

刘品祯,贾亚琪,程志飞,等. 不同方法评价喀斯特煤矿区农田土壤重金属生态风险比较[J]. 中国岩溶, 2018, 37(3): 371-378.
DOI:10. 11932/karst20180307

不同方法评价喀斯特煤矿区农田 土壤重金属生态风险比较

刘品祯^{1,2}, 贾亚琪¹, 程志飞¹, 杨珍¹, 杜启露¹, 吴迪¹

(1. 贵州师范大学贵州省山地环境信息系统与生态环境保护重点实验室, 贵阳 550001;

2. 黔南民族师范学院化学化工学院, 贵州 都匀 558000)

摘 要:采用 TCLP 法、内梅罗综合污染指数、嵌入 I_{geo} 综合污染指数法等方法对贵州织金县某煤矿区周边农田土壤重金属进行评价。土壤中 Cd、Cr、Cu、Ni、Hg 和 Zn 的含量范围分别为 0.79~2.08 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、144.20~464.40 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、91.63~187.50 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、48.13~104.47 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、0.14~2.33 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、144.35~265.89 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 所有土壤样点的 Cd、Cr、Cu 和 Ni 含量均已超过国家土壤环境质量二级标准, 部分土壤样点的 Hg 和 Zn 含量超过二级标准。TCLP 法评价结果所有土壤样点均未受到重金属污染; 内梅罗综合污染指数法评价结果为农田土壤重金属生态风险处于安全水平; 嵌入 I_{geo} 综合污染指数法评价结果表明, 90% 的土壤达到中度污染以上, 其中 65% 的土壤处于中度污染, 25% 的土壤受到中度至重度污染; 潜在生态危害指数法评价表明, 所有土壤样点重金属均处于轻微生态风险水平。针对不同评价方法得出的结果存在差异的情况, 在评价土壤重金属污染状况时, 应根据评价目标的差异选择合适的评价方法。

关键词:煤矿; 土壤重金属; TCLP 法; 内梅罗综合污染指数; 嵌入 I_{geo} 综合污染指数法; 生态风险

中图分类号: X53; X825

文献标识码: A

文章编号: 1001-4810(2018)03-0371-08

0 前 言

土壤是生态系统的有机组成部分, 是人类赖以生存和发展的基础。工业化和城市化的飞速发展, 带来经济效益的同时, 也使周边的生态环境遭到破坏。对于本底脆弱的岩溶地区, 土壤资源尤其珍贵^[1], 由于岩溶地区的地质结构特殊性, 土壤多分布于岩溶洼地中, 且易受矿产资源开发影响而造成重金属污染^[2], 因此人类活动导致土壤重金属含量高于自然背景值, 而进入土壤的重金属有滞留时间长、可迁移性差、不被微生物降解及可在生物体内累积等特性, 重金属污染已成为国际上严峻的环境问题之一^[3-4]。土壤重金属主要来源于农业灌溉、农药化肥的施用、固体废物处置, 以及矿山开采与冶炼等^[5-6]。贵州省煤炭

资源丰富, 在矿山开采过程中, 重金属元素通过酸性废水、降尘等途径迁移至矿区周边的生态环境中, 给矿区周边水、大气、土壤等环境造成危害^[7]。重金属还可通过水—土壤—农作物生态系统进入食物链, 对动物及人的健康和生命造成威胁^[8-9]。

目前用于评价土壤重金属污染程度的方法有: 单因子指数法、生态风险评价方法等, 但是这些评价方法均有其局限性^[10]。内梅罗指数法可全面反映各重金属对土壤的作用, 但可能会人为夸大浓度高的因子的作用或者忽视浓度低的因子的影响^[11], 导致对环境质量评价的灵敏度大为降低。此外, 该方法未考虑土壤重金属的环境危害性差异, 可能造成偏离客观现实的结果^[12]。地累积指数法能够较好地考虑地质背景所带来的影响, 但该方法只能给出采样点中单个重

基金项目: 贵州省“125 计划”重大科技专项, 项目名称: 黔产红托竹荪生态适应性及优质高产大棚立体栽培技术研究, 项目合同编号: 黔教合重大专项字 2015[043]; 贵州省科技计划项目, 基于碳酸钙剂量对黔产红托竹荪富集重金属及产质的机制, 合同编号: 黔科合 LH[2016]7204 号

第一作者简介: 刘品祯(1986—), 男, 硕士在读, 研究方向为环境分析化学。E-mail: pinzhenl@163.com。

通信作者: 吴迪(1977—), 男, 正高级实验师, 从事环境分析化学工作。E-mail: wudi77@126.com。

收稿日期: 2017-08-30

金属的污染特征,不能反映采样点的综合污染特征。本文对贵州省织金县煤矿区周边农田土壤进行取样分析,采用 TCLP—内梅罗综合污染指数法、嵌入 I_{geo} 综合污染指数法和潜在生态危害指数法对土壤重金属的污染状况和生态风险进行评价,旨在了解矿区周边农田土壤的污染特征,以期为矿区农田土壤的环境治理和科学种植农作物提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 采样点介绍

织金县地处黔西高原向黔中丘原的过渡地带,地势西高东低,喀斯特地貌在织金县内分布广泛,该县境内有着丰富的矿产资源,储量大、品位高的矿产有煤、磷、重晶石、铁矿、铝钒土等 26 种。其中低硫、低磷、低灰、高发热量、热稳定性较好的优质无烟煤储量 129 亿吨^[13-14],占贵州省总储量的 20% 以上,织金县可开采量 104.5 亿吨,属“织纳煤田”的主体部分,有“西南煤海”之称,是贵州省“西电东送”电源点之一和重要煤化工基地。

1.2 土壤采集

在贵州省织金县某煤矿区周边农田,以煤矿废水的水流方向为主线,对矿井口 2 km 内的废水灌溉土壤进行取样调查,按照不同的地块分布采集表层(0~20 cm)土样(图 1),梅花形布点取样,每个样品由 3~5 个子样混合而成,共采集土壤样品 20 个,带回实验室。所有样品经风干,磨细过 100 目尼龙筛后储存于聚乙烯自封袋内,待用。

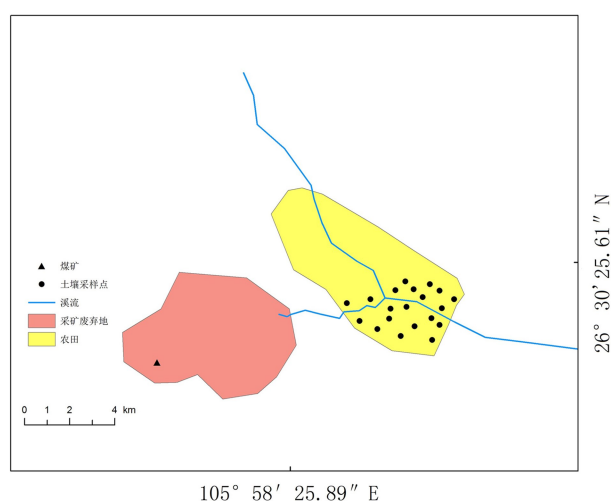


图 1 研究区位置及采样位置图

Fig. 1 Location of study area and sampling sites

1.3 试验方法

(1) 土壤 pH 值的测定:称取 2.00 g 样品,加入 10 mL 去离子水,搅拌,静置 30 min,用校正过的 pH 计测定上清液的 pH 值^[15]。

(2) 土壤重金属 Cr、Cd、Cu、Ni、Zn 总量采用三酸消解法($\text{HNO}_3 - \text{HClO}_4 - \text{HF}$)消解,分别采用石墨炉原子吸收分光光度法(ZEEnit 700P, analytikjena, 德国)和火焰原子吸收分光光度法(ZEEnit 700P, analytikjena, 德国)测定。Hg 总量采用王水(50%)浸提法提取,采用原子荧光光谱法(AFS-933, 北京吉天, 中国)测定。分析过程中,每 10 个样品设置一个平行样,所有样品均由空白样、二次平行样和添加土壤国家标准物质(GBW-07403)进行质量控制,二次平行样的相对偏差均小于 5%,样品加标回收率为 94.8%~106.6%,标样测定结果均在允许误差范围内。

(3) 有效态含量。取 1 g 土样,在各离心管中加入 40 mL 浓度为 $0.11 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 CH_3COOH 溶液,室温,连续振荡 16 h 后,离心,分离上清液,石墨炉原子吸收测定 Cr、Cd、Cu、Ni、Zn 浓度,原子荧光测定 Hg 浓度。

1.4 评价方法

1.4.1 TCLP—内梅罗综合污染指数法

TCLP 法以土壤酸碱度为标准选取不同提取剂来进行评价,考虑了土壤重金属的生物有效态含量,对单个重金属元素进行评价。根据土壤酸碱度和缓冲量的不同,配制 2 种不同 pH 的缓冲液作为提取剂。当土壤 $\text{pH} < 5$ 时,选用提取剂 1(量取 5.7 mL 冰醋酸溶于超纯水中,加入 64.3 mL $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 溶液,定容至 1 L,用 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ HNO_3 或 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 溶液调节 pH 值的范围为 4.93 ± 0.05);当土壤 $\text{pH} > 5$ 时,选用提取剂 2(量取 5.7 mL 冰醋酸于超纯水中,定容至 1 L,用 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ HNO_3 或 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 溶液调节 pH 值的范围为 2.88 ± 0.05)。提取剂与土壤的比例(V:m)为 20:1,常温下 $(30 \pm 2) \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 振荡 $(18 \pm 2) \text{ h}$,离心,过滤,测上清液中重金属含量^[16-19]。

内梅罗综合污染指数法即综合反映环境受多种物质污染的方法,在本研究中是综合评价土壤整体的污染程度。土壤污染一般是由多种因素综合污染所致,所以内梅罗指数反映了各种污染物对土壤环境的综合作用。内梅罗综合污染指数法的评价公式为:

$P = \{[(C_i/S_i)_{\max}^2 + (C_i/S_i)_{\text{ave}}^2]/2\}^{0.5}$, 式中, C_i 为 TCLP 法提取的重金属含量, S_i 为 TCLP 提取态重金属的国际标准值。具体的评价标准见表 1。

表 1 土壤综合污染指数分级标准

Table 1 Classification criteria of soil pollution

污染等级	1	2	3	4	5
P	$P \leq 0.7$	$0.7 < P \leq 1$	$1 < P \leq 2$	$2 < P \leq 3$	$P > 3$
污染程度	安全	警戒	轻污染	中污染	重污染

表 2 地累积指数分级标准

Table 2 Classification criteria for geologic accumulation index

I_{geo}	$I_{\text{geo}} < 0$	$0 < I_{\text{geo}} < 1$	$1 < I_{\text{geo}} < 2$	$2 < I_{\text{geo}} < 3$	$3 < I_{\text{geo}} < 4$	$4 < I_{\text{geo}} < 5$	$I_{\text{geo}} > 5$
级数	0	1	2	3	4	5	6
分级标准	无	轻度	偏中度	中度	偏重度	重度	严重

基于地累积指数的优点,在内梅罗指数的计算公式中,用地累积指数代替单因子污染指数,形成嵌入 I_{geo} 的综合污染指数法,公式为: $P_j = [(I_{\max}^2 + I_{\text{ave}}^2)/2]^{0.5}$, $I_{\max}$ 和 I_{ave} 分别为 I_{geo} 的最大值和平均值, P_j 则为某采样点的综合污染指数。在地质累积指数分级标准的基础上加以调整,可以得到嵌入 I_{geo} 综合指数的 8 个等级标准: $P < 0$, 污染等级为 0 级, 表示无污染; $0 \leq P < 0.5$, 污染等级为 1 级, 表示轻污染; $0.5 \leq P < 1$, 污染等级为 2 级, 表示轻污染至中度污染; $1 \leq P < 2$, 污染等级为 3 级, 表示中度污染; $2 \leq P < 3$, 污染等级为 4 级, 表示中度污染至重污染; $3 \leq P < 4$, 污染等级为 5 级, 表示重污染; $4 \leq P < 5$, 污染等级为 6 级, 表示重污染至极重污染; $P \geq 5$, 污染等级为 7 级, 表示极重污染^[20]。

1.4.3 潜在生态危害指数法评价

潜在生态危害指数法是由瑞典科学家 Håkanson^[21]提出的,综合考虑了重金属元素含量、重金属的生态及环境效应,结合环境化学、生物毒理学、生态学等方面的内容,既可以了解单个重金属对土壤的生态风险,又可以综合地了解重金属对土壤生态风险的评价方法,表达式为: $RI = \sum E_r^i = \sum T_r^i \times C_r^i = \sum T_r^i \times C_{\text{实}}^i / C_n^i$ 。式中, RI 为潜在生态危害综合指数; E_r^i 为潜在生态危害单项指数; T_r^i 为某种重金属的毒性响应系数 ($[Zn=1 < Cr=2 < Cu=$

1.4.2 嵌入 I_{geo} 的综合污染指数法评价

地累积指数法是对重金属总量进行评价,表明单个重金属对周边环境的生态风险,近来也被国内外学者应用于评价土壤重金属的污染程度。该方法考虑了自然成岩作用可能会引起的背景值变动,属于单因子污染指数法。计算公式为: $I_{\text{geo}} = \log_2 [C_n / (K \times B_n)]$ 。其中, C_n 是土壤中元素 n 的含量; B_n 为普通页岩中元素 n 的地球化学背景值; K 为考虑各地岩石差异会引起背景值的变动值而取的系数(一般取值 1.5)。地累积指数分级标准见表 2。

$Ni=5 < Cd=30 < Hg=40]$ ^[22](根据 Håkanson 制定的标准化毒性响应系数得到); C_r^i 为某种重金属的污染参数; $C_{\text{实}}^i$ 为某种重金属元素的实测含量,在本研究中,取酸可提取态; C_n^i 为元素对应的评价标准,本研究中选择贵州省土壤环境背景值 ($Zn: 99.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; $Cr: 95.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; $Ni: 39.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; $Cd: 0.659 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; $Hg: 0.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

E_r^i 和 RI 的分级范围与污染物的种类和数量有关,本研究仅涉及到 6 种重金属,与 Håkanson 所研究的 8 种污染物不一致,因此,笔者根据本研究的重金属种类和数量对评价指标的分级标准进行调整。 E_r^i 最低级上限值由 C_r^i 最低级上限值(为 1)与最大毒性系数 T_r^i 值相乘得到 ($1 \times 40 = 40$),其余级别上限依次加倍。 RI 分级标准的最低级上限值由各污染物 T_r^i 值之和与 C_r^i 最低级上限值(为 1)相乘后取十位整数得到 ($1+2+5+5+30+40=83 \approx 80$),其余级别依次加倍^[23]。因此,得到本研究各评价指标的等级划分标准(表 3)。

表 3 潜在生态风险分级标准

Table 3 Classification criteria of potential ecological risk

风险等级	轻微	中等	强	很强	极强
E_r^i	< 40	$40 \sim 80$	$80 \sim 160$	$160 \sim 320$	> 320
RI	< 80	$80 \sim 160$	$160 \sim 320$	> 320	

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量与分布

矿区周边农田土壤的基本理化性质见表 4。由表 4 可知,土壤 pH 值范围为 4.09~5.86,属酸性土壤;土壤 Cd、Cr、Cu、Ni、Hg、Zn 总量分别为

0.79~2.08 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、144.2~464.4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、91.63~187.5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、49.94~104.47 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、0.14~2.33 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、144.35~272.4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;部分土壤样点的总 Hg 和总 Zn 含量已超过国家土壤环境质量二级标准,且所有土壤样点的总 Cd、总 Cr、总 Cu、总 Ni 含量也超过国家土壤环境质量二级标准,表明均受到不同程度的重金属污染。

表 4 矿区周围农田土壤重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Table 4 Heavy metal content of farmland soil around mining areas($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

采样点	pH	总 Cd	总 Cr	总 Cu	总 Ni	总 Hg	总 Zn
1	4.59	1.45	240.60	130.13	68.12	0.56	243.51
2	4.89	1.48	196.80	93.16	53.94	0.66	210.41
3	4.09	1.29	211.00	100.88	49.96	0.68	207.38
4	4.67	1.14	203.90	91.63	70.38	0.20	229.47
5	5.46	1.01	258.40	146.37	61.99	0.97	228.27
6	5.80	2.03	285.00	176.54	97.90	0.24	246.67
7	4.85	2.08	329.40	176.31	101.69	0.43	265.89
8	5.06	1.73	340.50	154.10	104.47	0.16	225.04
9	5.10	1.13	464.40	137.53	92.34	0.14	209.33
10	5.35	1.30	416.90	142.71	100.67	0.50	229.22
11	5.26	1.72	337.90	174.97	101.54	1.08	272.40
12	5.79	1.98	416.10	180.84	101.06	1.76	253.94
13	5.86	1.87	370.70	187.50	95.62	0.47	241.20
14	4.80	1.10	459.80	108.10	78.38	0.46	172.76
15	5.22	1.09	234.20	94.02	69.69	1.14	144.35
16	4.75	1.55	239.30	145.05	85.80	1.27	220.47
17	5.08	2.02	144.20	181.85	100.19	0.48	252.68
18	4.74	0.79	267.30	116.40	48.13	0.29	152.76
19	4.93	0.92	245.40	141.67	69.28	2.33	182.72
20	4.74	0.82	289.70	152.72	66.87	0.46	194.70
贵州省土壤背景值		0.66	95.90	32.00	39.10	0.11	99.50
国家二级标准值		0.30	150	50	40	0.30	200

2.2 TCLP—内梅罗综合指数法

将重金属提取量与国际标准值进行比较,结果见表 5,由表 5 可知,被评价的所有元素的 TCLP 提取量均远远小于国际标准值。各采样点的内梅罗综合污染指数均小于 0.7,依据内梅罗综合指数法的标准,各样点均处于安全水平。

2.3 嵌入 I_{geo} 的综合污染指数法

地累积指数法评价结果如图 2。由图 2 可知,在

采集的土壤样品中,15%的样品 Cd 为无污染,70%的样品 Cd 为轻度污染,其余 15%的样品受到 Cd 偏中度污染;未受到 Cr 污染的样品占 5%,受到 Cr 轻度污染的占 50%,其余 45%的样品受到 Cr 偏中度污染;受到 Cu 轻度污染的样品占 15%,85%的样品受到 Cu 偏中度污染;分别有 15%和 5%的样品未受到 Ni 和 Zn 的污染,85%和 95%的样品受到 Ni 和 Zn 轻度污染;10%和 15%的样品分别受到 Hg 的偏重

表 5 TCLP 提取量与国际标准值对比

Table 5 Comparison between the concentrations extracted by TCLP and international standards

采样点	Cd/ mg · kg ⁻¹	Cr/ mg · kg ⁻¹	Cu/ mg · kg ⁻¹	Ni/ mg · kg ⁻¹	Hg/ mg · kg ⁻¹	Zn/ mg · kg ⁻¹	内梅罗综合 指数	污染等级
1	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.125	1
2	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.041	1
3	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.120	1
4	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.134	1
5	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.136	1
6	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.099	1
7	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.083	1
8	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.194	1
9	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.155	1
10	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.123	1
11	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.302	1
12	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.281	1
13	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.199	1
14	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.034	1
15	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.052	1
16	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.074	1
17	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.146	1
18	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.029	1
19	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.047	1
20	<0.5	<5	<15	<20	<0.2	<25	0.061	1
国际标准值	0.5	5	15	20	0.2	25		

度污染和中度污染,40%的样品受到 Hg 的偏中度污染。由图 2 可知,矿区农田土壤样品 Hg 污染最重,Cu、Cr、Cd 次之,由于该研究区处于煤矿附近,Hg 主要来源于化石燃料煤和石油产品的燃烧^[24],同时,长期的矿山活动和农业活动也会导致 Cu、Cr、Cd 的大量富集。

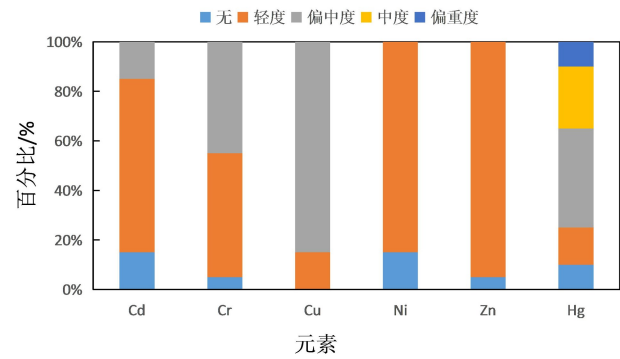


图 2 地累积指数法评价

Fig. 2 Assessment using geoaccumulation index method

为了更好地评价单个采样点的污染情况,嵌入 I_{geo} 的综合评价结果表明:65%的采样点受到中度污染,25%的采样点受到中度至重度污染,其余 10%的样点受到轻度污染。

2.4 潜在生态危害指数法

研究发现,重金属的总量仅能表达在土壤中的富集信息,而不能表明存在状态、迁移能力及对植物吸附的有效性^[25]。所以本文采用酸可提取态作为土壤中的有效态进行计算,评价结果如图 3 所示。由图 3 可知,所有土壤样品及所有元素均处于轻微生态风险水平。

2.5 几种评价方法的比较

由表 6 可知,三种评价结果稍有不同。TCLP—内梅罗指数法评价结果:所有采样点均未受到污染,处于安全风险水平;潜在生态危害指数法评价结果表明:所有采样点均处于轻微生态风险水平;而嵌入 I_{geo} 的综合指数法评价结果则表明:65%的采样点处于中度污染水平,25%的采样点受到中度至重度污染,其余 10%的样点受到轻度污染。这可能是由于

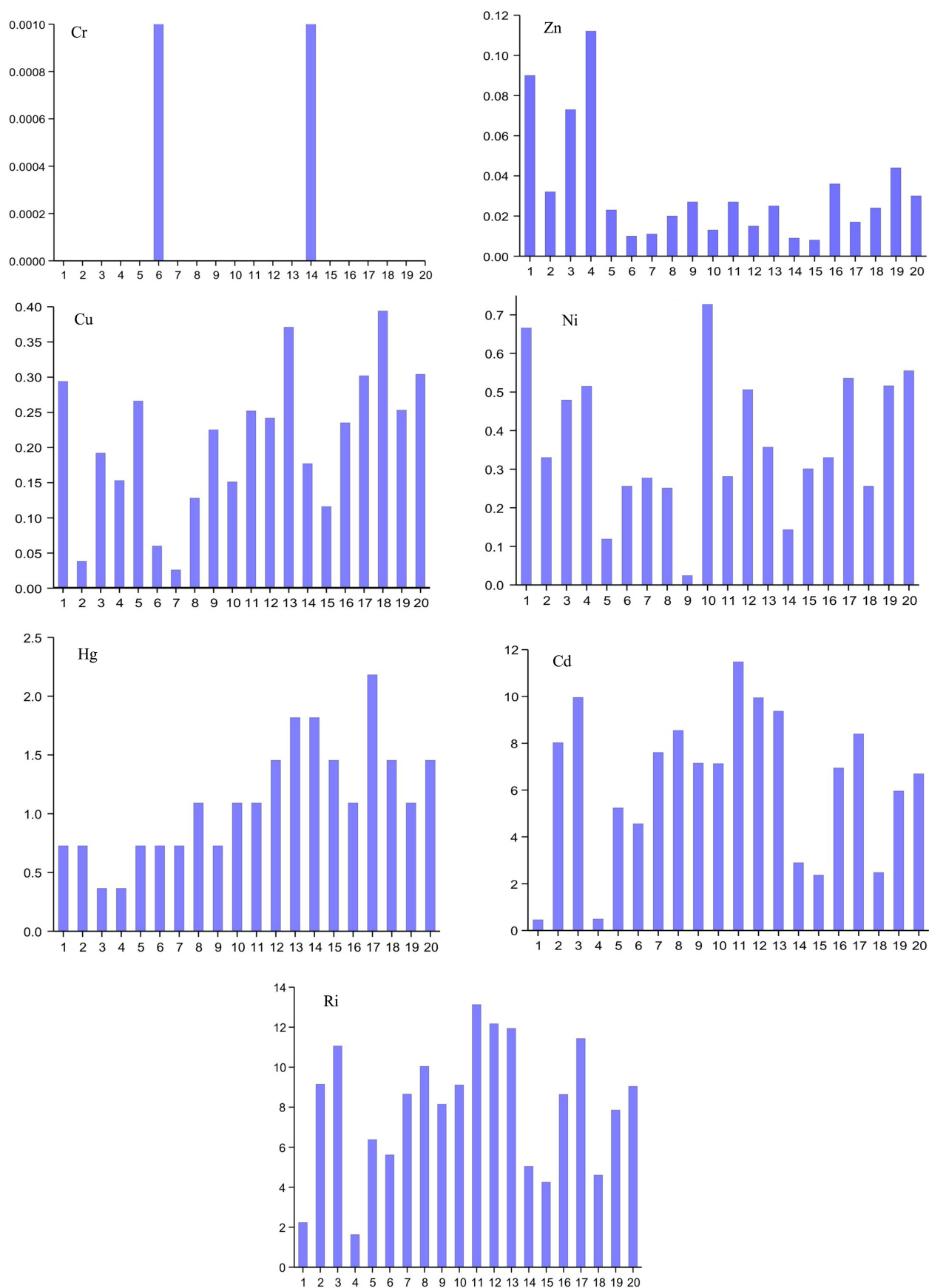


图 3 潜在生态危害指数评价结果

Fig. 3 Assessment results of potential ecological risk index

地累积指数法采用的是总量进行计算,而 TCLP—内梅罗综合指数和潜在生态危害指数则分别采用 TCLP 法提取量和酸可提取态含量进行计算的,地累积指数法的评价结果要严重于其他两种方法,这与王斐^[26]等对江西钨矿周边土壤重金属的生态风险评价结果一致。

TCLP 法作为美国法庭通用的评价生态环境风险的方法^[27-28]主要针对于固体废物毒性,地累积指数法则考虑了成岩效应对土壤背景值的影响,潜在生态危害指数法则将环境生态效应与毒理学联系起来,所以针对不同的土壤污染状况,选择合适的评价方法,需要继续深入研究。

表 6 各种评价方法的比较

Table 6 Comparison of various kinds of evaluation method

采样点	TCLP—内梅罗 综合指数法	嵌入 I_{geo} 的 综合指数	潜在生态危害 指数法	采样点	TCLP—内梅罗 综合指数法	嵌入 I_{geo} 的 综合指数	潜在生态危害 指数法
1	安全	中度污染	轻微	11	安全	中度污染至重污染	轻微
2	安全	中度污染	轻微	12	安全	中度污染至重污染	轻微
3	安全	中度污染	轻微	13	安全	中度污染	轻微
4	安全	轻污染至中度污染	轻微	14	安全	中度污染	轻微
5	安全	中度污染	轻微	15	安全	中度污染至重污染	轻微
6	安全	中度污染	轻微	16	安全	中度污染至重污染	轻微
7	安全	中度污染	轻微	17	安全	中度污染	轻微
8	安全	中度污染	轻微	18	安全	轻污染至中度污染	轻微
9	安全	中度污染	轻微	19	安全	中度污染至重污染	轻微
10	安全	中度污染	轻微	20	安全	中度污染	轻微

3 结 论

(1)重金属含量调查结果显示:土壤重金属中总 Cd、总 Cr、总 Cu、总 Ni 含量均已超过国家土壤环境质量二级标准,部分土壤样品总 Hg 和总 Zn 超过二级标准,样地均受到不同程度的污染。

(2)不同评价方法对矿区周围土壤生态风险进行评价结果略有不同,TCLP—内梅罗综合指数法结果表明,各采样点均未受到污染,处于安全状态;嵌入地累积指数综合指数法表明:65%的采样点处于中度污染水平,25%的采样点受到中度至重度污染,其余 10%的样点受到轻度污染;潜在生态危害指数法则表明:各采样点各元素均处于轻微生态风险水平。

(3)由于不同的评价方法侧重点不同,所以在实际工作中针对不同污染程度的土壤,采用哪种评价方法更合适,还需要更深入的研究。

参考文献

- [1] 李阳兵,王世杰,王济.岩溶生态系统的土壤特征及其今后研究方向[J].中国岩溶,2006,25(4):285-289.
- [2] 覃朝科,易鹂,刘静静,等.广西某铅锌矿区废水汇集洼地土壤重金属污染调查与评价[J].中国岩溶,2013,32(3):318-323.
- [3] 陈怀满,郑春荣,涂从,等.中国土壤重金属污染现状与防治对策[J].AMBIO-人类环境杂志,1999,28:130-134.
- [4] Olawoyin R, Oyewole S A, Grayson R L. Potential risk effect from elevated levels of soil heavy metals on human health in the Niger delta[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2012, 85: 120-130.
- [5] Bailey S E, Olin T J, Bricka R M, et al. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals[J]. Water Research, 1999, 33(11): 2469-2479.
- [6] 黄益宗,郝晓伟,雷鸣,等.重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J].农业环境科学学报,2013,32(3):409-417.
- [7] 唐修义,黄文辉.煤中微量元素及其研究意义[J].中国煤田地质,2002,14(增刊):1-4.
- [8] 钟来元,郭良珍.不同利用方式农用地土壤重金属污染状况及动态变化特征:以广东省徐闻县为例[J].生态环境学报,2011,20(12):1934-1939.
- [9] 张国印,王丽英,孙世友,等.土壤的重金属污染及防治[J].河北农业科学,2003,7(S):59-62.
- [10] 刘晶,滕彦国,崔艳芳,等.土壤重金属污染生态风险评价方法综述[J].环境检测管理与技术,2007,19:6-11.
- [11] 师荣光,高怀友,赵玉杰,等.基于 GIS 的混合加权模式在天津城郊土壤重金属污染评价中的应用.农业环境科学学报,2006,25(增刊):17-20.
- [12] 孟昭虹,高玉娟.黑龙江生态省土壤重金属分布特征及其生态风险评价.安徽农业科学,2008,36(31):13819-13821,13830.
- [13] 黄忠举.依托资源调整结构织金煤炭成为该县支柱产业[J].

- 贵州财政会计, 2000(4):16-16.
- [14] 织金县煤炭管理局. 织金煤炭产业展翅腾飞[J]. 当代贵州, 2005(11): 62-62.
- [15] 许彦, 罗丰, 许如意, 等. 三亚地区农业土壤 pH 值测定方法初探[J]. 长江蔬菜. 2011(24):50-51.
- [16] Chang E E, Chiallg P C. OmpariSons of metal leachability for various wastes by extraction and leaching methods[J]. Chemosphere, 2001, 45: 91-99.
- [17] Guy Mercier, Josee Duchesne. A simple and fast screening test to detect soils polluted by lead[J]. Environmental Pollution, 2002, 18: 285-296.
- [18] Federal Register. Toxicity Characteristic Leaching Procedure [M], 1986, 1-35.
- [19] Peters, Robert W. Chelant extraction of heavy metal from contaminated soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 1999, 66: 151-210.
- [20] 朱磊, 贾永刚, 潘玉英. 青岛北站规划区原场地表层土壤重金属污染研究[J]. 环境科学, 2013, 34(9): 3663-3668.
- [21] Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. Water Research, 14(8): 975-1001.
- [22] 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.
- [23] 候千, 马建华, 王晓云, 等. 开封市幼儿园土壤重金属生物活性及潜在生态风险[J]. 环境科学, 2011, 32(6): 1764-1771.
- [24] 刘俊华, 王文华, 彭安, 等. 北京市二个主要工业区汞污染及其来源的初步研究[J]. 环境科学学报, 1998, 18(3): 331-336.
- [25] 关天霞, 何洪波, 张旭东, 等. 土壤中重金属元素形态分析方法及形态分布的影响因素[J]. 土壤通报, 2011, 4(2): 503-512.
- [26] 王斐, 黄益宗, 王小玲, 等. 江西钨矿周边土壤重金属生态风险评价评价: 不同评价方法的比较[J]. 环境化学, 2015, 34(2): 225-233.
- [27] Chang E E, Chiang P C. Comparisons of metal leachability for various wastes by extraction and leaching methods[J]. Chemosphere, 2001, 45: 91-99.
- [28] Bilge A, Mehmet A Y. Remediation of lead contaminated soils by stabilization /solidification[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2002, 133: 253-263.

Ecological risk assessment of heavy metals in farmland soils around karst coal mining areas: A comparison of various methods

LIU Pinzhen^{1,2}, JIA Yaqi¹, CHENG Zhifei¹, YANG Zhen¹, DU Qilu¹, WU Di¹

(1. Guizhou Provincial Key Laboratory for Information System of Mountainous Areas and Protection of

Ecological Environment, Guizhou Normal University, Guiyang, Guizhou 550001, China;

2. School of Chemistry and Chemical Engineering, Qiannan Normal University for Nationalities, Duyun, Guizhou 558000, China)

Abstract In this paper, we use TCLP method and the methods of Nemerow comprehensive index and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate heavy metal pollution in the farmland soils around mining areas in Zhijin County of Guizhou province. The results show that the contents of cobalt (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), Nickle (Ni), mercury (Hg) and arsenic (As) in the soil are in the range of 0.79~2.08 mg·kg⁻¹, 144.20~464.40 mg·kg⁻¹, 91.63~187.50 mg·kg⁻¹, 48.13~104.47 mg·kg⁻¹, 0.14~2.33 mg·kg⁻¹, and 144.35~265.89 mg·kg⁻¹, respectively. And all the total contents of Cd, Cr, Cu, and Ni in the soil is higher than those of the second — class standard of the national codes on soil environmental quality, while parts of the Hg and zinc contents exceed this standard. The TCLP—Nemerow composite index shows that all sampling points are at safe levels and not polluted by heavy metals. The assessment using Igeo method indicates that 65% of the sample points are at a moderate pollution level, 25% of those are at moderate to severe pollution levels. The potential ecological risk index shows that all the sampling points are at a slight ecological risk level. It can be seen that the analytical results by different evaluation methods differ from each other. Practically, it its hence recommended to choose an appropriate evaluation method based on the pollution degree of the soils.

Key words mining area, heavy metals, soil, TCLP method, Nemerow comprehensive index, geoaccumulative index, ecological risk

(编辑 张玲)