

DOI: 10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.2016.02.21

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

邢洪连^{1,2}, 郭华明^{1,2}, 王 轶³, 李瑞敏³, 刘永生³, 徐慧珍³

(1. 中国地质大学(北京)生物地质与环境地质国家重点实验室, 北京 100083;
2. 中国地质大学(北京)水资源与环境学院, 北京 100083; 3. 中国地质环境监测院, 北京 100081)

摘要:为揭示河北保定市安新一清苑县土壤重金属(Cd、Cu、Pb、Zn)的形态及潜在生态风险,采集37个土样,测定其重金属的含量与赋存形态。综合考虑土壤重金属的总量及形态,进行风险评估。将直接可利用态 C_{bio} 、潜在可利用态 C_{Pbio} 和不可利用态 C_{Nbio} 与Hakanson潜在生态危害指数法相结合,赋予不同权重因子,构建土壤重金属风险的综合评价模型。结果表明:(1)4种重金属 C_{bio} 比例依次为 $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn}$, C_{Pbio} 比例依次为 $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd}$, C_{Nbio} 比例依次为 $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$;(2)Hakanson潜在生态危害指数法和赋存形态的综合潜在生态危害指数法得到的生态风险指数平均值大小顺序相同,均为 $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn}$ 。由风险分布图可以更直观地看到两者结果分布的相似性。由于赋存形态的潜在生态危害指数法同时考虑了重金属的全量和不同赋存形态的生物有效性的差异,相对于单方面考虑重金属全量的评价方法更加合理。

关键词:安新一清苑县;土壤重金属;形态分布;潜在生态风险评估

中图分类号:X820

文献标识码:A

文章编号:1000-3665(2016)02-0140-07

Fraction distribution and risk assessment of soil heavy metals in Anxin—Qingyuan County in Baoding of Hebei

XING Honglian^{1,2}, GUO Huaming^{1,2}, WANG Yi³, LI Ruimin³, LIU Yongsheng³, XU Huizhen³

(1. State Key Laboratory of Biogeology and Environmental Geology, China University of Geosciences (Beijing), Beijing 100083, China; 2. School of Water Resources and Environment, China University of Geosciences (Beijing), Beijing 100083, China; 3. China Institute of Geo-environmental Monitoring, Beijing 100081, China)

Abstract: In order to reveal chemical forms and its potential ecological risk of soil heavy metals (Cd, Cu, Pb, Zn) in Anxin-Qingyuan County in Baoding of Hebei Province, 37 soil samples were collected to determine total contents and chemical speciation of heavy metals. Potential ecological risk assessment was performed based on the total amount and different forms of heavy metal in soil. The bioavailability of heavy metals, including the directly available state C_{bio} , the potentially available state C_{Pbio} and the non-use state C_{Nbio} , were combined with the Hakanson potential ecological risk index method to construct a comprehensive evaluation of soil heavy metal pollution risk model using different weight factors. The results show that C_{bio} ratio of heavy metals followed the order: $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn}$, C_{Pbio} ratio: $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd}$, and C_{Nbio} ratio: $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} >$

收稿日期:2015-05-19;修订日期:2015-07-21

基金项目:国家自然科学基金项目(41222020, 41172224);霍英东基金会第十三届高等院校青年教师基金基础性研究课题(131017);中央高校基本科研项目(2652013028);国家行政科研专项“国家级地质环境监测与预报”(1210800000022)之“典型地区水土地质环境监测示范”研究课题

第一作者:邢洪连(1989-),女,硕士研究生,主要研究方向为水土环境重金属污染。E-mail: xinghl_cugb@163.com

通讯作者:郭华明(1975-),男,教授,博士生导师,主要从事水文地球化学、地下水污染控制等方面的教学与科研工作。

E-mail: hmguo@cugb.edu.cn

Cd. The average values of the ecological risk index obtained by the bioavailability metal-form method were identical to those of the Hakanson method. Risk distribution map directly shows the similarity of the distribution of the evaluation results. Since the chemical speciation of the potential ecological risk index takes into account the total amount of heavy metals and the bioavailability of chemical speciation, it would be more reasonable compared to those with the Hakanson method, which only considers the total amount of heavy metals.

Keywords: Anxin-Qingyuan County; soil heavy metals; form distribution; potential ecological risk assessment

土壤是人类赖以生存的自然环境和农业生产的重要资源,全球所面临的粮食、资源和环境问题都与土壤息息相关。随着工业的发展和农业生产现代化,土壤环境污染问题时有发生并日趋严重^[1]。重金属是典型的土壤污染物,具有隐蔽性、滞后性、不可逆性、危害长久性等特性^[2]。土壤环境中的重金属污染物进入土壤后,主要积存于土壤耕作层,难于消除,并通过水体-土壤-农作物这一生态体系的迁移作用,最终在植物体内累积和残留^[3]。重金属污染物可能经作物吸收后进入食物链,或通过某些迁移方式进入到水体、大气中,从而威胁人类的健康与其它动物的繁衍生息,因此,土壤重金属污染是一种潜在的“化学定时炸弹”^[4]。目前,国内外学者对土壤重金属的研究方法主要是基于土壤重金属全量提出的。然而,重金属全量并不能表示其对环境影响力的大小,这是因为土壤中重金属的迁移性和植物毒性主要取决于重金属的形态^[5-6]。因此,对一个地区土壤受重金属污染的程度进行分析和评价,必须结合重金属的含量及其形态分析^[7]。

本研究采集了河北保定市安新一清苑县的37个土壤样品,测定土壤中的Zn、Pb、Cu、Cd 4种重金属的含量和赋存形态,采用基于重金属含量的Hakanson潜在生态危害指数法以及构建的基于含量和形态的综合潜在生态危害指数法对土壤中重金属的生态风险进行评价,最后结合GIS使其评价结果可视化。对比两种评价结果的异同,论证新方法的合理性,以期土壤重金属污染评价提供新的思路。

1 研究区概况

研究区位于河北省保定市安新县和清苑县交界处,主要包含老河头镇、芦庄乡、孙村乡、望亭乡、石桥乡、何桥乡和大庄镇等乡镇。区内河流水系较为发育,交通便利,分布有保新公路、保沧公路、京石高速及高保公路等交通要道。工业发展迅速,有建

材、毛纺、冶炼、汽车配件、有色金属、卫生用品以及轴承营销等多种工业。研究区内众多的交通要道及繁荣的工业在促进经济发展的同时,也对环境产生了极大的危害。安新县地势自西北向东南略有倾斜,西南部有冲积洼地平原;清苑县地势西南高东北低。两县交界处为天然的积水洼地,地势相对较低,汇水区上游及周边的废弃污染物在自然河流和地表径流的作用下向洼地汇集,使之成为元素高富集区。

2 材料与方法

2.1 样品采集与分析

采样点布设依据:张丽红等^[8]在河北清苑县及周边土壤及农作物中重金属污染状况与分析评价的研究中提到,重金属Cd、Cu、Pb、Zn含量较高的地区主要分布在清苑县东北部的洼地,该地区的农田作物已经存在一定程度的重金属污染。同时,污水排放、污水灌溉等人为活动及特殊的地势走向造成了重金属的积累现象。本文为进一步研究土壤重金属的潜在生态风险共采集了37个土壤样品,位于河北保定市安新一清苑县交界处,此处地势相对较低,易于废弃污染物汇集,存在土壤重金属的异常。采样点布置见图1。

样品采集方法:确定采样点后,在采样点附近至少选择3个样方(相距约50 m)分别采集土壤样品,每个样方采集时,需要去除地表杂物,垂直均匀地采集地表至20 cm深度的土壤。然后,将采集的3个土壤样品混合成为1个土壤样品,原始重量不少于1 000 g。采集的样品放置在干净的布袋内,样袋外均套聚乙烯塑料袋使与其他采样点土壤样品隔开。

重金属形态提取与测定的方法^[9]:称取定量样品,分别以水、氯化镁、醋酸钠、焦磷酸钠、盐酸羟胺、过氧化氢为提取剂依次提取水溶态(F1)、离子交换态(F2)、碳酸盐结合态(F3)、腐植酸结合态(F4)、铁锰氧化态(F5)、有机结合态(F6),制备

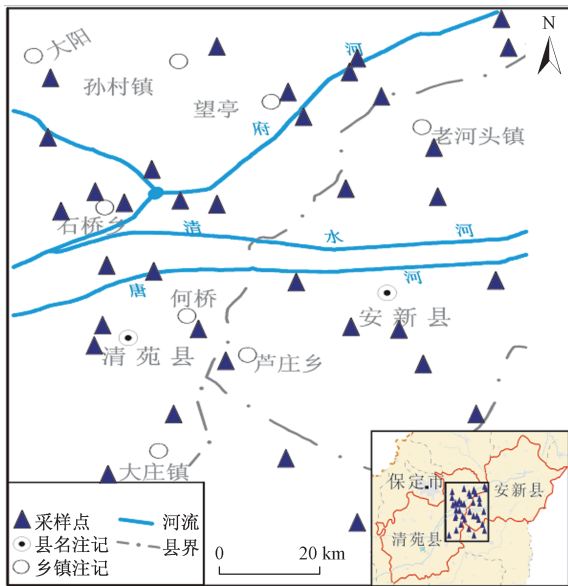


图 1 安新—清苑县土壤采样点分布图

Fig. 1 Location of soil samples in the Anxin-Qingyuan County

各形态分析液。取 0.2000 g 提取上述各形态后的残渣, 用盐酸、硝酸、高氯酸、氢氟酸处理后制备残渣态 (F7) 分析液。用 Agilent7700XICP-MS 测定各形态分析液中的 Cd、Cu、Pb、Zn。

重金属的不同形态表现出不同的生物有效性和环境行为。雷鸣等^[10]根据生物对重金属不同形态的吸收难易程度, 将重金属分为 3 类: 生物可利用态 (水溶解态和可交换态)、潜在生物可利用态 (碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态和有机结合态) 和不可利用态 (残渣态)。Li 等^[11]研究了重金属的存在形态与毒性风险及生物可利用性之间的关系, 具体见表 1。借鉴前人的研究经验, 考虑到重金属的各存在形态对于生物和环境影响的不同, 本文将水溶态、离子态、碳酸盐态归为直接可利用态 C_{bio} , 铁锰态、强有机态和腐植酸态归为潜在可利用态 C_{Pbio} , 残渣态归为不可利用态 C_{Nbio} 。

表 1 重金属形态与其毒性和生物可利用性的关系

Table 1 Relationship between heavy metal speciation and toxicity and bioavailability of heavy metals

形态	分类	稳定性	生态毒性	生物可利用性
可交换态 + 碳酸盐结合态	C_{bio}	弱结合态	直接毒性	生物可利用
铁锰氧化态 + 有机结合态	C_{Pbio}	相对稳定	潜在毒性	潜在生物可利用
残渣态	C_{Nbio}	稳定	无毒性	生物不可利用

2.2 潜在生态风险评估

生态风险评估 (Ecological Risk Assessment,

ERA) 是环境风险评价的重要分支, 是以化学、生态学、毒理学为理论基础, 应用物理学、数学和计算机等科学技术, 预测污染物对生态系统的有害影响^[14]。本研究中采用的 Hakanson 潜在生态危害指数法 (Risk Index, RI) 是应用沉积学原理评价沉积物中重金属污染所带来的生态危害风险的一种方法。

(1) Hakanson 潜在生态危害指数法

潜在生态危害指数计算公式如下:

$$C_w^i = \frac{C^i}{C_0^i} \quad (1)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_w^i \quad (2)$$

式中: C^i ——样品中第 i 种重金属元素的实测浓度/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$;

C_0^i ——该元素的背景参考值, 本研究选取河北省土壤重金属背景值 (表 2);

C_w^i ——第 i 种重金属的污染系数;

T_r^i ——第 i 种重金属的毒性响应参数 (表 3);

E_r^i ——第 i 种重金属的潜在生态危害系数, 其分级见表 4。

这种方法在评价过程中存在一些不足, 以重金属的总量为评价因子, 未考虑重金属的赋存形态。

(2) 赋存形态的综合潜在生态危害指数法

近年来很多学者提出, 重金属的生物毒性不仅与其总量有关, 更大程度上取决于它们的赋存形态。本文中 C_{bio} 包括 F1、F2、F3 这 3 种形态, 其中 F1、F2 可直接被动植物吸收利用, 对环境危害大。F3 的稳定性相对较弱, 在不同 pH 条件下能够移动, 可能造成对环境的“二次污染”。因此, 赋予 C_{bio} 的权重因子较大, 为 1.5。 C_{Pbio} 包含 F4、F5、F6 这 3 种形态, 这部分重金属较为稳定, 一般不易被动植物吸收利用, 当土壤环境条件变化时, 可导致该部分少量重新释放, 对植物存在潜在的危害。所以, 赋予 C_{Pbio} 的权重因子为 1.0。 C_{Nbio} 仅包含 F7, 该部分重金属在环境中可以认为是惰性的, 基本上不被生物利用, 因此其权重因子为 0.5。将 C_{bio} 、 C_{Pbio} 、 C_{Nbio} 三类重金属形态与 Hakanson 潜在生态危害指数法相结合, 构建土壤重金属污染风险的综合评价模型。利用建立的模型对研究区进行风险评价, 其评价结果的风险等级划分标准仍采用全量评价的标准, 并与全量评价结果对比分析, 以期对土壤重金属风险评价提供新的思路。

综合评价模型的计算公式为:

$$C_f^i = \frac{(C_{\text{bio}} \cdot 1.5 + C_{\text{Pbio}} \cdot 1.0 + C_{\text{Nbio}} \cdot 0.5)}{C_0^i} \quad (3)$$

$$E_{rq}^i = T_r^i \times C_f^i \tag{4}$$

式中： C_{bio} 、 C_{Pbio} 、 C_{Nbio} ——第 i 种重金属元素三态实测浓度/（ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ）；
 C_f^i ——第 i 种重金属的污染系数；
 E_{rq}^i ——第 i 种重金属的潜在生态危害系数，其分级见表 4。

表 2 河北省土壤重金属背景值^[13]

重金属	Cd	Cu	Pb	Zn
背景值/（ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ）	0.094	21.8	21.5	78.4

表 3 不同重金属的毒性响应参数^[14]

重金属	Cd	Cu	Pb	Zn
毒性参数	30	5	5	1

表 4 Hakanson 潜在生态危害程度的分级标准^[15]

生态危害程度	轻度	中度	较强	很强	极强
E_r	<40	[40, 80)	[80, 160)	[160, 320)	≥ 320

3 结果与讨论

3.1 土壤重金属含量分析

对安新一清苑县表层土壤重金属进行元素含量统计，结果见表 5。

表 5 安新一清苑县表层土壤重金属含量统计（ $n=37$ ）

元素	最大值/ （ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ）	最小值/ （ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ）	平均值/ （ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ）	标准差/ （ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ）	变异系数
Cd	5.09	0.20	1.23	0.93	0.76
Cu	309.84	24.78	80.60	52.97	0.66
Pb	300.70	25.48	84.03	62.37	0.74
Zn	784.60	79.83	244.78	172.29	0.70

通过对土壤重金属样本数据的描述统计，可以大体了解各数据分布的基本特征。对比河北省土壤重金属背景值，Cd、Cu、Pb、Zn 等 4 种重金属表现为累积的特征。不同重金属的累积程度存在差异，累积程度的大小顺序为：Cd > Pb > Cu > Zn。因此，重金属 Cd 的累积分担率最大，是研究区主要的累积分担元素。

3.2 土壤重金属形态分布

C_{bio} 、 C_{Pbio} 、 C_{Nbio} 的相对百分比是评价重金属环境风险的一项重要指标，研究区 4 种重金属三类形态

的赋存情况如图 2 所示。

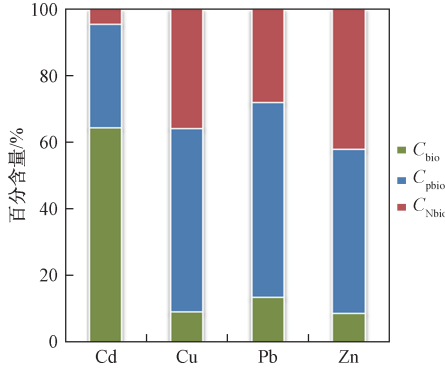


图 2 研究区重金属形态相对百分含量分布图

Fig. 2 Relative percentage of heavy metal forms in soils in the study area

图 2 显示，4 种重金属 C_{bio} 比例为 Cd > Pb > Cu > Zn， C_{Pbio} 比例为 Pb > Cu > Zn > Cd， C_{Nbio} 比例为 Zn > Cu > Pb > Cd。 C_{bio} 重金属呈弱结合态，表现为生物直接毒性和生物可利用性，对于土壤环境的影响较大。Cd 的 C_{bio} 比例最高，主要存在形态为离子态和碳酸盐结合态，普遍认为离子交换态比较容易为植物吸收利用，对作物危害最大^[16]，碳酸盐态对土壤环境条件，特别是 pH 值最敏感。土壤 pH 值降低，促使重金属向环境中溶解或释放，从而该部分重金属的环境风险就更高^[17]。在土壤氧化还原电位、pH 等条件变化时， C_{Pbio} 重金属易被生物吸收利用。Pb 主要存在形态为铁锰态，当土壤环境条件变化，可使其中部分重新释放，对蔬菜存在潜在的危害^[18]。Cd 的 C_{Nbio} 比例非常小，也说明 Cd 的生物可利用性及迁移性相对较大，应加强对 Cd 的监测与治理。

3.3 土壤重金属风险评估

3.3.1 潜在生态风险分析

Hakanson 潜在生态危害指数法的单项重金属潜在生态风险评价结果显示，平均风险指数 E_r 的大小顺序为：Cd > Pb > Cu > Zn（图 3）。Cd 的风险最大，风险指数高达 393，风险等级为极强，其余重金属的风险指数范围为 3 ~ 19，风险等级为轻度。

赋存形态的潜在生态危害指数法单项重金属潜在生态风险评价结果显示，平均风险指数 E_{rq} 的大小顺序为：Cd > Pb > Cu > Zn（图 3）。Cd 的风险最大，风险指数高达 427，风险等级为极强，其余重金属的风险指数范围为 2 ~ 16，风险等级为轻度。

对比分析可知，两种不同计算方法的单项重金属潜在生态风险评价结果非常相似。对于两种评价方法得到的生态风险指数的平均值而言，各重金属风险指

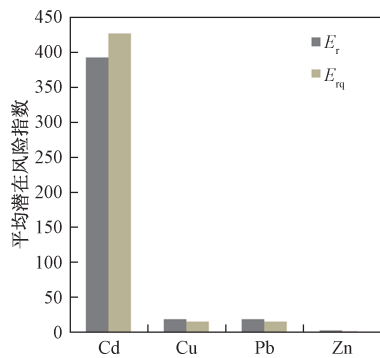


图3 两种评价方法的重金属平均潜在生态风险指数

Fig.3 Average potential ecological risk index of heavy metals with two evaluation methods

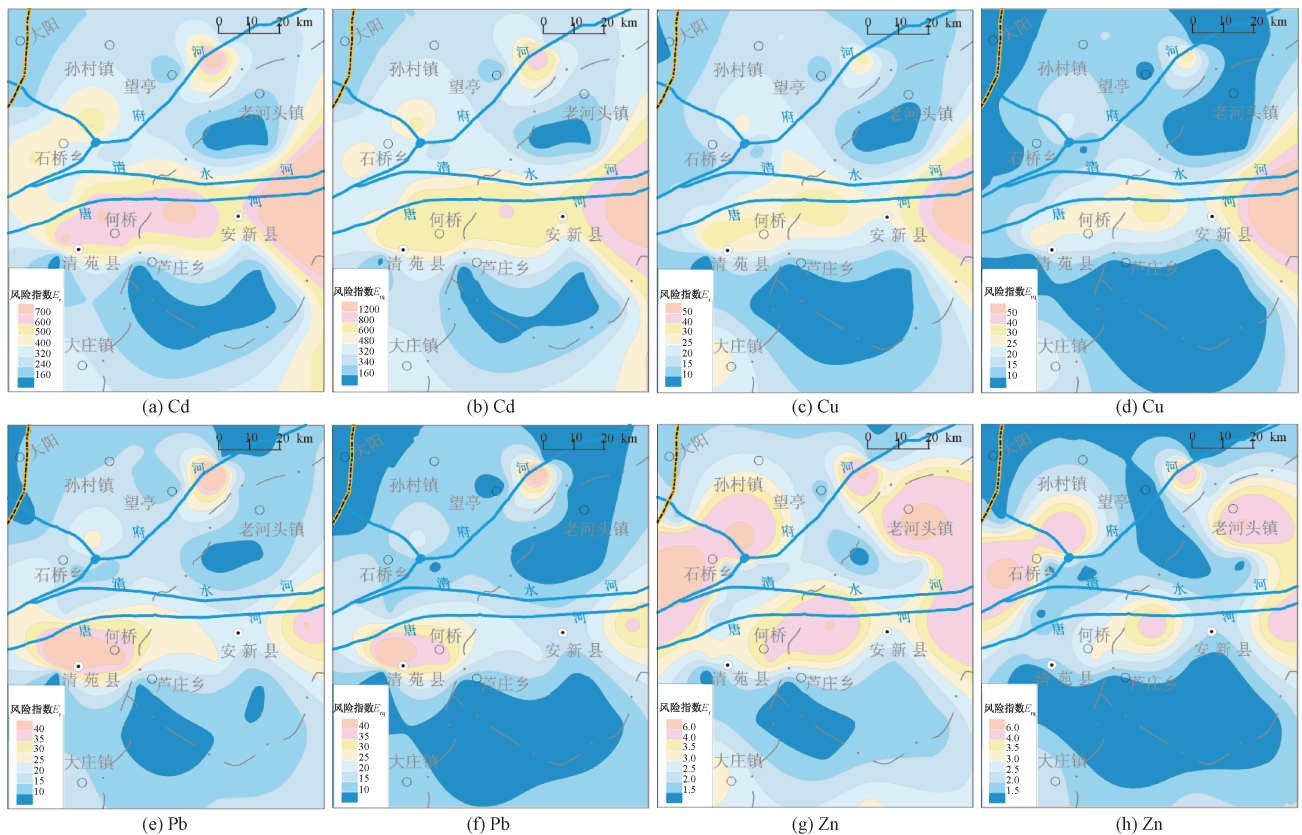


图4 Hakanson 潜在生态危害指数法 (a, c, e, g) 和赋存形态的综合潜在生态危害指数法 (b, d, f, h) 风险图

Fig.4 Risk map based on the Hakanson potential ecological risk index method (a, c, e and g) and speciation of integrated potential ecological risk index method (b, d, f and h)

综上所述, Hakanson 潜在生态危害指数法和赋存形态的综合潜在生态危害指数两种法得到的 Cd、Cu、Pb、Zn 的平均风险指数值和风险分布图都非常相似, 因此可以认为建立的综合模型对于评价研究区的生态风险是可行的。赋存形态的综合潜在生态危害指数法相对于 Hakanson 潜在生态危害指数法更合理, 它既考虑了重金属的含量又考虑了不同形态重金属的活性迁移能力、生物可利用性以及对环境生态效应的

数的大小顺序未发生变化, 均为 $Cd > Pb > Cu > Zn$ 。

3.3.2 潜在生态风险分布图

Hakanson 潜在生态危害指数法和赋存形态的综合潜在生态危害指数法得到的重金属 Cd、Cu、Pb、Zn 的风险图中风险高低分布非常相似。生态风险的分布与河流有一定的关系, 高风险区普遍分布在河流周边乡镇, 远离河流的地区风险降低。两种评价结果的差异在于, 相对于前者后者得到的 Cd 高风险分布范围略有增大, Cu、Pb、Zn 则表现为低风险分布区增大。

差异。将测得的 7 种重金属形态分为 C_{bio} 、 C_{Pbio} 和 C_{Nbio} 三类并赋予 C_{bio} 、 C_{Pbio} 和 C_{Nbio} 不同的权重因子 1.5, 1.0, 0.5。另外, 通过各重金属全量与 C_{bio} 、 C_{Pbio} 和 C_{Nbio} 的相关性分析, Cd、Cu、Pb、Zn 的含量与其 C_{bio} 均呈极显著正相关, 且 Cd 的 C_{bio} 比例高达 64.2%, 其余 3 种重金属 C_{bio} 比例范围为 8.7% ~ 13.5%。Cu、Zn 的全量与其 C_{Pbio} 呈极显著正相关, C_{Pbio} 比例范围为 49.1% ~ 58.5%。Cd、Cu、Pb、Zn

的含量与其 C_{Nbio} 均呈极显著负相关。这就使得赋存形态的综合潜在生态危害指数法得到的风险值与全量评价时数值及分布相似,而得到的 Cd 风险值普遍增大, Cu、Pb、Zn 的风险值则普遍降低。

4 结论

(1) 安新一清苑县土壤中 Cd、Cu、Pb、Zn 等 4 种重金属均表现为累积的特征。其中重金属 Cd 的累积程度最大,为研究区主要累积分担元素。

(2) Cd、Cu、Pb、Zn 等重金属 C_{bio} 比例依次为: $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn}$, C_{pbio} 比例依次为: $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd}$, C_{Nbio} 比例依次为: $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$ 。Cd 的 C_{bio} 比例最高,主要存在形态为离子态和碳酸盐结合态,其次为 Pb,主要存在形态为铁锰结合态。

(3) 两种不同方法的单项重金属潜在生态风险评价的结果非常相似。各重金属平均风险指数的大小顺序为 $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn}$ 。风险分布图可以更直观地看到其分布的相似性。赋存形态的综合潜在生态危害指数法考虑了重金属的不同形态和含量两个方面的因素,相对于仅仅建立在全量基础上的评价方法更加合理。因此,可以认为,提出的基于赋存形态的综合潜在生态危害指数法可以合理地反映评价区域,但是评价过程仍存在一定不确定性,如采集样品的数量有限、评价标准与人体健康风险的对应关系等,故需进一步改进和完善。

参考文献:

- [1] 赵庆玲. 土壤重金属污染回顾与展望——基于 web of science 数据库的文献计量分析 [J]. 环境科学与技术, 2010, 33 (6): 105 - 111. [ZHAO Q L. Research review and prospect of soil heavy metals pollution—bibliometric analysis based on web of science [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 33 (6): 105 - 111. (in Chinese)]
- [2] 张开军, 魏迎春, 徐友宁. 模糊数学在小秦岭某金矿区土壤重金属污染评价中的应用 [J]. 水文地质工程地质, 2013, 40 (5): 124 - 128. [ZHANG K J, WEI Y C, XU Y N. Application of fuzzy mathematics method to soil heavy metal pollution evaluation in a gold mining area of Xiao Qinling [J]. Hydrogeology & Engineering geology, 2013, 40 (5): 124 - 128. (in Chinese)]
- [3] Diawara M M, Litt S J, Unis D, *et al.* Arsenic, cadmium, lead, and mercury in surface soils, Pueblo, Colorado; implications for population health risk [J]. Environ Geochem Health, 2006, 28 (4): 297 - 315.
- [4] 严光生, 谢学锦. “化学定时炸弹”与可持续发展 [J]. 中国地质, 2001, 28 (1): 13 - 18. [YAN G S, XIE X J. “Chemical Time Bomb” and the sustainable development [J]. Chinese Geology, 2001, 28 (1): 13 - 18. (in Chinese)]
- [5] Sastre J, Hernandez E, Rodriguez R, *et al.* Use of sorption and extraction tests to predict the dynamics of the interaction of trace elements in agricultural soils contaminated by a mine tailing accident [J]. Science of the Total Environment, 2004, 329 (1/2/3): 261 - 81.
- [6] 钟晓兰, 周生路, 李江涛, 等. 长江三角洲地区土壤重金属生物有效性的研究——以江苏昆山市为例 [J]. 土壤学报, 2008, 45 (2): 240 - 248. [ZHONG X L, ZHOU S L, LI J T, *et al.* Bioavailability of soil heavy metals in the Yangtze River Delta: A case study of Kunshan City in Jiangsu Province [J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 45 (2): 240 - 248. (in Chinese)]
- [7] 弓成, 王海燕, 黄丽岩. 北京市土壤重金属形态分析 [J]. 城市环境与城市生态, 2006, 19 (5): 38 - 40. [GONG C, WANG H Y, HUANG Y L. Heavy metal pattern in soils of Beijing [J]. Urban Environment & Urban Ecology, 2006, 19 (5): 38 - 40. (in Chinese)]
- [8] 张丽红, 徐慧珍, 于青春, 等. 河北清苑县及周边农田土壤及农作物中重金属污染状况与分析评价 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29 (11): 2 139 - 2 146. [ZHANG L H, XU H Z, YU Q C, *et al.* The Investigation and evaluation of the heavy metal pollution in farmland and crop in the Qingyuan of Hebei, China [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29 (11): 2 139 - 2 146. (in Chinese)]
- [9] 中国地质调查局. DD 2005 - 03 区域生态地球化学评价技术要求: 试行 [S]. 北京: 中国地质调查局, 2005. [China Geological Survey. DD 2005 - 03 Regional ecogeochemical evaluation technology requirements: trial [S]. Beijing: China Geological Survey, 2005. (in Chinese)]
- [10] 雷鸣, 廖柏寒, 秦普丰. 土壤重金属化学形态的生物可利用性评价 [J]. 生态环境, 2007, 16 (5): 1 551 - 1 556. [LEI M, LIAO B H, QIN P

- F. Assessment of bioavailability of heavy metal in contaminated soils with chemical fractionation [J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16 (5): 1 551 – 1 556. (in Chinese)]
- [11] Lei Li, Z R Xu, Chunlei Zhang, *et al.* Quantitative evaluation of heavy metals in solid residues from sub- and super-critical water gasification of sewage sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 121: 169 – 175.
- [12] 李谢辉, 李景宜. 我国生态风险评价研究 [J]. *干旱区资源与环境*, 2008, 22 (3): 70 – 74. [LI X H, LI J Y. Study on ecological risk assessment in China [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2008, 22 (3): 70 – 74. (in Chinese)]
- [13] 河北省环境保护厅. 河北省土壤污染状况调查报告 [R]. 2010: 261 – 275. [Hebei Provincial Environmental Protection Department. Investigation report on soil pollution in Hebei Province [R]. 2010: 261 – 275. (in Chinese)]
- [14] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算 [J]. *环境科学与技术*, 2008, 31 (2): 112 – 115. [XU Z Q, NI S J, TUO X G, *et al.* Calculation of heavy metals' toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 31 (2): 112 – 115. (in Chinese)]
- [15] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach [J]. *Water Res*, 1980, 14: 795 – 1001.
- [16] Doran J W. Soil health and global sustainability: translating science into practice [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2002, 88 (2): 119 – 127.
- [17] Sundaray S K, Nayak B B, Lin S, *et al.* Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments-A case study: Mahanadi basin, India [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186 (2/3): 1 837 – 1 846.
- [18] 彭刚华. 水稻土中重金属 Cd 的形态含量变化 [J]. *福建环境*, 2002, 19 (1): 34 – 35. [PENG G H. The content variety of different forms of Cd in paddy soil [J]. *Fujian Environment*, 2002, 19 (1): 34 – 35. (in Chinese)]

责任编辑: 汪美华

(上接第 139 页)

- [15] Bocking K A, Fredlund D G. Limitations of the axis translation technique [C] // *Proceedings 4th International Conference on Expansive Soils*. Denver, Colo: [s. n.], 1980: 117 – 135.
- [16] 张茂省. 引水灌区黄土地质灾害成因机制与防控技术——以黄河三峡库区甘肃黑方台移民灌区为例 [J]. *地质通报*, 2013, 32 (6): 833 – 839. [ZHANG M S. Formation mechanism as well as prevention and controlling techniques of loess Geo-hazards in irrigated areas; A case study of Heifangtai Immigration Area in the Three Gorges Reservoir of the Yellow River [J]. *Geological Bulletin of China*, 2013, 32 (6): 833 – 839. (in Chinese)]
- [17] Sun P P, Zhang M S, Zhu L F, *et al.* Discussion on assessment in the collapse of loess: A case study of the Heifangtai terrace, Gansu, China [C] // *Landslide Science for a Safer Geoenvironment*, Volume 2: *Methods of Landslide Studies*. World Landslide Forum3. Beijing: [s. n.], 2014: 195 – 199.
- [18] 李同录, 王红, 付昱凯, 等. 黄土垂直节理形成机理的试验模拟 [J]. *地球科学与环境学报*, 2014, 36 (2): 127 – 134. [LI T L, WANG H, FU Y K, *et al.* Test Simulation on the forming mechanism of loess vertical joints [J]. *Journal of Earth Sciences and Environment*, 2014, 36 (2): 127 – 134. (in Chinese)]
- [19] Van Genuchten. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1980, 44 (5): 892 – 898.
- [20] 林鸿州, 于玉贞, 李广信, 等. 土水特征曲线在滑坡预测中的应用性探讨 [J]. *岩石力学与工程学报*, 2009, 28 (12): 2 569 – 2 576. [LIN H Z, YU Y Z, LI G X, *et al.* On application of soil-water characteristic curve to landslide forecast [J]. *Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering*, 2009, 28 (12): 2 569 – 2 576. (in Chinese)]

责任编辑: 汪美华