

贵州遵义农业区域土壤中重金属环境化学背景研究

任丹¹, 杨冰^{2*}, 陈红亮³, 汪盼利¹, 陈恺², 何锦林², 谭红²

¹贵州省检测技术研究应用中心, 贵州 贵阳

²贵州省分析测试研究院, 贵州 贵阳

³安顺学院, 贵州 安顺

Email: Adrienne0927@163.com, yangbing@gzata.cn

收稿日期: 2021年2月26日; 录用日期: 2021年3月26日; 发布日期: 2021年4月2日

摘要

应用环境化地球学基线研究方法, 识别区域尺度自然作用过程与人类活动影响, 通过889个样品分析, 表明该区域基线值分别为Hg: 0.090; Cd: 0.147; Pb: 20.39; Cr: 42.78; As: 6.54 (mg/kg)。地质累积指数分析结果显示: 1) Hg 24.07%为1级, 60.74%为2级; 2) Cd 13.84%为1级, 80.54%为2级; 3) Pb 46.42%为1级, 43.97%为2级; 4) Cr 74.58%为1级, 24.41%为2级; 5) As 40.16%为1级, 47.13%为2级。应用潜在生态危险分析, Hg大约有85%, Cd有70%, Pb、Cr、As三种元素有90%为1级和2级。应用地质累积频率法和潜在生态风险法估算, 二者污染的趋势和污染程度结果一致。

关键词

遵义农业土壤, 重金属, 含量特征, 环境化学基线

Environmental Geochemical Background Study of Heavy Metals in Soils in Zunyi Agricultural Region of Guizhou

Dan Ren¹, Bing Yang^{2*}, Hongliang Chen³, Panli Wang¹, Kai Chen², Jinlin He², Hong Tan²

¹Guizhou Testing Technology Research and Application Center, Guiyang Guizhou

²Guizhou Academy of Testing and Analysis, Guiyang Guizhou

³Anshun University, Anshun Guizhou

Email: Adrienne0927@163.com, yangbing@gzata.cn

*通讯作者。

Abstract

The environmental chemistry baseline research method was used to identify the natural process and anthropogenic influence at the regional scale. Statistical analysis of heavy metals in 889 samples illustrated the baseline value of Hg, Cd, Pb, Cr, and As was 0.090 mg/kg, 0.147 mg/kg, 20.39 mg/kg, 42.78 mg/kg and 6.54 mg/kg respectively. The results of geoaccumulation index show that 1) class 1 accounts for 24.07% and class 2 accounts for 60.74% for Hg; 2) class 1 accounts for 13.84% and class 2 accounts for 80.54% for Cd; 3) class 1 accounts for 46.42% and class 2 accounts for 43.97% for Pb; 4) class 1 accounts for 74.58% and class 2 accounts for 24.41% for Cr; 5) class 1 accounts for 40.16% and class 2 accounts for 47.13% for As. Meanwhile, the results of potential ecological risk assessment show a low risk of Hg, Cd, Pb, Cr and As accounting for 85%, 70%, 90%, 90% and 90%, respectively. The results showed that the regional soil environmental chemical background in Zunyi area by the methods of geoaccumulation frequency is consistent with the result of potential ecological risk assessment.

Keywords

Zunyi Agricultural Soil, Heavy Metal, Content Characteristics, Environmental Geochemical Baseline

Copyright © 2021 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

贵州遵义地区, 是贵州省农业生产重要基地, 针对开展无公害农产品产地现状的评价, 需建立土壤环境背景值的调查, 这是研究保护指导土地利用的重要指标。在无公害农业产地评价如何掌握、确立土壤重金属环境背景值的计算[1], 要涉及到土壤环境背景值[2]的计算。我国碳酸盐岩地区自然过程是造就镉等元素超标的主要原因之一, 导致重金属元素的背景值不一致, 如表层镉含量范围值(0.015~2.977 mg/kg) [3]。贵州主要农业耕作集中区, 需要应用土壤环境背景值的方法对产地进行评价, 因而提出应用环境地球化学基线(environmental geochemical baseline), 能描述地球表层物质中化学物质(元素)浓度的自然变化[4], 可以用于该地区土壤基线与背景范围, 为农业无公害环境评价提供一个重要参考依据[5]。环境地球化学基线是建立在当前地球表层环境的状态档案, 并提供监测环境变化的数据库, 研究矿物及化学元素的自然变化, 因此用环境地球化学基线, 既能反映当前农业生产区背景, 又能提供监测变化的数据库和自然空间变异情况[6]。

本文通过对贵州遵义地区农业表层 889 个土壤中 Hg、Cd、Pb、Cr、As 的调查与分布, 通过环境地球化学基线分布以及地质累积指数评价与生态风险指数评价, 为建立区域尺度土壤评价中环境质量的评价提供数据与信息。

2. 材料和方法

2.1. 研究区域概况

研究区域遵义地区位于贵州北部, 地处: 东经 106°17'22"~107°25'25", 北纬 27°13'15"~28°04'09"。国

土总面积 4092.66 km²，其中耕地面积 1212 km²，占总面积的 30%。土壤类型以黄壤土类、水稻土类、紫色土类为主。遵义地处大娄山脉南侧，属黔中丘原和黔北山地过渡地带。属亚热带季风气候，平均有霜期为 9.5 天，无霜期长，雨量充沛，年平均降雨 1035 毫米。

遵义地区是全省商品粮、油菜籽、生猪、烤烟生产基地县，“全国无公害农产品示范基地县”，全县城镇化水平高于全省平均水平。

2.2. 采样布点

根据重金属分布的空间变异性和城郊土壤空间差异十分明显的特点，采用非均匀性布点方法，共采集样本 889 个地理位置图见图 1。

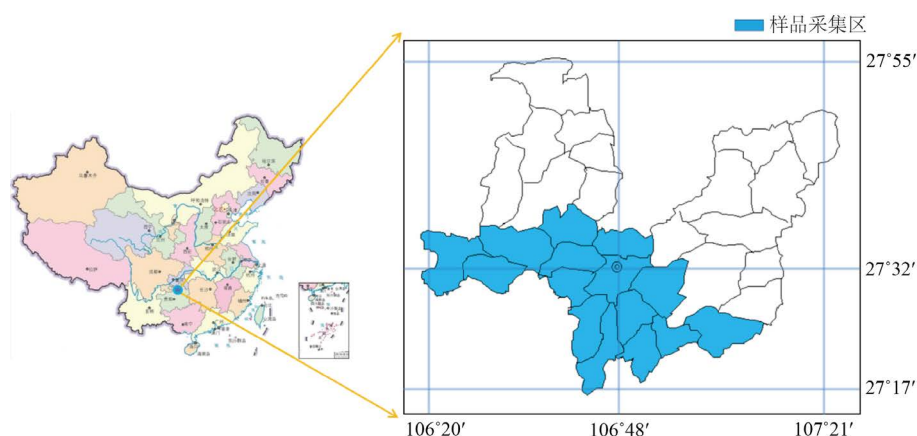


Figure 1. Distribution of sample collection map

图 1. 样品采集区分布示意图

采样点选在被采土壤类型特征明显，地形相对平坦、稳定、植被良好的地点。人为干扰大，失去土壤的代表性，不设采样点。采样点以剖面发育完整、层次较清楚，不在水土流失严重或表土被破坏处设采样点，不在多种土类、多种母质母岩交错分布、面积较小的边缘地区布设采样点。在 100 亩耕地内随机确定一个 10 m × 10 m 正方形作为取样点。该样点的土壤样品从 10 m × 10 m 正方形 4 个顶点和中心共 5 处各采集 1 kg 表土(0~20 cm)，均匀混合后，用四分法选取 1 kg 作为该点样品，同时用 GPS 测定正方形中心的地理坐标并编号记录。

2.3. 样品分析

土壤样品采用美国国家环保局相关标准(USE-PA)抽提消煮[7]，用原子荧光测定砷，用冷原子吸收法测定 Hg、As，石墨炉原子吸收光谱仪(AAS Vario 6)测定 Cd、Pb、Cr。分析过程加入国家标准土壤样品(GSS-2、GSS-5)进行分析质量控制，分析样品重复数 10%~15%。

2.4. 数据分析

2.4.1. 统计分析

采用 Excel 和 SPSS 数据处理软件对所测的数据进行统计分析。

2.4.2. 环境地球化学基线分析

1) 相对累积总量分析方法

地质表层农业土壤中重金属元素的浓度值呈对数正态分布。在相对累积密度与元素浓度的双对数分

布图中, 分布曲线拐点处元素的浓度值就是该元素背景与异常的分界线。在小于分界点的元素浓度数据的平均值加 2 倍标准差的控制线, 通常是元素的背景值范围[8]。

2) 相对累积频率分析方法

该方法采用十进制坐标, 而累积频率与元素浓度的分布曲线则有两个拐点。含量较低的拐点(称拐点 1)代表元素浓度的上限(基线范围), 小于样品元素浓度的平均值或中值即可以作为基线值。含量较高的拐点(称为拐点 2)则代表异常的下限(人类活动影响的部分)。这二者之间的部分可能与人类活动有关, 也可能无关。若分布曲线近似呈直线, 则所测样品的浓度本身就代表了背景范围(基线) [9] [10] [11] [12] [13]。

2.4.3. 地质累积指数

地质累积指数(Geoaccumulation Index, I_{geo})通常称为 Muller 指数[14] [15]。是 20 世纪 60 年代晚期在欧洲发展起来的广泛应用于研究沉积物中重金属元素污染程度的定量指标[16], 其表达式如下:

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1.5BE_n} \right] \quad (1)$$

修正指数, 通常用来表征沉积特征、岩石地质及其他影响。地质累积指数可分为 7 个级别[16], 不同的级别分别代表不同的重金属元素污染程度(表 1)。

Table 1. The contamination degree based on geoaccumulation index

表 1. 地质累积指数不同级别代表的重金属元素污染程度

I_{geo}	级别	表示的污染程度	I_{geo}	级别	表示的污染程度	I_{geo}	级别	表示的污染程度
<0	1	无污染	2~3	4	中度污染到强污染	>5	7	极强污染
0~1	2	无污染到中度污染(轻度污染)	3~4	5	强污染			
1~2	3	中度污染	4~5	6	强污染到极强污染			

2.4.4. 潜在生态风险评价方法

采用瑞典科学家 Hakanson 提出的潜在生态风险指数法[17] (Hakanson, 1980), 根据 Hakanson 法, 研究区域内土壤中第 i 种重金属的单项生态危害系数(The average single ecological risk index) E_i 及土壤中多种重金属的综合潜在生态危害指数[17] (The complex ecological risk index) R_i 可分别表示为:

$$\text{单项生态危害系数: } E_i = T_i \times P_i \quad (2)$$

$$\text{复合生态风险指数: } R_i = \sum_{i=1}^m E_i \quad (3)$$

式中, P_i 为单因子污染指数, T_i 为毒性响应系数。

因子 T_i 为重金属 i 的毒性响应系数, 它主要反映重金属的毒性水平和环境对重金属污染的敏感程度。在本研究中, 采用 Hakanson 所制定的标准化重金属毒性响应系数为评价依据。相应重金属的生物毒性响应系数为: Hg (40); Cd (30); As (10); Pb (5); Cr (2)。根据 Hakanson 法, 土壤重金属生态危害程度的划分标准见表 2。

Table 2. Relationship between degree of pollution and potential ecological risk assessment

表 2. 潜在生态危害指标与污染程度关系

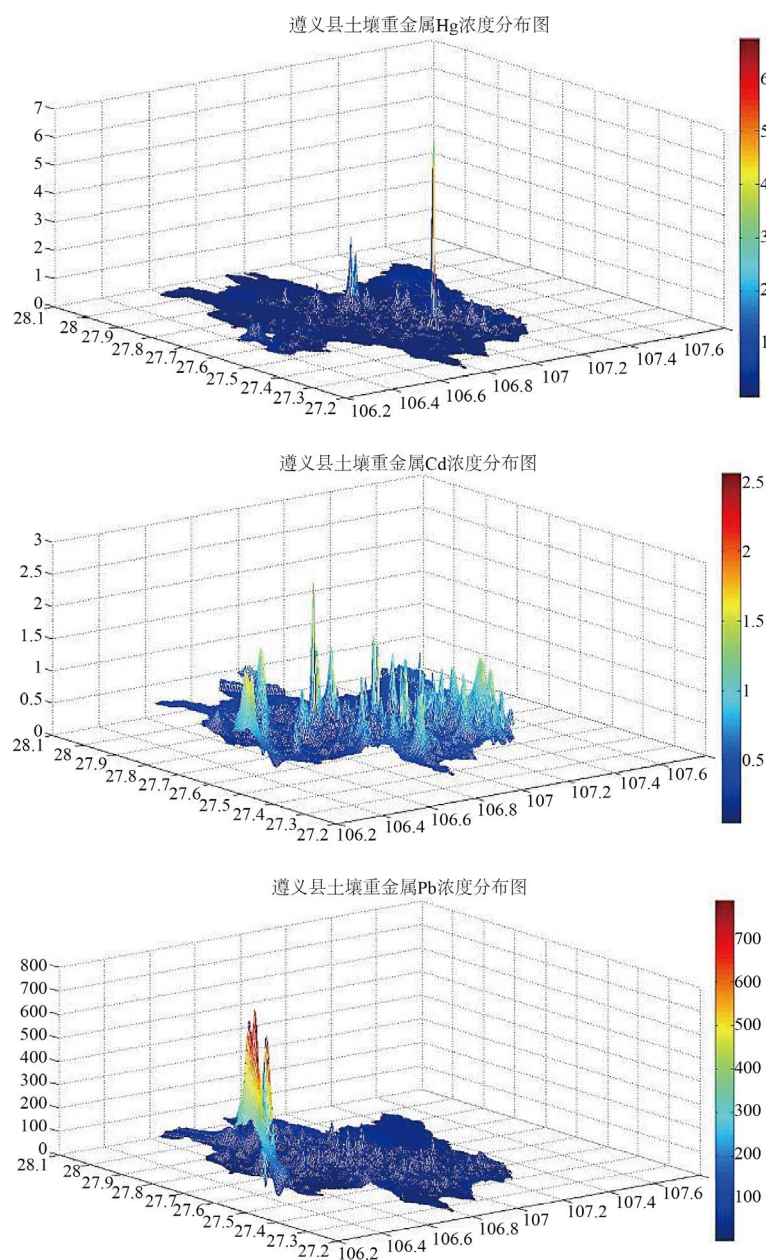
E_i	<40	40~80	80~160	160~320	≥ 320
R_i	<150	150~300	300~600	≥ 600	
污染程度	轻微	中等	强	很强	极强

3. 结果与讨论

3.1. 土壤重金属含量分析

土壤重金属含量监测结果统计分析

遵义地区农业土壤中 Hg、Cd、Pb、Cr、As 土壤重金属浓度分布图见图 2，从图中可见，Cd 与 As 呈明显的非均匀分布特点，而各金属元素之间地理位置无明显相关。按 Sturges 提出的经验公式 $[K = 1 + (\text{Lg}N/\text{lg}2)]$ 来确定分布组数[4]，本次采样数为 889 个，Hg、Cd、Pb、Cr、As 分别分为 11 组进行分布频数统计，结果如图 3，可以看出，土壤中 Hg、Cd、Pb、Cr、As 含量均不符合正态分布，经过对数转换后均符合正态分布。因此，五种重金属不能用算术平均值和算术标准差来表示其含量，要用几何平均值和几何标准差来表示其含量。



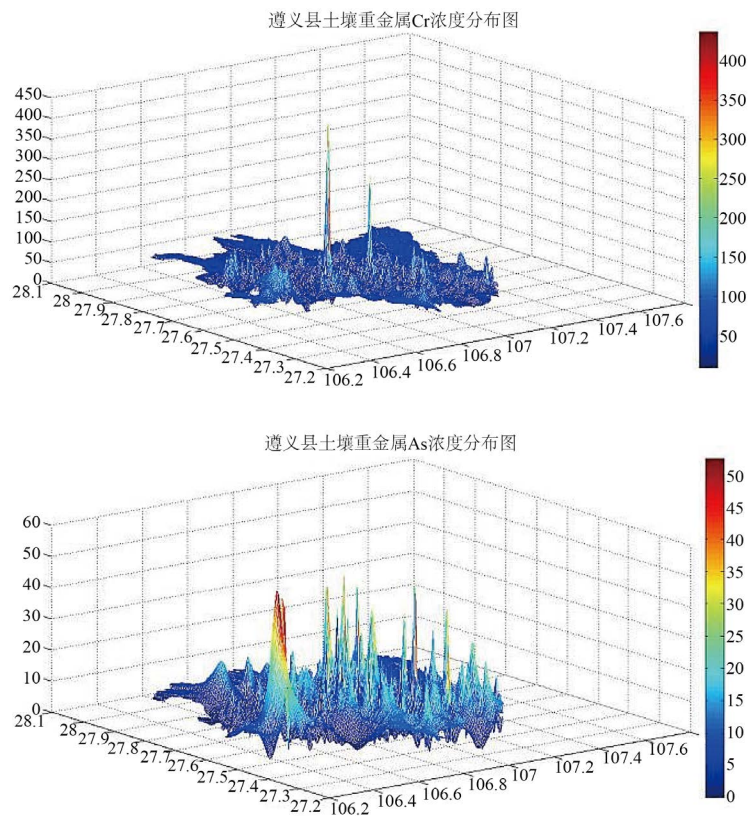
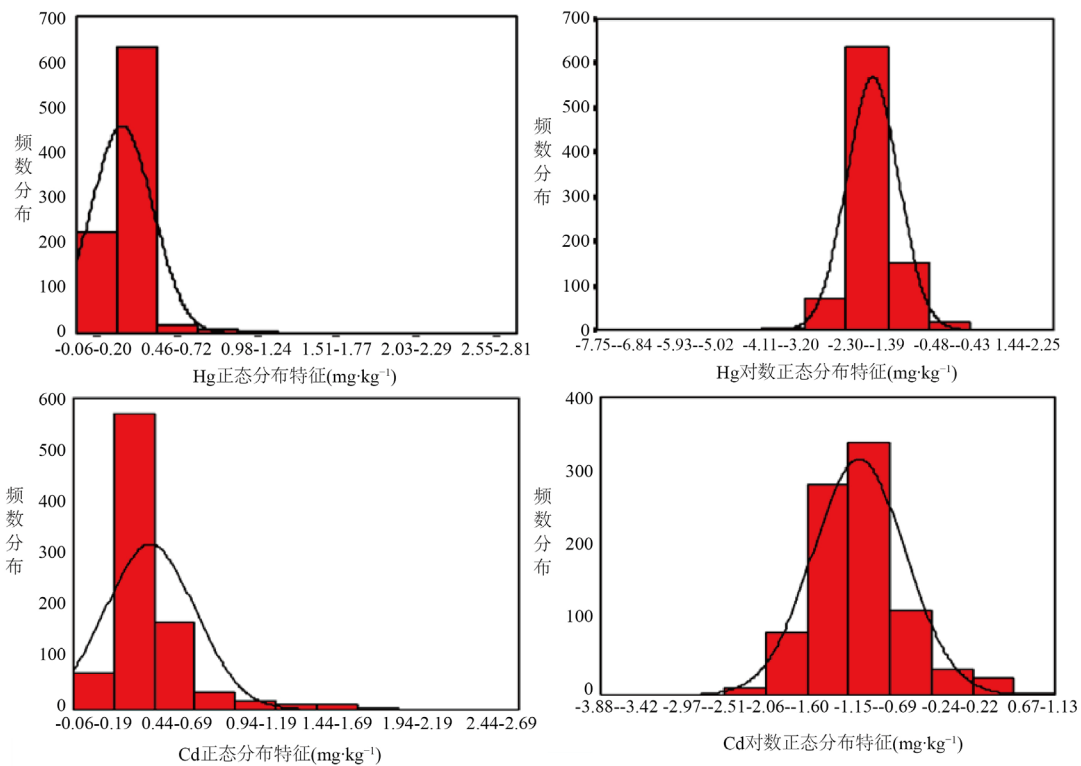


Figure 2. Distribution map of heavy metal content in soil
图 2. 土壤重金属浓度分布图



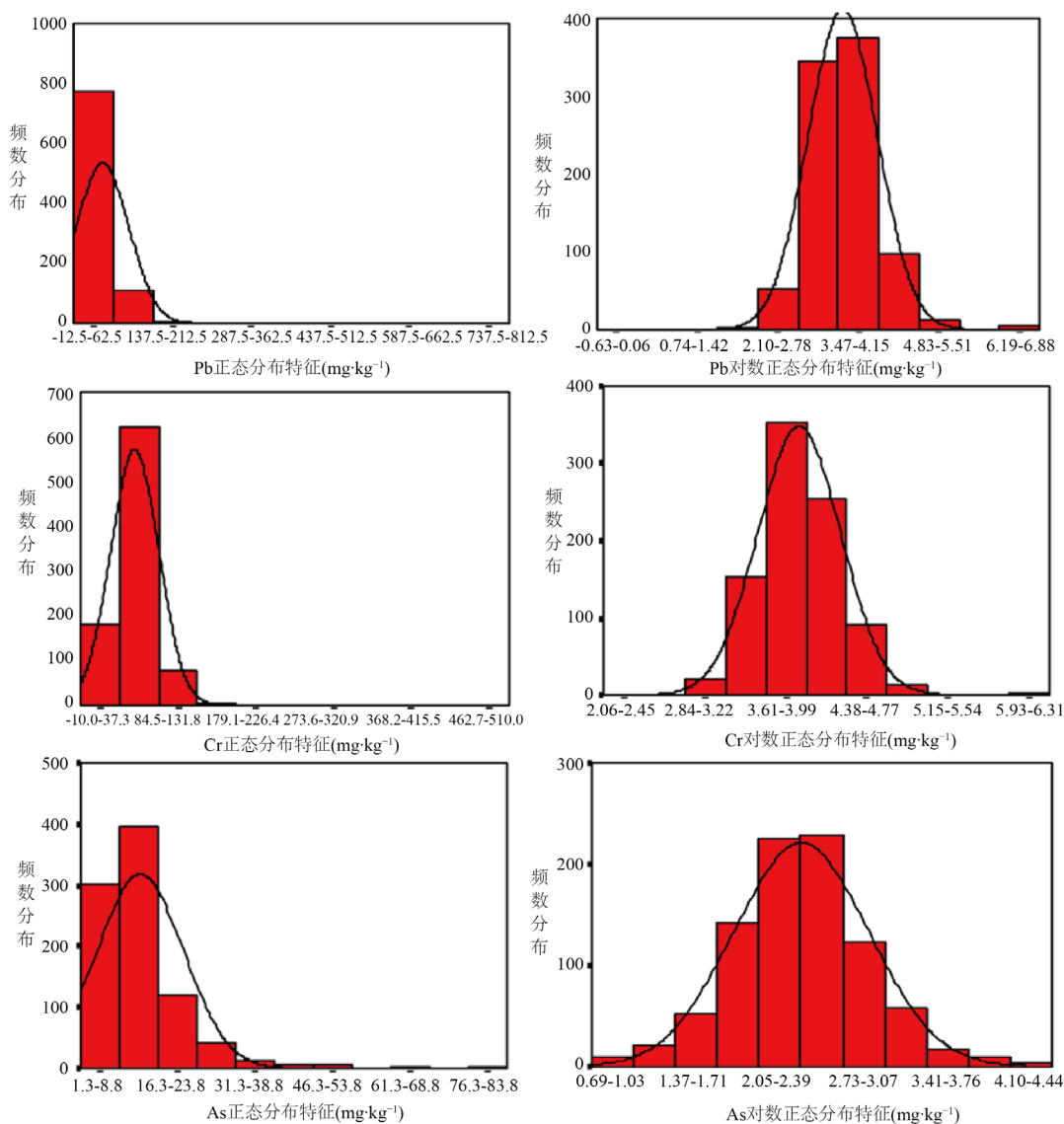


Figure 3. Distribution diagram of heavy metal content and logarithmic conversion frequency in geological surface agricultural soil

图 3. 地质表层农业土壤重金属含量与其对数转换频数分布图

土壤中五种重金属含量均符合对数正态分布，正态分布图见图 3，这是开展统计分析的必要前提条件。经异常值检验处理后土壤重金属的描述性统计见表 3，结果表明，用平均值加减三倍标准差替换异常值后[18] [19]，五种重金属的含量分布在峰度与偏度上显著下降，平均值和中位数更为接近，标准差和变异系数也明显减小。从表 3 可以看出，异常值检验后 Cr 已经符合正态分布，Hg、Cd、Pb、As 含量呈偏态分布，经对数转化以后呈现正态分布更好，在研究的五种重金属中，Pb 的变异系数最大，为 0.72，其次是 Hg、Cd 分别为 0.66、0.61，Cr、As 相对要小为 0.36、0.32。

各重金属元素在各乡镇的分布情况，依据表 3，对遵义地区土壤中各元素最大值及最小值分布情况做描述表 4，对该县采样各镇土壤中重金属平均含量排序及平均含量对比情况分别作描述如表 4 和图 4。

从表 4 可见，遵义地区 Hg 含量范围为 0.02~2.76 mg/kg，平均为 0.182 mg/kg；Cd 的含量范围为 0.099~2.07 mg/kg，平均含量为 0.356 mg/kg；Pb 含量范围在 5.401~224.64 mg/kg 之间，平均 34.15 mg/kg；

Cr 含量范围为 8.25~140.27 mg/kg, 平均值 50.58 mg/kg; As 含量范围为 2.05~70.56 mg/kg, 平均值为 10.92 mg/kg。

Table 3. Descriptive statistics of heavy metal content in surface soil in Zunyi area after outlier test

表 3. 异常值检验后遵义地区土壤重金属含量的描述统计

元素	样品数	平均值(mg/kg)	标准差	中位数(mg/kg)	范围(mg/kg)	变异系数	峰度	偏度
Hg	889	0.182	0.12	0.189	0.02~2.76	0.66	75.07	6.9
Cd	889	0.356	0.217	0.344	0.099~2.07	0.61	8.66	2.62
Pb	889	34.15	24.69	33.9	5.401~224.64	0.72	8.28	2.27
Cr	889	50.58	18.22	49.63	8.25~140.27	0.36	1.34	1.13
As	889	10.92	5.81	10.89	2.05~70.56	0.32	7.39	2.18

Table 4. The maximum and minimum of heavy metal content of surface soil in Zunyi area

表 4. 遵义地区土壤中各元素最大值及最小值分布表

项目		Hg (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	As (mg/kg)
土壤中最大含量	值	2.76	2.07	224.64	140.27	70.56
	地区	苟江镇	南白镇	泮水镇	乌江镇	三岔镇
土壤中最小含量	值	0.02	0.099	5.401	8.25	2.05
	地区	三合镇	鸭溪镇	枫香镇	鸭溪镇	石板镇
最大含量与最小含量之比		138	20.91	41.59	17	34.42

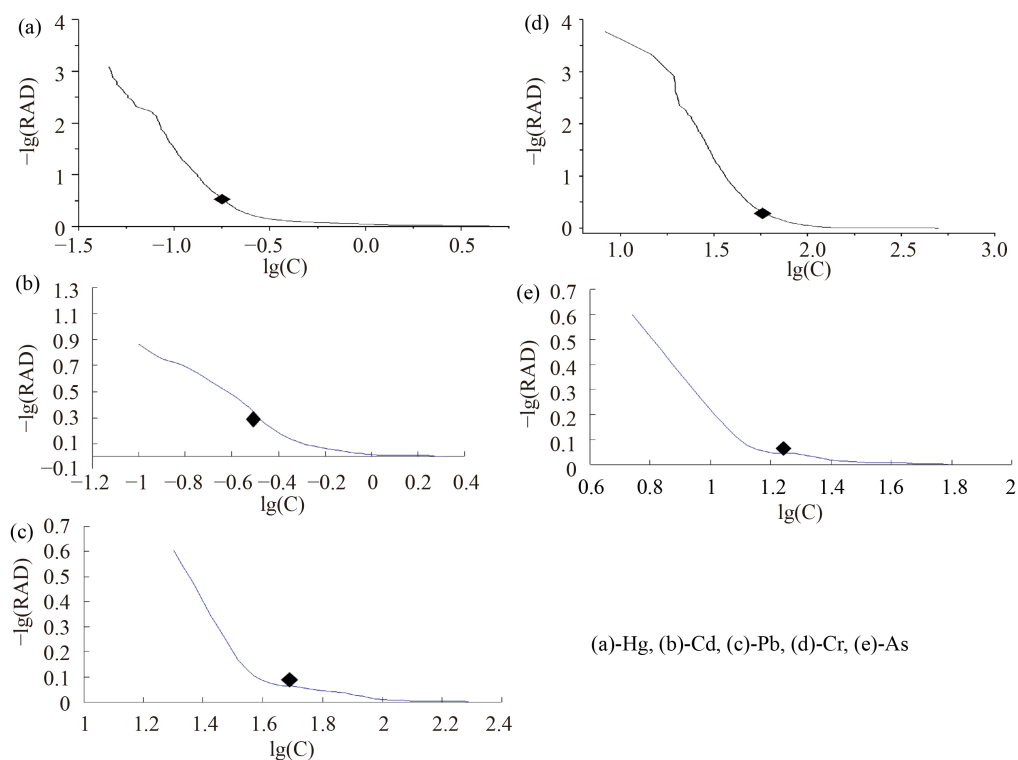


Figure 4. Double logarithmic distribution curve of heavy metals concentration and relative cumulative density in geological surface agricultural soil

图 4. 地质表层农业土壤重金属元素浓度与相对累积密度的双对数分布曲线

3.2. 遵义地区地质表层土壤重金属环境地球化学基线的确定

3.2.1. 表层农业土壤重金属的基线范围

图4为农业土壤重金属元素浓度与相对累积密度的双对数分布曲线图,途中拐点(黑点所示)对应是元素浓度值,也就是该元素背景与异常的分界值,在小于分界点的元素浓度数据的平均值加2倍标准差是该元素的控制线范围,也是该区域表层土壤的基线值范围(见表5)。

Table 5. Baseline range of heavy metals in surface agricultural soil

表 5. 表层农业土壤重金属的基线范围(mg/kg)

元素	基线拐点	平均值	2倍标准差值	控制范围	基线值范围
Hg	0.158	0.120	0.029	0.062~0.178	0.062~0.178
Cd	0.299	0.227	0.055	0.117~0.337	0.117~0.337
Pb	50.12	29.82	10.52	8.78~50.86	8.78~50.86
Cr	63.12	43.76	10.32	23.12~64.40	23.12~64.40
As	17.78	10.07	3.66	2.75~17.39	2.75~17.39

3.2.2. 确定地质表层农业重金属的基线值

图5为地质表层农业土壤重金属元素含量概率函数曲线图,可见分布曲线存在2个值,结合基线范围(图5)拐点1代表元素浓度的上限(基线范围),样品中小于此值的元素浓度的平均值或中值可作为基线值,图5中拐点2代表异常值下限(人为活动的影响部分),因此选择此值作为地质表层农业土壤中该元素的基线值,计算出背景与异常的分界值(见表6)。

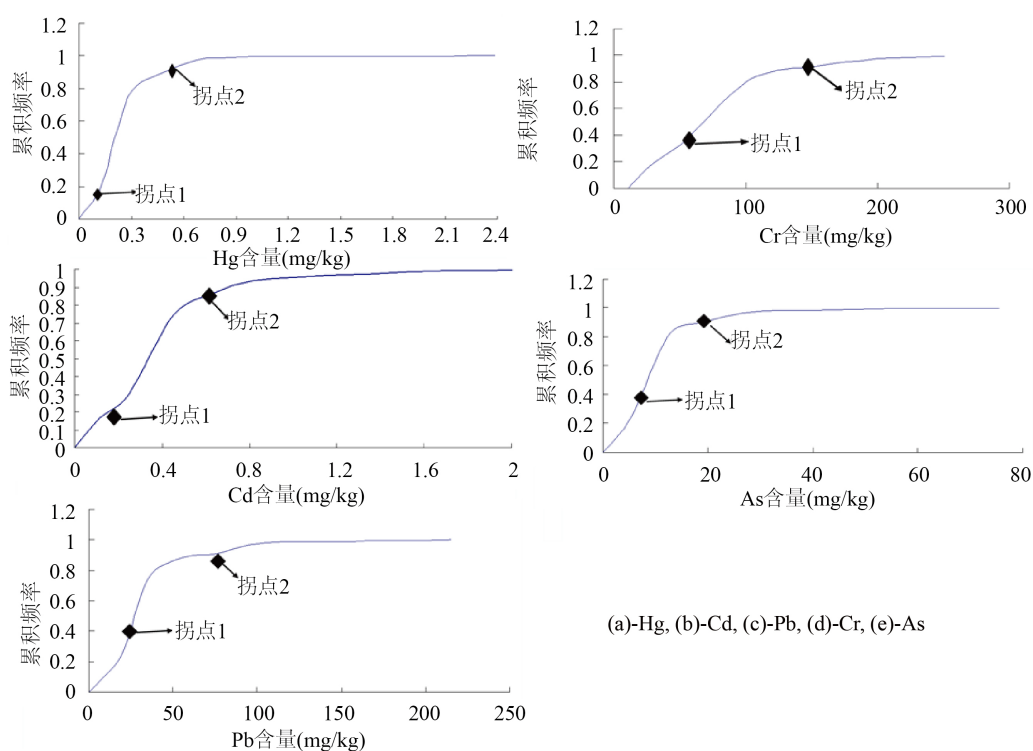


Figure 5. Curve of probability function of heavy metals content in agricultural surface soil

图 5. 地质表层农业土壤重金属元素含量概率函数曲线图

Table 6. Baseline of heavy metals in agricultural surface soil
表 6. 表层农业土壤重金属的基线值(mg/kg)

元素	拐点 1	拐点 2	元素异常值	中值	基线值	背景与异常分界值
Hg	0.115	0.510	0.090	0.096	0.090	0.158
Cd	0.182	0.618	0.147	0.149	0.147	0.299
Pb	28.08	78.17	20.39	20.59	20.39	50.12
Cr	60.04	155.12	42.78	43.49	42.78	63.12
As	9.10	19.06	6.54	6.84	6.54	17.16

由表 6 可见, Cd 的背景与异常分界值(0.299 mg/kg)与《农业环境监测实用手册》[20]中提供的贵州表层土壤 Cd 的数据(0.659 mg/kg)差异较大, 难以为无公害评价背景值所应用。由表 5 可见, 表层土壤重金属基线的平均值 Cd (0.227 mg/kg), 全国各省(市、区)土壤表层镉样品数据均属于近似对数正态分布, 因此以几何均值和几何标准差[21]计算其结果, 全国各省土壤表层 Cd 背景含量范围值[3]为 0.2086 mg/kg, 结果相符。

3.3. 地质累积污染分析

1) Hg 的地质累积污染分析

Hg 的基线值(0.090 mg/kg)和 I_{geo} 计算公式, 获得 Hg 的地质累积指数为 0.431。对表层土壤的样品进行分析, 发现 24.09%的样品数的地质累积指数 I_{geo} 为 1 级, 60.74%的表层土壤样品数为 2 级, 12.43%的样品数为 3 级, 2.02%的样品数为 4 级, 0.502%的样品数为 5 级, 0.22%的样品数为 6 级。

2) Cd 的地质累积污染分析

通过 Cd 的基线值(0.147 mg/kg)和 I_{geo} 计算公式, 获得遵义县表层农业土壤 Cd 地质累积指数为 0.691。对采集的样品分析发现, 13.84%样品数的 Cd 地质累积指数为 1 级, 59.17%的样品数为 2 级, 21.37%的样品数为 3 级, 5.17%的样品数为 4 级, 0.45%为 5 级。

Table 7. Geoaccumulation index of heavy metals content in each countryside in Zunyi area
表 7. 遵义县各乡镇土壤重金属地质累积污染指数

采样地区	Hg	Cd	Pb	Cr	As
枫香镇	0.567	0.308	-0.016	-0.586	0.114
苟江镇	1.052	0.491	-0.239	-0.466	0.402
乐山镇	0.658	0.477	1.152	-0.565	0.408
龙坑镇	-0.100	0.227	0.321	-0.512	0.0029
马蹄镇	0.415	1.823	-0.750	-0.565	-0.366
茅栗镇	1.374	1.345	-0.103	0.035	0.219
南白镇	0.769	1.232	0.496	-0.139	-0.120
泮水镇	0.052	-0.003	-0.026	-0.299	-0.554
三岔镇	0.052	0.569	0.183	-0.361	0.065
三合镇	0.152	0.874	0.424	-0.239	0.345
尚嵇镇	0.415	1.257	0.146	-0.647	0.161
石板镇	0.245	0.859	0.407	-0.112	-0.205

Continued

乌江镇	0.052	0.848	-0.429	0.126	0.210
新民镇	0.245	1.152	0.362	-0.468	0.124
鸭溪镇	0.152	0.430	0.192	-0.363	-0.075
遵义县	0.431	0.691	0.159	-0.343	0.155

3) Pb、Cr、As 的地质累积污染分析

Pb、Cr、As 的基线值(分别为 20.39 mg/kg、42.78 mg/kg 和 6.54 mg/kg)，采用地质累积污染指数 I_{geo} 的计算方法，获得 Pb、Cr、As 的地质累积污染指数分别为 0.159、-0.343 和 0.155 (表 7)。结合表 7，发现该地区表层农业土壤 Cr 元素处于无污染状态，Pb、As 处于无污染到中度污染状态。

对于 Pb，分析该地区所有样品发现，46.42%样品数的地质累积指数为 1 级，43.97%的样品数为 2 级，8.59%的样品数为 3 级，1.02%的样品数为 4 级。对于 Cr，74.58%样品数的地质累积指数为 1 级，24.41%的样品数为 2 级，1.01%的样品数为 3 级。对于 As，40.16%样品数的地质累积指数为 1 级，47.13%的样品数为 2 级，10.91%的样品数为 3 级，1.8%的样品数为 4 级。Pb、Cr、As 这 3 种元素均有 90%以上样品数，为 1 级和 2 级，与潜在生态危害对遵义县表层农业土壤中 Pb、Cr、As 的污染判别情况的判识大致相同。

4) 单项生态危害系数分析

单项生态危害系数 E_i 排序为 $Cd > Hg > As > Pb > Cr$ ，可以看出土壤中较高水平的 Cd、Hg 在构成表层土壤环境污染的同时，也构成了相应的生态危害。这揭示了重金属元素含量高的地区伴随着高的生态风险。该地区 Hg、Cd、Pb、Cr、As 的地质累积污染指数分别为 0.431、0.691、0.159、-0.343 和 0.155，表明该地区整体表层农业土壤 Hg、Cd、Pb、As 处于轻度污染状态，Cr 无污染。

3.4. 潜在生态危害结果分析

根据表 8 可见，Cd 的单项生态危害系数较高，中等达 28.23%，该地区 Pb、Cr、As 的单项生态危害系数均较低，对生态造成的影响较小。

Table 8. Potential ecological risk index evaluation (%)

表 8. 潜在生态风险指数评价(%)

类别	E_i 强度占比				
	轻微	中等	强	很强	极强
Hg	88.98	8.32	2.25	0.45	0
Cd	65.02	28.23	5.74	1.01	0
As	100	0	0	0	0
Pb	100	0	0	0	0
Cr	100	0	0	0	0

根据图 6 遵义县表层农业土壤重金属元素的复合生态风险指数均小于 150，处于轻微生态危害级别。各个采样乡镇的复合生态风险指数均小于 150，处于轻微生态危害级别。各个采样乡镇的复合生态风险指数排序：茅栗镇 > 马蹄镇 > 南白镇 > 尚嵇镇 > 新民镇 > 苟江镇 > 三合镇 > 石板镇 > 乐山镇 > 乌江镇 > 枫香镇 > 三岔镇 > 鸭溪镇 > 龙坑镇 > 泮水镇。

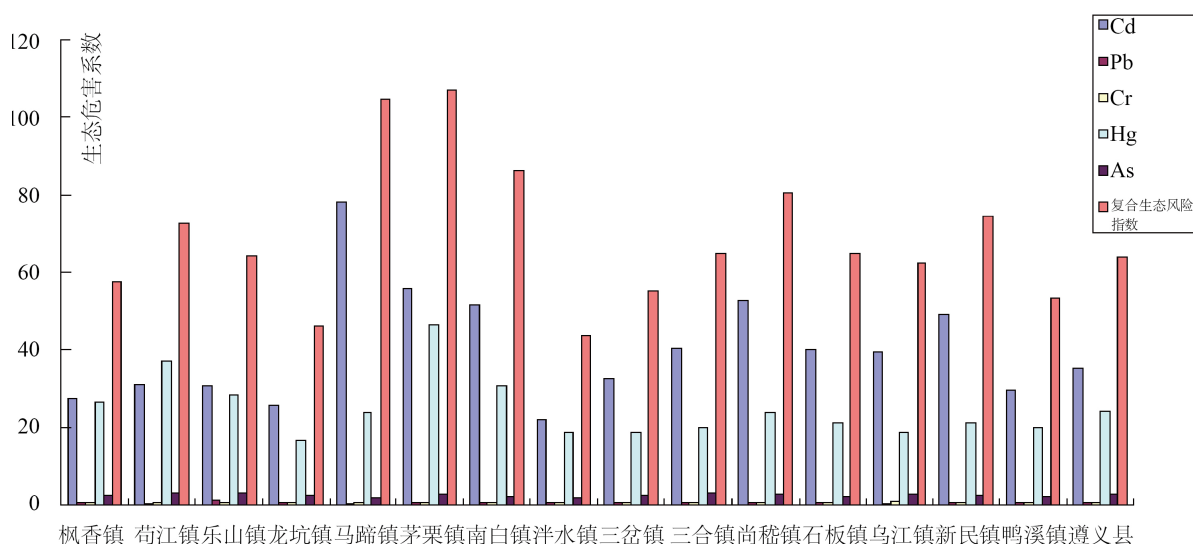


Figure 6. E_i and R_i of heavy metals content in agricultural surface soil in each countryside in Zunyi area
图 6. 遵义县各乡镇表层农业土壤重金属单项生态危害系数及复合生态风险指数

4. 结论

贵州喀斯特低温成矿区表现 Hg、Cd、Pb 等元素异常，用相对累积频率分析方法确定该地区表层土壤重金属的基线与背景范围为：Hg 0.062~0.178，Cd 0.117~0.337，Pb 8.78~50.86，运用地球化学基线、CDF 曲线可直观在图上看到每一个数据，并且反映异常值较为敏感，也反映出该地区 Hg、Cd、Pb 等元素的污染趋势。当地土壤自然背景值高与人为活动污染影响有很大关系，用土壤环境地球化学基线与土壤背景的历史值比较，能反映该地区农业土壤中污染趋势，为当地农业无公害环境评价提供一个明确土壤重金属的背景值范围。

用地质累积指数(I_{geo})的污染程度计算遵义区域尺度土壤重金属污染程度级别，Hg、Cd、Pb 等污染程度与级别分别是：Hg 24.07%为 1 级，60.74%为 2 级；Cd 13.84%为 1 级，80.54%为 2 级；Pb 46.42%为 1 级，43.97 为 2 级。采用生态风险指数对遵义地区土壤重金属污染的程度与级别评价，分别是 Hg 88.98%为轻微，Cd 65.02%为轻微，Pb 100%为轻微，且均小于 150，属于轻微，两者相对独立，对比两种计算结果，获得一致结果，为当地无公害评价提供重要依据。

基金项目

国家自然科学基金项目(21667009)；黔合支撑[2018] 2775。

参考文献

- [1] 李天杰, 等. 土壤环境学[M]. 北京: 高等教育出版社, 1996.
- [2] 孙波, 骆永明. 超积累植物吸收重金属机理的研究进展[J]. 土壤, 1999(3): 2-8.
- [3] 赵晓军, 陆泗进, 许人骥, 李伯苓, 吴国平, 魏复盛. 土壤重金属镉标准值差异比较研究与建议[J]. 环境科学, 2014, 35(4): 1491-1497.
- [4] 贾俊平. 统计学[M]. 北京: 清华大学出版社, 2004.
- [5] 和莉莉, 李冬梅, 吴钢. 我国城市土壤重金属污染研究现状和展望[J]. 土壤通报, 2008, 39(5): 1210-1216.
- [6] Darnley, A.G. (1997) A Global Geochemical Reference Network: The Foundation for Geochemical Baselines. *Journal of Geochemical Exploration*, **60**, 1-5. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(97\)00020-4](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(97)00020-4)

- [7] United States Environment Protection Agency (USEPA) (1996) Method 3050B Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils (Revision 2).
- [8] Lepelier, C. (1969) A Simplified Treatment of Geochemical Data by Graphical Representation. *Environmental Geology*, **64**, 538-550. <https://doi.org/10.2113/gsecongeo.64.5.538>
- [9] 王济, 王世杰, 欧阳自远. 贵阳市表层土壤中镉的环境地球化学基线研究[J]. 环境科学, 2007(6): 1344-1348.
- [10] Bauer, I. and Bor, J. (1993) Vertikale Bilanzierung von Schwermetallen in Boden-Kennzeichneng der Empfindlichkeit der boden gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung von lithogenem Grundgehalt, pedogener An- and Abreicherung some antheopogener Zusatzbelastung Teil 2. Berlin Texte56, Umweltbundesam.
- [11] Bauer, I. and Bor, J. (1995) Lithogene, geonene and anthropogene Schwermetallgehalte von Lobboden an den Beispielen von Cu, Zn, Ni, Pb, H, G and Cd. *Mainzer Geowissenschaftliche Mitteilungen*, **24**, 47-70.
- [12] Bauer, I., Spernger, M. and Bor, J. (1992) Die Berechnung Litnogener and geonener Schwermetallgehalte von Lobboden am Beispielen von Cu, Zn and Pb. *Mainzer Geowissenschaftliche Mitteilungen*, **21**, 47-70.
- [13] Matschullat, J., Ottenstein, R. and Reimann, C. (2000) Geochemical Background—Can We Calculate It? *Environmental Geology*, **39**, 990-1000. <https://doi.org/10.1007/s002549900084>
- [14] Muller, G. (1969) Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River. *Geojournal*, **2**, 108-118.
- [15] Forstner, U. and Muller, G. (1981) Concentrations of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hycarbons in River Sediments: Geochemical Background, Man's Influence and Environmental Impact. *Geojournal*, **5**, 417-432. <https://doi.org/10.1007/BF02484715>
- [16] Forstner, U., Ahlf, W., Calmano, W., et al. (1990) Sediment Criteria Development—Contributions from Environmental Geochemistry to Water Quality Management. In: Heling, D., Rothe, P., Forstner, U., et al., Eds., *Sediments and Environmental Geochemistry: Selected Aspects and Case Histories*, Springer-Verlag, Berlin, 311-338. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75097-7_18
- [17] Hakanson, L. (1980) An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control. A Sedimentological Approach. *Water Research*, **14**, 975-1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- [18] Liu, X.M., Xu, J.M., Zhang, M.K., Huang, J.H., Shi, J.C. and Yu, X.F. (2004) Application of Geostatistics and GIS Technique to Characterize Spatial Variabilities of Bioavailable Micronutrients in Paddy Soils. *Environmental Geology*, **46**, 189-194. <https://doi.org/10.1007/s00254-004-1025-0>
- [19] 施加春. 浙北环太湖平原不同尺度土壤重金属污染评价与管理信息系统构建[D]: [博士学位论文]. 杭州: 浙江大学, 2006.
- [20] 刘凤枝. 农业环境监测实用手册[M]. 北京: 中国标准出版社, 2001.
- [21] 章海波, 骆永明. 区域尺度土壤环境地球化学基线估算方法及其应用研究[J]. 环境科学, 2010, 31(7): 1607-1613.