。

2.3.2 污染源同位素比值法解析结果

2.3.2.1 土壤污染源解析

由各污染源对土壤中 Cd 和 Hg 的贡献率分布图(图 4a)分析可得,对土壤中 Cd 污染贡献率最大的为

工业废弃物,平均值达到 46%;其次为灌溉水,贡献率为 29%;大气降尘、无机肥、有机肥、农药对土壤 Cd 的污染贡献率均在 10%以下,平均值分别为 9.2%、7.3%、4.3%和 4.2%。由此得出,各潜在污染源对土壤 Cd 的污染贡献大小为工业废弃物>灌溉水>大气降尘>无机肥>有机肥>农药,土壤中 Cd 的污染来源主要是工业废弃物和灌溉水。

对土壤中 Hg,大气降尘的污染贡献率最高,平均值达到 37%;有机肥和灌溉水为第二大污染源,贡献率分别为 25%和 22%;工业废弃物、农药及无机肥对土壤 Hg 贡献率最低,平均值分别为 5.9%、3.1%和 7.1%。由此可知,各潜在污染源对土壤 Hg 的污染贡献大小为大气降尘>>有机肥>灌溉水>无机肥>工业废弃物>农药,土壤中 Hg 的污染来源以大气降尘、有机肥及灌溉水为主。

2.3.2.2 农产品污染源解析

土壤、大气降尘、农药这三类潜在污染源对农产品中 Cd 和 Hg 的污染贡献率分布如图 4b 所示。大气降尘和农药对农产品中 Cd 的贡献率都在 10%以内,

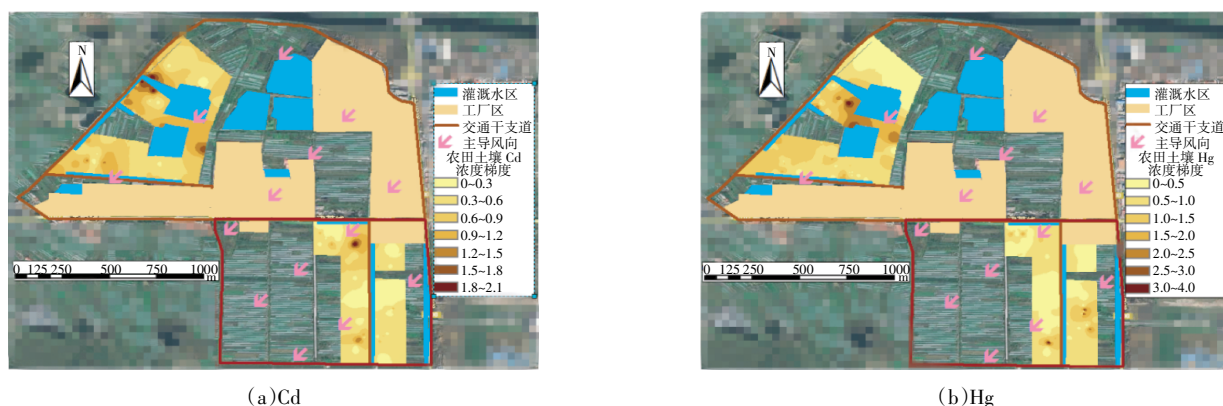


图 3 土壤中 Cd 与 Hg 的空间分布

Figure 3 Spatial distribution of Cd and Hg in soil

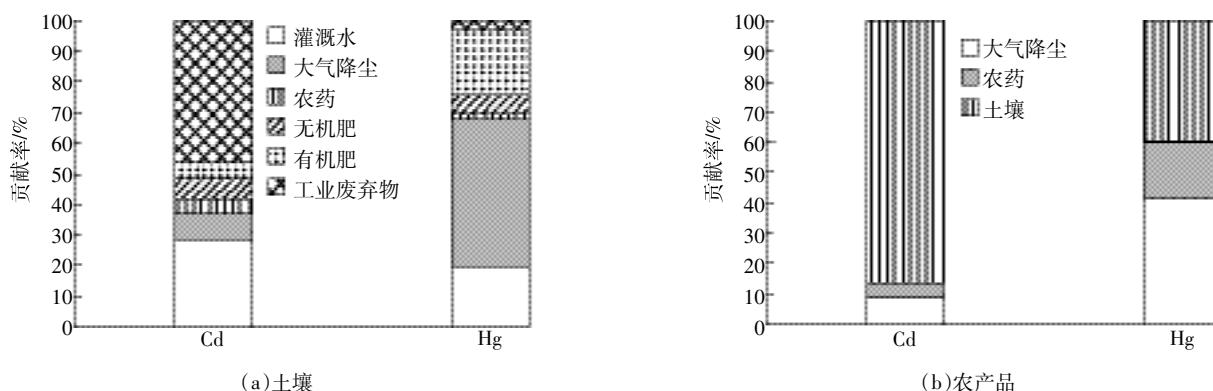


图 4 各污染源对土壤(a)和农产品(b)中 Cd 和 Hg 的贡献率分布

Figure 4 Contribution profiles of pollution sources to soil(a) and agricultural products(b) for Cd and Hg

而土壤的污染贡献率达到 85%,农产品中 Cd 的污染主要来源于土壤中的 Cd 污染;土壤和大气降尘对 Hg 的污染贡献率均较大,平均值分别为 42%和 39%,而农药对 Hg 的污染贡献率低很多,平均值为 20%,由此得出农产品中 Hg 的污染来源以土壤和大气降尘为主导。

由污染源解析结果可知,土壤和农产品中的 Hg 污染均有大气降尘的因素。值得注意的是,研究区菜田以大棚种植为主,因此在种植期间大气降尘对蔬菜中 Hg 的影响程度可能会下降。但是在非种植期,裸露土壤将直接接受大气沉降带来的 Hg 污染。而在种植期,土壤中 Hg 一部分挥发到空气中或者随着农业活动带来的扬尘进入空气,搭盖大棚不利于空气流动和 Hg 的扩散衰减,植物可通过叶面吸收空气中的 Hg。很多研究都证实,植物吸收的 Hg 与土壤可利用的 Hg 不具有相关性,从另外一个角度证实植物中的 Hg 具有多种来源^[13]。

2.4 农产品对 Cd 和 Hg 的风险效应及富集

由单因子污染指数(式 1)和内梅罗综合污染指数(式 2)计算得到,不同农产品对 Cd 和 Hg 的综合污染指数不等(图 5a),叶菜类、块茎类、豆角类、谷物类

的 Cd 和 Hg 污染指数超过 1,为三级(污染)产品,而瓜果类的污染指数低于 1,在安全水平以内。由此得出在污染的农田土壤中,种植不同的农产品,其安全风险不同。

土壤中重金属的形态分布直接影响着其向植物迁移的能力,表 5 统计了研究区农田土壤中 Cd 和 Hg 各形态含量以及在土壤中的迁移系数,得出 Cd 的迁移能力较大,而 Hg 不易迁移。这是因为 Hg 与氢氧化物及硫化物等形成的盐类的溶度积远远小于 Cd 的相应沉淀,而且 Hg 与含硫有机配体的络合常数要远大于 Cd。Hg 的无机盐都具有较高的挥发性,可进入气相被植物吸收^[14]。

不同农产品对重金属的吸收以及体内运移效率有很大差异,需以农产品实际吸收的重金属来更准确地表示土壤重金属对农产品的实际影响^[13]。本研究只对不同农产品可食部分富集 Cd 和 Hg 的能力进行了调查,并采用 SPSS 的单因素 ANOVA(Games-Howell 法)对生物富集系数均值进行多重比较。结果发现在显著性水平 $\alpha=0.05$ 下,除了豆角类和谷物类(对 Cd)、叶菜类和谷物类以及块茎类和豆角类(对 Hg)的富集系数没有统计学意义外($P>0.05$),其他不同类型

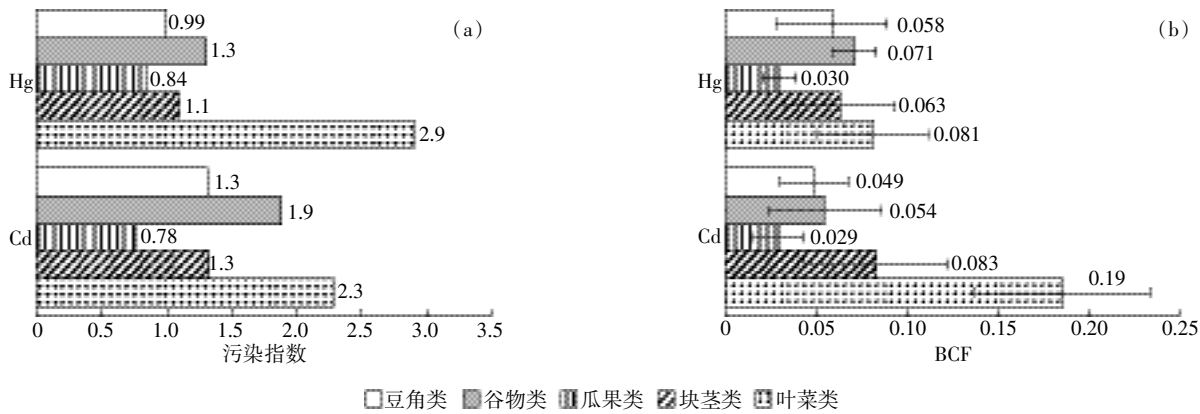


图 5 不同农产品对 Cd 和 Hg 的污染指数(a)和生物富集系数(b)
Figure 5 Pollution indexes(a) and BCFs(b) for Cd and Hg in different agricultural products

表 5 土壤中 Cd 和 Hg 的形态分布统计结果(n=12)
Table 5 Statistical results of Cd and Hg forms in soil(n=12)

重金属形态	Cd				Hg/mg·kg ⁻¹			
	最小值/mg·kg ⁻¹	最大值/mg·kg ⁻¹	平均值/mg·kg ⁻¹	占比/%	最小值/mg·kg ⁻¹	最大值/mg·kg ⁻¹	平均值/mg·kg ⁻¹	占比/%
酸可提取态	0.079	0.40	0.22	42	0.000 23	0.026	0.007 1	1.8
还原态	0.050	0.26	0.12	25	0.000 35	0.14	0.025	7.1
氧化态	0.006 4	0.093	0.032	5.7	0.016	0.30	0.073	21
残渣态	0.031	0.34	0.15	27	0.050	0.82	0.25	70
迁移系数	0.42				0.018			

农产品对Cd和Hg的富集系数均有显著差异($P < 0.05$)。结合不同农作物对Cd和Hg的生物富集系数(图5b)可知,叶菜类对Cd的富集系数最高,其次是块茎类、豆角类和谷物类,瓜果类蔬菜的富集最低,平均值低于0.03。这五类农产品对Hg的富集系数平均值大小排序为叶菜类、谷物类>块茎类、豆角类>瓜果类,除瓜果类蔬菜外,其他农产品对Hg的富集系数平均值均高于0.05。

叶菜类易富集Cd和Hg,对环境产生风险效应强,而瓜果类属于低富集蔬菜,可被筛选为结构调整的农作物。由当地种植习惯,归为瓜果类的西红柿对Cd和Hg生物有效性低,且经济效益可观,因此建议农田种植结构调整西红柿。这一措施实施后,跟踪监测了27个样点,发现分别有12个和9个点位存在土壤Cd和Hg的超标情况,而农产品中这两种重金属含量全部达标。本研究结果说明种植结构调整可以在微污染农田中生产出安全作物,是符合我国现有农耕模式的一种可行的方向,值得借鉴与推广。

3 结论

在研究区内Cd主要以点源形式的污染进入土壤,Hg以面源污染影响为主。

研究区土壤Cd污染主要来自工业废弃物与灌溉水,农产品中Cd污染主要来源于土壤;土壤Hg污染主要来自大气降尘、有机肥及灌溉水,农产品中Hg的污染来源主要有土壤和大气降尘。

Cd和Hg在土壤中形态不同,Cd在土壤中的迁移能力明显大于Hg,而残渣态Hg盐具有一定挥发性。不同农产品对重金属的富集能力不同,瓜果类对Cd和Hg的富集效率最低,重金属含量符合食品卫生标准。利用不同植物吸收重金属有效性的差异,通过种植结构调整,可在微污染农田中生产出安全作物,且不影响农民的收益。

参考文献:

- [1] Li Z Y, Ma Z W, Kuijp T J, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 468: 843–853.
- [2] Mesa J, Mateos N E, Caviedes M A, et al. Scouting contaminated estuaries: Heavy metal resistant and plant growth promoting rhizobacteria in the native metal rhizoaccumulator *Spartina maritima* [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 90(1/2): 150–159.
- [3] Xiao Q, Zong Y T, Lu S G. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, 120: 377–385.
- [4] Simeonov E J, Tsakovski S, Kraft J. Multivariate statistical assessment of polluted soils [J]. *Central European Journal of Chemistry*, 2005, 3(1): 1–9.
- [5] Davis H T, Aelion C M, Mcdermott S, et al. Identifying natural and anthropogenic sources of metals in urban and rural soils using GIS-based data, PCA, and spatial interpolation [J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(8/9): 2378–2385.
- [6] Cloquet C, Carignan J, Libourel G, et al. Tracing source pollution in soils using cadmium and lead isotopes [J]. *Environmental Science and Technology*, 2006, 40(8): 2525–2530.
- [7] Voua O P, Owojori O J, Reinecke S A, et al. Using estimates of metal bioavailability in the soil and genetic variation of allozymes to investigate heavy metal tolerance in the earthworm *Eisenia fetida* (Oligochaeta) [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2011, 74(7): 2070–2074.
- [8] 王 婷, 王 静, 孙红文, 等. 天津农田土壤镉和汞污染及有效态提取剂筛选 [J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(1): 119–124.
- WANG Ting, WANG Jing, SUN Hong-wen, et al. Contamination of cadmium and mercury in farmland of Tianjin and extraction methods for predicting their bioavailability [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(1): 119–124.
- [9] 宇 妍. 天津市近郊叶菜类蔬菜和菜地土壤重金属含量调查及风险评估 [D]. 陕西: 西北农林科技大学, 2013.
- YU Yan. The survey of heavy metal concentrations in vegetables and soils in Tianjin and the potential risks to human health [D]. Shanxi: North West Agriculture and Forestry University, 2013.
- [10] 杨梦溪. 降雨插值方法在荷兰地区的评估 [D]. 西安: 长安大学, 2015.
- YANG Meng-xi. Evaluating rainfall interpolation over the Netherlands [D]. Xi'an: Chang'an University, 2015.
- [11] Morel F M M, Kraepiel A M L, Amyot M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury [J]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1998, 29(1): 543–566.
- [12] 刘 钊, 欧阳坤, 谢颖立, 等. 基于三维和时态GIS的高斯烟团模型应用研究 [J]. 测绘通报, 2011(5): 80–82.
- LIU Zhao, OUYANG Kun, XIE Ying-li, et al. The applied research of Gaussian puff model based on 3D GIS and TGIS [J]. *Bulletin of Surveying and Mapping*, 2011(5): 80–82.
- [13] 王 静, 张彦峰, 姜春晓, 等. 天津市污灌区重金属在土壤-蔬菜体系中的迁移积累 [J]. 城市环境与城市生态, 2008, 21(2): 38–41.
- WANG Jing, ZHANG Yan-feng, JIANG Chun-xiao, et al. Transfer and accumulation of heavy metals in soil-vegetable system of sewage irrigated areas in Tianjin [J]. *Urban Environment and Urban Ecology*, 2008, 21(2): 38–41.
- [14] 戴树桂. 环境化学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2006.
- DAI Shu-gui. Environmental chemistry [M]. Beijing: Higher Education Press, 2006.