

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2022.02.023

卢鑫, 邝荣禧, 何跃, 等. 基于 APCS-MLR 模型和地统计学相结合的矿区农田土壤砷源解析. 土壤, 2022, 54(2): 379–384.

基于 APCS-MLR 模型和地统计学相结合的矿区农田土壤砷源解析^①

卢鑫^{1,2}, 邝荣禧³, 何跃^{4*}, 胡文友^{1*}, 黄标¹, 田康¹, 李元², 祖艳群², 湛方栋²

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 2 云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201; 3 江苏省地质调查研究院, 南京 210018; 4 生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要: 为了研究矿区周边农田土壤 As 等重金属的污染特征和来源情况, 在云南会泽铅锌矿区采集了 42 个农田土壤样品, 测定了 9 种元素含量, 利用绝对主成分得分-多元线性回归(APCS-MLR)受体模型定量解析了土壤中 As 的来源和贡献率, 并结合地统计学方法揭示了 As 的不同来源及其贡献的空间分布状况。结果表明: ①研究区土壤 As 的平均含量为 73.3 mg/kg, 超过农用地土壤污染风险筛选值的 1.8 倍; ②根据 APCS-MLR 模型计算得到的 As 污染源的贡献率分别为源 1(58.6%), 源 2(14.7%)和其他源(26.7%); ③结合 PCA 和源贡献率的空间分布状况, 推断源 1 可能为矿山开采所造成的人为源, 源 2 可能是燃煤及化肥施用所造成的人为源, 其他源可能为地质背景等自然源。可见, 基于 APCS-MLR 受体模型和地统计学方法相结合, 可以有效解析矿区农田土壤 As 等重金属的来源及贡献。

关键词: 绝对主成分分数(APCS); 受体模型; 地统计; 土壤砷污染; 源解析

中图分类号: X53 ; X825 **文献标志码:** A

Source Apportionment of Arsenic in Agricultural Soils from a Typical Mining Area Based on APCS-MLR Model and Geostatistics

LU Xin^{1,2}, KUANG Rongxi³, HE Yue^{4*}, HU Wenyu^{1*}, HUANG Biao¹, TIAN Kang¹, LI Yuan², ZU Yanqun², ZHAN Fangdong²
(1 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 3 Geological Survey of Jiangsu Province, Nanjing 210018, China; 4 Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: In order to evaluate the pollution characteristics and sources of As and other heavy metals in farmland around Huize lead-zinc mining area in Yunnan Province, 42 soil samples were collected and nine elements in the soils were determined. The absolute principal component scores/multiple linear regression (APCS-MLR) receptor model was used to quantitatively analyze the contribution rate of soil As, and the geostatistical method was used to reveal the different sources of As and its spatial distribution. The results showed that: 1) the average content of As in the study area was 73.3 mg/kg, which was 1.8 times higher than the risk screening values for soil contamination of agricultural land, 2) according to APCS-MLR receptor model, the contribution rates of As pollution sources were calculated as source I (58.6%), source II (14.7%) and other sources (26.7%), 3) based on PCA and the spatial distribution patterns of the source contributions, source I may originate from the mining related activities, source II may come from coal combustion and fertilization, other sources may be natural sources such as geological background. This study indicated that combining the APCS-MLR receptor model and geostatistics was an effective method for apportioning soil heavy metal pollution sources and contribution.

Key words: APCS; Receptor model; Geostatistics; Soil As pollution; Source apportionment

①基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC1802600、2020YFF0218301)和国家自然科学基金项目(41877512)资助。

* 通讯作者(wyhu@issas.ac.cn; heyue@nies.org)

作者简介: 卢鑫(1990—), 男, 山东日照人, 硕士研究生, 工程师, 主要从事区域土壤污染调查、评估与源解析方面的工作。E-mail: 18906338994@189.cn

矿区周边农田重金属含量超标已成为普遍和亟待解决的问题之一^[1-2]。矿区周边重金属含量高不仅影响周边的作物,对人类健康也存在潜在的风险^[3-4]。会泽县是西南地区有名的铅锌矿区,种植三七出现规模,土壤-植物系统重金属污染问题引起广泛关注^[5-6]。在重金属中砷(As)污染已成为影响三七药效的重要因素之一^[7],As 含量超标不仅影响三七的生长,导致三七产量下降,药效降低,而且三七中 As 含量过高,通过富集作用进入人体从而危害健康。因此,有必要对矿区周边农田区域 As 污染情况做相关调查和研究。目前有关三七 As 污染问题,更多的研究集中在三七对 As 的累积特征^[8-10]、As 胁迫如何影响其药性^[7, 11]和 As 污染的健康风险评估等^[8, 12-13],研究 As 污染的来源解析还鲜有报道。

自从 Thurston 和 Spengler^[14]提出了绝对主成分得分(APCS)的概念,将 PCA(主成分分析)与 MLR(多元线性回归)相结合,得到了长足的发展^[15-18]并被广泛应用于源解析研究中^[17, 19-20]。然而,将该模型应用到土壤重金属的源解析中研究较少^[21-23],通过该模型不仅可以定量地确定每个变量对每个源的载荷,还可以定量确定源对其重金属的平均贡献量和在每个采样点的贡献量^[21]。但该受体模型源解析的结果缺乏可视化,使其与地统计学相结合,把每个污染源的贡献量通过地统计学插值的方法表现出来,可以更好地识别污染源。

本研究以云南会泽铅锌矿区周边农田土壤为研究对象,应用 APCS-MLR 受体模型解析出农田土壤 As 的污染来源,并结合地统计学方法将不同来源及贡献直观地反映在空间分布图中,以期为矿区周边 As 等重金属污染农田源头防控和农业安全生产提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于云南省会泽县典型铅锌矿区,平均海拔 2 120 m,气候温和,雨量充沛,年均气温 12.6 °C,年均降水量 858.4 mm,属温带山地半潮湿气候^[24],土壤肥沃湿润,适宜种植三七。研究区域土壤理化性质为:pH 6.46,有机质 20.71 g/kg,全磷 13.88 g/kg,阳离子交换量 29.08 cmol/kg。其铅锌矿是川滇黔铅锌成矿区的大型富铅锌矿床的一个典型代表,作为我国有名的土法炼锌集散地,会泽地区的采矿历史最早可以追溯到西汉时期^[25]。历史上长期的没有环保措施的采矿和冶炼行为在当地遗留下了大量的开矿、冶矿废弃地,在风吹、雨水淋溶的作用下,废矿废渣中的重金属元素在周围的环境中扩散,导致矿区周边土壤中 As、Pb、Zn 等重金属高度累积^[5]。

1.2 样品采集与分析测定

供试土壤取自云南省曲靖市会泽县矿山镇到者海镇之间(103°36′~103°43′E, 26°33′~26°38′N),从山谷上游的矿山镇农田到逐步接近下游的者海镇矿区周边农田为采样区域,依次随机布点采样,共计 42 个土壤采样点(图 1)。在每个采样点周围随机采集 5 个深度为 0~20 cm 的农田耕层土壤混合,按四分法取 1.0 kg 土壤样品,采样过程中用 GPS 准确记录采样点位置,所有土样带回实验室,经室内自然风干,剔除植物残体和石块,研磨后过 100 mm 筛。土壤样品中金属元素 Ca、Cd、Cu、Fe、Mn、Ni、Pb、Zn 在经 HCl-HF-HNO₃-HClO₄ 四酸消解后,采用原子吸收光谱法(AAS)上机测定;土壤中 As 在经过 1:1 王水消化后,采用原子荧光光谱法(AFS)测定。为了确保分析结果的可靠性和准确性,每批样品、每个项

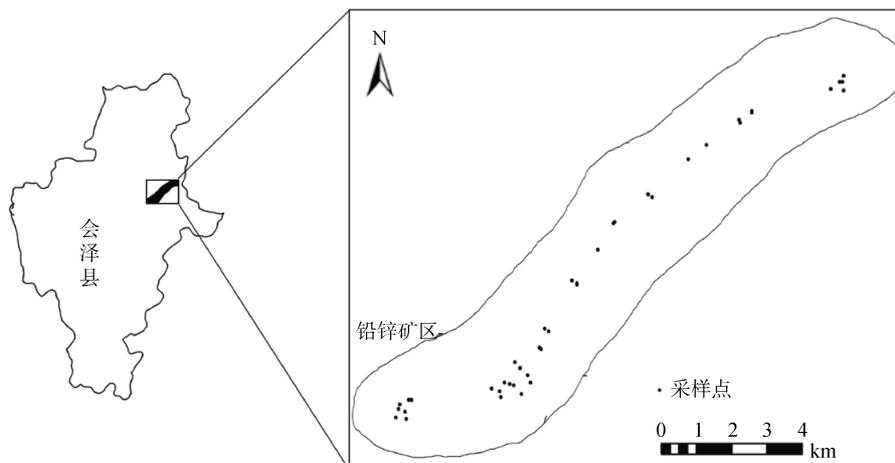


图 1 研究区域及采样点分布图

Fig. 1 Location of study area and distribution of sampling sites

目均有3个标准样和3个平行的全程空白同步测定进行质量控制。

1.3 研究方法

1.3.1 主成分分析(PCA) 主成分分析(principal component analysis, PCA)是将多个变量通过降维转化为少数几个综合指标的统计学方法,采用 varimax 旋转来得到有意义的因子,并采用 kaiser 标准(特征值大于1)来决定合适的因子数目^[26]。

1.3.2 绝对主成分得分(APCS) 绝对主成分得分(absolute principal component scores, APCS),应用于土壤重金属源解析,首先对所有金属元素含量进行标准化,如下式所示:

$$Z_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}_j}{\sigma_j} \quad (1)$$

式中: Z_{ij} 为标准化后的因子分数(无量纲); x_{ij} 为第 i 个样本中第 j 个重金属浓度; \bar{x}_j 为重金属 j 的平均浓度; σ_j 为重金属 j 标准偏差。

然后对所有重金属元素引入一个浓度为 0 的人为样本,通过标准化计算得到该样本的因子分数为:

$$(Z_0)_j = \frac{(0 - \bar{x}_j)}{\sigma_j} = -\frac{\bar{x}_j}{\sigma_j} \quad (2)$$

通过主成分分析(PCA)中得到的成分得分系数矩阵(S)与上式中的 Z_0 相乘可得到绝对零因子得分(A_0),具体计算方式见下式:

$$(A_0)_f = \sum_{j=1}^J [S_{fj} \times (Z_0)_j] \quad (3)$$

每个样品的绝对主成分得分(APCS)通过上式中的 A_0 与主成分分析(PCA)中相应的归一化的因子得分值计算得到,具体公式如下:

$$APCS_f = (A_{zj})_f - (A_0)_f \quad f=1,2,\dots,F \quad (4)$$

1.3.3 APCS-MLR 受体模型 绝对主成分得分-多元线性回归(absolute principal component scores-multivariate linear regression, APCS-MLR)受体模型在污染源解析的应用最早见于在大气中可吸入颗粒物源解析的研究中^[14],近年来,逐渐有学者用在土壤污染物源解析中^[21-22,27]。该方法的主要原理是认为土壤或大气污染物的含量与各来源的贡献率呈线性关系,计算过程可归纳为:将重金属含量作为因变量,绝对主成分得分(APCS)为自变量做多元线性回归分析,相应公式为:

$$C_i = (r_0)_j + \sum_{k=1}^F (r_{kj} \times APCS_k) \quad (5)$$

式中: C_i 为重金属的总浓度, $(r_0)_j$ 为重金属 j 做多元线性回归所得的常数项, r_{kj} 是源 k 对重金属 j 的回归

系数, F 为因子个数, $r_{kj} \times APCS_k$ 表示源 k 对 C_i 的贡献,所有样本的 $r_{kj} \times APCS_k$ 的平均值为绝对贡献量。

1.3.4 地统计学分析 与传统的统计学相比,地统计学可以很好地应用于土壤重金属的空间分布特征及其变异规律研究^[15],而其中的克里格插值可以对未采样区土壤重金属的含量进行预测。将地统计学结合采样点间的空间相关性来预测未采样点的值,极大地减小了调查损失^[21]。本研究采用 ArcGIS 中普通克里格(OK)来预测 As 及 As 的源贡献量的空间分布。

1.4 数据处理

土壤重金属含量的描述性统计使用 Excel 2016,主成分分析以及多元线性回归分析采用 SPSS 19.0 软件,空间分析和贡献量分布图的制作通过 ArcGIS 9.3 来完成,其他作图在 OriginPro 9.0 中完成。

2 结果与分析

2.1 土壤 As 等重金属污染特征

由表1所示,该研究区域中 As 的均值为 73.3 mg/kg,超云南省背景值 2.98 倍,同时也远超过 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》^[28]中农用地土壤污染风险筛选值(pH 6.46,筛选值为 40 mg/kg)。Ca、Cd、Cu、Fe、Mn、Ni、Pb 和 Zn 的含量均超过其背景值,其中 Cd、Cu、Pb 和 Zn 的含量均超过其农用地土壤污染风险筛选值,说明该地区土壤重金属污染较为严重。

变异系数(coefficient of variation, CV)为标准差与平均值的比值,按照 Wilding^[30]对变异程度的分类,当 $CV < 15\%$ 时为弱变异,当 $16\% < CV < 35\%$ 时为中等变异,当 $CV > 36\%$ 时为高度变异。变异系数反映样本的平均变异程度,可以用来判断元素的来源是自然因素还是人为因素,变异系数较小的元素多以本地背景含量为主,变异系数越大,说明人为活动的干扰作用越强烈^[31]。由表1可知,As、Ca、Cd、Pb 和 Zn 的变异系数大于 36%,说明上述元素为高程度变异,可能受到人类活动的强烈影响;Cu、Fe、Mn、Ni 的变异系数介于 16% ~ 35%,为中等变异;其中 As、Ca 和 Zn 的变异系数超过了 90%,说明人为活动影响强烈。

2.2 土壤 As 源解析

由表2可知, varimax 旋转以后,提取的2个因子包含了原来9个指标全部方差的72.44%,说明提取的2个因子能够比较好地体现原来9种重金属元素的情况。并且2个因子没有出现主要成分汇聚的现象,表明 PCA 的结果是可信的。

表 1 土壤 As 等重金属含量的描述性统计($n=42$)
Table 1 Descriptive statistics of As and other heavy metal concentrations in soils

元素	平均值(mg/kg)	范围(mg/kg)	云南省背景值 ^[29] (mg/kg)	标准偏差(mg/kg)	变异系数(%)
As	73.3	20.83 ~ 410.94	18.4	69.18	94.4
Ca	7 054.33	1 112.31 ~ 41 574.75	1 600	6 670.36	94.5
Cd	13.37	4.68 ~ 46.88	0.218	10.78	80.6
Cu	191.05	89.83 ~ 316.60	46.3	46.05	24.1
Fe	114 363.06	45 290.63 ~ 175 070.80	52 200	338.96	22.5
Mn	1 508.58	675.64 ~ 1 990.12	626	338.96	22.5
Ni	110.59	63.11 ~ 157.99	42.5	18.55	16.7
Pb	1 117.47	130.33 ~ 3 987.74	40.6	873.59	78.2
Zn	2 273.77	284.39 ~ 9 120.41	89.7	2 070.13	91.0

表 2 各主成分对土壤重金属含量的总体解释方差百分数
Table 2 Total variance explained by different principal components for soil heavy metal concentrations

主成分	初始特征值			提取平方和载入			旋转平方和载入		
	合计	方差的占比(%)	累积占比(%)	合计	方差的占比(%)	累积占比(%)	合计	方差的占比(%)	累积占比(%)
PC1	4.42	49.14	49.14	4.42	49.14	49.14	3.82	42.47	42.47
PC2	2.10	23.29	72.44	2.10	23.29	72.44	2.70	29.97	72.44
PC3	0.88	9.80	82.24						
PC4	0.71	7.87	90.11						
PC5	0.41	4.56	94.67						
PC6	0.23	2.56	97.23						
PC7	0.17	1.85	99.08						
PC8	0.068	0.75	99.83						
PC9	0.015	0.17	100.00						

由图 2 可见,第一主成分与 As、Ca、Cd、Pb 和 Zn 相关,占总体方差的 42.47%;第二主成分与 Cu、Fe、Mn 和 Ni 相关,占总方差的 29.97%。根据 APCS-MLR 受体模型计算得到的 As 污染源的贡献率如图 3 所示,可以看到在本研究区内 As 污染源按贡献量依次为源 1(占 58.6%)、其他源(26.7%)和源 2(14.7%)。

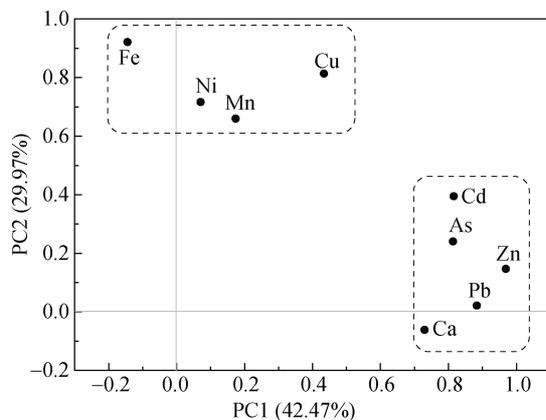


图 2 土壤样品重金属元素主成分载荷

Fig. 2 Heavy metal loading of the principal components in soil samples

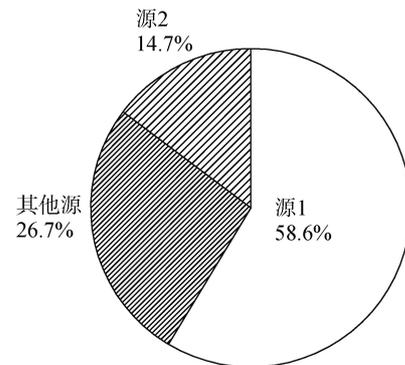


图 3 土壤 As 不同污染源的贡献率

Fig. 3 Source contribution ratios of As in soils

2.3 土壤 As 及 As 源贡献量的空间分析

由于研究区内 As 及 As 源贡献量并不是均匀分布的,故在本研究中采用普通克里格插值来评估 As 及 As 源贡献量的空间分布特征^[21]。在该研究区中,源 1 贡献了总 As 量的 58.6%(图 3),故 As 的空间分布(图 4A)模式与源 1 对 As 贡献量的空间分布(图 4B)比较相似。由于第一主成分与 As、Ca、Cd、Pb 和 Zn 相关(图 2),土壤中 As、Cd、Pb 和 Zn 富集,多

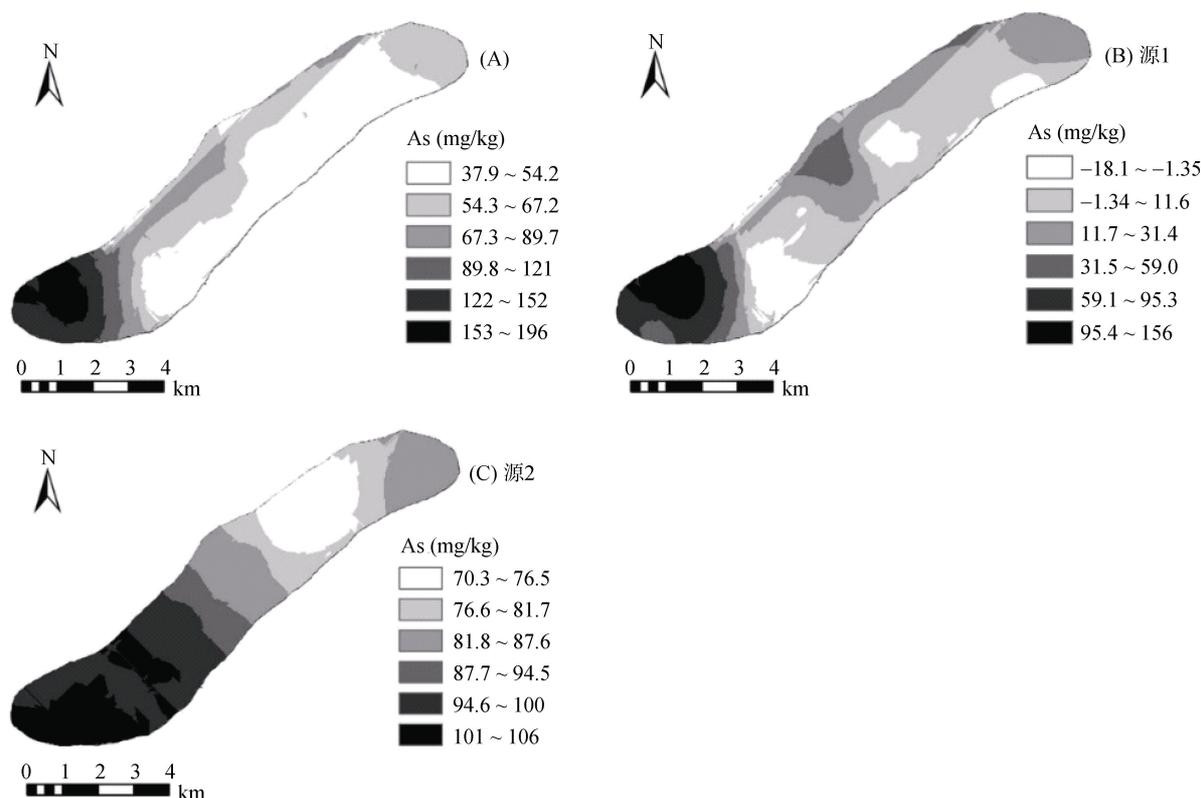


图4 土壤As含量空间分布(A)和主要源的贡献量空间分布(B、C)

Fig. 4 Spatial distribution of soil As concentration (A) and contributions of major sources to soil As (B, C)

为人为活动^[32],同时根据源1对As贡献量的空间分布(图4B)可知,源1对As贡献量较多的地方主要集中在研究区域的西南角的上部,该区域有历史铅锌矿区,故推测源1为矿山开采所造成的人为源。第二主成分与Cu、Fe、Mn和Ni相关(图2),根据源2对As贡献量的空间分布(图4C)可知,源2对As贡献量较多的地方主要集中在研究区域的西南角的下部,并结合当地实际情况,该区域主要是人口密集区。而土壤中Ni主要源于人类活动排放如化石燃料燃烧及燃煤等^[32-33],Cu主要源于含铜农业化学物质如含铜杀菌剂剂和化肥以及有机肥的施用^[33-35]。故推测源2为燃煤及化肥施用所造成的人为源。由图3所示,源解析的结果仍有26.7%的其他源,结合研究区域的重金属高背景值区^[36-37],金属矿产集中和母岩风化次生富集是其土壤元素高背景主要原因^[38],推断其他源可能为地质背景等自然源。根据As源贡献量的空间分析,As贡献主要集中在研究区域西南角,结合研究区域的实际情况,西南角主要为人口密集、人为活动较大的区域,且西南角上部主要受铅锌矿区的影响,为源1的主要来源;西南角下部主要为农用地和宅基地,农田耕种过程中施肥以及居住过程中使用煤炭燃烧是源2的主要来源。综上分析,本次源解析的

结果与研究区域实际情况(矿山开采历史、农业生产现状等)基本一致。

3 结论和建议

1)研究区土壤As的平均值为73.3 mg/kg,超过农用地土壤污染风险筛选值的1.8倍,污染较严重,并且受矿山开采等人为活动影响强烈。

2)APCS-MLR模型有效解析了土壤As的来源及贡献,按大小依次为源1(58.6%)、其他源(26.7%)和源2(14.7%)。同时结合地统计学和PCA,进一步明确了源1可能为矿山开采所造成的人为源,源2可能是燃煤及化肥施用所造成的人为源,其他源可能为地质背景等自然源。

3)本研究表明,APCS-MLR受体模型和地统计学方法相结合,能较为快速和准确地解析出矿区农田土壤As的来源与贡献,可以为矿区周边As等重金属污染农田源头防控和农业安全生产提供科学依据。

参考文献:

- [1] 曹雪莹,张莎娜,谭长银,等.中南大型有色金属冶炼厂周边农田土壤重金属污染特征研究[J].土壤,2015,47(1):94-99.

- [2] 杨敏, 滕应, 任文杰, 等. 石门雄黄矿周边农田土壤重金属污染及健康风险评估[J]. 土壤, 2016, 48(6): 1172–1178.
- [3] 曾希柏, 徐建明, 黄巧云, 等. 中国农田重金属问题的若干思考[J]. 土壤学报, 2013, 50(1): 186–194.
- [4] 朱烨, 滕应, 张满云, 等. 三七种植土壤中主要污染物累积及微生物特性变化[J]. 土壤, 2015, 47(1): 121–127.
- [5] 邝荣禧, 胡文友, 何跃, 等. 便携式 X 射线荧光光谱法(PXRF)在矿区农田土壤重金属快速检测中的应用研究[J]. 土壤, 2015, 47(3): 589–595.
- [6] 邹小冷, 祖艳群, 李元, 等. 云南某铅锌矿区周边农田土壤 Cd、Pb 分布特征及风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(11): 2143–2148.
- [7] 祖艳群, 梅馨月, 闵强, 等. 砷胁迫对三七皂苷和黄酮含量、关键酶活性的影响及其蛋白质组分析[J]. 应用生态学报, 2016, 27(12): 4013–4021.
- [8] 阎秀兰, 廖晓勇, 于冰冰, 等. 药用植物三七对土壤中砷的累积特征及其健康风险[J]. 环境科学, 2011, 32(3): 880–885.
- [9] 陈璐, 米艳华, 万小铭, 等. 砷胁迫下磷对三七砷的微区及亚细胞组织分布特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(4): 654–660.
- [10] 陈璐, 米艳华, 万小铭, 等. 外源磷素对药用植物三七吸收砷的微区及形态分布特征影响[J]. 生态环境学报, 2015, 24(9): 1576–1581.
- [11] 祖艳群, 孙晶晶, 闵强, 等. 二年生三七中黄酮含量对砷胁迫的响应及其酶学机理[J]. 应用与环境生物学报, 2014, 20(6): 1005–1010.
- [12] 柳晓娟, 林爱军, 孙国新, 等. 三七中砷的来源及其健康风险初步评价[J]. 环境化学, 2009, 28(5): 770–771.
- [13] 林龙勇, 于冰冰, 廖晓勇, 等. 三七及其中药制剂中砷和重金属含量及健康风险评估[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(2): 244–249.
- [14] Thurston G D, Spengler J D. A quantitative assessment of source contributions to inhalable particulate matter pollution in metropolitan Boston[J]. Atmospheric Environment (1967), 1985, 19(1): 9–25.
- [15] Singh K P, Malik A, Sinha S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti River (India) using multivariate statistical techniques—a case study[J]. Analytica Chimica Acta, 2005, 538(1/2): 355–374.
- [16] Haji Gholizadeh M, Melesse A M, Reddi L. Water quality assessment and apportionment of pollution sources using APCS-MLR and PMF receptor modeling techniques in three major rivers of South Florida[J]. Science of the Total Environment, 2016, 566/567: 1552–1567.
- [17] 孟利, 左锐, 王金生, 等. 基于 PCA-APCS-MLR 的地下水污染源定量解析研究[J]. 中国环境科学, 2017, 37(10): 3773–3786.
- [18] 郑倩玉, 刘硕, 万鲁河, 等. 松花江哈尔滨段水环境质量评价及污染源解析[J]. 环境科学研究, 2018, 31(3): 507–513.
- [19] 李义禄, 张玉虎, 贾海峰, 等. 苏州古城区水体污染时空分异特征及污染源解析[J]. 环境科学学报, 2014, 34(4): 1032–1044.
- [20] 赵洁, 徐宗学, 刘星才, 等. 辽河河流水体污染源解析[J]. 中国环境科学, 2013, 33(5): 838–842.
- [21] 瞿明凯, 李卫东, 张传荣, 等. 基于受体模型和地统计学相结合的土壤镉污染源解析[J]. 中国环境科学, 2013, 33(5): 854–860.
- [22] Qu M K, Li W D, Zhang C R, et al. Source apportionment of heavy metals in soils using multivariate statistics and geostatistics[J]. Pedosphere, 2013, 23(4): 437–444.
- [23] Simeonov V, Einax J, Tsakovski S, et al. Multivariate statistical assessment of polluted soils[J]. Open Chemistry, 2005, 3(1): 1–9.
- [24] 王宏镜, 文传浩, 谭晓勇, 等. 云南会泽铅锌矿矿渣废弃地植被重建初探[J]. 云南环境科学, 1998, 17(2): 43–46.
- [25] 云南省曲靖地区志编纂委员会. 曲靖地区志(3)[M]. 昆明: 云南人民出版社, 1995: 227.
- [26] Kaiser H F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis[J]. Psychometrika, 1958, 23(3): 187–200.
- [27] 陈秀端, 卢新卫. 基于受体模型与地统计的城市居民区土壤重金属污染源解析[J]. 环境科学, 2017, 38(6): 2513–2521.
- [28] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准: GB 15618—2018[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.
- [29] 国家环境保护局, 中国环境监测总站中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [30] Wilding L P. Spatial variability: Its documentation, accommodation and implication to soil survey//Innielsen D R, Bouma J. Soil spatial variability[C]. Wageningen: PUDOC Publishers, 1985: 166–194.
- [31] 黄界颖, 单平, 伍震威, 等. 典型燃煤电厂周边土壤汞的形态分布及污染源解析[J]. 环境科学与技术, 2016, 39(7): 10–17.
- [32] 卢鑫, 胡文友, 黄标, 等. 基于 UNMIX 模型的矿区周边农田土壤重金属源解析[J]. 环境科学, 2018, 39(3): 1421–1429.
- [33] 杨金燕, 唐亚, 李廷强, 等. 我国钒资源现状及土壤中钒的生物效应[J]. 土壤通报, 2010, 41(6): 1511–1517.
- [34] 吴涛, 伍钧. 铜、铅单一及其复合污染对鱼腥草吸收累积铜和铅的影响[J]. 土壤通报, 2008, 39(3): 670–674.
- [35] 王信凯, 张艳霞, 黄标, 等. 长江三角洲典型城市农田土壤重金属累积特征与来源[J]. 土壤学报, 2021, 58(1): 82–91.
- [36] 张小敏, 张秀英, 钟太洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 692–703.
- [37] 岳敏慧, 王朋, 禹明慧, 等. 云南地区土壤重金属污染危害及其防治措施建议[J]. 农业科学, 2019, 9(4): 278–289.
- [38] Cheng X F, Danek T, Drozdova J, et al. Soil heavy metal pollution and risk assessment associated with the Zn-Pb mining region in Yunnan, Southwest China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2018, 190(4): 194.