

北京城郊污灌土壤-小麦(*Triticum aestivum*)体系重金属潜在健康风险评价

朱宇恩^{1,2}, 赵 焱^{1*}, 李 强¹, 陈志凡¹, 乔捷娟¹, 吉艳琴³

(1.北京师范大学环境学院水环境模拟国家重点实验室, 北京 100875; 2.山西大学环境与资源学院, 太原 030006; 3.中国疾病预防控制中心辐射防护与核安全研究所, 北京 100088)

摘 要: 为探讨城郊污灌土壤-小麦体系中重金属 Cu、Cd、Cr、Pb 和 Zn 的迁移富集特征及潜在健康风险, 选取北京城郊污灌区 24 块代表性小麦(*Triticum aestivum*)样地, 运用高分辨电感耦合等离子体质谱仪(HR-ICP-MS)测定了土壤及小麦籽粒中消解态 Cu、Cd、Cr、Pb 和 Zn 含量。结果表明, 污灌土壤中 Cu、Cd、Cr、Pb 和 Zn 的均值含量分别为 26.51、0.24、101.29、28.04 mg·kg⁻¹ 和 85.59 mg·kg⁻¹, 高于北京土壤元素背景值, 已出现积累现象; 小麦籽粒中 5 种重金属含量顺序为 Zn(52.38 mg·kg⁻¹)>Cu(6.09 mg·kg⁻¹)>Cr(4.62 mg·kg⁻¹)>Pb(0.17 mg·kg⁻¹)>Cd(0.04 mg·kg⁻¹), 其中 Cr、Zn 含量超出国家标准限值, 食品安全需引起关注。在以污灌区小麦粉为主要食源条件下, 健康风险评价显示: 北京城郊污灌区单一重金属风险系数(HQ)尚未达到显著水平, 但是郊区成人和儿童的 5 种重金属综合健康风险均大于 1, 4 种不同人群的风险系数(HQ)和风险指数(HI)有相同的影响顺序, 即郊区儿童>郊区成人>城区儿童>城区成人; 5 种重金属中, Cr 所占风险比例最小, 由 Cu 和 Zn 所引起的健康风险所占比例最高。表明对北京城郊污灌区小麦籽粒主要消费区域和流通渠道以及由此引发的居民(尤其郊区儿童和成人)重金属健康风险需要予以关注, 预防食品安全危害的发生。

关键词: 健康风险; 污灌土壤; 小麦籽粒; 重金属

中图分类号: X820.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2011)02-0263-08

Potential Influences of Heavy Metal in "Soil-Wheat(*Triticum aestivum*)" System on Human Health: A Case Study of Sewage Irrigation Area in Beijing, China

ZHU Yu-en^{1,2}, ZHAO Ye^{1*}, LI Qiang¹, CHEN Zhi-fan¹, QIAO Jie-juan¹, JI Yan-qin³

(1.State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2.School of Environment and Resources, Shanxi University, Taiyuan 030006, China; 3.National Institute for Radiological Protection, Chinese Center for Disease Control and Prevention, Beijing 100088, China)

Abstract: Heavy metals(HMs) may cause deleterious effects on human health due to the ingestion of food grain grown in contaminated soils. Heavy metal contaminated soils resulting from sewage and wastewater irrigation is the major concern because the potential risk on human health was involved. In the present study, in order to acquire better understanding of the characteristics of translocation and enrichment of heavy metal in sewage irrigated soil-wheat(*Triticum aestivum*) system, we collected the samples from 24 sewage-irrigated fields located at the suburb Beijing. The concentrations of Cu, Cd, Cr, Pb and Zn in the soil and wheat seed were determined by High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry(HR-ICP-MS). Based on the results, we assessed the potential health risk for local residents. The results indicated that the average concentration of Cu, Cd, Cr, Pb and Zn in the sewage-irrigated soil was 26.51, 0.24, 101.29, 28.04 mg·kg⁻¹ and 85.59 mg·kg⁻¹ respectively, which were higher than soil background value of Beijing, revealing the heavy metal accumulation in the soils of sewage-irrigated fields. Concentration or accumulation of Cu, Cd, Cr, Pb and Zn in wheat seed followed the sequence: Zn (52.38 mg·kg⁻¹)>Cu(6.09 mg·kg⁻¹)>Cr(4.62 mg·kg⁻¹)>Pb(0.17 mg·kg⁻¹)>Cd(0.04 mg·kg⁻¹). The Zn and Cr concentrations of several wheat seed samples exceeded the permissible limits of China standard for food safety. The facts emphasize that we should be pay additional attention on food safety. In relation to non-carcinogenic risks, Hazard Quotient(HQ) of individual metal presented values inside the safe interval. However, health

收稿日期: 2010-07-25

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973)项目(2007CB407302); 教育部博士点基金资助项目(20050027022)

作者简介: 朱宇恩(1976—), 男, 山西平遥人, 博士研究生, 讲师, 研究方向为土壤污染与修复。E-mail: zhuyuen@sxu.edu.cn

* 通讯作者: 赵 焱 E-mail: zhaoye@bnu.edu.cn

risk due to the added effects of five HMs was significant for rural children and rural adults, but not for urban adults and urban children. *HQ* (individual risk) and *HI* (Hazard Index of aggregate risk) to different inhabitants due to HMs followed the same sequence: country children>country adults>urban children>urban adults. Amongst the HMs, potential health hazards due to Cu and Zn were large, and that due to Cr was the minimum. It suggests we should pay more attention on its circulation area and scope of wheat grain in sewage-irrigated area and the potential added threat of HMs to the health of country inhabitants(both children and adults) through consumption of wheat in Sewage-irrigated area of Beijing.

Keywords: health risk; sewage-irrigated soils; wheat grain; heavy metal

重金属是一类对环境和人类极易产生危害的污染物^[1]。随着各种重金属新特性的发现,在工农业中使用强度也大大增加,其中一定比例的重金属以废物的形式排放到大气、水体和土壤中,由于重金属的稳定性,大气和水体中无法降解的重金属最终进入土壤,使土壤成为重金属的汇^[2]。这些土壤中重金属含量如果超过一定限值,将会通过植物的富集作用进入作物,进而降低作物产量和质量,损害人体健康^[3]。

重金属进入人体的方式多样,呼吸、皮肤接触和饮食摄入是3种主要的途径。相对于呼吸和皮肤接触,饮食摄入由于摄入量、饮食种类复杂、食品中重金属含量差异显著等因素,成为重金属摄入的主要途径^[4-5]。在美国重金属摄入食物中,包括了水产品、肉类、乳制品、鸡蛋、蔬菜等多种食物^[6],但对谷类作物关注较少^[7-10]。而实际上,谷类几乎是全世界日常饮食结构中最大量的食物^[11],且终身消费^[7]。所以谷类作物的健康风险评价具有现实意义。

目前,针对重金属潜在健康风险评价方法主要有致癌和非致癌两种,非致癌评价方法由美国国家环保局创建,包括风险系数(Hazard Quotient, *HQ*)和风险指数(Hazard Index, *HI*)两项指标^[6],这种方法已被广泛采用,实践证实评价效果是有效和实用的^[9-10,12]。

近年来,随着城市的集聚和工业化的发展,重金属土壤污染在一些区域呈现加重的趋势,其中污水灌溉为成因的占有一定的比重。市政污水作为城市近郊和缺水地区常用的灌溉水源^[13-14],在增加土壤N、P等营养元素及有机质含量的同时,会由于污水中含有的重金属元素,诸如Cd、Cu、Fe、Mn、Pb和Zn等浓度过高而引发重金属的不断积累^[15-16],导致土壤污染^[17],进而影响农产品的品质。北京市郊污灌区是典型的城市污灌区,土壤和作物中重金属的积累现象已有发现^[18-19],明确污灌区粮食(尤其是小麦)摄入重金属含量对人体的健康风险尤为重要。基于此,本研究以联合国粮农组织(Food and Agriculture Organization, FAO)、世界卫生组织(World Health Organization,

WHO)、美国环境保护署和一些国家管理机构设定的食品中重金属最大允许浓度为参照标准,在北京城市污灌区域选取24个小麦集中分布区域,采集土壤和小麦麦粒样品,运用ICP-MS测定土壤和小麦中重金属(Cu、Cd、Cr、Pb、Zn)含量,并采用美国环境保护署选取的非致癌健康风险评价方法,对该区域小麦摄入重金属的人体健康风险进行评价。

1 材料和方法

1.1 采样点设置

研究区位于北京市大兴与通州的交接区域,这里地处暖温带大陆性季风气候区,年均气温约10.5℃,年降水量约620mm,降水多集中在夏秋季节,冬春季降水稀少且多大风天气;在地形上属于潮白河冲积平原,地势由北向南微倾斜,地表主要为潮白河携带的黄褐色或黄棕色砂壤质和粉砂壤质沉积物,在上述沉积物上发育了壤质潮土、砂质潮土和黏质潮土,这些土壤环境背景值相对均一^[20-21];在水文条件上研究区属于凉水河、凤港减河、北运河并行区域,地表水水质差异显著。

为保证农业生产,当地几十年来一直引用承接北京市生活污水和生产废水的通惠河、凉水河或高碑店污水处理厂的排水进行灌溉,污灌农田也主要分布在通惠河以南和凉水河两岸,如图1所示。因北京城市化向东南快速发展,通惠河周边区域和凉水河以北区域已少有农田分布。研究区土地利用以灌溉农业为主,种植冬小麦、夏玉米、棉花和蔬菜等,小麦在生长期一般浇两次水,主要在越冬前和返青时进行,地表水的使用量约占总用量的2/3,地下水的使用量占1/3。

1.2 样品采集及处理

本次研究采样通过卫星影像和实地考察相结合,以污灌区域成片分布麦田为研究对象,选择具有代表性的24个麦田样区,于2008年进行野外土壤环境调查与采样,每个样区采用梅花布点法采集土壤表土层

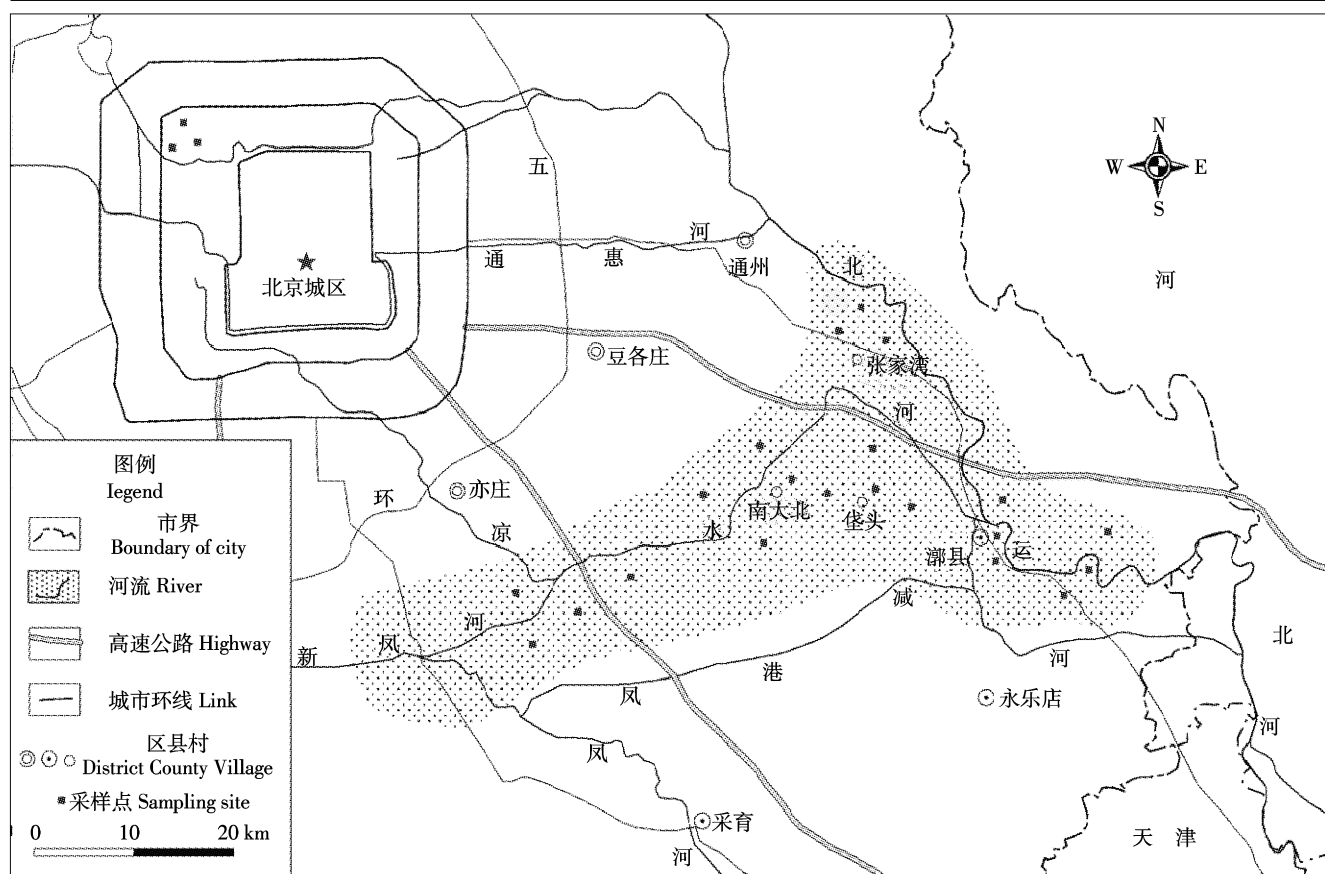


图1 研究区域位置及样点分布图

Figure 1 Location of the sampling areas and sites

样品(0~20 cm),土壤样品经室内自然风干,磨细过100目筛备用。小麦样品采用随机采样方法采集,每个样区随机抽取6个小麦植株,采集麦穗,室内风干脱壳,麦粒经超声波清洗后,再用去离子水冲洗3次,80℃烘箱中烘烤至恒重,冷却后粉碎,粉碎样品存储在牛皮纸袋中保存待测。

1.3 样品分析与数据处理

污灌区田间土壤的pH为1:5土液比浸提,用pH计测定;总有机碳含量采用重铬酸钾外加热法测定,CaCO₃含量采用气量法测定;土壤质地采用吸管法测定,其测定结果如表1所示。

准确称取0.1000 g的过100目筛土壤样品,采用美国国家环保局推荐的USEPA-3050B方法^[2],消煮土壤样品。准确称取0.2000 g的小麦样品置于聚四氟乙烯坩埚中,加入3 mL优级纯HNO₃和1 mL优级纯HClO₄,铁罐密封,防止消解酸挥发,放置于150℃的烘箱内消煮4 h,再加入1 mL优级纯HNO₃并用超纯去离子水定容至10 mL。在中国疾病预防控制中心的万级洁净实验室中,将上述土壤样品待测液稀

释100倍、小麦样品待测液稀释10倍,用Element2型高分辨电感耦合等离子体质谱仪(High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer, HR-ICP-MS, 美国Finnigan公司)测量样品中5种重金属含量(中国环境保护标准中的等效方法),其测量条件是钢内标法测量,样品介质为体积分数2%的HNO₃,标准溶液为美国SPEX标准;实验用水由Milli-Q超纯水制备系统制备,其电阻率为18.2 MΩ·cm@25℃。

1.4 质量控制和统计分析

在分析过程中为确保数据的准确性和监测仪器的稳定性,土壤标准物质[GBW 07401(GSS-1)]和小麦植物标准物质(GBW 08503)与土壤、小麦样品以同样的方法消解,标准物质均来自国家标准物质中心。同时,在每批次分析样品中,添加试剂空白,并将10%的样品进行重复测定,以保证分析的精度和准确度。分析结果以Excel进行数据处理;用SPSS16.0统计软件进行统计分析,用Mapinfo7.8和Origin7.5分别完成相关图表制作。

2 结果与分析

2.1 采样区土壤特征分析

由表1可见,采样区土壤pH值在7.57~8.54之间,CaCO₃含量0.07~60.33 g·kg⁻¹,土壤OM均值可达15.90 g·kg⁻¹,可见土壤表层含有CaCO₃,呈现碱性反应且富含有机质。这些土壤特性,一方面有利于重金属元素在土壤表层中累积,另一方面可降低土壤中重金属的活性并抑制植物的吸收作用^[23-24]。

2.2 污灌对土壤Cu、Cd、Cr、Pb和Zn含量影响

土壤样本重金属Cu、Cd、Cr、Pb和Zn测定数据如表2所示,Cu、Cd、Cr、Pb和Zn的均值分别为26.51、0.24、101.29、28.04 mg·kg⁻¹和85.59 mg·kg⁻¹。与北京市土壤背景值比较发现^[21],研究区土壤Cd、Cr、Zn均值与背景值存在极显著差异($P<0.01$),与Pb存在显著差异($P<0.05$),Cd、Cr、Pb分别高出背景值3.24、1.49、1.10倍。土壤中Cu、Cd、Cr、Pb和Zn与1985年测定值均存在极显著差异^[25]($P<0.01$),分别高出1985年测定值2.63、1.82、1.92、2.16倍和2.02倍,表明当地污灌土壤呈现出明显的重金属积累态势。从变异系数(Coefficient of variance)分析,5种重金属的变异系数依次为Cd(0.46)>Cu(0.39)>Cr(0.22)=Zn(0.22)>Pb

(0.21),表明研究区Cr、Zn和Pb虽呈增加态势,但分布较为均一;而Cd、Cu呈现出均匀分布状态。据资料统计,凉水河是北京南城地区一条多年用于排污的河道,该排水河道雨污合流,沿线最多时共有排污口1 031个,其中常年排污口705个,沿线曾分布众多排污企业,各阶段水质差异明显,这可能是重金属呈现不均匀分布的主要原因。

测定发现,研究区土壤pH值范围在7.57~8.54之间,参照《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)中“保障农业生产、维护人体健康”的国家二级标准(pH>7.5),所测定5种重金属质量分数均低于二级国标值,未出现超标现象,污灌区土壤可进行正常的农林业生产。

2.3 污灌对麦粒Cu、Cd、Cr、Pb和Zn含量影响

土壤重金属的富集系数(Bioconcentration Coefficients, BCF)是衡量土壤重金属被植物吸收难易程度的指标之一。从农学领域来看,粮食作物一般以作物的可食部分(籽粒)的吸收量(浓度)来评价土壤重金属有效性的强弱。计算公式如下:

$$BCF_{\text{heavy metal}}^{\text{Wheat}} = C_{\text{heavy metal}}^{\text{seed}} / C_{\text{heavy metal}}^{\text{soil}}$$

式中 $C_{\text{heavy metal}}^{\text{seed}}$ 为小麦籽粒中重金属含量, $C_{\text{heavy metal}}^{\text{soil}}$ 为土壤中重金属含量。

表1 研究区表土层(0~20 cm)土壤性状特征

Table 1 The physical and chemical properties of the topsoil(0~20 cm) in study area

采样区 Sample area	特征参数 Soil characteristics	范围值 Range	均值 Mean	标准差 Std
24 采样点 24 Subsamples	OM/g·kg ⁻¹	4.92~42.51	15.90	0.43
	pH1:5	7.57~8.54	8.12	0.04
	CaCO ₃ /g·kg ⁻¹	0.07~60.33	14.44	1.10
	Sand/g·kg ⁻¹	418.68~452.63	437.63	27.18
	Slit/g·kg ⁻¹	304.38~331.56	322.26	23.54
	Clay/g·kg ⁻¹	222.50~258.49	240.11	18.67

注:OM为有机质;Sand为砂砾(2.0~0.05 mm);Slit为粉砂砾(0.05~0.002 mm);Clay为粘粒(<0.002 mm)。

表2 北京城郊污灌区土壤重金属含量(mg·kg⁻¹)

Table 2 The concentrations of heavy metal in the sewage-irrigated soils of Beijing suburb area(mg·kg⁻¹)

元素 Element	范围 Range	均值 Mean	标准差 Std	二级国标值 National secondary standard	北京市土壤背景值 Soil background value	1985年测定值 Concentration in 1985	超标样本比例 Ratio of exceeding standard value
Cu	13.31~60.04	26.51	10.34	100	23.6	10.07**	0
Cd	0.01~0.42	0.24	0.11	0.6	0.074**	0.132**	0
Cr	64.55~166.83	101.29	22.05	300	68.1**	52.66**	0
Pb	19.9~42.83	28.04	5.98	300	25.4*	13**	0
Zn	61.59~142.52	85.59	18.74	250	102.6**	42.32**	0

注:*和**分别表示均值与背景值数据间差异达 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 显著水平,下同。* and ** are significant at 0.05 and 0.01 probability levels between mean and background level, respectively, the same below.

从表3可以看出,在5种重金属中,Zn和Cu在小麦籽粒中含量最高,二者的含量范围分别在30.70~95.72 mg·kg⁻¹和4.21~12.34 mg·kg⁻¹之间,均值分别达到52.38 mg·kg⁻¹和6.09 mg·kg⁻¹,与1985年测定值存在极显著差异($P<0.01$),说明Cu和Zn在小麦籽粒中已出现积累态势;将Cu、Zn均值与国标限值比较发现,仅有Zn超过国标限值2.38 mg·kg⁻¹,但从样品超标比例分析,二者均出现超标现象,超标比率分别达到4%和52%,Cu、Zn尤其是麦粒中Zn的污染已不容忽视。相关性分析发现,小麦籽粒中Zn含量与土壤中Zn含量存在显著的相关性($P<0.05$);Zn、Cu富集系数分别为0.61和0.23,也显著高于其他3种重金属,这与Wang的研究结果一致^[9]。

Cd、Cr和Pb均是植物生长非必需的微量元素,此类重金属的吸收属被动吸收^[24]。表3数据显示,小麦籽粒中Cd、Pb含量分别在0.007~0.095 mg·kg⁻¹和0~0.063 mg·kg⁻¹之间,均值为0.04 mg·kg⁻¹和0.17 mg·kg⁻¹,均低于国标限值0.1 mg·kg⁻¹和0.2 mg·kg⁻¹,但与1985年测定数据比较发现,含量均有大幅度增加,说明Cd、Pb在小麦籽粒中产生富集,尤其是Pb的超标比例达到了0.37。小麦籽粒中Cr均值4.62 mg·kg⁻¹,超过国家标准1.0 mg·kg⁻¹限值4.6倍,超标比例0.93,超标现象严重,可见小麦中Cr的污染已经不容忽视。变异系数分析可知,Cd、Cr和Pb均呈现空间的不均匀分布,除土壤中重金属不均匀分布因素外,经调查发现,超标样本所在区域均距离周边村庄较近,且有工厂、机场和输变电路分布,超标可能与此有关,进一步说明关注研究区的健康风险的必要性。

从富集系数分析,三者虽同属被动吸收,但Cd的富集能力要高出Pb、Cr两到三个数量级,明显强于Pb、Cr,与Kabata的研究结论相符,也说明Cd在研究区土壤中活性较高。Usman和Wu等的研究也证实,Ca、Pb、Cu和Zn离子会增加Cd的活性和解析率,增加向植物

体内的迁移,可能是这一因素导致Cd活性的增加^[26-27]。

3 讨论

重金属含量测定数据显示:小麦籽粒中重金属含量已经出现超标。美国国家环保署创建的非致癌评价方法被证实是一种实用的评价技术^[9-10,12],小麦粉消费的健康风险评价能够明确污灌区小麦粉消费的潜在风险和种植的适宜性,本研究尝试采用该方法对污灌区小麦健康风险做出评价。

3.1 小麦面粉日均摄入量

鲍善芬采用多级分层抽样方法对北京地区居民膳食结构调查分析发现^[28],远郊区和城区居民面粉摄入量分别为170 g·d⁻¹和131.5 g·d⁻¹,儿童(0~6岁)小麦日均摄入量假定为成人的1/3,以此推断,远郊区儿童和城区儿童的日均小麦摄入量分别为56.7 g·d⁻¹和43.7 g·d⁻¹。如图2所示。

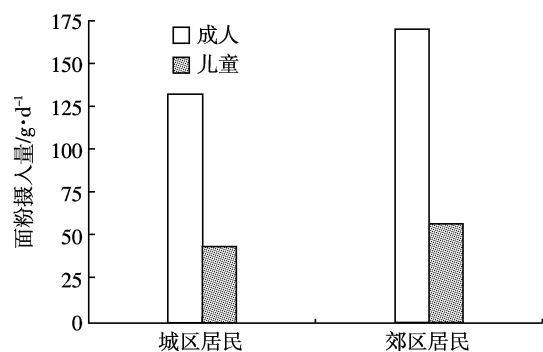


图2 北京城区和郊区居民面粉摄入量

Figure 2 The consumption rates of wheat among urban and rural inhabitants in Beijing

3.2 单一重金属风险评价

单一重金属潜在的非致癌风险评价参数为风险系数(HQ)^[6],计算公式如下:

$$HQ = CDI / RfDo$$

$$CDI = \frac{CF \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

表3 麦粒中重金属含量(mg·kg⁻¹)

Table 3 The concentration of heavy metal in wheat seed(mg·kg⁻¹)

元素 Element	范围 Range	均值 Mean	标准差 Standard deviation	国标限值 Tolerance limits of Chinese standards	北京市 1985 年测定值 Concentration in 1985	富集系数 BCF	超标样本比例 Ratio of exceeding standard value
Cu	4.21~12.34	6.09	1.57	10	6.3**	0.23	0.04
Cd	0.007~0.095	0.04	0.02	0.1	0.015**	0.17	0
Cr	0.22~8.95	4.62	2.08	1.0	0.147**	0.046	0.93
Pb	0~0.63	0.17	0.21	0.2	0.046**	0.006	0.37
Zn	30.70~95.72	52.38	13.05	50	17.7**	0.61	0.52

式中: CDI (慢性日均暴露量)表示单位体重单位时间(每日)的污染物(重金属)摄入量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; $RfDo$ 表示重金属经口毒性参考剂量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; CF 表示麦粒中重金属均值, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; IR 表示每人每日面粉摄入量,见图2; EF 表示暴露频率, $365\text{ d}\cdot\text{a}^{-1}$; ED 表示平均暴露的持续时间(本研究选取成人70 a, 儿童6 a)^[29]; BW 表示平均身体重量(成人选取61.6 kg, 儿童选取18.6 kg)^[30]; AT 表示平均暴露时间($AT=365\times ED$)。如果 CDI 值超过限值(即 $HQ>1$), 则存在潜在的非致癌影响。 HQ 值越大, 潜在的致癌可能性越大。

$RfDo$ 值为经口毒性参考剂量, 表明该剂量下, 人体日常暴露水平不会在生命期内产生可评估的毒性效应。本研究中, 各重金属 $RfDo$ 值分别选取: Cu 为 $0.04\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Cd 为 $0.003\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Cr 为 $1.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 Zn 为 $0.3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[31]。美国环境保护署未给出 Pb 的 $RfDo$ 值, 本研究中采用的 $0.004\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 是依据 FAO/WHO 成人 Pb 周摄入参考限值 ($25\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 体重) 计算得出的^[32]。

重金属元素 HQ 值列于表4。由表4可知, 无论成人儿童还是城区郊区, 5种重金属 HQ 值均小于1, 表明北京城郊区居民通过污灌区小麦摄食, 不会存在某种重金属带来的健康风险。但值得注意的是无论城区还是郊区, 儿童通过摄食小麦引发的重金属健康风险均大于成人, 这与前人的研究结论一致^[7,10,12], 说明儿童的健康风险更加值得关注。每一种金属对暴露人群风险系数顺序均为郊区儿童>郊区成人>城区儿童>城区成人。不同重金属的 HQ 值具有较大差异, 其中 Cu 和 Zn 的 HQ 值最大, 均值可达0.39和0.45, 这可能与 Cu、Zn 在植物中的高的吸收率及有效性系数相关。Cr 的 HQ 值最小, Cr 的高 $RfDo$ 值 ($1.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 是原因之一。Wang 等^[9]研究发现, 蔬菜和鱼类摄入计算出的 Cr 的 HQ 值也显著小于 Cu、Zn、Pb 和 Cd, 与本研究结论一致。

3.3 综合重金属风险评价

人体摄入的食物中往往不仅存在一种重金属, 而

多是数种金属伴生, 为评价多种重金属的潜在非致效应, 有研究者在 EPA 化学物质健康风险评价^[33]的基础上提出了一种风险指数(HI), 风险指数等于风险系数的和, 当 HI 大于1时, 表明有潜在健康风险。计算公式如下^[6]:

$$HI = \sum HQ = CDI_1/RfDo_1 + CDI_2/RfDo_2 + \dots + CDI_i/RfDo_i$$

由计算公式可知, 当单一重金属风险系数(HQ)均小于1时, 还可能存在由多种重金属引发的健康风险。从表4可知, 虽然5种单一重金属风险系数均小于1, 但多种重金属风险系数柱状图(图3)显示, 郊区成人和郊区儿童 HI 值大于1, 分别达到1.14和1.25, 表明郊区居民(成人和儿童)存在健康风险。城区成人和儿童 HI 值分别为0.89和0.97, 均低于1, 说明城区居民消费污灌区小麦籽粒尚处于安全状态, 不存在健康风险。但是, 居民膳食结构不仅仅以面食为主, 还加以各种蔬菜、肉类等副食, 众多研究证实蔬菜和肉类中也含有一定量的重金属, 如果将这些风险考虑在内, 则当地居民健康风险将大大增加。

从图4分析, 相比之下, Cr 所引发风险所占比例最低, 仅为0.94%, 与 Huang 等的研究结论相符^[12];

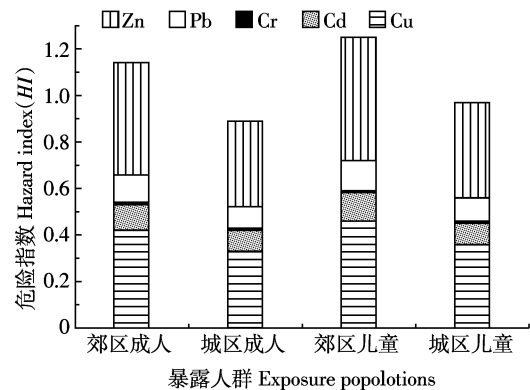


图3 不同暴露人群 HI 值

Figure 3 HI of HMs for different exposure populations

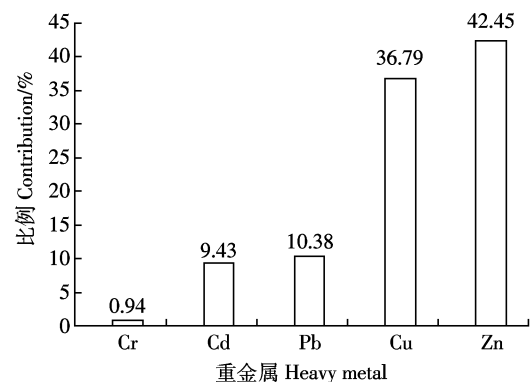


图4 重金属风险指数比例

Figure 4 Contribution of HMs to integrative risk

表4 不同暴露人群5种重金属 HQ 值

Table 4 HQ of individual HM for different exposure populations

重金属 Heavy metal	Cu	Cd	Cr	Pb	Zn
城区成人 Urban adults	0.33	0.09	0.006 6	0.09	0.37
城区儿童 Urban children	0.36	0.09	0.007 3	0.10	0.41
郊区成人 Rural adults	0.42	0.11	0.008 5	0.12	0.48
郊区儿童 Rural children	0.46	0.12	0.009 4	0.13	0.53

Cd、Pb 占风险指数比重分别为 9.43%和 10.38%,危害较小;而 Cu、Zn 两种金属所占风险指数比重较大,分别达到 36.79%和 42.45%,这与当地污灌导致的土壤中 Cu、Zn 的积累有关,但 Cu、Zn 高的生物有效性系数也是因素之一。说明必须关注与 Cu、Zn 有关的健康疾病,采取适当的工程、物理化学和耕作措施,将 Cu、Zn 在小麦中的迁移即富集量控制在合理范围内。

4 结论

(1)测定数据分析表明,研究区土壤中 Cu、Cd、Cr、Pb 和 Zn 的均值含量与 1985 年测定值均存在极显著差异,表明 5 种重金属在研究区呈现积累态势。研究区小麦中重金属含量顺序为 Zn($52.38 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)>Cu($6.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)>Cr($4.62 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)>Pb($0.17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)>Cd($0.04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),与 1985 年测定值均存在极显著差异,出现积累态势;其中籽粒中 Zn、Cr 超出国家标准限制,食品安全需引起关注。5 种重金属富集系数(BCF)顺序为 Zn(0.61)>Cu(0.23)>Cd(0.17)>Cr(0.046)>Pb(0.006),Cd 在人体非必需元素中富集能力最强。

(2)研究结果显示,北京城郊污灌区单一重金属健康风险尚未达到显著水平,但是郊区成人和儿童的 5 种重金属综合健康风险要大于 1,说明研究区存在由于小麦摄入而产生的健康风险,应引起足够的重视。4 种不同人群的风险系数(HQ)和风险指数(HI)有相同的影响顺序,均为郊区儿童>郊区成人>城区儿童>城区成人;在 5 种重金属中,Cu 和 Zn 所引起的健康风险在风险指数中所占比例最高。

(3)需要特别说明的是,虽然北京污灌区小麦所占北京面粉消费量不足十分之一,并且省际或跨国间的小麦贸易和引进对污灌区小麦所产生健康风险具有稀释作用,但本文结论说明有必要对污灌区农产品有毒元素含量等风险因子加以监管,控制摄入总量以减少健康风险的发生概率。

(4)人体重金属饮食摄入除小麦外,还存在多种途径。本研究仅考虑小麦摄入单一因素的人体重金属健康风险,未考虑其他食物或途径摄入重金属影响。因此,还需要进一步研究其他食物(如蔬菜、肉、蛋、奶)、饮用水、大气呼吸和外界接触所带来的重金属相关健康风险,进而确定不同源的影响比例,为公众卫生健康提供理论依据。

参考文献:

[1] Bradl H. Heavy metals in the environment: Origin, interaction and reme-

diation[M]. Elsevier, Amsterdam Press, 2005.

- [2] Wei B G, Yang L L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China[J]. *Microchemical Journal*, 2010, 94(2):99-107.
- [3] Li Q S, Cai S S, Mo C H, et al. Toxic effects of heavy metals and their accumulation in vegetables grown in a saline soil[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2010, 73(1):84-88.
- [4] Grasmück D, Scholz R W. Risk perception of heavy metal soil contamination by High-Exposed and Low-Exposed inhabitants; The role of knowledge and emotional concerns[J]. *Risk Analysis*, 2005, 25(3):611-622.
- [5] Järup L. Hazards of heavy metal contamination[J]. *British Medical Bulletin*, 2003, 68:167-182.
- [6] US EPA(United States Environmental Protection Agency), EPA/540/1-89/002. Risk assessment guidance for superfund. Human Health Evaluation Manual(Part A). Interim Final, vol. I. Washington(DC)[S]; United States Environmental Protection Agency, 1989.
- [7] Nadal M, Schuhmacher M, Domingo J L. Metal pollution of soils and vegetation in an area with petrochemical industry[J]. *Science of the Total Environment*, 2004, 321(1-3):59-69.
- [8] Sridhara Chary N, Kamala C T, Samuel Suman Raj D. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 69(3):513-524.
- [9] Wang X L, Sato T, 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 Total Environment*, 2005, 350(1-3):28-37.
- [10] Zheng N, Wang Q, Zheng D. Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 383(1-3):81-89.
- [11] Caussey D, Gochfeld M, Gurzau E, et al. Lessons from case studies of metals: Investigating exposure, bioavailability, and risk[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2003, 56(1):45-51.
- [12] Huang M L, Zhou S L, Sun B, et al. Heavy metals in wheat grain: Assessment of potential health risk for inhabitants in Kunshan, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 405(1-3):54-61.
- [13] Gwenzi W, Munondo R. Long-term impacts of pasture irrigation with treated sewage effluent on shallow groundwater quality[J]. *Water Science and Technology*, 2008, 58(12):2443-2452.
- [14] Mohammad M J, Mazahreh N. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2003, 34(9-10):1281-1294.
- [15] Al-Khashman O. Chemical evaluation of Ma'an sewage effluents and its reuse in irrigation purposes[J]. *Water Resources Management*, 2009, 23(6):1041-1053.
- [16] Al-Lahham O, El Assi N M, Fayyad M. Impact of treated wastewater irrigation on quality attributes and contamination of tomato fruit[J]. *Agricultural Water Management*, 2003, 61(1):51-62.
- [17] Da Fonseca A F, Melfi A J, Montes C R. Maize growth and changes in

- soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. II. Soil acidity, exchangeable cations, and sulfur, boron, and heavy metals availability[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2005, 36(13-14):1983-2003.
- [18] 卢桂兰, 韩梅, 李发生. 北京市通州污灌区土壤环境监测和蔬菜重金属污染状况研究[J]. 中国环境监测, 2005, 21(6):54-56.
LU Gui-lan, HAN Mei, LI Fa-sheng. Monitoring of soil environment pollution and vegetable contamination by heavy metals in Tongzhou irrigation area of Beijing City[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2005, 21(6):54-56.
- [19] 杨军. 灌溉水中重金属对土壤和农作物的污染风险[D]. 重庆:西南农业大学, 2005.
YANG Jun. Pollution risks of heavy metals in irrigated water on soils and crops[D]. Chongqing: Agricultural University of Southwest, 2005.
- [20] 国家环保总局. 中华人民共和国土壤环境背景值图集[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1994:26-71.
State Environmental Protection Administration of China. Background value of soil environment in People's Republic of China[M]. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 1994:26-71.
- [21] 环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1990:330-382.
Environmental Monitoring Station. Background value of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990:330-382.
- [22] USEPA. USEPA-3050B Acid digestion of sediments sludge and soils[S]. Washington DC, USEPA, 1996.
- [23] Kabata-Pendias A, Pendias A H. Trace elements in soils and plants[M]. CRC Press Inc. 2000.
- [24] Liang L, Xi H, Yang H. Effects of farmland application of sewage sludge on crop yields and heavy metal accumulation in soil and crop[J]. *Transactions of the CSAE*, 2009, 25, 81-86.
- [25] 北京市主要农业土壤和粮食作物中元素背景值研究协作组. 北京主要农业土壤和粮食作物中若干元素的背景值研究[J]. 环境科学学报, 1985, 5(1):113-120.
Beijing Background Research Cooperative Group. Background values of some elements of main agricultural soil types and crops in Beijing[J]. *Acta Scientiae Circumstantia*, 1985, 5(1):113-120.
- [26] Usman A R A. The relative adsorption selectivities of Pb, Cu, Zn, Cd and Ni by soils developed on shale in New Valley, Egypt[J]. *Geoderma*, 2008, 144(1-2):334-343.
- [27] 吴燕玉, 余国营, 王新, 等. Cd、Pb、Cu、Zn、As 复合污染对水稻的影响[J]. 农业环境保护, 1998, 17(2):49-54.
WU Yan-yu, YU Guo-ying, WANG Xin, et al. Compound pollution of Cd, Pb, Cu, Zn and As on lowland rice[J]. *Agro-environmental Protection*, 1998, 17(2):49-54.
- [28] 鲍善芬, 赵霖, 李珍, 等. 2004年北京地区居民膳食调查[J]. 中国食品学报, 2007, 7(3):9-17.
BAO Shan-fen, ZHAO Lin, LI Zhen, et al. Dietary survey of residents in Beijing in 2004[J]. *Journal of Chinese Institute of Food Science and Technology*, 2007, 7(3):9-17.
- [29] Bennett D H, Kastenber W E, Mckone T E. A multimedia, multiple pathway risk assessment of atrazine: The impact of age differentiated exposure including joint uncertainty and variability[J]. *Reliability Engineering & System Safety*, 1999, 63(2):185-198.
- [30] 杨晓光, 李艳平, 马冠生, 等. 中国 2002 年居民身高和体重水平及近 10 年变化趋势分析[J]. 中华流行病学杂志, 2005, 26(7):489-493.
YANG Xiao-guang, LI Yan-ping, MA Guan-sheng, et al. Study on weight and height of the Chinese people and the differences between 1992 and 2002[J]. *National Institute for Nutrition and Food Safety*, 2005, 26(7):489-493.
- [31] US EPA (United States Environmental Protection Agency). Handbook for non-cancer health effects evaluation[S]. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, 2000.
- [32] WHO/FAO. List of contaminants and their maximum levels in foods[S]. 1984.
- [33] USEPA (United States Environmental Protection Agency). Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures[S]. Federal Register 1986, 51(185):34014-25.