

DOI:10. 16030/j. cnki. issn. 1000-3665. 2018. 06. 24

## 基于多种方法的土壤重金属污染风险评价对比 ——以江汉平原典型场区为例

陈江军<sup>1</sup>, 刘 波<sup>1</sup>, 蔡烈刚<sup>1</sup>, 王国强<sup>1</sup>, 殷 科<sup>2</sup>, 陈海波<sup>1</sup>, 李智民<sup>1</sup>

(1. 湖北省地质局水文地质工程地质大队, 湖北 荆州 434020;

2. 中国地质大学(武汉)地球科学学院, 湖北 武汉 430074)

**摘要:** 以江汉平原典型场区周边农田土壤为研究对象, 分析了土壤重金属元素 Cd、Pb、As、Hg 的总量和赋存形态特征, 选用修正单项污染指数法、潜在生态风险指数法、风险评估编码法(RAC)和次生相与原生相比值法(RSP)四种评价方法开展了土壤重金属的污染风险评价, 并对评价结果进行了对比讨论。分析结果表明: (1) 基于总量的两种方法对比, 潜在生态风险指数法优于修正单项污染指数法。(2) 基于形态的两种方法对比, RAC 法的评价结果比 RSP 法更为合理。(3) 基于总量和形态方法对比, 潜在生态风险指数法和 RAC 法各有其优缺点, 潜在生态风险指数法能直观反映重金属在土壤中的富集信息和环境危害性, 而 RAC 法则可以利用形态来阐明重金属在土壤环境中的行为特性和生态活性。因此, 在进行土壤重金属污染风险评价时, 综合考虑重金属种类、累积程度、生物毒性和生物可利用性等参数指标, 才能更加科学准确地评估重金属在土壤中的环境风险。综合上述评价结果, 江汉平原典型场区周边农田土壤重金属元素 Pb、As 污染程度较低, 对周边环境无影响; 重金属元素 Hg 累积程度不高, 但由于其具有较高的生物毒性, 对周边环境存在潜在威胁; 重金属元素 Cd 是研究区最主要的污染因子, 对周边环境影响大, 亟需采取相应措施减轻 Cd 带来的风险。

**关键词:** 土壤; 重金属污染; 修正单项污染指数法; 潜在生态风险指数法; 风险评估编码法; 次生相与原生相比值法; 生态风险评价

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1000-3665(2018)06-0164-09

## Comparison of risk assessment based on the various methods of heavy metals in soil: A case study for the typical field areas in the Jiangnan Plain

CHEN Jiangjun<sup>1</sup>, LIU Bo<sup>1</sup>, CAI Liegang<sup>1</sup>, WANG Guoqiang<sup>1</sup>, YIN Ke<sup>2</sup>, CHEN Hai-bo<sup>1</sup>, LI Zhimin<sup>1</sup>

(1. Hubei Institute of Hydrogeology and Engineering Geology, Jingzhou, Hubei 434020, China;

2. Faculty of Earth Sciences, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan, Hubei 430074, China)

**Abstract:** In this paper, the total amount and speciation characteristics of heavy metals (Cd, Pb, As and Hg) in agriculture soil in typical field areas in the Jiangnan Plain are analyzed by field sampling and laboratory analyses. Four evaluation methods, including the fixed single pollution index method, the potential ecological risk index method, the risk assessment coding method (RAC) and the phase and primary comparison method (RSP), are chosen to carry out the risk assessment of heavy metals in soil, and the evaluation results are discussed. The results show that (1) compared with two total amount methods, the potential ecological risk index method is superior to the modified single pollution index method. (2) Compared with two speciation methods, the evaluation result of the RAC method is more reasonable than that of the RSP method. (3) Compared with total methods and morphological methods, the potential ecological risk index method and the RAC method have their advantages and disadvantages. The potential ecological risk index method can

收稿日期: 2018-06-17; 修订日期: 2018-08-13

基金项目: 湖北省地质局科技项目“江汉平原土壤重金属赋存形态及其迁移转化模式研究”(KJ2017-17)

第一作者: 陈江军(1990-), 男, 硕士, 工程师, 主要从事水工环地质研究工作。E-mail: 454848278@qq.com

directly reflect the enrichment information and environmental hazards of heavy metals in soil, and the RAC method can use morphology to elucidate the behavior and ecological activity of heavy metals in the soil environment. Therefore, in order to scientifically evaluate the ecological risk of heavy metals in soil, we need to take into account all kinds of heavy metals, accumulation degree, biotoxicity and bioavailability. Comprehensive evaluation results of the above methods, heavy metals Pb and As in the agriculture soil in the typical field areas in the Jiangnan Plain are less polluted and have no influence on the surrounding environment. The accumulation of heavy metal Hg is not high, but it is a potential threat to the surrounding environment due to its high biotoxicity. Heavy metal Cd is the main pollution factor in the study area, which has a great impact on the surrounding environment. Therefore, it is urgent to take corresponding measures to reduce the risk of Cd pollution.

**Keywords:** soil; heavy metals; fixed single pollution index method; potential ecological risk index method; Risk assessment coding method; phase and primary comparison method; ecological risk assessment

江汉平原地处长江中游,是我国的商品粮、棉、油及渔业生产基地,是“长江经济带”发展战略的关键区域。近年来,粗放型工农业发展加之环境保护意识不强,江汉平原土壤重金属污染问题日益凸显。由于土壤重金属污染具有长期累积性、生态毒性、生物富集放大性等特点,对地区生态环境、食品安全和人体健康构成持续性威胁<sup>[1~2]</sup>。因此,选取合适的评价方法,准确评估地区土壤重金属的生态风险,不仅能科学地指导土地利用,控制和减轻重金属带来的危害,也能为区域社会、经济与环境协调发展提供理论依据<sup>[3]</sup>。

目前,国内外有关土壤重金属风险评价的方法众多,其中评价体系最为成熟、应用最为广泛的评价方法为指数评价法<sup>[4]</sup>,它是基于重金属总量的评价方法,能直观地反映实测重金属含量与背景值的关系,进而评价重金属在土壤中的风险。指数评价法依据评价标准不同,可划分为单项污染指数法<sup>[5]</sup>、内梅罗指数法<sup>[6]</sup>、地质积累指数法<sup>[7]</sup>、潜在生态风险指数法<sup>[8]</sup>等。随着重金属微观特性研究的不断深入,众多学者发现土壤-植物系统中重金属的迁移转化和生态毒性,与其含量和形态均存在密切联系,不同形态的重金属具有不同的生物可利用性<sup>[9]</sup>,于是基于形态的评价方法应运而生,常用的形态评价方法有风险评估编码法<sup>[10]</sup>、次生相与原生相比值法<sup>[11]</sup>和 TCLP 法<sup>[12]</sup>等。基于总量和形态的评价方法均能在不同程度上反映重金属在土壤中的风险,但每种方法也存在其局限性<sup>[13]</sup>,比如:单项污染指数法能反映重金属的实测含量与土壤背景值的关系,但无法开展重金属污染的综合评价;内梅罗指数法能综合反映重金属在土壤中的污染程度,但其评价指标未考虑重金属生物毒性差异;潜在生态风险指数法综合考虑了重金属的含量和生物毒性,但其缺

少对重金属生物有效性的分析;风险评估编码法利用重金属生物有效态进行土壤风险评估,但忽略了重金属富集特性和生物毒性。因此,开展土壤重金属风险评估,需要选用不同的评价方法体系,综合考虑重金属的环境效应和行为特征,才能客观全面地反映土壤重金属的污染程度和生态风险。

本文选取江汉平原 2 处典型场区周边农田土壤为研究对象,分析土壤重金属的污染特征,并选取多种评价方法开展土壤重金属的生态风险评价工作。通过对不同方法评价结论的分析对比,以期为该区域土壤重金属生态风险评价积累经验方法,也为当地土地整合利用、指导绿色农业发展提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

江汉平原位于湖北省中南部,是由长江与汉江冲积而成的平原,位于长江中游,与洞庭湖平原合称两湖平原。江汉平原土壤总面积为  $2.784 \times 10^4 \text{ km}^2$ ,土壤类型主要为水稻土、潮土、黄棕壤等。其中水稻土和潮土这两类具有明显人类活动特征的耕作土壤在区域中占有控制地位,充分体现了江汉平原自古以来“鱼米之乡”的土壤利用特征,同时也反映了人类活动在江汉平原土壤形成过程中的重要地位和作用<sup>[14]</sup>。

### 1.2 样品采集

本次研究选取 2 处典型场区开展采样工作,A 场区为某电厂,燃煤废气排放会造成周边农田重金属累积;B 场区为油田油井,原油洒落会将重金属带入土壤,造成周边农田重金属富集。依据每处场区周边环境,合理布设采样点(图 1、2)。A 场区东南西北四个方向为蔬菜用地,土壤类型为潮土,在场区东南西北方

向布设 4 条采样剖面,一共采集 9 组样品,采样间隔 100 m。B 场区东南西北方向均为农田,土壤类型为水稻土,在场区东南西北方向布设 4 条采样剖面,一共采集 9 组样品,采样间隔 50 m。

土壤样品采集 0~20 cm 耕作层土壤,在 2 m × 2 m 的区域内的顶点和中心分别取约 1 kg 土壤,混匀后用四分法取约 1 kg 作为该点的混合样品,2 处场区共采集土壤样品 18 组。

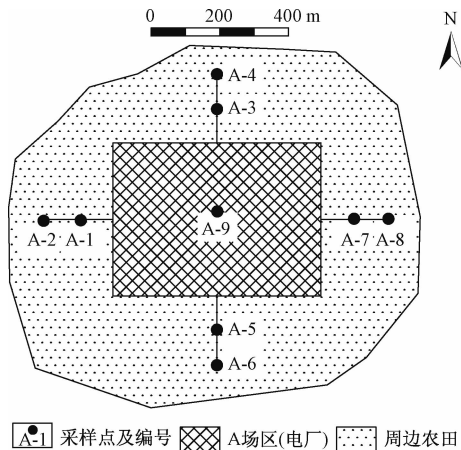


图 1 A 场区(热电厂)采样点平面示意图

Fig. 1 Schematic diagram showing the sampling point of field area A (the thermal power plant)

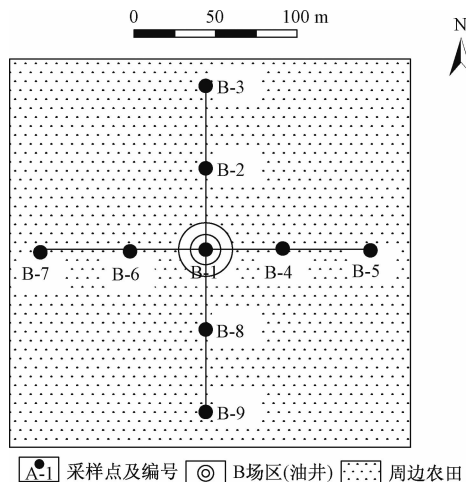


图 2 B 场区(油井)采样点平面示意图

Fig. 2 Schematic diagram showing the sampling point of field area B (the oil well)

### 1.3 样品测试

重金属总量测定:称取实验样品于聚四氟乙烯坩埚中,用  $\text{HNO}_3 - \text{HCl} - \text{HClO}_4 - \text{HF}$  混酸处理,用稀盐酸提取、稀释定容后用原子吸收光谱仪(型号:TAS-986)测定 Cd、Pb 的含量,仪器的检出限为 ppt 级,精密

度  $\leq 3\%$  RSD;称取实验样品置于烧杯中,加入稀王水蒸至湿盐状,10% HCl 提取,用原子荧光光谱法(型号:AFS-820)测定 As、Hg 的含量,仪器对 As 的检出限  $\leq 0.06 \text{ ng/g}$ ,对 Hg 的检出限  $\leq 0.006 \text{ ng/g}$ ,精密度  $\leq 1.5\%$  RSD。

重金属形态测定:土壤样品采用 Tessier 五步连续提取法浸提,即分别以 1.0 mol/L 的  $\text{MgCl}_2$ 、1.0 mol/L 的 NaAC (用 1.0 mol/L 的 HAC 调节至 pH 值为 5.00)、0.04 mol/L  $\text{NH}_2\text{OH} - \text{HCl} + 25\% \text{ HAC}$ 、0.02 mol/L  $\text{HNO}_3 + 30\% \text{ H}_2\text{O}_2 + 0.8 \text{ mol/L HAC}$ 、 $\text{HNO}_3 - \text{HF} - \text{HClO}_4$  提取可交换态(EXC)、碳酸盐结合态(CAR)、铁锰氧化物结合态(OM)、有机结合态(OX)和残渣态(RES)的重金属。

### 1.4 土壤重金属风险评价方法

#### 1.4.1 修正的单项污染指数

修正的单项污染指数<sup>[15]</sup>考虑了土壤中各污染物差异较大的背景含量造成的国家标准值的不同,确认了指数等价的意义,较传统的单污染指数更具合理性。修正的单项污染指数计算式为:

$$\text{当 } C_i \leq X_a \text{ 时, } P_i = C_i / S_i = C_i / X_a \quad (1)$$

$$\text{当 } X_a < C_i \leq X_c \text{ 时,}$$

$$P_i = C_i / S_i = 1 + (C_i - X_a)(X_c - X_a) \quad (2)$$

$$\text{当 } X_c < C_i \leq X_p \text{ 时,}$$

$$P_i = C_i / S_i = 2 + (C_i - X_c)(X_p - X_c) \quad (3)$$

$$\text{当 } X_p < C_i \text{ 时,}$$

$$P_i = C_i / S_i = 3 + (C_i - X_p)(X_p - X_c) \quad (4)$$

式中:  $C_i$  ——土壤污染物实测值;

$S_i$  ——土壤污染物质量标准;

$X_a$  ——土壤环境质量一级标准值;

$X_c$  ——土壤环境质量二级标准值;

$X_p$  ——土壤环境质量三级标准值。

#### 1.4.2 潜在生态污染指数

潜在生态污染指数<sup>[8]</sup>利用土壤重金属相对于背景值的比值,而后借助基于生态环境学方面的理论建立的重金属生物毒性系数进行加权计算,可反映某一特定环境中每种重金属污染物的影响,并最终定量地划分重金属元素的潜在生态危害程度。本文选取湖北省土壤重金属背景值<sup>[16]</sup>为参比值(Cd 为 0.152 mg/kg, Pb 为 27 mg/kg, As 为 11.64 mg/kg, Hg 为 0.077 mg/kg)。潜在生态危害指数计算式为:

$$C_r^i = C_i / C_i^b \quad (5)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_r^i \quad (6)$$

式中:  $C_r^i$  ——土壤重金属 i 的富集系数;

$C^i$  ——土壤重金属实测含量;  
 $C_i$  —— $i$  元素的参比值;  
 $T_r^i$  ——重金属  $i$  的毒性响应系数;  
 $E_r^i$  ——重金属  $i$  的潜在生态危害系数。

1.4.3 风险评估编码(RAC)

重金属的各种存在形态有不同的结合紧密程度,一般认为可交换态和碳酸盐结合态的重金属最易释放从而对环境造成危害。因此,前人在可交换态与碳酸盐结合态的基础上建立了 RAC (Risk Assessment Code) 风险评价指标<sup>[10]</sup>。RAC 法数学表达式为:

$$RAC = (EXC + CAR)/(EXC + CAR + OM + OX + RES) \times 100\% \quad (7)$$

式中:EXC——可交换态;  
CAR——碳酸盐结合态;  
OM——铁锰氧化物结合态;  
OX——有机物结合态;  
RES——残渣态。

1.4.4 次生相与原生相比值法(RSP)

土壤重金属除了残渣态,其他四种形态都可能会对对环境造成影响,因此,选用次生相与原生相比值法(RSP)对重金属潜在风险进行评价<sup>[11]</sup>。次生相即除残渣态以外的四种形态,原生相即残渣态。RSP 法数学表达式为:

$$RSP = M_{sec} / M_{prim} \quad (8)$$

式中: $RSP$ ——污染程度;  
 $M_{sec}$ ——次生相中的重金属含量,  
 $M_{prim}$ ——原生相中的重金属含量。

上述 4 种土壤重金属风险评价方法在国内外应用广泛,每种方法行业内公认的评价标准详见表 1。

表 1 4 种土壤重金属评价方法的评价标准  
Table 1 Evaluation criteria of the four methods for heavy metal evaluation of soil

| 评价方法                       | 评价划分标准               |                              |                               |                                |                     |
|----------------------------|----------------------|------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|---------------------|
| 修正的单项污染指数法 <sup>[18]</sup> | $P_i < 1$<br>无污染     | $1 < P_i \leq 2$<br>轻度污染     | $2 < P_i \leq 3$<br>中度污染      | $P_i > 3$<br>重度污染              | /                   |
| 潜在生态污染指数法 <sup>[9]</sup>   | $E_r^i < 40$<br>轻微危害 | $40 < E_r^i \leq 80$<br>中等危害 | $80 < E_r^i \leq 160$<br>较强危害 | $160 < E_r^i \leq 320$<br>很强危害 | $\geq 320$<br>极强危害  |
| 风险评估编码法 <sup>[12]</sup>    | $RAC < 1\%$<br>无风险   | $RAC < 10\%$<br>低风险          | $10\% \leq RAC < 30\%$<br>中风险 | $30\% \leq RAC < 50\%$<br>高风险  | $\geq 50\%$<br>极高风险 |
| 次生相与原生相比值法 <sup>[13]</sup> | $RSP \leq 1$<br>无污染  | $1 < RSP \leq 2$<br>轻度污染     | $2 < RSP \leq 3$<br>中度污染      | $RSP > 3$<br>重度污染              | /                   |

本次研究,选用 Excel 2010 和 SPSS 18. 0 软件对土壤重金属含量数据进行处理、统计、分析以及制作相

关图件。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属总量分布特征

研究区土壤中重金属总量可以揭示区域重金属的累积状况,根据测试结果,江汉平原 2 个典型场区土壤重金属 Cd、Pb、As、Hg 含量统计分析情况如表 2。

表 2 研究区土壤重金属总量统计分析  
Table 2 Statistical analysis of heavy metals in the study area

| 场区  | 元素 | 平均值 最大值 最小值 标准偏差         |       |       |      | 变异系数/% | 偏度    | 峰度    |
|-----|----|--------------------------|-------|-------|------|--------|-------|-------|
|     |    | / (mg·kg <sup>-1</sup> ) |       |       |      |        |       |       |
| A场区 | Cd | 0.31                     | 0.47  | 0.15  | 0.10 | 30.76  | 0.14  | 0.12  |
|     | Pb | 29.24                    | 45.22 | 18.42 | 7.15 | 24.44  | 1.23  | 3.55  |
|     | As | 9.51                     | 14.02 | 6.17  | 2.17 | 22.82  | 0.82  | 2.06  |
|     | Hg | 0.12                     | 0.25  | 0.05  | 0.07 | 60.67  | 0.89  | -0.26 |
| B场区 | Cd | 0.44                     | 0.51  | 0.35  | 0.05 | 10.35  | -0.30 | 0.72  |
|     | Pb | 35.55                    | 48.88 | 26.47 | 7.46 | 20.98  | 0.51  | -0.60 |
|     | As | 13.62                    | 14.53 | 12.07 | 0.78 | 5.73   | -0.79 | 0.59  |
|     | Hg | 0.11                     | 0.17  | 0.06  | 0.04 | 36.06  | 0.26  | -0.86 |

土壤重金属各元素总量的变异系数在一定程度上能反映该元素受人为活动影响的程度<sup>[20]</sup>。从表 2 可知,2 个场区土壤重金属总量的变异系数区间为 10% ~ 100%,空间分布具有一定的离散性,说明场区土壤重金属总量受到了人类活动的影响。对比场区重金属总量与背景值发现,重金属元素 Cd、Hg 总量均超过了背景值,而重金属元素 Pb、As 总量在背景值附近浮动。

从土壤重金属总量的空间分布特征来看(图 3 ~ 4),重金属元素 Cd、Hg 与 Pb、As 的空间分布也在差异性。2 个场区重金属元素 Cd、Hg 中心点的含量均为最高,距离中心点由近至远重金属总量呈现逐渐降低的趋势;重金属元素 Pb、As 从场区中心往周边取样点重金属含量有高低,没有呈现出规律性变化。

场区土壤重金属元素 Cd、Hg 总量均超过背景值且重金属总量由中心往四周呈现降低的变化趋势,推测场区土壤重金属元素 Cd、Hg 累积是由于热电厂燃煤废气排放或油井采油渗漏引起;场区重金属元素 Pb、As 总量在背景值附近浮动,空间分布没有规律性,说明场区重金属元素 Pb、As 并未遭受污染,热电厂和油井对农田重金属 Pb、As 的富集没有影响。

2.2 土壤重金属形态的分布特征

依据 Tessier 五步连续形态提取法,将土壤中重金属元素的形态分为可交换态(EXC)、碳酸盐结合态(CAR)、铁锰氧化物结合态(OM)、有机物结合态

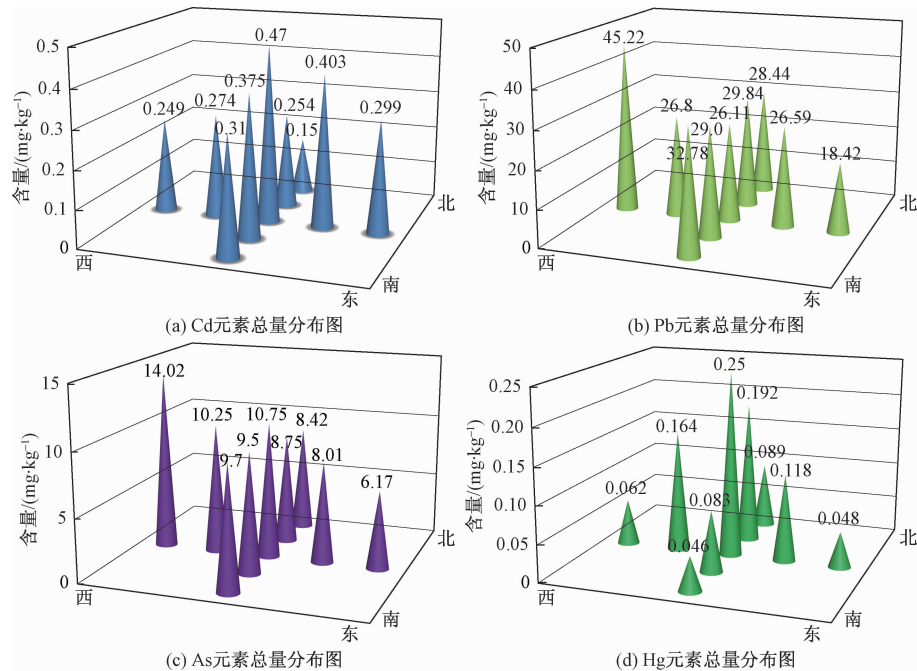


图3 A场区周边农田土壤重金属空间分布特征

Fig. 3 Distribution characteristics of heavy metals in the agriculture soil around field area A

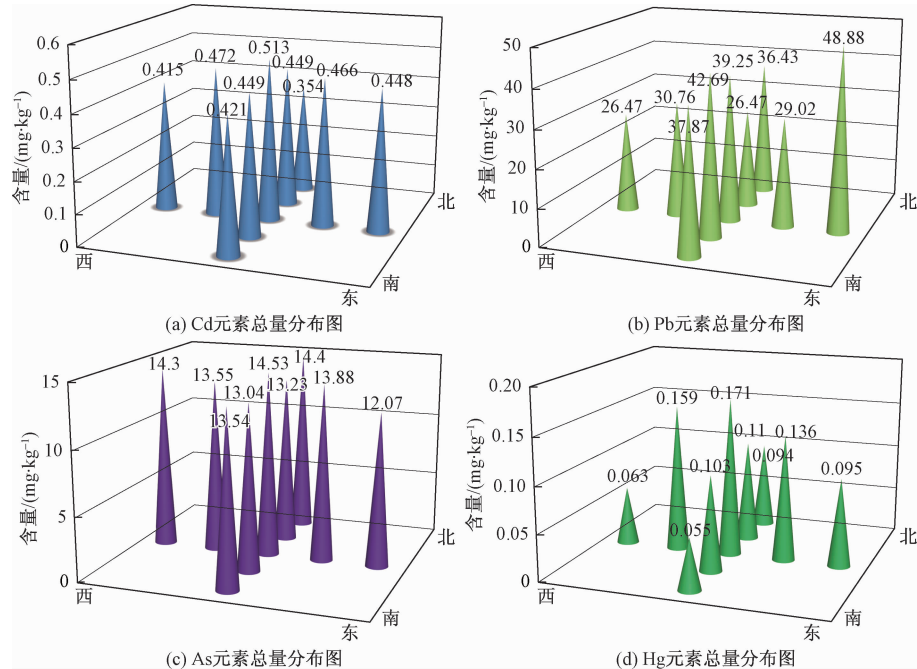


图4 B场区周边农田土壤重金属空间分布特征

Fig. 4 The distribution characteristics of heavy metals in the agriculture soil around field area B

(OX)和残渣态(RES),其中EXC和CAR可迁移性和生物有效性最大,是引起土壤重金属危害的主要形态;OM和OX不易被生物吸收利用,但在一定条件下可以转化为活性态,对环境造成污染;RES最稳定,生物可利用性最小<sup>[18]</sup>。A、B场区各重金属形态含量占比见

图5~6。

根据上述数据,2个场区土壤重金属元素Cd的可交换态和碳酸盐结合态之和占总量40%~50%,残渣态不足总量20%;重金属Pb元素主要为残渣态和铁锰氧化物结合态,可交换态和碳酸盐结合态之和不足

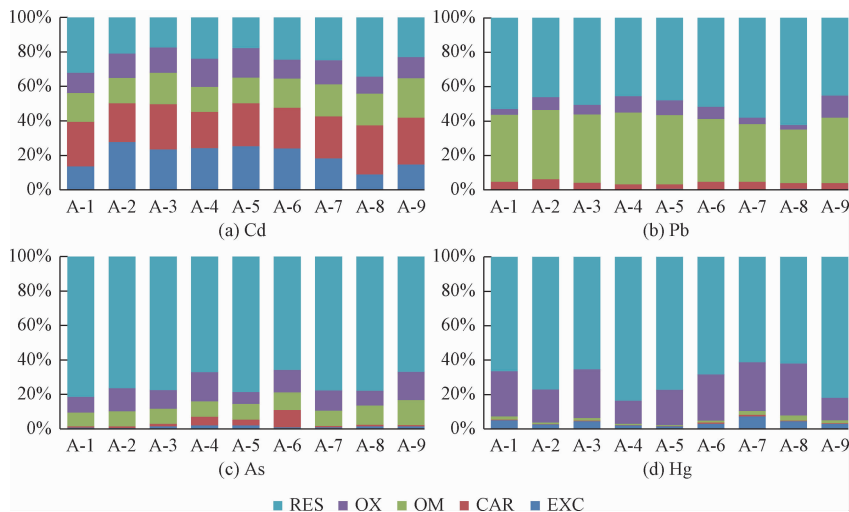


图 5 A 场区周边农田土壤重金属赋存形态特征

Fig. 5 Speciation characteristics of heavy metals in the agriculture soil around field area A

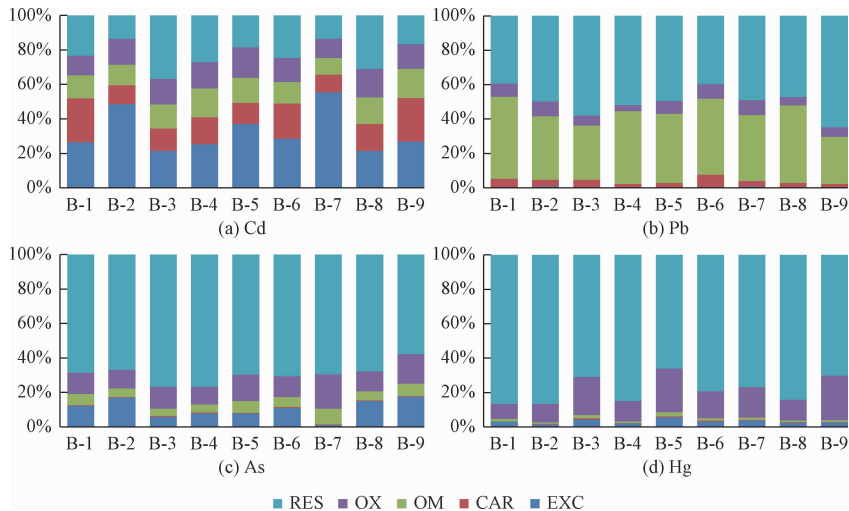


图 6 B 场区周边农田土壤重金属赋存形态特征

Fig. 6 Speciation characteristics of heavy metals in the agriculture soil around field area B

总量 5% ;重金属 As、Hg 两种元素以残渣态为主,残渣态的含量占总量 70% 以上,可交换态和碳酸盐结合态之和不足总量 10% 。

2.3 土壤重金属生态风险评价

2.3.1 基于总量的重金属生态风险评价

基于修正单项污染指数和潜在生态风险指数对场区土壤环境进行评价,结果见表 3。

根据修正单项污染指数评价结果,A 场区周边农田重金属 Cd 为轻度污染,重金属 Pb、As、Hg 均为无污染;B 场区周边农田重金属 Cd 为轻度污染,重金属 Pb、As、Hg 均为无污染。评价结果表明,2 个场区周边农田重金属 Cd 已经开始富集,其对环境的影响应当引起重视,其他三种重金属元素处于较低污染水平,对

环境影响甚微。

表 3 研究区基于总量方法的土壤重金属风险评价结果

Table 3 Results of risk assessment of soil heavy metals based on the total amount method in the study area

| 场区   | 重金属元素 | 修正单项污染指数 |      | 潜在生态风险指数 |      |
|------|-------|----------|------|----------|------|
|      |       | 评价结果     | 评价等级 | 评价结果     | 评价分级 |
| A 场区 | Cd    | 1.28     | 轻度污染 | 61.18    | 中等危害 |
|      | Pb    | 0.84     | 无污染  | 5.41     | 轻微危害 |
|      | As    | 0.63     | 无污染  | 8.16     | 轻微危害 |
|      | Hg    | 0.80     | 无污染  | 62.34    | 中等危害 |
| B 场区 | Cd    | 1.60     | 轻度污染 | 86.84    | 较强危害 |
|      | Pb    | 0.98     | 无污染  | 6.58     | 轻微危害 |
|      | As    | 0.91     | 无污染  | 11.70    | 轻微危害 |
|      | Hg    | 0.73     | 无污染  | 57.14    | 中等危害 |

根据潜在生态风险指数评价结果,A 场区周边农

田重金属 Cd、Hg 为中等危害,重金属 Pb、As 为轻微危害;B 场区周边农田重金属 Cd 为较强危害,重金属 Hg 为中等危害,重金属 Pb、As 为轻微危害。评价结果表明,2 个场区的 Cd、Hg 均存在较高的风险,需采取相应措施减轻重金属可能带来的风险。

### 2.3.2 基于形态的重金属生态风险评价

基于风险评估编码法(RAC)和次生相与原生相比值法(RSP)的土壤重金属污染风险评价结果见表 4。

表 4 研究区基于形态方法的土壤重金属的风险评价结果

Table 4 Results of risk assessment of soil heavy metals based on speciation method in the study area

| 典型场区 | 重金属元素 | RAC 评价方法 |      | RSP 评价方法 |      |
|------|-------|----------|------|----------|------|
|      |       | 评价结果     | 评价等级 | 评价结果     | 评价分级 |
| A 场区 | Cd    | 45.01%   | 高风险  | 3.13     | 重度污染 |
|      | Pb    | 4.37%    | 低风险  | 0.96     | 无污染  |
|      | As    | 4.07%    | 低风险  | 0.36     | 无污染  |
|      | Hg    | 4.20%    | 低风险  | 0.40     | 无污染  |
| B 场区 | Cd    | 48.99%   | 高风险  | 3.40     | 重度污染 |
|      | Pb    | 4.14%    | 低风险  | 1.00     | 无污染  |
|      | As    | 11.07%   | 中风险  | 0.45     | 无污染  |
|      | Hg    | 3.61%    | 低风险  | 0.28     | 无污染  |

根据 RAC 方法评价结果,A 场区周边农田重金属 Cd 为高风险,重金属 Pb、As、Hg 均为低风险;B 场区周边农田重金属 Cd 为高风险,重金属 As 为中风险,重金属 Pb、Hg 为低风险。总的来说,2 个场区除了重金属 Cd 为高风险,其余三种重金属风险等级较低。

根据 RSP 方法评价结果,A 场区周边农田重金属 Cd 为重度污染,重金属 Pb、As、Hg 均为无污染;B 场区周边农田重金属 Cd 为重度污染,重金属 Pb、As、Hg 均为无污染。综合来看,2 个场区周边农田重金属 Cd 处于重度污染,对周边环境影响威胁较大,其余三种重金属以稳定的残渣态为主,对环境潜在威胁较小。

## 3 讨论

### 3.1 两种基于总量评价方法的评价结果分析

基于总量的评价方法选取了修正单项污染指数法和潜在生态风险指数法,两种评价方法的评价结果却存在较大的差异,修正单项污染指数法评价结果显示场区仅有重金属 Cd 为轻度污染,而潜在生态风险指数法评价却是场区重金属 Cd、Hg 均具有较高的潜在风险。上述两种方法评价结果出现差异的原因是其选取的评价对象不同,修正单项污染指数法仅考虑了重金属的含量与土壤环境质量三级标准之间的关系,只

能简单说明重金属在土壤中的富集程度;而潜在生态风险指数法不仅考虑了含量与背景值的差异,也考虑了各重金属生物毒性的差别,而不同的重金属具有不同的生态毒性,因此,上述两种方法评价结果会有所差别。对比上述两种评价方法,潜在生态风险指数法的评价结果相比修正单项污染指数法更为科学客观。

### 3.2 两种基于形态评价方法的评价结果分析

本次研究选取了两种基于形态的评价方法:风险评估编码法(RAC)和次生相与原生相比值法(RSP)。RAC 法的评价指标是重金属的活性态(即可交换态和碳酸盐结合态之和)占总量的百分比,而 RSP 法选取的是其他形态与残渣态的比值,两种方法选取的评价指标虽有所不同,此次评价结论却差别不大。分析其原因是未被污染的土壤,重金属以残渣态为主,其他形态的重金属含量较低,本次选取的两个场区,重金属元素 Pb、As、Hg 富集程度均不高,主要以残渣态形态赋存,因而出现其评价结果基本一致。一旦土壤遭受重金属污染后,重金属各形态会在土壤固相之间重新分配,如外源重金属 Cd 进入土壤后,Cd 的活性态会明显增加,而残渣态含量几乎不变;土壤被 Pb 污染后,铁锰氧化物结合态和碳酸盐结合态含量大大增加,残渣态含量会下降<sup>[22]</sup>。本次选取的两个场区,仅重金属 Cd 污染较为严重,而 Cd 污染引起的其重金属形态分配恰好符合两种方法评价指标的变化规律,所以对于重金属 Cd 的评价结果也基本相似。然而如果选取场区为重金属 Pb 污染,上述两种方法的有关重金属 Pb 评价结果就会出现差异。基于上述分析讨论,RAC 法的侧重点在于土壤现状条件下重金属的风险,即重点考虑当前土壤中活性态的相对含量;而 RSP 法则强调的是重金属的潜在风险,将具有潜在风险的重金属形态均纳入评价指标。对比上述两种评价方法,笔者更倾向于 RAC 法的使用,在一般条件下,土壤的生态环境会处于相对平衡的状态,铁锰氧化物结合态和有机物结合态转化为活性态的含量甚微,而在土壤-植物系统中重金属的迁移转化和生态毒性与活性态重金属关系最为密切。采用 RSP 法进行生态风险评价,可能会出现生态风险偏大的结论,因此,选用 RAC 法评价土壤重金属现状下的生态风险将更为合理。

### 3.3 基于总量和形态评价方法的评价结果分析

依据前文分析,潜在生态风险指数法优于修正单项污染指数法,RAC 法相比 RSP 法其评价结果更为合理,因此,有关基于总量和形态评价方法的优缺点分析,选取潜在生态风险指数法和 RAC 法的评价结果进

行对比讨论。针对选取的场区,以上两种方法评价结果的差异主要在重金属 Cd 和 Hg 的差别上,潜在生态风险指数法对 Cd 的评价为中度-较强危害,对 Hg 的评价为中度危害;而 RAC 法的对 Cd 评价为高风险,对 Hg 的评价为低风险。分析其原因是选取的两个场区,重金属 Cd 出现了一定程度累积,但其累积含量不高,考虑其总量和生物毒性,评价结果为中度-较强危害;当土壤遭受重金属 Cd 污染时,活性态 Cd 的含量明显增加,因而 RAC 法的评价结果为高风险。选取场区重金属 Hg 的实测含量略高于当地土壤重金属 Hg 的背景值,外源重金属 Hg 进入土壤中的含量甚微,重金属 Hg 依旧以残渣态为主,活性态含量较低,因此,RAC 法的评价结果为低风险;但由于重金属 Hg 具有较强的生物毒性,一旦进入动植物体内就会造成较大危害,所以潜在生态风险指数法的评价结果为中等风险。综上分析可知,潜在生态风险指数法能直观反映重金属在土壤中的富集信息和环境危害性,但其未考虑土壤重金属的迁移特性和生物可利用性;RAC 法利用形态分析来阐明重金属在土壤环境中行为特性和生物有效性,但是忽略了重金属的富集程度和生物毒性。因此,在进行土壤重金属污染风险评价时,综合考虑土壤重金属种类、累积程度、生物毒性和生物可利用性等参数指标,才能更加科学准确地地评估重金属在土壤中的环境风险。

## 4 结论

(1)研究区土壤重金属元素 Cd、Pb、As、Hg 总量均为中等变异系数,且重金属元素 Cd、Hg 总量均超过了背景值,说明在人类活动影响下,场区周边农田重金属元素 Cd、Hg 已经出现了累积现象。基于总量方法评价结果表明,两个场区重金属元素 Pb、As 基本没有污染,对周边环境无影响;重金属元素 Hg 累积程度不高,但由于其具有较高的生物毒性,对周边环境存在一定的危害;重金属元素 Cd 具有较高的潜在生态危害,需采取相应措施减轻重金属 Cd 带来的风险。

(2)分析研究区土壤重金属赋存形态特征,重金属元素 Pb、As、Hg 主要以残渣态赋存,活性态含量相对较低;重金属元素 Cd 的活性态含量占总量的 40%~50%,残渣态仅占总量的 20%。基于形态方法的评价结果表明,两个场区土壤重金属元素 Pb、As、Hg 风险较低,对周围环境影响不大;重金属 Cd 元素具有较强的可迁移性和生物可利用性,容易被农作物吸收,通过食物链威胁人体健康。

(3)根据选取的 4 种方法的评价结果对比分析,潜在生态风险指数法优于修正单项污染指数法,RAC 法的评价结果比 RSP 法更为合理。潜在生态风险指数法和 RAC 法两种方法各有其局限性。因此,在进行土壤重金属污染风险评价时,综合考虑重金属种类、累积程度、生物毒性和生物可利用性等参数指标,才能更加科学客观的评估重金属在土壤中的环境风险。

## 参考文献:

- [1] 王斌,甘义群,陈秋菊. 江汉平原仙桃地区土壤重金属分布及影响因素研究[J]. 安全与环境工程, 2018, 25(3): 8-14. [WANG B, GAN Y Q, CHEN Q J, *et al.* Distribution and influencing factors of heavy metals in the soils of Xiaotao city, Jianghan plain [J]. Safety and Environmental Engineering, 2018, 25(3): 8-14. (in Chinese)]
- [2] 邢洪连,郭华明,王轶,等. 河北保定市安新一清苑县土壤重金属形态分布及风险评估[J]. 水文地质工程地质, 2016, 43(2): 140-146. [XING H L, GUO H M, WANG Y, *et al.* Fraction distribution and risk assessment of soil heavy metals in Anxin—Qingyuan County in Baoding of Hebei [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2016, 43(2): 140-146. (in Chinese)]
- [3] 韩君,徐应明,温兆飞,等. 重庆某废弃电镀工业园农田土壤重金属污染调查与生态风险评价[J]. 环境化学, 2014, 33(3): 432-439. [HAN J, XU Y M, WEN Z F, *et al.* Investigation and ecological risk assessment of heavy metal pollution in agriculture soil of an abandoned electroplating industrial park of Chongqing, China [J]. Environmental Chemistry, 2014, 33(3): 432-439. (in Chinese)]
- [4] He B, Yun Z, Shi J, *et al.* Research progress of heavy metal pollution in China: Sources, analytical methods, status, and toxicity[J]. Chinese Science Bulletin, 2013, 58(2): 134-140.
- [5] 徐友宁,张江华,赵阿宁,等. 小秦岭某金矿区水土环境重金属污染及其效应[J]. 水文地质工程地质, 2009, 36(4): 131-134. [XU Y N, ZHANG J H, ZHAO A N, *et al.* Water and soil contamination and environmental effect in a certain gold area in Xiaolinling [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2009, 36(4): 131-134. (in Chinese)]
- [6] 倪天翔,杨庆,王俊豪,等. 一种新内梅罗指数法的修正方法及应用[J]. 水文地质工程地质, 2018, 45(2): 171-174. [NI T X, YANG Q, WANG J H,

- et al.* A new improvement of Nemero index method and its application [J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2018, 45(2): 171–174. (in Chinese)]
- [7] 王茜,张光辉,田言亮,等. 农田表层土壤中重金属潜在生态风险效应研究[J]. *水文地质工程地质*, 2017, 44(4): 165–172. [WANG X, ZHANG G H, TIAN Y L, *et al.* Research on the potential ecological risk of farmland top-soil of heavy metals [J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2017, 44(4): 165–172. (in Chinese)]
- [8] 赵沁娜,徐启新,杨凯. 潜在生态危害指数法在典型污染行业土壤污染评价中的应用[J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2005, 1(1): 111–116. [ZHAO Q N, XU Q X, YANG K, *et al.* Application of potential ecological risk index in soil pollution of typical industries [J]. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, 2005, 1(1): 111–116. (in Chinese)]
- [9] 姜盛君,秦樊鑫,李存雄,等. 贵州菜园土壤重金属赋存形态分布及生物有效性分析[J]. *贵州农业科学*, 2010, 38(4): 92–95. [JIANG S J, QIN F X, LI C X, *et al.* Distribution and bioavailability of heavy metals in vegetable soils in Guizhou [J]. *Guizhou Agricultural Sciences*, 2010, 38(4): 92–95. (in Chinese)]
- [10] 张运,许仕荣,卢少勇. 新丰江水库表层沉积物重金属污染特征与评价[J]. *环境工程*, 2018, 36(1): 134–141. [ZHANG Y, XU S R, LU S Y, *et al.* Pollution characteristics and assessment of heavy metals in the surface sediment of Xinfengjiang reservoir [J]. *Environmental Engineering*, 2018, 36(1): 134–141. (in Chinese)]
- [11] 孙瑞瑞,陈华清,李杜康. 基于土壤中铅化学形态的生态风险评价方法比较[J]. *安全与环境工程*, 2015, 22(5): 47–51. [SUN R R, CHEN H Q, LI D K, *et al.* Comparison of ecological risk assessment methods based on the chemical forms of lead in soil [J]. *Safety and Environmental Engineering*, 2015, 22(5): 47–51. (in Chinese)]
- [12] 岳聪,汪群慧,袁丽,等. TCLP 法评价铅锌尾矿库土壤重金属污染:浸提剂的选择及其与重金属形态的关系[J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2015, 51(1): 109–115. [YUE C, WANG Q H, YUAN L, *et al.* Assessment of heavy metal contaminated soils from the Lead-Zinc mine by toxicity characteristic leaching procedure [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2015, 51(1): 109–115. (in Chinese)]
- [13] 王圣伟,刘刚,冯娟,等. 农业用地土壤重金属综合评价方法[J]. *江苏大学学报(自然科学版)*, 2014, 35(4): 408–415. [WANG S W, LIU G, FENG J, *et al.* Comprehensive evaluation of heavy metal for agricultural environmental soil land [J]. *Journal of Jiangsu University (Natural Science Edition)*, 2014, 35(4): 408–415. (in Chinese)]
- [14] 陈峰云. 湖北省土地利用/覆被变化及其对自然环境要素的影响[D]. 武汉:华中农业大学, 2009. [CHEN F Y. Study on land use/cover change and its effects of natural environment elements in Hubei province [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2009. (in Chinese)]
- [15] 吴江瑛. 西安市道路路域土壤重金属赋存形态研究[D]. 西安:长安大学, 2013. [WU J Y. The speciation of heavy metal in the soil along Xi'an roadside [D]. Xi'an: Chang'an University, 2013. (in Chinese)]
- [16] 吴丹,李薇. 湖北省土壤砷的背景值及分布特征[J]. *华中农业大学学报*, 1993, 12(5): 455–463. [WU D, LI W. Background value and distribution characteristics of soil arsenic in Hubei province [J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 1993, 12(5): 455–463. (in Chinese)]
- [17] 刘硕,吴泉源,曹学江,等. 龙口煤矿区土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. *环境科学*, 2016, 37(1): 270–279. [LIU S, WU Q Y, CAO X J, *et al.* Pollution assessment and spatial distribution characteristics of heavy metals in soils of coal mining area in Longkou city [J]. *Environment Science*, 2016, 37(1): 270–279. (in Chinese)]
- [18] 郑顺安. 我国典型农田土壤中重金属的转化与迁移特征研究[D]. 杭州:浙江大学, 2009. [ZHENG S A. Studies on the transformation and transport of heavy metals in typical Chinese agricultural soils [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2009. (in Chinese)]
- [19] 刘霞,刘树庆,王胜爱. 河北主要土壤中 Cd 和 Pb 的形态分布及其影响因素[J]. *土壤学报*, 2003, 40(3): 393–400. [LIU X, LIU S Q, WANG S A, *et al.* Distribution of cadmium and lead forms and its affecting factors in soils of Hebei province [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(3): 393–400. (in Chinese)]