

王毛兰, 何昶, 赵茜宇. 江西某养殖场废水灌溉土壤重金属污染特征及健康风险评价[J]. 岩矿测试, 2022, 41(6): 1072-1081.  
WANG Maolan, HE Chang, ZHAO Qianyu. Characteristics of Heavy Metal Pollution and Health Risk Assessment of the Long-term Livestock Wastewater Irrigated Soils in Jiangxi Province[J]. Rock and Mineral Analysis, 2022, 41(6): 1072-1081.

【DOI: 10.15898/j.cnki.11-2131/td.202111180177】

## 江西某养殖场废水灌溉土壤重金属污染特征及健康风险评价

王毛兰, 何昶, 赵茜宇

(南昌大学资源与环境学院, 江西 南昌 330031)

**摘要:** Cu、Pb、Zn、As 等作为饲料添加剂的普遍使用,使集约化养殖场废水中重金属含量较高,养殖场废水作为有机肥还田后可能引起土壤重金属的累积。为了解养殖场废水灌溉地土壤重金属污染特征及其健康风险,本文选择了江西抚州市某养殖场(养猪)废水(含粪便)灌溉地为研究对象,采集了 11 块地块样品,采用微波消解、电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)测定了样品中 Cr、Cu、Zn、As、Cd 及 Pb 共 6 种重金属含量,运用污染负荷指数(PLI)、潜在生态风险指数(RI)和健康风险评价模型评价了土壤重金属污染程度、潜在生态风险和健康风险。结果表明:①Cr、Cu、Zn 及 As 平均含量分别为 75.8、32.8、93.7 及 21.3mg/kg,明显高于其背景值;Cd 平均含量为 0.09mg/kg,接近于其背景值;Pb 平均含量为 15.2mg/kg,低于其背景值。②Cr 出现轻度污染,Pb 没有发生污染;大部分采样点出现 As 中度污染,Cu 和 Zn 轻度污染;而绝大部分采样点没有发生 Cd 污染。6 种重金属平均 PLI 为 1.22,总体上属于轻度污染。③各重金属均呈低生态风险,平均 RI 为 66.26,综合生态风险呈低生态风险。④研究区土壤重金属儿童和成人非致癌风险指数分别为 0.06 和 0.12,致癌风险指数分别为  $1.65 \times 10^{-5}$  和  $3.67 \times 10^{-5}$ ,均在可接受范围内。综上,研究区土壤重金属呈轻度污染,但大部分点位 As 存在中度污染需引起关注,后续还需加强对灌溉土壤重金属含量的监测。

**关键词:** 养殖场废水; 土壤; 重金属; 电感耦合等离子体质谱法; 潜在生态风险; 健康风险评价

**要点:**

- (1) 研究区土壤 Cr、Cu、Zn 和 As 超过背景值,Cd 接近背景值,Pb 低于背景值。
- (2) 研究区土壤重金属污染总体较轻,仅 As 在大部分采样点出现中度污染。
- (3) 健康风险模型评价结果表明研究区重金属非致癌和致癌性风险较小。

**中图分类号:** X821 **文献标识码:** A

中国畜禽养殖业迅速发展,规模日益扩大,畜禽粪污产生量亦随之增加。据统计,2017 年全国畜禽粪便排放总量为  $1.64 \times 10^9$ t,而粪便中重金属的总排放量为  $2.86 \times 10^5$ t,猪粪占 71.52%<sup>[1]</sup>。畜禽粪便富含有机质和一定量的 N、P、K 等营养成分,是一种良好的有机肥料资源。从生态学角度来看,解决畜禽粪便污染最基本和最佳利用途径是作为有机肥还田<sup>[2-3]</sup>。然而,随着集约化畜禽养殖业的发展,为了增强畜禽抗病能力、促进畜禽生长和提高饲料转化率等,一些重金属元素如 Cu、Zn、As 等作为饲料添

加剂被广泛用于畜禽养殖业<sup>[4-5]</sup>。但是机体对这些重金属吸收利用率较低,大部分重金属(高达 30%~90%)会随畜禽粪便排出体外<sup>[1,6]</sup>。沈丰菊等<sup>[7]</sup>对天津市某猪场猪粪中重金属进行了连续 4 年的定位监测,发现猪粪中重金属以 Zn、Cu、Cr 为主,平均含量分别为 1192.37、188.67 和 83.76mg/kg, Pb、Cd、As 和 Hg 平均含量相对较低,分别为 4.51、0.98、0.22 和 0.021mg/kg,且受季节、生长阶段、饲料配比以及防病抗病等因素的影响。杨潞等<sup>[8]</sup>对重庆市某种猪场粪污灌溉区土壤重金属污染特征研究发现灌区土壤

收稿日期: 2021-11-18; 修回日期: 2022-02-22; 接受日期: 2022-03-26

基金项目: 国家自然科学基金项目(41663004); 水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07301002-05)

作者简介: 王毛兰,博士,副教授,主要从事水环境、土壤环境等方面的研究。E-mail: mlwang@ncu.edu.cn。

Cu、Zn、Cd 及 Pb 的平均含量分别为 30.80、91.33、0.55 及 29.34mg/kg,均超过了区域背景值。因此,长期施用这类畜禽粪便为农业土壤提供养分的同时也导致了重金属在土壤中的积累<sup>[9-11]</sup>,从而影响作物的正常生长,甚至通过食物链威胁到人体健康<sup>[11-12]</sup>。

江西省是中国畜禽养殖大省,也是生猪生产大省和调出大省,近几十年来畜禽养殖业发展迅速,已成为农业和农村经济中相对独立的一个产业。据江西统计年鉴(2020)统计,2019年江西省牧业产值达到888.9402亿元,占全省农业总产值的25.5%,而养猪总产值为454.6433亿元,占牧业产值的51.1%。该省是《重金属污染综合防治“十二五”规划》重点治理省区之一,被重金属污染的农田已达总耕地面积的14.2%<sup>[13]</sup>。目前对江西省农田土壤重金属污染的研究大部分集中在矿山废水、工业废水灌溉方面<sup>[14-16]</sup>,而针对养殖场废水灌溉土壤重金属污染的研究较少。姜萍等<sup>[17]</sup>对江西省余江县39个大型养猪场的饲料、猪粪及长期施用这些猪粪的菜地土壤及蔬菜Cu、Zn、Pb、Cd含量进行了调查分析,结果发现有7.8%和5.2%的土壤样品中Zn和Cd含量高于中国土壤环境质量三级标准,污染较为严重。因此,需进一步加强对江西省养殖场废水灌溉农田土壤重金属污染及其健康风险的研究。

本文以江西省抚州市东乡区某养猪废水(含粪便)灌溉土壤为研究对象,采用微波消解、电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)对养猪废水灌溉土壤重金属(Cr、Cu、Zn、As、Cd、Pb)含量进行了分析测定,利用污染负荷指数(PLI)、潜在生态风险指数(RI)和健康风险评价模型对重金属污染状况及健康风险进行了评价,从而更清楚地了解养殖场废水灌溉区土壤重金属污染程度,为研究区确定合理的灌溉体系和农田土壤污染防治提供科学依据。

## 1 研究区概况

江西省抚州市东乡区位于该省东部,为抚州市市辖区,区域面积1270km<sup>2</sup>,属于亚热带湿润气候,年平均降雨量1710.7mm,年平均气温为17.6℃。东乡是全国瘦肉型猪出口重点县和生猪养殖国家农业标准化示范区,2019年全区生猪饲养量116.26万头,其中生猪出栏80.37万头。本研究所选取的养殖场饲养量近200头,养猪历史有近20年,饲料均从市场上购买。菜地种植的品种有辣椒、茄子、小青菜、花生、红薯、大豆等,以附近养殖场的养猪废水为主要肥料来源,化肥用得较少,有十多年的养猪废

水灌溉历史,主要采用浇灌的灌溉方式。研究区土壤pH值变化范围为4.45~5.32,平均值为4.86,属偏酸性土壤(本研究数据)。

## 2 实验部分

### 2.1 样品采集

样品采自东乡区某养殖场周边连续10多年灌溉养猪废水的菜地土壤,共采集11块菜地土壤,1~11地块种植的蔬菜分别为黄豆、辣椒、红薯、茄子、花生、辣椒、红薯、茄子、花生、茄子及辣椒。采用对角线采样方法在每块菜地上采集5个点,用木铲铲取0~20cm的表层土壤,去除土壤中的植物根系及砂石等杂物,每块菜地采集的5个样品均匀混合后用四分法取1kg装入自封袋中,共收集到11个混合样品。样品带回实验室后自然风干,研磨过100目筛,过筛后的土壤置于聚乙烯袋中密封保存,以备实验分析所用。以未灌溉养猪废水的林地作为对照区,采样点为5个。

养猪废水采集于养殖场废污排放口,共5件样品;猪饲料来自养殖户,主要有妊娠母猪饲料、教槽料、哺乳饲料、乳猪膨化饲料等7件样品;煤灰样品采自研究区附近砖窑厂,共采集6件样品。

### 2.2 分析方法及质量控制

土壤样品采用体积比为6:2:2的硝酸-盐酸-氢氟酸体系,微波消解仪<sup>[18]</sup>(Mars 5型,USA)消解;养猪废水和饲料样品重金属采用硝酸-高氯酸消煮,消解后的样品用ICP-MS(ELEMENT XR型,美国ThermoFisher公司)测定其Cr、Cu、Zn、As、Cd及Pb含量,检出限分别为0.010、0.015、0.051、0.007、0.002及0.004mg/kg。同时做平行样和空白,用国家标准物质(GBW08301)进行质量控制,相对标准偏差(RSD)低于10%,所测样品回收率为90%~110%。

实验过程中配制溶液使用的水均为超纯水(18.2MΩ·cm),使用的试剂均为优级纯,实验所用的玻璃器皿均已经过20%硝酸浸泡冲洗。

## 3 评价方法

### 3.1 重金属污染评价方法

采用污染负荷指数法(PLI)对研究区土壤重金属污染进行评价,其计算公式为:

$$C_i^i = \frac{C_i}{C_n} \quad (1)$$

$$PLI = \sqrt[n]{C_1^1 \times C_2^2 \times \dots \times C_n^n} \quad (2)$$

式中:  $C_i^r$  为重金属  $i$  污染指数;  $C_i^c$  为重金属  $i$  含量实测值 (mg/kg);  $C_n$  为重金属  $i$  的背景值 (mg/kg), 本文取江西省抚州市土壤重金属环境背景值, Cr、Cu、Zn、As、Cd 及 Pb 背景值分别为 44.01、18.77、67.37、8.94、0.10 及 37.28mg/kg<sup>[19]</sup>;  $C_i^r$  的污染分级标准为:  $C_i^r \leq 1$  为无污染,  $1 < C_i^r \leq 2$  为轻度污染,  $2 < C_i^r \leq 3$  为中度污染,  $C_i^r > 3$  为重度污染。PLI 污染的分级标准为:  $PLI \leq 1$  为无污染,  $1 < PLI \leq 2$  为轻度污染,  $2 < PLI \leq 3$  为中度污染,  $PLI > 3$  为重度污染<sup>[20]</sup>。

### 3.2 潜在生态风险评价方法

潜在生态风险采用潜在生态风险指数法 (RI) 进行评价<sup>[21]</sup>, 其计算公式为:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times C_i^r = \sum_{i=1}^n T_r^i \times \frac{C_{0-1}^i}{C_n^i} \quad (3)$$

式中:  $C_i^r$  为第  $i$  种重金属的污染系数;  $C_{0-1}^i$  为样品中重金属浓度的实测值 (mg/kg);  $C_n^i$  为重金属的背景值 (mg/kg);  $E_r^i$  为单项重金属的潜在生态风险系数;  $T_r^i$  为重金属的毒性系数, Cr、Cu、Zn、As、Cd 及 Pb 的毒性系数分别为 2、5、1、10、30 及 5。

Häkanson 提出的 RI 分级标准是基于 8 个参数 (As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb、Zn、PCBs), 然而本研究中只有 6 个参数 (Cr、Cu、Zn、As、Cd、Pb), 因此有必要根据重金属种类及其毒性系数对其 RI 分级标准进行调整<sup>[22]</sup>。  $E_r^i$  分级标准为:  $E_r^i < 40$  为低风险,  $40 \leq E_r^i < 80$  为中等风险,  $80 \leq E_r^i < 160$  为较重风险,  $160 \leq E_r^i < 320$  为重风险,  $E_r^i \geq 320$  为严重风险等级。RI 的最低限值由  $C_i^r$  最低上限值乘以参评重金属  $T_r^i$  之和得到, 其余级别依次加倍。调整后的 RI 分级标准为:  $RI < 105$  为低风险,  $105 \leq RI < 210$  为中等风险,  $210 \leq RI < 420$  为重风险,  $RI \geq 420$  为严重风险等级。

### 3.3 健康风险评价方法

土壤重金属进入人体的途径主要有经口摄入、经皮肤直接接触及经呼吸摄入等, 其评价模型主要有非致癌风险评价模型和致癌风险评价模型。本文

主要采用 US EPA (EPA/540/1-69/00La) 和中国《污染场地风险评估技术导则》(HJ25.3-2014) 推荐的评价模型进行计算, 其计算公式分别为:

$$HQ = \sum HQ_i = \sum \left( \frac{ADD_{iing}}{RfD_{iing}} + \frac{ADD_{iinh}}{RfD_{iinh}} + \frac{ADD_{iderm}}{RfD_{iderm}} \right) \quad (4)$$

$$CR = \sum CR_i = \sum (ADD_{iing} \times SF_{iing} + ADD_{iinh} \times SF_{iinh} + ADD_{iderm} \times SF_{iderm}) \quad (5)$$

式中:  $HQ$  为非致癌风险指数,  $CR$  为致癌风险指数,  $ADD_{iing}$ 、 $ADD_{iinh}$  和  $ADD_{iderm}$  分别表示经口、经呼吸和经皮肤三种途径日均暴露量;  $RfD_{iing}$ 、 $RfD_{iderm}$  和  $RfD_{iinh}$  分别表示经口、经呼吸和经皮肤三种途径非致癌日均摄入量;  $SF_{iing}$ 、 $SF_{iderm}$  和  $SF_{iinh}$  分别表示经口、经皮肤和经呼吸三种途径的致癌斜率因子。  $HQ < 1$ , 表示没有非致癌风险或风险较小;  $HQ \geq 1$ , 表示存在一定的非致癌风险。  $CR \leq 10^{-6}$  表示没有致癌风险或风险较小;  $10^{-6} \leq CR \leq 10^{-4}$  表示可接受的自然致癌风险;  $CR > 10^{-4}$  表示存在不可接受的致癌风险。  $RfD$  和  $SF$  的取值参照中国《污染场地风险评估技术导则》(HJ25.3-2014) 和 US EPA 中的数据, 具体见表 1。

三种途径日均暴露量的计算考虑到人类不同成长阶段暴露的终生危害, 将成人和儿童阶段分别进行计算<sup>[23-24]</sup>, 其计算公式分别为:

$$ADD_{iing} = \frac{C_i \times EF}{AT} \times \left( \frac{IngR_c \times ED_c}{BW_c} + \frac{IngR_a \times ED_a}{BW_a} \right) \times 10^{-6} \quad (6)$$

$$ADD_{iinh} = \frac{C_i \times EF}{PEF \times AT} \times \left( \frac{InhR_c \times ED_c}{BW_c} + \frac{InhR_a \times ED_a}{BW_a} \right) \quad (7)$$

$$ADD_{iderm} = \frac{C_i \times EF \times ABS}{AT} \times \left( \frac{SA_c \times SL_c \times ED_c}{BW_c} + \frac{SA_a \times SL_a \times ED_a}{BW_a} \right) \times 10^{-6} \quad (8)$$

表 1 各重金属健康风险评价参考剂量 (RfD) 和致癌斜率因子 (SF)

Table 1 Reference dose (RfD) and carcinogenic slope factor (SF) for health risk assessment of heavy metals

重金属元素	参考剂量 RfD [mg/(kg·d)]				致癌斜率因子 SF (kg·d/mg)		
	经口摄入	呼吸吸入 (成人)	呼吸吸入 (儿童)	皮肤接触	经口摄入	呼吸吸入	皮肤接触
Cr	$3.0 \times 10^{-3}$	$2.35 \times 10^{-5}$	$3.91 \times 10^{-5}$	$7.5 \times 10^{-5}$	/	/	/
Cu	$4.0 \times 10^{-2}$	/	/	$4.0 \times 10^{-2}$	/	/	/
Zn	$3.0 \times 10^{-1}$	/	/	$3.0 \times 10^{-1}$	/	/	/
As	$3.0 \times 10^{-4}$	$3.52 \times 10^{-6}$	$5.86 \times 10^{-6}$	$3.0 \times 10^{-4}$	1.5	$4.3 \times 10^{-3}$	1.5
Cd	$1.0 \times 10^{-3}$	$2.35 \times 10^{-6}$	$3.91 \times 10^{-6}$	$2.5 \times 10^{-5}$	6.1	6.3	6.1
Pb	$3.5 \times 10^{-3}$	$8.21 \times 10^{-5}$	$1.37 \times 10^{-4}$	$5.3 \times 10^{-4}$	/	/	/

注: “/”表示中国《污染场地风险评估技术导则》(HJ25.3-2014) 和 US EPA 中均没有给出这些数据。

式中:各参数的含义及取值见表 2,其中下标 c 表示儿童,下标 a 表示成人。

表 2 重金属健康风险评估的暴露参数

Table 2 Exposure parameters for health risk assessment of heavy metals

暴露参数	具体含义	单位	儿童参考值	成人参考值
ED	暴露期	a	6	24
BW	平均体重	kg	15.9	56.8
EF	暴露频率	d/a	350	350
AT	平均暴露时间	d	致癌 26280 非致癌 2190	致癌 26280 非致癌 2190
IngR	每日摄入土壤量	mg/d	200	100
InhR	每日空气呼吸量	mg/d	7.5	14.5
SA	暴露皮肤表面积	cm <sup>2</sup>	2848.01	5373.99
SL	皮肤黏附系数	mg/ (cm <sup>2</sup> ·d)	0.2	0.07
PEF	地表排放因子	m <sup>3</sup> /kg	1.36×10 <sup>9</sup>	1.36×10 <sup>9</sup>
ABS	皮肤吸收因子	-	Cr:0.001; Cu:0.06; Zn:0.02; Pb:0.006; As:0.03; Cd:0.001	

### 3.4 数据处理与制图

本研究中的数据处理、相关性分析和主成分分析由 Excel2013 和 SPSS18.0 完成,制图由 Sigmaplot 2000 完成。

## 4 结果与讨论

### 4.1 土壤重金属含量分析

研究区土壤重金属含量分布情况见图 1。

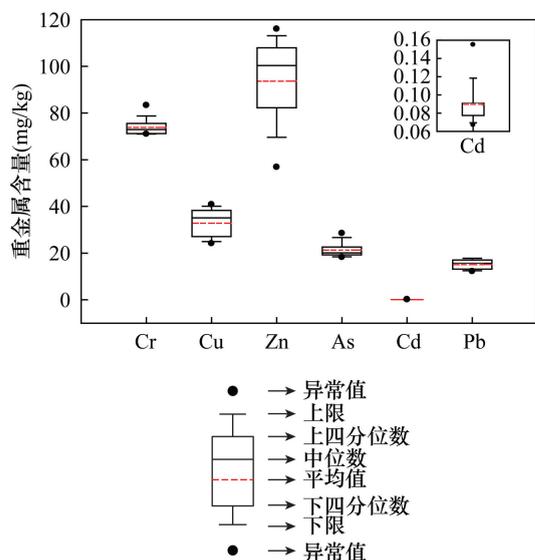


图 1 研究区土壤重金属含量分布特征( $n=11$ )

Fig. 1 Heavy metal contents in the investigated soils ( $n=11$ )

由图 1 可见,Cr、Cu、Zn、As、Cd 及 Pb 的平均含量分别为 75.8、32.8、93.7、21.3、0.09 及 15.2 mg/kg,其变异系数大小顺序为:As (26.3%) > Cd(25.6%) > Zn (19.3%) > Cu (18.9%) > Pb (14.5%) > Cr(4.75%)。对照点土壤 Cr、Cu、Zn、As、Cd 及 Pb 的平均含量分别为 64.5、22.4、52.5、16.7、0.06 及 17.1mg/kg。研究区土壤 Pb 元素含量均值明显低于背景值;Cd 元素含量均值接近于背景值,但 3 号点 Cd 含量(0.16mg/kg)高于其背景值;Cr、Cu、Zn 和 As 平均含量都明显高于其背景值,分别是其背景值的 1.72、1.75、1.39 和 2.38 倍,说明这 4 种重金属元素极有可能在该区富集,人类活动对其造成了一定的影响。其中 Cu、Cr 及 As 超背景值点位占比均达到了 100%,Zn 也高达 90.9%。除 Pb 平均含量稍低于对照点土壤 Pb 含量外,其余 5 种重金属含量均高于对照点土壤,说明养猪废水灌溉对灌溉区土壤 Cr、Cu、Zn、As 及 Cd 污染产生了一定影响。

Cu 和 Zn 的平均含量与 Zeng 等<sup>[25]</sup> 对全国菜地土壤重金属的统计结果相似,而 Pb 和 Cd 的平均含量低于其统计结果(29.5mg/kg,0.28mg/kg),As 和 Cr 的浓度高于全国平均值(8.03mg/kg,49.8 mg/kg),说明研究区养猪废水灌溉对其灌溉地土壤 As 和 Cr 造成了一定影响。同时在采样区北面约 1km 处有一砖窑厂,砖窑厂燃煤产生的煤灰(Cr、Cu、Zn、As、Cd 及 Pb 含量分别为 36.9、44.8、67.6、287.0、9.4 及 177.0mg/kg,本研究数据)对研究区土壤的 As 也可能产生一定的影响。除了 Cd 和 Zn,其他重金属含量高于北京—天津城市群污水灌溉区土壤重金属含量<sup>[26]</sup>。除 Cu 之外,Zn、Cd、Pb 含量均低于具有 30 年污水灌溉历史的沈阳张士灌溉区土壤 Zn、Cd、Pb 含量<sup>[27]</sup>。Cu 和 Zn 平均含量高于杨潞等<sup>[8]</sup> 对重庆市某种猪场废水灌溉区土壤 Cu、Zn 平均含量,而 Cd 和 Pb 平均含量低于其灌溉区 Cd 和 Pb 的平均含量。但 Cu、Zn、Cd 和 Pb 含量均低于姜萍等<sup>[17]</sup> 对江西省余江县大型养猪场长期施用猪粪的菜地土壤的调查结果。

变异系数能较好地反映不同采样点间的平均变异程度,同时也能反映重金属受人为因素的影响程度,变异系数越大表明重金属含量受外界因素影响越大<sup>[28-29]</sup>。当变异系数 < 15% 时为低度变异;15% ≤ 变异系数 ≤ 35% 时为中度变异;变异系数 > 35% 时为高度变异。研究区土壤 Cu、Zn、As 和 Cd 属于中度变异,而 Cr 和 Pb 属于低度变异。As 的变异系数

最大,表明 As 的空间差异相对较大,受外界干扰影响较大;Cr 的变异系数最小,说明其含量空间分布较均匀,受外界干扰影响较小。

#### 4.2 土壤重金属污染程度评价

研究区土壤中 6 种重金属  $C_i^i$  平均值的大小顺序依次为: As (2.39) > Cu (1.75) > Cr (1.68) > Zn (1.39) > Cd (0.90) > Pb (0.41), 其中 As 为中度污染, Cu、Cr 及 Zn 为轻度污染, Cd 和 Pb 没有发生污染。研究区土壤所有采样点 Pb 属于无污染, 绝大部分采样点 Cd 属于无污染程度, 占总采样点数 90.91%; 所有采样点 Cr 属于轻度污染, 大部分采样点 Cu 和 Zn 属于轻度污染, 分别占总采样点数的 72.73% 和 90.91%; 绝大部分采样点 As 属于中度污染, 占总采样点数 90.91%, 部分采样点 As 属于重度污染, 占总采样点数 9.09%, As 是最主要的污染因子。养猪废水中 Cr、Cu、Zn、As、Cd 及 Pb 平均含量分别为 7.06、48.1、252.0、25.6、0.22 及 5.73 mg/kg, 饲料中 Cr、Cu、Zn、As、Cd 及 Pb 平均含量分别为 5.44、207.1、1075.3、2.05、0.09 及 0.59 mg/kg。由此可看出, 养猪废水和饲料中 Cu 和 Zn 的平均含量均较高, 养猪废水中的 Cd、Pb 和 Cr 含量均低于《肥料中有毒有害物质的限量要求》(GB 38400—2019) 其他肥料的限值, 而 As 的含量高于其限值。As 作为动物体一种必需的微量元素, 有机肿制剂因其具有促进畜禽生长、预防疾病、提高饲料转化率等作用, 被大量应用于畜禽养殖业, 但其进入畜禽体内后吸收很少<sup>[30]</sup>。有研究表明, 畜禽体内 80%~90% 有机肿以药物原形从畜禽的体内随排泄物排出体外, 从而导致畜禽废物中含有大量的 As<sup>[31-32]</sup>。因此, 长期施用这类养猪废水易导致灌溉区土壤 Cu、Zn 及 As 等重金属的积累, 同时研究区附近砖窑厂煤灰的干湿沉降也是其土壤 As 积累的原因之一。研究区菜地土壤 6 种重金属的  $PLI$  平均值为 1.22, 属于轻度污染。

因此, 要有效地降低养猪废水施用所导致的土壤重金属污染, 首先应降低猪饲料中重金属元素的添加量, 其次应禁止有污染风险的养猪废水直接还田, 必须经处理并检测合格后才能还田。

#### 4.3 土壤重金属污染的潜在生态风险评价

土壤中 6 种重金属元素的潜在生态风险系数的平均值均小于 40 (图 2), 属于低生态危害。Cr、Cu、Zn、As 及 Pb 元素的潜在生态风险系数的最大值也小于 40, 表明所采土壤样品中, 这 5 种元素的潜在生态风险均属于低生态风险, 对研究区土壤生态污

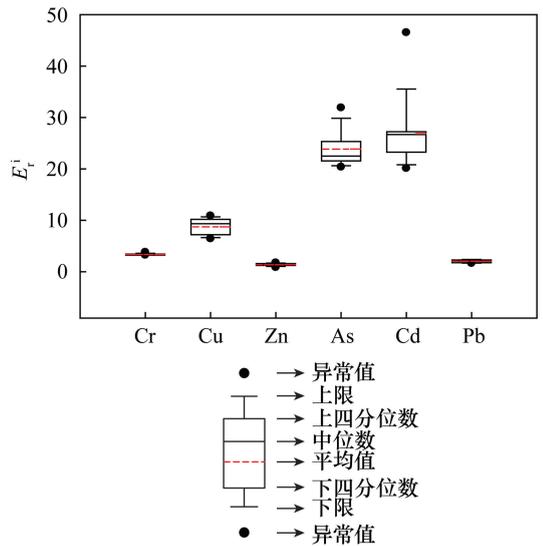


图2 研究区土壤各重金属生态风险系数 ( $E_r^i$ ) ( $n=11$ )

Fig. 2 Ecological risk factors ( $E_r^i$ ) of the heavy metals in the investigated soils ( $n=11$ )

染的贡献率较低; Cd 元素的潜在生态风险系数的最大值为 46.5, 属于中等生态风险。从单个重金属生态风险系数可知, 养猪废水灌溉区土壤重金属生态风险主要来源于 As 和 Cd, 而 Pb 和 Zn 的生态风险程度最低。

应用污染负荷指数法和潜在生态危害系数评价土壤重金属污染情况发现, 重金属元素的污染程度与其潜在生态风险程度出现不一致性, 主要差别在于 Cd, 其原因主要是重金属毒性系数的影响, Cd 由于毒性系数最高 ( $T_r^i=30$ ), 其生态风险也升至最高; 反之, Zn 的生物毒性系数最低 ( $T_r^i=1$ ), 故其生态风险亦最低。

污染负荷指数法侧重于重金属含量与背景值的对比评价, 主要反映重金属的富集程度, 而 Hakanson 生态风险指数法除考虑重金属含量之外, 还考虑了不同重金属的生态效应、环境效应和毒理学效应, 相比较而言, 后者能更全面地反映重金属对生态环境的影响。研究区土壤潜在生态风险指数介于 57.25~87.08 之间, 平均值为 66.26, 低于 105, 处于低生态风险程度, 其中 Cd 的  $E_r^i$  对  $RI$  的权重贡献最大 (40.5%), 是首要的潜在生态风险因子, 其次是 As (36.0%)。因此, 应加强对 Cd 和 As 两元素的控制, 以避免菜地土壤生态环境进一步恶化。

#### 4.4 土壤重金属健康风险评价

##### 4.4.1 非致癌健康风险评价

非致癌健康风险评估结果显示 (表 3), 研究区

土壤重金属经口摄入的平均日暴露量远高于经呼吸吸入和皮肤接触的平均日暴露量,3 种不同途径由高到低顺序为: $ADD_{ing} > ADD_{derm} > ADD_{inh}$ ,不同重金属平均日暴露量由高到低顺序为: $Zn > Cr > Cu > As > Pb > Cd$ ,所有重金属的经皮肤接触和呼吸吸入平均日暴露量儿童高于成人,但成人经口摄入平均日暴露量高于儿童,成人平均日暴露总量高于儿童。

土壤重金属非致癌健康风险指数评价结果(表 4)表明,Cr、As 及 Pb 不同暴露途径下非致癌健康风险指数表现为: $HQ_{ing} > HQ_{derm} > HQ_{inh}$ ,而 Cd 表现为: $HQ_{derm} > HQ_{ing} > HQ_{inh}$ ,Cu 和 Zn 缺少呼吸吸入参考剂量值,因此没有计算其  $HQ_{inh}$ ,其不同暴露途径下非致癌健康风险指数表现为  $HQ_{ing} > HQ_{derm}$ ,说明了经口摄入是研究区土壤绝大部分重金属非致癌风险的主要途径。成人和儿童各单项土壤重金属的非致癌风险指数平均值均小于 1,不同重金属的非致癌风险由高到低为: $As > Cr > Pb > Cu > Cd > Zn$ ,表明研究区土壤各单项重金属对人体健康尚不存在非致癌风险。

成人非致癌健康风险指数  $HQ_a$  平均值为 0.12,儿童非致癌健康风险指数  $HQ_c$  平均值为 0.06,均小于 1,表明研究区土壤中 6 种重金属对成人和儿童的非致癌健康风险较小,可忽略不计。从非致癌健康风险指数构成比例看(图 3),研究区灌溉土壤重金属中主要非致癌因子为 As 和 Cr,其儿童和成人  $HQ_i$  占总  $HQ$  之比分别为 68.48%、69.56% 和 24.90%、24.54%。

#### 4.4.2 致癌健康风险评价

由于目前除了 As、Cd 以外其他 4 种重金属没有致癌斜率因子,因此本研究仅评估了研究区土壤 As 和 Cd 暴露产生的致癌风险。评价结果表明,土

表 4 土壤重金属非致癌平均健康风险指数

Table 4 Non-carcinogenic mean health risk index of heavy metals in soil

重金属元素	人群	$HQ_{ing}$	$HQ_{inh}$	$HQ_{derm}$	$HQ_i$
Cr	儿童	$1.24 \times 10^{-2}$	$1.01 \times 10^{-4}$	$2.82 \times 10^{-3}$	$1.53 \times 10^{-2}$
	成人	$2.77 \times 10^{-2}$	$1.13 \times 10^{-4}$	$2.08 \times 10^{-3}$	$2.99 \times 10^{-2}$
Cu	儿童	$4.13 \times 10^{-4}$	/	$1.41 \times 10^{-4}$	$5.54 \times 10^{-4}$
	成人	$9.24 \times 10^{-4}$	/	$1.04 \times 10^{-4}$	$1.03 \times 10^{-3}$
Zn	儿童	$1.57 \times 10^{-4}$	/	$1.79 \times 10^{-5}$	$1.75 \times 10^{-4}$
	成人	$3.51 \times 10^{-4}$	/	$1.32 \times 10^{-5}$	$3.65 \times 10^{-4}$
As	儿童	$3.57 \times 10^{-2}$	$1.95 \times 10^{-4}$	$6.11 \times 10^{-3}$	$4.20 \times 10^{-2}$
	成人	$8.01 \times 10^{-2}$	$1.88 \times 10^{-4}$	$4.52 \times 10^{-3}$	$8.48 \times 10^{-2}$
Cd	儿童	$4.50 \times 10^{-5}$	$1.23 \times 10^{-6}$	$6.15 \times 10^{-4}$	$6.61 \times 10^{-4}$
	成人	$1.01 \times 10^{-4}$	$1.18 \times 10^{-6}$	$4.55 \times 10^{-4}$	$5.57 \times 10^{-4}$
Pb	儿童	$2.18 \times 10^{-3}$	$5.93 \times 10^{-6}$	$4.91 \times 10^{-4}$	$2.67 \times 10^{-3}$
	成人	$4.87 \times 10^{-3}$	$5.73 \times 10^{-6}$	$3.63 \times 10^{-4}$	$5.24 \times 10^{-3}$

注:“/”表示无相关数据。

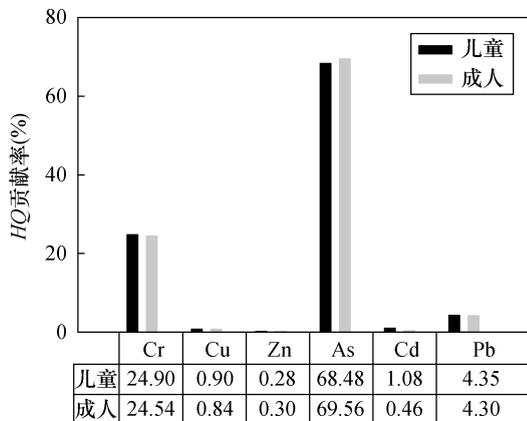


图 3 研究区成人和儿童土壤重金属 HQ 贡献率

Fig. 3 HQ contribution rate for soil heavy metals of adults and children in the study area

壤中 As 的儿童致癌风险指数值为  $1.37 \times 10^{-5} \sim 2.15 \times 10^{-5}$ ,平均值为  $1.61 \times 10^{-5}$ ,As 的成人致癌

表 3 土壤重金属非致癌平均日暴露量

Table 3 Non-carcinogenic average daily exposure doses for heavy metals in soil

人群	不同途径健康风险参数	重金属元素非致癌日均暴露量						ADD [mg/(kg·d)]
		Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb	
儿童	$ADD_{ing}$	$3.71 \times 10^{-5}$	$1.65 \times 10^{-5}$	$4.71 \times 10^{-5}$	$1.07 \times 10^{-5}$	$4.50 \times 10^{-8}$	$7.62 \times 10^{-6}$	$1.19 \times 10^{-4}$
	$ADD_{inh}$	$3.96 \times 10^{-9}$	$1.76 \times 10^{-9}$	$5.02 \times 10^{-9}$	$1.14 \times 10^{-9}$	$4.80 \times 10^{-12}$	$8.12 \times 10^{-10}$	$1.27 \times 10^{-8}$
	$ADD_{derm}$	$2.11 \times 10^{-7}$	$5.64 \times 10^{-6}$	$5.36 \times 10^{-6}$	$1.83 \times 10^{-6}$	$1.54 \times 10^{-8}$	$2.60 \times 10^{-7}$	$1.33 \times 10^{-5}$
	$ADD_c$	$3.73 \times 10^{-5}$	$2.21 \times 10^{-5}$	$5.24 \times 10^{-5}$	$1.26 \times 10^{-5}$	$6.04 \times 10^{-8}$	$7.88 \times 10^{-6}$	$1.32 \times 10^{-4}$
成人	$ADD_{ing}$	$8.21 \times 10^{-5}$	$3.95 \times 10^{-5}$	$1.17 \times 10^{-4}$	$2.87 \times 10^{-5}$	$1.00 \times 10^{-7}$	$1.80 \times 10^{-5}$	$2.85 \times 10^{-4}$
	$ADD_{inh}$	$2.65 \times 10^{-9}$	$1.02 \times 10^{-9}$	$2.91 \times 10^{-9}$	$6.62 \times 10^{-10}$	$2.78 \times 10^{-12}$	$4.70 \times 10^{-10}$	$7.71 \times 10^{-9}$
	$ADD_{derm}$	$1.56 \times 10^{-7}$	$4.17 \times 10^{-6}$	$3.97 \times 10^{-6}$	$1.36 \times 10^{-6}$	$1.14 \times 10^{-8}$	$1.93 \times 10^{-7}$	$9.85 \times 10^{-6}$
	$ADD_a$	$8.23 \times 10^{-5}$	$4.37 \times 10^{-5}$	$1.21 \times 10^{-4}$	$3.00 \times 10^{-5}$	$1.12 \times 10^{-7}$	$1.82 \times 10^{-5}$	$2.95 \times 10^{-4}$

风险指数值为  $3.07 \times 10^{-5} \sim 4.81 \times 10^{-5}$ , 平均值为  $3.60 \times 10^{-5}$ ; Cd 的儿童致癌风险指数值为  $2.76 \times 10^{-7} \sim 6.38 \times 10^{-7}$ , 平均值为  $3.68 \times 10^{-7}$ , Cd 的成人致癌风险指数值为  $1.18 \times 10^{-7} \sim 7.18 \times 10^{-7}$ , 平均值为  $6.84 \times 10^{-7}$ , As、Cd 的成人致癌风险指数均大于儿童, 但均在可接受范围内。

研究区土壤中重金属儿童致癌风险指数值 ( $CR_c$ ) 分布范围为  $1.40 \times 10^{-5} \sim 2.18 \times 10^{-5}$ , 平均值为  $1.65 \times 10^{-5}$ ; 成人致癌风险指数值 ( $CR_a$ ) 分布范围为  $3.13 \times 10^{-5} \sim 4.86 \times 10^{-5}$ , 平均值为  $3.67 \times 10^{-5}$ 。可见成人致癌风险指数均大于儿童, 但均在可接受范围内, 表明研究区土壤暴露不会对儿童和成人身体致癌健康造成显著风险。因此, 总体上研究区土壤重金属引起的致癌总风险是可接受的。

## 5 结论

通过对江西省抚州市某养殖场废水灌溉区土壤重金属的分析测定, 结合污染负荷指数、潜在生态风险指数和健康风险评价模型, 探讨了其土壤重金属污染程度、潜在生态风险及其健康风险。研究结果表明: ①研究区菜地土壤 Cr、Cu、Zn 和 As 超过当地土壤环境背景值, Cd 接近当地土壤环境背景值, Pb 低于当地土壤环境背景值。②研究区土壤所有采样点发生 Cr 轻度污染, 大部分采样点发生 As 中度污染, Cu 和 Zn 轻度污染, 而绝大部分采样点 Cd 没有发生污染, 少数是轻度污染, 所有采样点 Pb 均没有发生污染。③研究区土壤 6 种重金属元素的潜在生态风险总体属于低生态危害, 潜在生态风险综合指数表明其处于低生态风险程度。④研究区土壤重金属非致癌风险和致癌风险均在可接受范围内。

研究区土壤重金属污染程度较轻, 潜在生态风险较低, 健康风险在可接受范围内, 尚不会对人体健康造成危害, 但由于重金属在土壤中存在一定的累积效应, 因此在后续的施肥灌溉过程中, 需加强对养殖场废水及其灌溉土壤重金属含量的监测, 为实现安全可靠的农产品生产提供更科学有力的支撑保障。未来应增加土层剖面的采样, 系统分析重金属在养殖场废水灌溉地土壤中的累积, 从而更加清楚地了解养殖场废水灌溉对其土壤重金属的影响。

## 6 参考文献

[1] Liu W R, Zeng D, She L, et al. Comparisons of pollution characteristics, emission situations, and mass loads for heavy metals in the manures of different livestock and

poultry in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 734: 139023–139035.

- [2] Kamilaris A, Engelbrecht A, Pitsillides A, et al. Transfer of manure as fertilizer from livestock farms to crop fields: The case of Catalonia [J]. *Computers and Electronics in Agriculture*, 2020, 175: 105550.
- [3] 刘春, 刘晨阳, 王济民, 等. 我国畜禽粪资源化利用现状与对策建议 [J]. *中国农业资源与区划*, 2021, 42 (2): 35–43.
- Liu C, Liu C Y, Wang J M, et al. The current situation of resource utilization of livestock and poultry manure in China and the countermeasures and suggestions [J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2021, 42 (2): 35–43.
- [4] Li Q, Liao J, Lei C, et al. Metabolomics analysis reveals the effect of copper on autophagy in myocardia of pigs [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 213: 112040–112048.
- [5] 姚丽贤, 黄连喜, 蒋宗勇, 等. 动物饲料中砷、铜和锌调查及分析 [J]. *环境科学*, 2013, 34 (2): 732–739.
- Yao L X, Huang L X, Jiang Z Y. Investigation of As, Cu and Zn species and concentrations in animal feeds [J]. *Environmental Science*, 2013, 34 (2): 732–739.
- [6] 任玉琴, 黄娟, 饶凤琴, 等. 浙江省重点地区猪粪中重金属含量及安全施用评估 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2018, 24 (3): 703–711.
- Ren Y Q, Huang J, Rao F Q, et al. Heavy metal contents in swine feces from key areas of Zhejiang Province and their risk evaluation for soil application [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2018, 24 (3): 703–711.
- [7] 沈丰菊, 韩建华, 赵润, 等. 猪粪中重金属元素含量及其变化特征分析 [J]. *农业资源与环境学报*, 2021, 38 (3): 466–474.
- Shen F J, Han J H, Zhao R, et al. Research on the contents and change characteristics of heavy metals in swine manure [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, 38 (3): 466–474.
- [8] 杨璐, 张玉, 张智, 等. 规模化猪场灌区土壤重金属污染特征及风险评价——以重庆市某种猪场为例 [J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37 (10): 2166–2174.
- Yang L, Zhang Y, Zhang Z, et al. Characteristics and risk of heavy metals pollution in soils of the irrigation area of a large-scale pig farm: A case study of a pig farm in Chongqing, China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37 (10): 2166–2174.
- [9] 穆虹宇, 庄重, 李彦明, 等. 我国畜禽粪便重金属含量特征及土壤累积风险分析 [J]. *环境科学*, 2020, 41 (2): 986–996.

- Mu H Y, Zhuang Z, Li Y M, et al. Heavy metal contents in animal manure in China and the related soil accumulation risks[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(2):986-996.
- [10] Huang Q Q, Yu Y, Wan Y N, et al. Effects of continuous fertilization on bioavailability and fractionation of cadmium in soil and its uptake by rice (*Oryza sativa L.*) [J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 215:13-21.
- [11] Wan Y, Huang Q, Wang Q, et al. Accumulation and bioavailability of heavy metals in an acid soil and their uptake by paddy rice under continuous application of chicken and swine manure [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 384:121293-121302.
- [12] Gan Y, Huang X, Li S, et al. Source quantification and potential risk of mercury, cadmium, arsenic, lead, and chromium in farmland soils of Yellow River Delta [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 221:98-107.
- [13] 夏文建,徐昌旭,刘增兵,等.江西省农田重金属污染现状及防治对策研究[J]. *江西农业学报*, 2015, 27(1):86-89.
- Xia W J, Xu C X, Liu Z B, et al. Status of heavy metal pollution in farmland soil of Jiangxi province and its control countermeasures [J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2015, 27(1):86-89.
- [14] Yu Y, Wang H, Li Q, et al. Exposure risk of rural residents to copper in the Le'an River Basin, Jiangxi Province, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 548-549:402-407.
- [15] 林小兵,武琳,王惠明,等.不同功能区蔬菜地土壤重金属污染特征及其风险评估[J]. *生态环境学报*, 2020, 29(11):2296-2306.
- Lin X B, Wu L, Wang H M, et al. Heavy metals pollution characteristics and risk assessment of vegetable soil in different functional areas [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2020, 29(11):2296-2306.
- [16] 张塞,于扬,王登红,等.赣南离子吸附型稀土矿区土壤重金属形态分布特征及生态风险评估[J]. *岩矿测试*, 2020, 39(5):726-738.
- Zhang S, Yu Y, Wang D H, et al. Forms distribution of heavy metals and their ecological risk evaluation in soils of ion adsorption type in the rare earth mining area of southern Jiangxi, China [J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2020, 39(5):726-738.
- [17] 姜萍,金盛杨,郝秀珍,等.重金属在猪饲料—粪便—土壤—蔬菜中的分布特征研究[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(5):942-947.
- Jiang P, Jin S Y, Hao X Z, et al. Distribution characteristics of heavy metals in feeds, pig manures, soils and vegetables [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(5):942-947.
- [18] 王毛兰,赖劲虎,倪妍,等.微波消解-GFAAS测定浅水湖泊底泥中重金属元素[J]. *分析实验室*, 2012, 31(2):51-54.
- Wang M L, Lai J H, Ni Y, et al. A microwave digestion method for determination of heavy metals in shallow lake sediments by graphite furnace atomic absorption spectrometry [J]. *Chinese Journal of Analysis Laboratory*, 2012, 31(2):51-54.
- [19] 何纪力,徐光炎,朱惠民,等.江西省土壤环境背景值研究[M].北京:中国环境科学出版社,2006:35-47.
- He J L, Xu G Y, Zhu H M, et al. Study on the background value of soil environment in Jiangxi Province [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2006:35-47.
- [20] 于泓,王伟,于扬,等.川西九龙地区锂铍矿区土壤重金属分布特征及生态风险评估[J]. *岩矿测试*, 2021, 40(3):408-424.
- Yu F, Wang W, Yu Y, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in soils from Jiulong Li-Be mining area, western Sichuan Province, China [J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2021, 40(3):408-424.
- [21] Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control—A sedimentological approach [J]. *Water Research*, 1980, 14:975-1001.
- [22] 王玉,辛存林,于爽,等.南方丘陵区土壤重金属含量、来源及潜在生态风险评估:以江西省兴国县西北部为例[J/OL]. *环境科学*, 2022, <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202110172>.
- Wang Y, Xin C L, Yu S, et al. Assessment of soil heavy metal content, sources and potential ecological risk in hilly region of southern China: A case study of northwestern Xingguo County, Jiangxi Province [J/OL]. *Environmental Science*, 2022, <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202110172>.
- [23] 郭志娟,周亚龙,王乔林,等.雄安新区土壤重金属污染特征及健康风险[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(1):431-441.
- Guo Z J, Zhou Y L, Wang Q L, et al. Characteristics of soil heavy metal pollution and health risk in Xiong'an New District [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(1):431-441.
- [24] Nargis A, Habib A, Islam M N, et al. Source identification, contamination status and health risk assessment of heavy metals from road dusts in Dhaka, Bangladesh [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2022, 121:

- 159–174.
- [25] Zeng X B, Li L F, Mei X R. Heavy metal content in Chinese vegetable plantation land soils and related source analysis [J]. *Agricultural Sciences in China*, 2008, 7(9):1115–1126.
- [26] Wang Y C, Qiao M, Liu Y X, et al. Health risk assessment of heavy metals in soils and vegetables from wastewater irrigated area, Beijing—Tianjin City Cluster, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(4):690–698.
- [27] Li P J, Wang X, Allinson G, et al. Risk assessment of heavy metals in soil previously irrigated with industrial wastewater in Shenyang, China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 161(1):516–521.
- [28] 贺灵, 吴超, 曾道明, 等. 中国西南典型地质背景区土壤重金属分布及生态风险特征 [J]. *岩矿测试*, 2021, 40(3):395–407.
- He L, Wu C, Zeng D M, et al. Distribution of heavy metals and ecological risk of soils in the typical geological background region of southwest China [J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2021, 40(3):395–407.
- [29] 范明毅, 杨皓, 黄先飞, 等. 典型山区燃煤型电厂周边土壤重金属形态特征及污染评价 [J]. *中国环境科学*, 2016, 36(8):2425–2436.
- Fan M Y, Yang H, Huang X F, et al. Chemical forms and risk assessment of heavy metals in soils around a typical coal-fired power plant located in the mountainous area [J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(8):2425–2436.
- [30] Geng A, Wang X, Wu L, et al. Arsenic accumulation and speciation in rice grown in arsenic acid-elevated paddy soil [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 137:172–178.
- [31] Gupta S K, Le X C, Kachanosky G, et al. Transfer of arsenic from poultry feed to poultry litter: A mass balance study [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 630:302–307.
- [32] Garbarino J R, Bednar A J, Rutherford D W, et al. Environmental fate of roxarsone in Poultry litter. I. Degradation of roxarsone during composting [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(8):1509–1514.

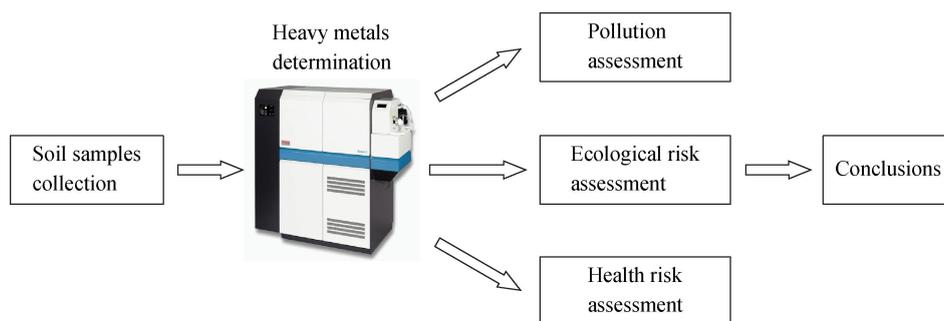
## Characteristics of Heavy Metal Pollution and Health Risk Assessment of the Long-term Livestock Wastewater Irrigated Soils in Jiangxi Province

WANG Maolan, HE Chang, ZHAO Qianyu

(School of Resources and Environment, Nanchang University, Nanchang 330031, China)

### HIGHLIGHTS

- (1) The average concentrations of Cu, Zn, As and Cr were higher than the background values. While the average concentration of Cd was very close to the background value, the average concentration of Pb was lower than the background value.
- (2) There was generally slight pollution of heavy metal in the study area, yet it was moderately polluted by As in most sampling points.
- (3) The assessment results of the health risk model showed that the non-carcinogenic and carcinogenic risks of heavy metals were relatively low in the study area.



## ABSTRACT

**BACKGROUND:** Cu, Pb, Zn and As were widely used as feed additives in the study area. However, the absorption rate of heavy metals by livestock and poultry was low. The concentration of heavy metals in livestock wastewater was high. The livestock wastewater as organic fertilizer may lead to the accumulation of heavy metals in the soil.

**OBJECTIVES:** To evaluate the pollution degree, the potential ecological risk and health risk of heavy metals from the long-term swine manure irrigated vegetable soils in Fuzhou City of Jiangxi Province, China.

**METHODS:** Eleven topsoil samples were obtained from the long-term swine manure irrigated vegetable soils in Fuzhou City of Jiangxi Province, China. The concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Pb and Zn were analyzed by inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS). The degree of pollution and the potential ecological risks of the heavy metals were assessed using the pollution load index (PLI) and the potential ecological risk index (RI), respectively. The health risk was evaluated by a health risk assessment model.

**RESULTS:** The average concentrations of Cu, Zn, As and Cr are 75.8, 32.8, 93.7, and 21.3 mg/kg, respectively, which were higher than the soil background values of Fuzhou City. The average concentration of Cd (0.09 mg/kg) was very close to the background value, and the average concentration of Pb (15.2 mg/kg) was lower than the soil background value. The pollution load index indicated that the moderate pollution of As occurred in the researched soils, and there was slight pollution of Cu and Zn, and no pollution of Cd in the majority of the sampling sites. There was no pollution of Pb and slight pollution of Cr in all sampling sites. The average PLI of the six heavy metals from all sampling sites was 1.22, which was categorized as slight pollution. Low potential ecological risk was posed by the six heavy metals. The mean RI was 66.26 which represented a low ecological risk. The annual child and adult non-carcinogenic risk index was 0.06 and 0.12, respectively. The annual child and adult carcinogenic risk index was  $1.65 \times 10^{-5}$  and  $3.67 \times 10^{-5}$ , respectively. Non-carcinogenic and carcinogenic health risks of adults and children in the soil were acceptable.

**CONCLUSIONS:** There was generally slight pollution of heavy metal in the study area but it was moderately polluted by As in most sampling points. However, due to the accumulative effect of heavy metals in the soil, close attention must be paid to changes in the concentration of heavy metals in the irrigated soil in the future, to prevent the risk caused by heavy metals pollution.

**KEY WORDS:** livestock wastewaters; soil; heavy metals; inductively coupled plasma-mass spectrometry; potential ecological risk; health risk assessment