

典型喀斯特区域土壤重金属污染特征、 风险与修复研究进展

吴才鑫^{1,2}, 赵 宾³, 陆奕茗⁴, 王建旭^{1,*}

(1. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;
3. 贵州省地质环境监测院, 贵阳 550004; 4. 长江大学 石油工程学院, 武汉 430100)

摘要: 地质高背景叠加有色金属开采导致我国西南喀斯特区域土壤重金属污染问题突出, 成为影响喀斯特区域生态环境安全的重要因素。本文主要展示了我国西南喀斯特区域土壤重金属污染特征和人体健康风险的研究进展, 以及国内外学者在重金属污染土壤安全利用等开展的研究工作。通过梳理文献发现, 我国西南喀斯特区域土壤重金属污染已经导致人群存在一定的重金属暴露健康风险, 实施农田安全利用是降低农作物可食用部分中重金属含量以及人群重金属暴露健康风险的重要举措。基于喀斯特地区特殊的地质背景, 提出了未来研究需要进一步加强喀斯特区域土壤重金属形态转化过程与机理、人体重金属暴露健康风险评估和重金属污染农田安全利用措施等研究, 为保障我国西南喀斯特区域生态环境安全提供科技支撑。

关键词: 喀斯特; 土壤; 重金属污染; 安全利用

中图分类号: X53; X825 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2023)05-0549-15 **doi:** 10.14050/j.cnki.1672-9250.2023.51.051

土壤是人类赖以生存和发展的物质基础, 也是实现生态环境和粮食安全的重要保障^[1]。2015年, 联合国粮食与农业组织发布的《世界土壤资源状况》报告中显示, 全球约有33%的土地因侵蚀、盐碱化、板结、酸化和化学污染而出现中度或高度退化, 这不仅影响粮食生产, 而且可能进一步加剧全球饥饿和贫困。作为世界上最大的发展中国家, 我国用不到世界9%的耕地养活了全球约21%的人口, 耕地长期处于过度利用状态。据2014年《全国土壤污染状况调查公报》, 我国耕地土壤点位污染超标率高达19.4%, 其中重金属污染问题最为突出。鉴于严峻的土壤污染形势, 我国于2016年发布了《土壤污染防治行动计划》并启动了国家六大土壤污染综合防治先行区建设(浙江台州、湖北黄石、湖南常德、广东韶关、广西河池、贵州铜仁)。随后, 我国于2018年出台了《土壤污染防治法》, 旨在保护和改善土壤环境。

我国西南地区位于华南低温热液成矿域, 发育

有卡林型金矿和汞(Hg)、砷(As)、铅(Pb)、锌(Zn)等矿床^[2], 区域重金属地质背景含量高。巧合的是, 我国西南地区是全球连片分布面积最大的喀斯特地貌区^[3]。喀斯特是碳酸盐岩等被水溶蚀后形成的一种特殊地貌。在喀斯特区域, 以碳酸盐岩为母岩发育的土壤具有土层薄、营养元素贫瘠和对环境变化敏感度高等特点^[4-5]。地质高背景叠加喀斯特导致我国西南区域土壤中重金属异常富集, 土壤重金属背景值高^[6-7]。据估算, 我国西南区域重金属污染耕地面积约219.5万公顷, 占耕地总面积的22.3%^[8]。土壤重金属污染对区域粮食安全造成了威胁。此外, 西南区域是我国长江上游重要的生态安全屏障, 重金属污染成为影响区域生态环境安全的重大隐患。因此, 开展西南喀斯特区域土壤重金属污染特征和风险评估等研究对管控污染风险、保障人群健康和生态安全具有重要的科学和现实意义。近些年来, 学者们围绕喀斯特区域土壤重金属特征和人群重金属暴露健康风险, 以及污染修复等

收稿日期: 2022-10-19; 改回日期: 2023-01-10

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(42073081); 中国科学院 A 类战略先导科技专项“泛第三极环境变化与绿色丝绸之路建设”子课题“污染物跨境传输过程与环境影响对策”(XDA2004050201); 贵州省省级科技计划项目资助(黔科合基础-ZK[2021]重点 045)。

第一作者简介: 吴才鑫(1997-), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤重金属污染修复。E-mail: wucaixin@mail.gyig.ac.cn.

* 通讯作者: 王建旭(1984-), 男, 研究员, 博士, 研究方向为土壤重金属污染修复。E-mail: wangjianxu@vip.gyig.ac.cn.

开展了一定的研究。本文对这些研究进行了梳理和总结,期望能较为直观的展示国内外学者在喀斯特区域土壤重金属污染特征、风险与修复等取得的研究成果。

1 喀斯特区域土壤重金属的来源

喀斯特区域土壤中重金属来源多样,成土母质和人类活动是土壤重金属的主要来源。成土母质决定土壤重金属的背景值。工矿业活动、化肥农药施用、污水灌溉等人类活动进一步加剧了土壤重金属污染。图1展示了典型喀斯特区域土壤中重金属的来源。

(1)母岩风化。土壤重金属背景含量与成土母质密切相关。以碳酸盐岩为母岩发育形成的土壤重金属含量普遍偏高(图2),碳酸盐岩在风化过程中Ca、Mg等可溶性组分大量淋失,导致重金属元素(Zn、Mn、Cd、As、Pb、Hg等)残留在土壤中,进一步加剧了重金属的富集(图3)^[9-10]。因此,喀斯特区域碳酸盐岩发育的土壤中重金属背景值普遍高于母岩和非喀斯特区域的土壤^[9,11-12]。陈拙等^[13]对典型喀斯特区域—贵州中部和东部地区土壤重金属含量进行分析,发现土壤中Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn的平均含量分别是贵州土壤环境背景值的16.5、0.9、1.3、1.5、9.3、6.5倍。罗慧等^[14]发现我国南方喀斯特区域土壤Cd含量(0.36 mg/kg)普遍高于南方非喀斯特区域土壤Cd含量(0.28 mg/kg)。

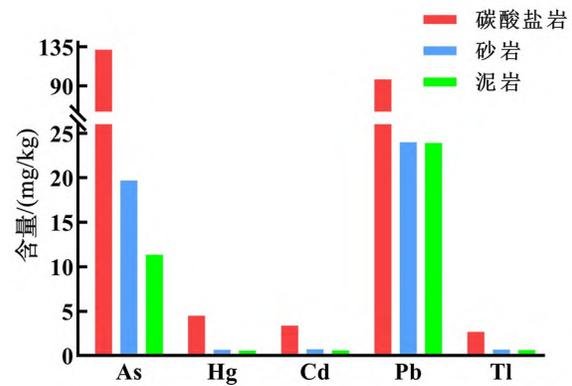


图2 不同母岩发育土壤中重金属的含量(据文献[9])

Fig. 2 Contents of heavy metals in soils developed from different parent rocks (from ref. [9])

(2)工矿业活动。我国西南低温成矿域面积约100万 km²,是我国重要的有色金属矿产基地,分布有多个(超)大型的汞矿、雄黄矿、铅锌矿和镉矿等^[15]。中国约80%的汞矿储量和产量来自黔-湘汞矿带,约1/5的金矿储量来自滇-黔-桂低温卡林型金矿床,约2/3的砷储量来自滇-桂-湘砷矿床^[15-16]。矿产开采和冶炼排放的废水和废气加剧了喀斯特区域土壤重金属污染。此外,矿冶活动产生的矿渣和尾渣残留有高含量的重金属。Qiu等^[17]报道,贵州万山汞矿和务川汞矿冶炼废渣中总汞含量分别最高达4 400 mg/kg和710 mg/kg。张建等^[18]报道贵州都匀牛角塘堆场尾矿中汞、砷、镉和锌平均含量分别为200.5 mg/kg、346.83 mg/kg、

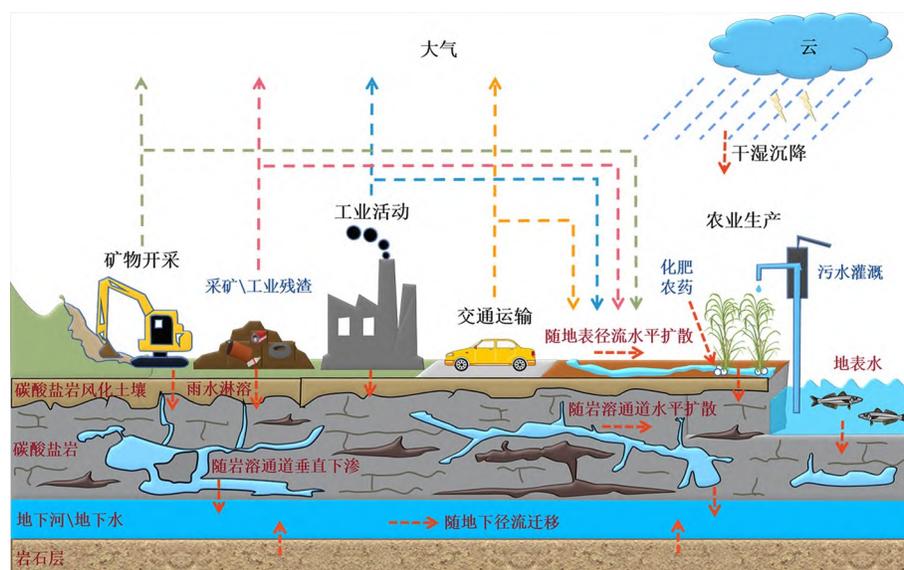


图1 喀斯特区域土壤中重金属的来源和迁移途径

Fig. 1 Sources and migration pathways of heavy metals in soils of karst regions

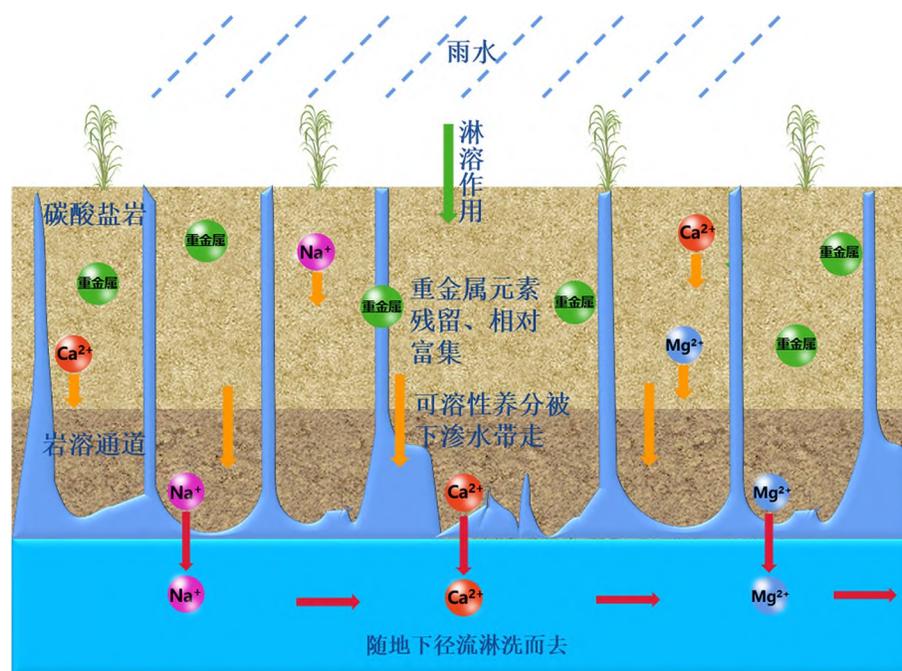


图3 碳酸盐岩风化成土过程中元素迁移示意图

Fig. 3 Schematic diagram of element migration during weathering of carbonate rocks into soils

85.58 mg/kg 和 5 700 mg/kg。矿渣中部分重金属迁移能力强,易随径流迁移到土壤中。李嘉艳^[19]利用连续化学浸提法研究了云南南华县砷矿区尾矿中砷的地球化学形态,发现迁移能力较强的酸溶态砷占总砷比例高达 20%~60%。Yin 等^[20]利用基于同步辐射的 X-射线吸收谱技术研究了贵州万山汞矿冶炼废渣中汞的赋存形态,发现 α -HgS、 β -HgS、Hg(0)、Hg(II) 分别占总汞的 <5%、85%、15%、<5%。虽然 Hg(0) 和 Hg(II) 仅占总汞的 15% 和 <5%,但其移动性强。矿渣中的重金属(主要是汞)不仅能随淋滤进入土壤,也能挥发到大气,并通过沉降进入土壤^[21-22]。

(3) 其它来源。我国西南喀斯特区域水土流失严重,土壤肥力较低。长期施用含有重金属的化肥导致重金属在土壤中累积^[23]。此外,随着我国西南

区域城镇化和工业化的迅速发展,生活污水和工业废水排放量增加,污水中的重金属进入地表水和地下水,随灌溉进入农田^[24]。

2 喀斯特区域土壤重金属污染

西南喀斯特区域是我国典型的地质高背景区^[25]。表 1 所示为该区域典型高背景区土壤重金属含量。由表 1 可见,相较于中国土壤背景值,部分元素呈现出富集的趋势。除了地质高背景,工矿业活动也加剧了土壤重金属污染。重金属污染土壤的空间分布与成矿带、矿床、工矿企业的分布密切相关。值得一提的是,西南喀斯特区域矿产开采导致的历史遗留重金属污染问题突出。张健琳^[26]通过分析 101 篇有关我国西南矿区土壤重金属含量文献数据发现,As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、和 Zn 超标率

表 1 西南高背景区土壤重金属含量

Table 1 Heavy metal contents in soils of high geochemical background regions in Southwest China

采样地点	Hg	As	Cd	Pb	Cr	Ni	参考文献
广西岩溶地区	0.185	26.3	1.004	47.8	147	38	[27]
贵州罗甸	—	26.2	0.5	26.5	105	47.9	[12]
重庆巫山	—	—	9.16	54.9	344	93.9	[28]
湖南中部	—	—	0.69	47.7	153	53.3	[29]
贵州开阳	—	626.42	1.85	47.7	75	349	[30]
湖南西部	—	—	—	30.5	119	57.2	[31]
中国土壤背景值	0.065	11.2	0.097	26.0	61.0	26.9	[11]

注:—表示无数据。

分别为 75.58%、82.93%、2.78%、46.24%、32.61%、4.35%、63.49% 和 50.43%。As、Cd、Hg 和 Tl 的毒性极强且受到管理部门的高度关注,因此本文重点关注土壤中 As、Cd、Hg 和 Tl 污染,以及其形态转化特征。

(1) 土壤汞污染

我国西南区域位于环太平洋汞矿化带,地质背景汞含量高。高汞地质背景叠加矿冶活动导致区域土壤中汞异常富集(表 2)。Qiu 等^[32]报道,贵州万山汞矿周边表层土壤中汞含量高达 790 mg/kg,高出我国农用地土壤污染风险管控标准 2~3 个数量级。

表 2 典型喀斯特区域土壤总汞含量
Table 2 Total mercury content in soils in typical karst regions

采样地点	土壤总汞浓度	参考文献
贵州滥木厂汞矿	0.41~610	[42]
贵州万山汞矿	5.1~790	[32]
贵州务川汞矿	13.0~2100	[43-44]
贵州丹寨汞矿	7.66~33.89	[45]
贵州铜仁汞矿	3.06~2929	[21]
湖南茶田汞矿	131.1	[46]
贵州兴仁汞矿	1.9~15.98	[17]
农用地风险筛选值 (6.5<pH≤7.5)	2.4	GB 15618-2018

土壤中的无机汞能被汞甲基化微生物转化为毒性极强的甲基汞^[33],并被农作物尤其是水稻所富集并最终进入食物链。因此,喀斯特区域土壤汞的甲基化向来是研究的热点。研究已发现,汞的甲基化微生物通常含有 hgcA 和 hgcB 两个基因簇,包括铁还原菌(IRB)、硫酸盐还原菌(SRB)和产甲烷菌等^[34-35]。汞的甲基化速率主要取决于汞甲基化微生物的丰度和活性,以及无机汞(Hg²⁺)的生物可利用性^[36-38]。Liu 等^[39]研究了 HgCl₂、nano-HgS、Hg-DOM、α-HgS 和 β-HgS 对土壤中甲基汞产生的影响,发现与 nano-HgS、Hg-DOM 和 α-HgS 相比, HgCl₂ 具有更高的甲基化潜力。此外,pH、氧化还原电位(Eh)、有机质含量以及甲基化过程中的电子受体(SO₄²⁻和 Fe³⁺)和电子供体(Fe²⁺和 S²⁻)等也是影响土壤汞甲基化的重要因素^[34,37]。Ullrich 等^[40]报道,碱性条件下汞的甲基化作用被削弱。喀斯特土壤的高 pH 特性一定程度上抑制了汞的甲基化。Wang 等^[41]报道在 -300 mV 至 300 mV 的 Eh 范围内,汞的甲基化随着 Eh 的升高而降低。

(2) 土壤砷污染

西南区域是我国砷采出量最多的地区,亦是我

国土壤砷污染最严重的地区(表 3)。广西南丹大厂矿区和云南南华砷矿区土壤中砷含量高达 5 520 mg/kg 和 5 528 mg/kg,超出我国农用地土壤污染风险管控标准 2~3 个数量级^[19,47]。

土壤中的砷主要以砷酸盐(As(V))和亚砷酸盐(As(III))形态存在,且 As(III)的活性强于 As(V)^[48]。砷的活性受多种环境因素影响,高 pH 条件下土壤胶体所带正电荷的减少不利于土壤中砷的固定^[49]。喀斯特区域土壤的高 pH 特性一定程度上促进了砷的活化。此外,在微生物介导下无机砷可被甲基化为单甲基砷(MMA)、二甲基砷(DMA)和三甲基砷(TMA)^[50]。砷甲基化产物毒性均低于无机砷,且 TMA 具有挥发性^[51]。因此,土壤砷的甲基化能够有效降低砷的毒性。砷甲基化主要在微生物介导下完成^[52],且受 arsM、WaaRS 和 Ri MT-11 等基因调控^[52-53]。

表 3 典型喀斯特区域土壤砷含量

Table 3 Arsenic content in soils in typical karst regions

采样地点	土壤砷含量	参考文献
湖南石门雄黄矿区	22.8~2462.7	[54]
贵州兴仁县	18.8~414	[55]
广西南丹大厂矿区	126.0~5520	[47]
广西南丹金竹坳尾矿库	242.0~5018	[56]
广西都安	1.13~700	[57]
贵州独山	9.0~145	[58]
贵州晴隆	23~539	[59]
广西刁江	2~206	[60]
云南南华某砷矿区	25.0~5528	[19]
农用地风险筛选值 (6.5<pH≤7.5)	30	GB 15618-2018

(3) 土壤铊污染

我国土壤铊的背景含量在 0.036~2.38 mg/kg 之间,算术平均值为 0.52 mg/kg^[61]。我国西南区域土壤中铊富集异常(表 4)。顾秉谦^[62]在贵州遵义松林镍铝多金属矿区表层土壤中检测到土壤铊含量为 1.04~4.69 mg/kg,超出背景值 2~9 倍。林景奋^[63]报道,贵州兴仁滥木厂矿区土壤中铊含量为 48.7~375 mg/kg,最高含量超出我国土壤铊背景含量 720 倍。

土壤中铊形态转化主要受有机质、Eh、pH、铁锰氧化物、粘土矿物和硫化物等地球化学因子共同调控^[64-65]。pH 是影响土壤铊迁移转化的主控因素^[66]。在碱性土壤中,土壤表面的可交换点位、铁锰氧化物、碳酸钙对铊有较强的吸附能力,且吸附

能力随土壤 pH 的增加而增强。在酸性土壤中,土壤有机质和铁氧化物对铊有较强的吸附能力,土壤表面可交换点位、锰的氧化物、碳酸盐对铊的吸附能力随土壤 pH 的降低而迅速减弱,导致酸性条件下铊活动性最强^[67]。在喀斯特区域,土壤 pH 偏高,因此可能对铊有较强的束缚能力。

表 4 典型喀斯特区域土壤铊含量

Table 4 Thallium content in soils in typical karst regions

采样地点	土壤铊含量	参考文献
贵州兴仁铊矿区	48.7~375	[63]
贵州兴仁滥木厂	34.54~268.71	[68]
贵州兴仁滥木厂	10.1~290.04	[69]
贵州兴仁回龙县	45.4~169	[70]
贵州遵义松林	1.04~4.69	[62]
云南南华含砷铊矿	0.08~3.6	[71]
云南某硫化铅锌矿	0.55~2.54	[72]
西南“三江”流域	0.17~4.05	[73]
黔西南滥木厂矿区	2.25~93.17	[72]
贵州西南部	40.0~124	[74]
中国土壤背景值	0.52	[61]

(4) 土壤镉污染

我国西南区域铅锌矿资源丰富,镉普遍伴生于铅锌矿中,铅锌矿采冶将镉释放到周边环境,导致喀斯特区域土壤镉污染问题突出(表 5)。Zhai 等^[75]发现湖南郴州矿区周边土壤镉含量高达 48.33 mg/kg,是我国农用地土壤污染风险管控标准的 100 倍(0.3 mg/kg)。

按照水溶性,土壤中镉的可分为水溶性和非水溶性镉。水溶性镉以离子形态存在,主要包括 Cd^{2+} 、 CdSO_4 、 CdCl^+ 和 CdHCO_3^+ 等;非水溶性镉主要包括 CdS 、 CdCO_3 及胶体吸附态镉等^[76]。谷团等^[77]报道,贵州牛角塘镉矿区镉污染土壤中水溶态和离子交换态等水溶性镉占总镉比例高达 30.9%,表明土壤中镉的移动性较强。土壤 pH、氧化还原电位、金属氧化物、粘土矿物、有机质和微生物是影响土壤中镉赋存形态的重要因素^[78]。土壤 pH 是镉在土壤中形态分配的最关键因素,直接影响着镉在土壤中的移动性^[79-80]。在酸性条件下, H^+ 会与 Cd^{2+} 竞争吸附位点,促使 Cd 从土壤粘土矿物、有机质、金属氧化物等表面解吸,从而引起镉生物有效性的升高^[81-82]。在碱性条件下,土壤表面带有大量负电荷,对 Cd^{2+} 具有吸引作用,促进了镉的吸附^[83]。在喀斯特区域,土壤 pH 偏高,可能在一定程度上抑制了镉的活性和迁移能力。

表 5 典型喀斯特区域土壤镉含量

Table 5 Cadmium content in soils in typical karst regions

采样地点	土壤镉含量	参考文献
贵州牛角塘矿区	1.0~210	[77]
贵州赫章	3.47~18.32	[84]
贵州毕节	0.15~278	[85]
西南某硫磺矿区	0.08~7.5	[86]
湘潭典型镉污染地区	0.04~8.2	[87]
广西某废弃铅锌矿区	0.085~100.7	[88]
贵州都匀铅锌矿区	1.61~162.4	[89]
广西西南部铅锌矿区	3.8~26.2	[90]
云南会泽铅锌矿周边	0.1~9.5	[91]
湖南郴州	0.01~48.33	[75]
贵州罗甸	0.06~5.39	[12]
农用地风险筛选值 ($6.5 < \text{pH} \leq 7.5$)	0.3	GB 15618-2018

总体来说,地质高背景和矿产资源开发导致的我国西南喀斯特区域土壤重金属污染形势较为严峻。部分地区土壤重金属含量超过农用地风险筛选值 2~3 个数量级。重金属在土壤中的赋存形态及其活性与土壤 pH 和微生物等地球化学环境密切相关。喀斯特区域土壤高 pH 在一定程度上调控重金属形态转化,影响农作物对重金属的富集。

3 喀斯特区域农作物重金属污染

西南喀斯特区域土壤重金属污染导致农作物受到不同程度的污染,部分区域的蔬菜和谷物中汞、砷、镉和铊含量接近或超过《食品中污染物限量标准》(GB2762-2022)中所允许的最高含量。

(1) 农作物汞污染

在西南喀斯特汞矿及周边区域,农作物中汞含量普遍超标(表 6)。仇广乐^[92]报道,贵州万山汞矿区蔬菜和g大米中总汞含量分别为 0.12~18 mg/kg 和 0.04~1.28 mg/kg,超过《食品中污染物限量标准》所允许最大汞含量的 12~180 和 2~64 倍。于萍萍等^[93]报道,贵州典型矿区—丹寨和务川水稻籽粒中总汞和甲基汞含量分别为 0.17~0.23 mg/kg、4.85~8.14 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 和 0.14~0.17 mg/kg、6.18~6.22 $\mu\text{g}/\text{kg}$,总汞含量均超出食品中污染物限量标准所允许最大汞含量的 5 倍以上。值得关注的是,水稻具有较强的甲基汞富集能力^[94]。Qiu 等^[94]发现,汞矿区种植的大米中甲基汞含量超过 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$,是矿区其它作物可食用部分中甲基汞含量的 10~100 倍。

表 6 典型喀斯特区域农作物汞含量

Table 6 Mercury content in crops from typical karst regions

取样地点	汞形态	水稻	玉米	卷心菜	参考文献
万山	总汞/(mg/kg)	0.04~1.28	—	0.12~18	[92]
	甲基汞/(μg/kg)	0.56~19	—	0.65~5.5	
丹寨	总汞/(mg/kg)	0.17~0.23	—	—	[93]
	甲基汞/(μg/kg)	4.85~8.14	—	—	
务川	总汞/(mg/kg)	0.14~0.17	—	—	[93]
	甲基汞/(μg/kg)	6.18~6.22	—	—	
万山	总汞/(mg/kg)	0.078	0.002 3	0.13	[95]
	甲基汞/(μg/kg)	9.3	0.25	0.097	
威宁	总汞/(mg/kg)	0.002 3	0.000 71	0.002 5	[95]
	甲基汞/(μg/kg)	1.6	0.15	0.023	
清镇	总汞/(mg/kg)	0.005 5	0.001 9	0.004	[95]
	甲基汞/(μg/kg)	2.2	0.21	0.032	
	食品污染限值/(mg/kg)	0.02	0.02	0.01	GB2762-2022

注:—表示无数据。

(2) 农作物砷污染

我国西南喀斯特区域作物砷污染形式较严峻,各种粮食和蔬菜砷含量较高(表 7)。余元元等^[96]报道,广西南丹矿区大米、玉米和蔬菜中砷含量分别为 0.001~0.359 mg/kg、0.017~0.685 mg/kg 和 0.006~0.916 mg/kg,与食品中污染物限量标准相比,大米、玉米和蔬菜中砷超标率分别为 27.8%、

2.5%和 4.2%。李莲芳等^[97]报道,湖南石门雄黄矿区芝麻、稻米和红薯中砷含量分别为 0.5 mg/kg、0.29 mg/kg 和 0.11 mg/kg,作物样本超标率分别为 100%、62.5%和 40%。

(3) 农作物铊污染

高铊背景下矿区居民食用的农作物,如谷类和蔬菜类中铊含量显著高于背景区(表 8)。Xiao 等^[74]

表 7 典型喀斯特区域农作物砷含量

Table 7 Arsenic content in crops in typical karst regions

mg/kg

取样地点	水稻	玉米	卷心菜	参考文献
广西污染区	0.020~0.629	0.003~0.471	0.003~1.956	[98]
贵州兴仁煤矿区	—	0.077~1.186	0.458~1.441	[55]
贵州兴仁铊矿	0.1~0.18	0.01~0.03	0.38~0.98	[99]
湖南郴州邓家塘	—	3.7	4.6	[100]
湖南雄黄矿区	0.11~0.84	0.003~0.23	0.09~0.20	[97]
贵州铅锌矿区	0.26~0.85	0.26~1.02	—	[101]
广西南丹	0.001~0.359	0.017~0.685	0.006~0.916	[96]
四川甘洛铅锌矿区	0.87~1.43	0.11~0.69	—	[102]
贵州典型铅锌矿区	0.56	0.12	—	[103]
贵州六盘水煤矿区	—	8.03	10.75	[104]
食品污染限值	0.5	0.5	0.5	GB2762-2022

注:—表示无数据。

表 8 典型喀斯特区域农作物铊含量

Table 8 Thallium content in crops in typical karst regions

mg/kg

取样地点	水稻	玉米	卷心菜	参考文献
贵州兴仁铊矿	0.3~5.2	0.78~3.08	0.7~5.4	[108]
贵州遵义松林	0.0162~0.031 2	0.0183~0.028 6	0.114~0.59	[62]
贵州兴仁	1~5.2	0.78~3.1	120~495	[74]
云南南华铊矿	—	—	1.03	[71]
贵州西南部	—	—	31.3~818	[107]
贵州兴仁	1~5.2	0.78~3.1	0.87~5.3	[109]
背景区作物含量	0.27	0.07	0.4	[74]

注:—表示无数据。

报道,贵州滥木厂矿区水稻、玉米和卷心菜中铊含量分别为 0.27~5.2 mg/kg、0.05~3.1 mg/kg 和 0.4~495 mg/kg,而背景区域水稻、玉米和卷心菜中铊含量仅为 0.27 mg/kg、0.07 mg/kg 和 0.4 mg/kg。据报道,卷心菜是铊的超富集植物^[105-106],具有很强的铊富集能力。Jia 等^[107]报道,贵州滥木场矿区铊污染场地卷心菜中 Tl 含量最高达 818 mg/kg,生物富集因子超过 10。

(4) 农作物镉污染

表 9 总结了我国西南区域农作物中镉的含量。陈宏坪等^[87]报道,湖南湘潭镉污染区域稻米和蔬菜中镉含量分别为 0.02~3.61 mg/kg 和 0.01~1.28 mg/kg,超标率分别为 88%和 29%。金立新等^[110]发现,四川德阳镉污染区大米和小麦中镉含量分别为 0.011~1.809 mg/kg 和 0.057~0.235 mg/kg,最高含量分别是食品中污染物限量标准所允许镉含量的 9 倍和 1.5 倍。

总体来看,我国西南区域农作物中重金属含量超标现象较为普遍。尤其是矿区附近的农作物,其可食用部位重金属含量最高超出食品中污染物限量标准 1~2 个数量级。农作物重金属含量超标可能引发西南喀斯特区域人群重金属暴露健康风险。

4 喀斯特区域人体重金属暴露健康风险

对于居民汞暴露健康风险,Feng 等^[113]和 Qiu 等^[94]对贵州汞矿区居民健康风险的评估结果表明,居民甲基汞日暴露量最高达 1.8 $\mu\text{g}/\text{kg bw}$ (bw: body weight),超出粮农组织/世卫组织食品添加剂联合专家委员会(JECFA)推荐的每日甲基汞允许摄入量(0.23 $\mu\text{g}/\text{kg bw}$)7.8 倍,并且食用甲基汞污染稻米是矿区居民甲基汞暴露的主要途径。袁晓

博^[114]报道,湖南农村居民膳食总汞平均日摄入量约为 0.36 $\mu\text{g}/\text{kg bw}$,其中通过食用污染大米和蔬菜途径摄入量接近总摄入量的 50%。Feng 等^[113]对贵州矿区与非矿区居民发样调查显示,矿区居民头发中甲基汞浓度明显高于非矿区居民。

对于居民砷暴露健康风险,陆素芬等^[115]报道,广西南丹矿区居民砷膳食日暴露量为 1.26 $\mu\text{g}/\text{kg bw}$,是 JECFA 推荐值(0.3 $\mu\text{g}/\text{kg bw}$)的 4.2 倍,且大米和蔬菜是主要砷摄入途径,分别占总砷摄入量的 43.1%和 27.9%。Ma 等^[116]报道,湖南省居民食用当地稻米的平均砷膳食日暴露量为 0.82 $\mu\text{g}/\text{kg bw}$,食用该区域砷污染大米有较高的致癌风险和潜在非致癌风险。

铊仅 50~80 mg 即达到成年人致死剂量。关于我国西南喀斯特区域居民铊暴露健康风险评估的研究相对较少。贵州滥木厂在上世纪六七十年代发生了严重的铊中毒事件,滥木厂附近村落中毒人数高达 80%,出现了不同程度头发脱落和全身疼痛等症状^[117],是世界首例铊中毒报道的病例区。据调查,靠近滥木厂矿区居民尿液铊浓度可高达 2 668 $\mu\text{g}/\text{L}$ ^[118]。

镉具有极高的生物毒性,易在人体内蓄积^[119]。膳食暴露是人群镉暴露的主要途径,其中粮食类是镉摄入最主要来源^[120]。蒋玉艳等^[121]报道,广西居民膳食中镉的月平均摄入量为 30.62 $\mu\text{g}/\text{kg bw}$,是 JECFA 推荐值(25 $\mu\text{g}/\text{kg bw}$)的 1.22 倍,其中大米是膳食中镉的主要来源,贡献率为 52.57%。胡青青等^[122]对西南地区某硫磺矿区居民人体健康风险的评估表明,食用玉米导致的成人和儿童镉致癌风险值分别为 $2.727 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ 和 $6.406 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$,超过 USEPA 最大可接受风险($1.0 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$)。

综上所述,我国西南喀斯特区域居民存在一定

表 9 典型喀斯特区域农作物镉含量

Table 9 Cadmium content in crops in typical karst regions

取样地点	水稻	玉米	卷心菜	参考文献
四川德阳	0.011~1.809	—	—	[110]
贵州遵义多金属矿区	0.1~0.11	—	0.63	[111]
湖南湘潭镉污染地区	0.02~3.61	—	0.01~1.28	[87]
湖南郴州	0.01~4.43	—	—	[75]
贵州典型铅锌矿区	0.4~1.8	0.32~0.8	—	[101]
云南东部六个市州	0.005~0.046	0.003~0.588	—	[112]
贵州典型铅锌矿区	0.71	0.49	—	[103]
四川甘洛铅锌矿区	0.05~0.65	0.18~0.65	—	[102]
食品污染限值	0.2	0.2	0.2	GB2762-2022

注:—表示无数据。

的重金属暴露健康风险,因此对重金属污染土壤风险进行管控/修复对降低居民重金属暴露健康风险十分必要。

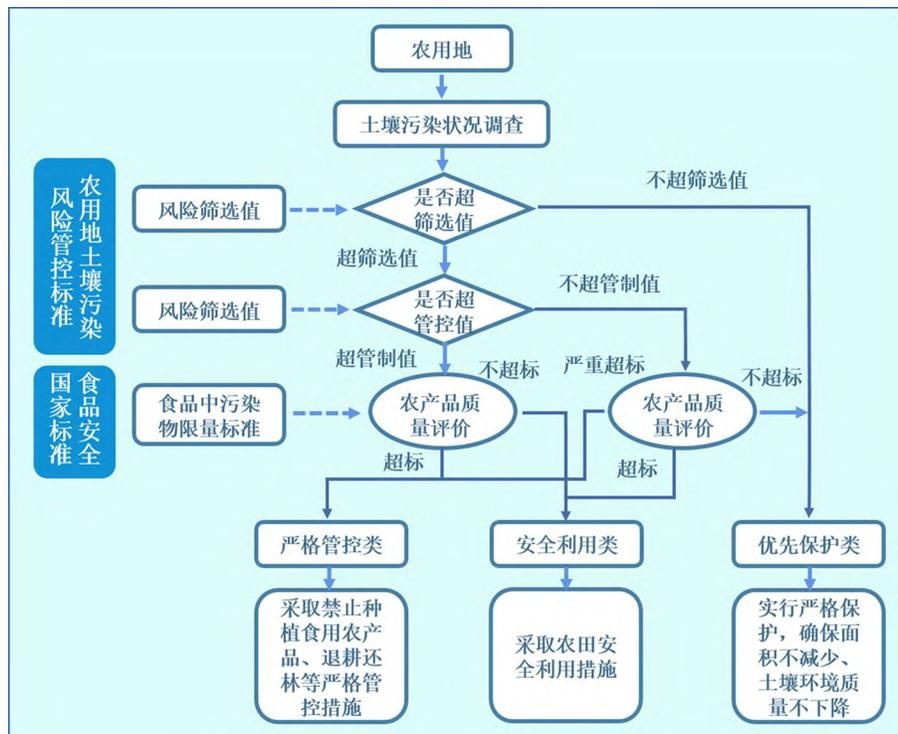
5 重金属污染农田土壤修复

土壤重金属污染防治是一个复杂的系统工程(图4)。针对无污染或轻污染的优先保护类农田,需坚持预防为主、保护优先的基本思路,从源头控制重金属污染物向农田土壤的输入;针对已污染的安全利用类和管控类农田,需坚持源头削减、风险管控的整体思路,在切断污染源的基础上对污染农田土壤进行修复^[123]。重金属污染土壤修复技术主要包括物理修复、化学修复和生物修复技术。常见的物理修复技术包括客土法、热脱附和电修复法等。化学修复技术主要有化学淋洗、固化稳定和化学还原技术等。生物修复技术包括微生物修复和植物修复技术等。物理和化学修复技术常用于污染场地修复,例如:洪保镇等^[124]利用热脱附技术修复汞污染土壤后,土壤汞含量从548 mg/kg降低至9.62 mg/kg。但是,应用物理/化学技术修复农田具有一定的局限性,例如:成本高、影响土壤生态功能等。对污染农田实施安全利用可显著降低农作物

可食用部分重金属含量至安全水平,从而阻断污染物进入食物链^[125]。2019年农业农村部印发的《轻中度污染耕地安全利用与治理修复推荐技术名录》中农田安全利用措施包括农作物种类/品种替换、水分管理、间作和轮作、土壤调理、优化施肥与叶面调控、深翻耕等。国内外学者探索并应用不同的农田安全利用措施来管控土壤中重金属污染风险,这些研究对喀斯特区域重金属污染修复具有重要的借鉴和参考意义。

5.1 农作物种类/品种替换

不同农作物以及同一农作物不同品种对重金属的富集转运存在显著差异^[126]。基于这种差异,筛选并种植低富集重金属的农作物/品种,可实现污染农田安全利用。Wan等^[127]报道广西西北部大环江沿岸种植桑树和种植水稻产生的致癌风险分别为 2.4×10^{-8} 和0.44,因而种植桑树来代替水稻能显著降低重金属对人体的健康风险。林熠玲等^[128]在广东韶关火电厂周边大田实验发现,种植番茄、苦瓜和荷兰豆等低镉富集作物来代替水稻和玉米,可实现污染农田安全生产。Wang等^[129]报道在镉污染土壤中种植花生、油菜和甘蔗等低镉富集作物来代替水稻和玉米等作物,能有效管控镉污染土壤风险。



参考《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)

图4 农用地管理流程图(据文献[123])

Fig. 4 Agricultural land management flow chart (from ref. [123])

同时,也有研究报道同一作物不同品种对重金属的富集能力存在差异。Ueno 等^[126]研究了 146 个水稻品种对重金属镉的富集能力,结果表明最低富集(Shwe War)和最高富集品种(Badari Dhan)水稻之间富集镉能力相差 13 倍。杨刚等^[130]研究了四川省主栽的 21 个玉米品种对汞和砷的富集能力,发现川单 15、金玉 308、雅玉 10 和正红 311 为低汞富集品种,雅玉 10、金玉 308、科玉 3、东单 60、敦玉 518 为低砷富集品种,其中雅玉 10 和金玉 308 具有低富集汞和砷的能力。鄢小龙等^[131]研究了云南兰坪铅锌矿区 42 个玉米品种对铅和镉的富集能力,筛选出了西单 8 号、路单 2 号、路单 6 号、秋硕玉 6 号和宣黄单 5 号 5 个镉和铅低富集玉米品种。

5.2 水分管理

不同的水分管理措施会显著影响土壤地球化学生境,从而影响土壤中重金属的赋存形态以及生物可利用性。土壤氧化还原电位与土壤淹水密切相关,研究表明干湿交替或旱田土壤的氧化还原电位显著高于淹水土壤^[36,132]。通常,淹水条件下土壤 Eh 变化范围约-400~200 mV,而通气良好土壤 Eh 变化范围约为 300~800 mV^[133]。土壤中铁锰氧化物的还原溶解和氧化沉淀以及微生物活动等重要生物地球化学过程与氧化还原电位密切相关^[40]。因此,通过水分管理措施可以调节土壤中与重金属活化密切相关的生物地球化学过程,从而控制土壤中重金属的活性。Wang 等^[36]报道与淹水稻田相比,旱作稻田中稻米的总汞和甲基汞含量分别低 66% 和 60%。Somenahally 等^[134]通过田间实验发现,与连续淹水农田相比,间歇淹水处理土壤孔隙水和水稻籽粒中砷浓度分别降低了 86% 和 41%。Honma 等^[135]报道,水稻抽穗后三周内,通过实施淹水 3 天、排水 5 天的水分管理措施,可使水稻籽粒中砷和镉的含量分别降低 62% 和 56%。Hu 等^[136]通过大田实验发现,从不淹水到定期间歇性淹水再到始终持续淹水,水稻籽粒中镉含量从 0.21 mg/kg 降低至 0.02 mg/kg。杨小粉等^[137]研究了长期淹水灌溉、湿润灌溉和阶段性湿润灌溉 3 种灌溉模式对水稻富集镉和砷的影响,发现长期淹水灌溉模式水稻镉富集系数最低,而砷却呈现相反趋势。因此,制定复合污染土壤中的管理措施时,应充分考虑水分管理措施对不同重金属活性的影响。

5.3 间作和轮作

作物间作和轮作是利用不同作物之间的互补

作用,达到提高产量和控制病虫害等目的的种植模式^[138]。结合气候和土壤质地等自然环境条件,将重金属高富集植物与低富集植物共同种植于污染土壤、或将高富集植物种植于低富集植物之前,利用高富集植物对重金属的富集逐步去除土壤中重金属,也可实现污染农田的安全利用。Wang 等^[139]通过将高镉富集植物龙葵与镉低富集作物大葱间种,与大葱单独栽培相比,显著降低了大葱可食用部分镉的含量。石圣杰等^[140]在广西环江铅锌矿区开展间种实验发现,与玉米单种相比,玉米-大豆间种模式下玉米籽粒中 Pb 含量下降了 38%。陈铭孙等^[141]在铅锌复合污染农田中实施玉米与东南景天套种后,玉米籽粒中镉和铅含量分别降低至食用卫生限量标准中所允许最大值。汤文光等^[142]通过 6 年定位研究发现与冬闲-双季稻模式相比较,黑麦草-双季稻、紫云英-双季稻和油菜-双季稻模式均能够有效削减稻米中 Cd 和 Pb 的含量。谢运河等^[143]通过田间小区试验发现,早稻改种春玉米的“春玉米-晚稻”轮作模式,可实现农作物的安全生产。

5.4 土壤调理

土壤调理是指向污染土壤中添加钝化材料,通过与重金属发生吸附、沉淀、络合等作用,降低重金属的生物可利用性,从而实现污染农田安全生产。钝化材料类型包括无机、有机和微生物类。农田安全利用中应用较多的是无机和有机类钝化剂,生物炭和纳米材料等新型钝化材料也备受关注。常见的无机钝化剂主要有钙基材料、含硅材料、含磷材料和粘土矿物等;有机钝化剂主要有腐殖酸、有机肥和秸秆等。Du 等^[144]报道,钙基材料可通过钙对镉的拮抗作用、提升土壤 pH 和吸附沉淀机制来钝化土壤中的镉。Chen 等^[145]报道,向湖南祁阳污染土壤中投加磷酸盐改良剂可将土壤中的铅、锌和镉从可交换态、有机结合态、碳酸盐结合态转化为残渣态,从而降低其生物可利用性。黄安林等^[146]报道铁矿粉、钢渣和煤渣均能有效降低农田土壤中有毒态 As 的含量,土壤中砷的活性分别降低 17.70%~37.39%、34.58%~56.33% 和 41.21%~58.05%。侯艳伟等^[147]发现向湖南郴州和福建龙岩矿区污染土壤中施加生物炭,可显著抑制油菜对铅和镉的富集。Sun 等^[148]通过盆栽实验发现,添加膨润土可使土壤中活性态镉和铅分别降低 11.1%~42.5% 和 20.3%~49.3%,显著降低水稻对镉和铅的吸收。张

娜等^[149]研究发现,秸秆灰、秸秆生物炭、秸秆垫料有机肥和秸秆猪粪有机肥均能显著提高土壤 pH 值,显著降低土壤有效态镉和铅含量。

5.5 施肥优化与叶面调控

通过施肥能调控重金属的活性,而且肥料的种类和施用量显著影响重金属的活性。Yin 等^[150]在贵州万山通过田间实验发现,汞污染农田中施用钙镁磷肥和农家肥可使水稻籽粒中甲基汞含量分别降低 42.21% 和 75.25%,作者认为,汞与农家肥中的羧基和羟基络合或螯合后降低了汞的生物可利用性;钙镁磷肥可与汞形成溶解度低的沉淀,或促进汞在其表面吸附形成稳定的络合物,从而降低汞的生物可利用性^[150]。Tang 等^[151]报道白菜中镉含量与土壤中钾、锌含量呈显著负相关关系,增加钾肥或锌肥施用量可降低白菜对镉的富集。周坤等^[152]通过盆栽实验发现,施用锌肥可使番茄根、茎、叶和果实中镉含量分别降低 40.2%、41.7%、31.1% 和 36.7%。

叶面调控是指通过叶面喷施硅、硒、锌等有益元素,提高作物抗逆性,从而抑制重金属从作物根系向作物可食用部位转运。叶面喷施锌肥可使油菜^[153]和黄瓜^[154]可食用部分镉含量分别降低 23.8%~41.3% 和 12%~36%。张世杰等^[155]报道,叶面喷施硅肥可使水稻砷含量降低 29.08%。此外,研究人员发现与土壤施肥方式相比,叶面喷施成本更低,在达到相同修复效果时,叶面喷施用量仅为土壤施肥的八分之一^[153]。

5.6 深翻耕

深翻耕是指将污染物含量较高的耕地表层土壤与犁底层甚至是母质层的洁净土壤充分混合,稀释耕地表层土壤污染物含量。据报道,与常规耕作处理相比,深翻耕措施可使小麦^[156]和水稻^[157]籽粒中镉含量分别降低 51.6% 和 88.1%。孙发伟等^[158]在污灌区也发现,深翻耕措施最高可使小麦籽粒中

镉含量降低 35.9%。深翻耕修复效果与深翻深度有关。张耿苗等^[159]报道,深耕 30 cm 条件下,污染土壤上生长的蔬菜中 Cu、Zn、Pb、Cd、Hg 和 As 含量分别降低 10.74%、23.68%、21.37%、40.79%、26.14% 和 8.89%;深耕 40 cm 条件下,蔬菜中 Cu、Zn、Pb、Cd、Hg 和 As 含量分别降低 28.32%、37.48%、34.35%、52.63%、38.64% 和 22.22%。需要注意的是,深翻耕措施在降低表层土壤重金属含量的同时,也会造成土壤有机质等养分含量降低^[159]。因此,深翻耕后应采取施肥等配套措施,以保证作物产量。

综上所述,应用农作物种类/品种替换、水分管理、间作和轮作、土壤调理、优化施肥与叶面调控、深翻耕等安全利用措施可有效管控重金属污染农田的风险。

6 结论与展望

高地质背景和有色金属开采等人为活动导致的我国西南喀斯特区域土壤重金属污染形势十分严峻,对粮食生产和人体健康构成严重威胁。我国西南喀斯特区域污染土壤具有重金属来源多样、地质背景含量高和人群重金属暴露健康风险高等特点。喀斯特地区独特的地貌类型和特殊的地质背景环境下,土壤重金属的分布、迁移、赋存形态及其影响因素可能存在一定的特殊性。在未来可围绕以下方面展开研究:(1)示踪土壤重金属污染来源,阻断污染物的输入和迁移途径;(2)强化喀斯特区域土壤重金属的生物地球化学循环规律研究,探究调控土壤重金属形态转化和生物有效性的关键地球化学过程;(3)加强喀斯特区域人群的健康风险评估研究;(4)建立适宜于喀斯特区域重金属污染土壤修复技术,针对重金属污染农田应以安全利用为导向,综合考虑修复效果、时间、成本等,注重与其它修复技术相结合,提升修复效率。

参 考 文 献

- [1] Drobnik T, Greiner L, Keller A, et al. Soil quality indicators - From soil functions to ecosystem services[J]. *Ecological Indicators*, 2018, 94: 151-169.
- [2] 胡瑞忠,付山岭,肖加飞. 华南大规模低温成矿的主要科学问题[J]. *岩石学报*, 2016, 32(11): 3239-3251.
- [3] 王波,黄勇,李家堂,等. 西南喀斯特地貌区两栖动物丰富度分布格局与环境因子的关系[J]. *生物多样性*, 2018, 26(9): 941-950.
- [4] 阮玉龙,连宾,安艳玲,等. 喀斯特地区生态环境保护与可持续发展[J]. *地球与环境*, 2013, 41(4): 388-397.
- [5] Qu R, Han G. The grain for green project may enrich the mercury concentration in a small Karst Catchment, southwest China[J]. *Land*, 2020, 9(10): 354.
- [6] 方重华,付舜珍,何亚琳. 贵州省土壤环境背景值图的编绘研究[J]. *中国环境监测*, 1992, 8(5): 59-60.
- [7] 杨永忠. 贵州环境异常元素地球化学研究[J]. *贵州地质*, 1999, 16(1): 66-72.

- [8] 张富贵, 彭敏, 王惠艳, 等. 基于乡镇尺度的西南重金属高背景区土壤重金属生态风险评价[J]. 环境科学, 2020, 41(9): 4197-4209.
- [9] 刘宇翔, 姜经双, 但仕生, 等. 浅析册亨县土壤中元素含量与成土母岩的关系[J]. 西部探矿工程, 2022, 34(5): 135-140.
- [10] 王秋艳, 文雪峰, 魏晓, 等. 碳酸盐岩风化和成土过程的重金属迁移富集机理初探及环境风险评价[J]. 地球与环境, 2022, 50(1): 119-130.
- [11] 魏复盛, 陈静生, 吴燕玉, 等. 中国土壤环境背景值研究[J]. 环境科学, 1991, 12(4): 12-19, 94.
- [12] 孙子媛, 文雪峰, 吴攀, 等. 喀斯特地区典型风化剖面重金属超标程度及元素迁移特征研究[J]. 地球与环境, 2019, 47(1): 50-56.
- [13] 陈拙, 吴攀, 孟伟, 等. 喀斯特地区清虚洞组地层风化对土壤重金属累积的影响[J]. 生态学杂志, 2019, 38(12): 3747-3753.
- [14] 罗慧, 刘秀明, 王世杰, 等. 中国南方喀斯特集中分布区土壤Cd污染特征及来源[J]. 生态学杂志, 2018, 37(5): 1538-1544.
- [15] 黄智龙, 胡瑞忠, 苏文超, 等. 西南大面积低温成矿域: 研究意义、历史及新进展[J]. 矿物学报, 2011, 31(3): 309-314.
- [16] 胡志刚, 臧文超, 王玉, 等. 西南地区神渣堆场周边地下水污染与防控对策[J]. 环境与可持续发展, 2018, 43(2): 98-100.
- [17] Qiu G L, Feng X B, Wang S F, et al. Environmental contamination of mercury from Hg-mining areas in Wuchuan, northeastern Guizhou, China [J]. Environmental Pollution, 2006, 142(3): 549-558.
- [18] 张建, 魏怀瑞, 杨瑞东, 等. 贵州都匀牛角塘铅锌矿区选矿尾矿中重金属元素分布特征研究[J]. 有色金属工程, 2018, 8(1): 122-127.
- [19] 李嘉艳. 云南海南华砷污染调查及污染治理研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2014.
- [20] Yin R S, Gu C H, Feng X B, et al. Transportation and transformation of mercury in a calcine profile in the Wanshan Mercury Mine, SW China [J]. Environmental Pollution, 2016, 219: 976-981.
- [21] 夏吉成, 胡平, 王建旭, 等. 贵州省铜仁汞矿区汞污染特征研究[J]. 生态毒理学报, 2016, 11(1): 231-238.
- [22] 冯新斌, 陈玖斌, 付学吾, 等. 汞的环境地球化学研究进展[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2013, 32(5): 503-530.
- [23] 阮玉龙, 李向东, 黎廷宇, 等. 喀斯特地区农田土壤重金属污染及其对人体健康的危害[J]. 地球与环境, 2015, 43(1): 92-97.
- [24] 齐菲, 付同刚, 高会, 等. 污水灌溉农田土壤镉污染研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(1): 10-20.
- [25] Wen Y B, Li W, Yang Z F, et al. Enrichment and source identification of Cd and other heavy metals in soils with high geochemical background in the Karst region, Southwestern China[J]. Chemosphere, 2020, 245: 125620.
- [26] 张健琳. 基于Meta分析的西南矿区土壤重金属污染特征及风险评价[D]. 武汉: 湖北大学, 2021.
- [27] 杨琼, 杨忠芳, 张起钻, 等. 中国广西岩溶地质高背景区土壤-水稻系统Cd等重金属生态风险评价[J]. 中国科学: 地球科学, 2021, 51(8): 1317-1331.
- [28] 刘意章, 肖唐付, 熊燕, 等. 西南高镉地质背景区农田土壤与农作物的重金属富集特征[J]. 环境科学, 2019, 40(6): 2877-2884.
- [29] 余昌训, 彭渤, 唐晓燕, 等. 湘中下寒武统黑色页岩土壤的地球化学特征[J]. 土壤学报, 2009, 46(4): 557-570.
- [30] 任海利, 高军波, 龙杰, 等. 贵州开阳地区富硒地层及风化土壤地球化学特征[J]. 地球与环境, 2012, 40(2): 161-170.
- [31] 周东晓, 彭渤, 王勤, 等. 扬子地台西缘下寒武统黑色页岩土壤元素地球化学特征[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2020, 39(1): 59-71.
- [32] Qiu G L, Feng X B, Wang S F, et al. Mercury and methylmercury in riparian soil, sediments, mine-waste calcines, and moss from abandoned Hg mines in east Guizhou Province, southwestern China[J]. Applied Geochemistry, 2005, 20(3): 627-638.
- [33] 孟其义, 钱晓莉, 陈森, 等. 稻田生态系统汞的生物地球化学研究进展[J]. 生态学杂志, 2018, 37(5): 1556-1573.
- [34] Liu Y R, Johs A, Bi L, et al. Unraveling microbial communities associated with methylmercury production in paddy soils[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(22): 13110-13118.
- [35] Zhao L, Qiu G L, Anderson C W N, et al. Mercury methylation in rice paddies and its possible controlling factors in the Hg mining area, Guizhou Province, Southwest China[J]. Environmental Pollution, 2016, 215: 1-9.
- [36] Wang X, Ye Z H, Li B, et al. Growing rice aerobically markedly decreases mercury accumulation by reducing both Hg bioavailability and the production of MeHg[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(3): 1878-1885.
- [37] Zhao L, Meng B, Feng X B. Mercury methylation in rice paddy and accumulation in rice plant: A review[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 195: 110462.
- [38] Beckers F, Rinklebe J. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2017, 47(9): 693-794.
- [39] Liu J L, Wang J X, Ning Y Q, et al. Methylmercury production in a paddy soil and its uptake by rice plants as affected by different geochemical mercury pools[J]. Environment International, 2019, 129: 461-469.
- [40] Ullrich S M, Tanton T W, Abdrashitova S A. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2001, 31(3): 241-293.
- [41] Wang J X, Shaheen S M, Jing M, et al. Mobilization, methylation, and demethylation of mercury in a paddy soil under systematic redox changes [J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(14): 10133-10141.
- [42] Qiu G L, Feng X B, Wang S F, et al. Mercury contaminations from historic mining to water, soil and vegetation in Lanmunchang, Guizhou,

- southwestern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 368(1): 56-68.
- [43] Li P, Feng X B, Qiu G L, et al. Mercury exposure in the population from Wuchuan mercury mining area, Guizhou, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 395(2/3): 72-79.
- [44] Li P, Feng X B, Qiu G L, et al. Mercury pollution in Wuchuan mercury mining area, Guizhou, Southwestern China: The impacts from large scale and artisanal mercury mining[J]. *Environment International*, 2012, 42: 59-66.
- [45] Meng M, Li B, Shao J J, et al. Accumulation of total mercury and methylmercury in rice plants collected from different mining areas in China [J]. *Environmental Pollution*, 2014, 184: 179-186.
- [46] 李永华, 孙宏飞, 杨林生, 等. 湖南凤凰茶田汞矿区土壤-水稻系统中汞的传输及其健康风险[J]. *地理研究*, 2012, 31(1): 63-70.
- [47] Zhang X Y, Tang L S, Zhang G, et al. Heavy metal contamination in a typical mining town of a minority and mountain area, South China[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2009, 82(1): 31-38.
- [48] 吴锡, 许丽英, 张雪霞, 等. 缺氧条件下土壤砷的形态转化与环境行为研究[J]. *环境科学*, 2012, 33(1): 273-279.
- [49] 潘鲁生. 土壤中砷的迁移转化以及对农作物的影响[J]. *安徽农业科学*, 2014, 42(24): 8150-8151.
- [50] Jia Y, Huang H, Zhong M, et al. Microbial arsenic methylation in soil and rice rhizosphere[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(7): 3141-3148.
- [51] 黄思映, 杨旭, 钱久李, 等. 微生物影响稻田土壤中砷转化研究进展[J]. *土壤*, 2021, 53(5): 890-898.
- [52] Wang P P, Sun G X, Jia Y, et al. A review on completing arsenic biogeochemical cycle: Microbial volatilization of arsines in environment[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(2): 371-381.
- [53] Verma S, Verma P K, Meher A K, et al. A novel fungal arsenic methyltransferase, *WaarsM* reduces grain arsenic accumulation in transgenic rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 344: 626-634.
- [54] 万祥. 湖南某矿区土壤砷污染特征及化学固定修复实验研究[D]. 北京: 北京化工大学, 2017.
- [55] 欧灵芝, 胡鸣明, 安德章, 等. 高砷煤矿周围旱作土壤重金属污染特征及农作物健康风险评估[J]. *农业资源与环境学报*, 2023, 40(1): 25-35.
- [56] 黄宇妃, 宋波, 袁立竹, 等. 南丹金竹坳尾矿库及周边重金属污染调查与耐性植物筛选[J]. *桂林理工大学学报*, 2014, 34(3): 560-567.
- [57] 吴洋, 杨军, 周小勇, 等. 广西都安县耕地土壤重金属污染风险评估[J]. *环境科学*, 2015, 36(8): 2964-2971.
- [58] 姚冬菊, 刘恩光, 宁增平, 等. 贵州某锡冶炼厂周边农田土壤镉、砷污染与人体健康风险评估[J]. *地球与环境*, 2021, 49(6): 673-683.
- [59] He Y P, Han Z W, Wu F Z, et al. Spatial distribution and environmental risk of arsenic and antimony in soil around an antimony smelter of Qinglong County[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2021, 107(6): 1043-1052.
- [60] Zhang B L, Liu L L, Huang Z B, et al. Application of stochastic model to assessment of heavy metal(loid)s source apportionment and bio-availability in rice fields of Karst area[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 793: 148614.
- [61] 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.
- [62] 顾秉谦. 贵州遵义松林 Ni-Mo 多金属矿区土壤砷、铊生态风险评估[D]. 贵阳: 贵州师范大学, 2017.
- [63] 林景奋. 污染土壤剖面中铊的迁移转化研究[D]. 广州: 广州大学, 2020.
- [64] Yang C X, Chen Y H, Peng P A, et al. Distribution of natural and anthropogenic thallium in the soils in an industrial pyrite slag disposing area [J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 341(1/2/3): 159-172.
- [65] Jia Y L, Xiao T F, Zhou G H, et al. Advance on the chemical speciation of thallium in water, soil and sediment[J]. *Environmental Chemistry*, 2013, 32(6): 917-925.
- [66] 杨春霞. 含铊黄铁矿利用过程中毒害重金属铊的迁移释放行为研究[D]. 广州: 广州地球化学研究所, 2004.
- [67] 王春霖, 陈永亨, 张永波, 等. 铊的环境地球化学研究进展[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(11): 2749-2757.
- [68] 孙嘉龙, 肖唐付, 邹晓, 等. 黔西南滥木厂铊矿化区铊污染的微生物效应[J]. *地球与环境*, 2009, 37(1): 62-66.
- [69] 侯琳琳. 贵州省兴仁县滥木厂地区铊汞砷环境污染和铊的土壤存在形态的研究[D]. 成都: 成都理工大学, 2002.
- [70] 张云凤. 典型铊矿区废矿污染现状调查研究[J]. *资源节约与环保*, 2014, (12): 165-171.
- [71] 张忠, 张宝贵, 龙江平, 等. 中国铊矿床开发过程中铊环境污染研究[J]. *中国科学: D 辑: 地球科学*, 1997, 27(4): 331-336.
- [72] Jiang F, Ren B Z, Hursthouse A, et al. Distribution, source identification, and ecological-health risks of potentially toxic elements (PTEs) in soil of thallium mine area (southwestern Guizhou, China)[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(16): 16556-16567.
- [73] 刘福田, 王学求, 迟清华. 中国西南“三江”流域区土壤铊空间分布及健康风险评估[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(4): 1765-1777.
- [74] Xiao T F, Guha J, Boyle D, et al. Environmental concerns related to high thallium levels in soils and thallium uptake by plants in southwest Guizhou, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2004, 318(1/2/3): 223-244.
- [75] Zhai L M, Liao X Y, Chen T B, et al. Regional assessment of cadmium pollution in agricultural lands and the potential health risk related to intensive mining activities: A case study in Chenzhou City, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(6): 696-703.
- [76] 罗梅, 柏宏成, 陈亭悦, 等. 腐殖酸对土壤铅镉吸附、赋存形态及生物可给性的影响[J]. *中国环境科学*, 2020, 40(3): 1191-1202.

- [77] 谷团, 李朝阳, 李社红, 等. 贵州牛角塘矿区镉对环境的潜在影响[J]. 地球与环境, 2006, 34(1): 7-12.
- [78] Riaz U, Aslam A, Zaman Q U, et al. Cadmium contamination, bioavailability, uptake mechanism and remediation strategies in soil-plant-environment system: A critical review[J]. Current Analytical Chemistry, 2020, 17(1): 49-60.
- [79] Chen J L, Zheng C, Ruan J Z, et al. Cadmium bioavailability and accumulation in rice grain are controlled by pH and Ca in paddy soils with high geological background of transportation and deposition[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2021, 106(1): 92-98.
- [80] Mei X Q, Li Q S, Wang H L, et al. Effects of cultivars, water regimes, and growth stages on cadmium accumulation in rice with different radial oxygen loss[J]. Plant and Soil, 2020, 453(1): 529-543.
- [81] 杨阳. 稻田土壤生物地球化学驱动的镉形态转化机制与模型[D]. 广州: 中国科学院大学(中国科学院广州地球化学研究所), 2021.
- [82] Kögel-Knabner I, Amelung W, Cao Z H, et al. Biogeochemistry of paddy soils[J]. Geoderma, 2010, 157(1/2): 1-14.
- [83] Wang R H, Zhu X F, Qian W, et al. Adsorption of Cd(II) by two variable-charge soils in the presence of pectin[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(13): 12976-12982.
- [84] 李海英. 黔西北土法炼锌废渣场复垦试验研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2007.
- [85] 原志敏. 贵州毕节市农田土壤重金属污染钝化修复研究[D]. 北京: 北京科技大学, 2018.
- [86] 陈飞. 矿业废弃地复垦土壤-作物中镉迁移和演变特征[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2020.
- [87] 陈宏坪. 南方典型镉污染地区人群镉暴露风险及稻米镉阻控技术研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2020.
- [88] 覃朝科, 农泽喜, 黄伟, 等. 广西某废弃铅锌矿重金属污染调查及治理对策[J]. 有色金属工程, 2016, 6(3): 87-92.
- [89] 朱恒亮, 刘鸿雁, 龙家寰, 等. 贵州省典型污染区土壤重金属的污染特征分析[J]. 地球与环境, 2014, 42(4): 505-512.
- [90] 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): 318-324.
- [91] 陆泗进, 王业耀, 何立环. 会泽某铅锌矿周边农田土壤重金属风险评价研究[J]. 中国环境监测, 2015, 31(6): 77-82.
- [92] 仇广乐. 贵州省典型汞矿区汞的环境地球化学研究[D]. 贵阳: 中国科学院研究生院(中国科学院地球化学研究所), 2005.
- [93] 于萍萍, 刘鸿雁, 郭丹丹, 等. 贵州典型汞矿区作物对汞的累积特征及品质差异[J]. 贵州农业科学, 2012, 40(3): 194-198.
- [94] Qiu G L, Feng X B, Li P, et al. Methylmercury accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) grown at abandoned mercury mines in Guizhou, China [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2008, 56(7): 2465-2468.
- [95] Zhang H, Feng X B, Larssen T, et al. In inland China, rice, rather than fish, is the major pathway for methylmercury exposure[J]. Environmental Health Perspectives, 2010, 118(9): 1183-1188.
- [96] 余元元, 黄宇妃, 宋波, 等. 南丹县矿区周边土壤与农产品重金属含量调查及健康风险评估[J]. 环境化学, 2015, 34(11): 2133-2135.
- [97] 李莲芳, 曾希柏, 白玲玉, 等. 石门雄黄矿周边地区土壤砷分布及农产品健康风险评估[J]. 应用生态学报, 2010, 21(11): 2946-2951.
- [98] 许露曦, 钟格梅, 黄林, 等. 重金属污染重点地区土壤及食物砷含量调查[J]. 环境与健康杂志, 2017, 34(12): 1084-1086.
- [99] 仇广乐, 冯新斌, 王少锋, 等. 贵州汞矿区不同位置土壤中总汞和甲基汞污染特征的研究[J]. 环境科学, 2006, 27(3): 3550-3555.
- [100] 谢华, 廖晓勇, 陈同斌, 等. 污染农田中植物的砷含量及其健康风险评估——以湖南郴州邓家塘为例[J]. 地理研究, 2005, 24(1): 151-159.
- [101] 吴迪, 李存雄, 邓琴, 等. 典型铅锌矿区土壤-农作物体系重金属含量及污染特征分析[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(2): 849-851.
- [102] 杨刚, 沈飞, 钟贵江, 等. 西南山地铅锌矿区耕地土壤和谷类产品重金属含量及健康风险评估[J]. 环境科学学报, 2011, 31(9): 2014-2021.
- [103] 吴迪, 邓琴, 秦樊鑫, 等. 铅锌矿区农作物果实中重金属的含量及其食用安全性评价[J]. 西南农业学报, 2012, 25(3): 954-957.
- [104] 李武江, 朱四喜, 王众, 等. 西南山地煤矿区耕地土壤-农作物重金属富集及健康风险评估[J]. 中国无机分析化学, 2021, 11(5): 22-30.
- [105] Pavlíčková J, Zbírál J, Smatanová M, et al. Uptake of thallium from artificially and naturally contaminated soils into rape (*Brassica napus* L.) [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2005, 53(8): 2867-2871.
- [106] Al-Najar H, Kaschl A, Schulz R, et al. Effect of thallium fractions in the soil and pollution origins on Tl uptake by hyperaccumulator plants: A key factor for the assessment of phytoextraction[J]. International Journal of Phytoremediation, 2005, 7(1): 55-67.
- [107] Jia Y L, Xiao T F, Zhou G Z, et al. Thallium at the interface of soil and green cabbage (*Brassica oleracea* L. var. *capitata* L.): Soil-plant transfer and influencing factors[J]. Science of the Total Environment, 2013, 450/451: 140-147.
- [108] 江锋. 铊矿区土壤-作物潜在有毒元素污染及风险评估[D]. 湘潭: 湖南科技大学, 2019.
- [109] Xiao T F, Yang F, Li S H, et al. Thallium pollution in China: A geo-environmental perspective[J]. Science of the Total Environment, 2012, 421/422: 51-58.
- [110] 金立新, 侯青叶, 包雨函, 等. 德阳镉污染农田区生态安全性及居民健康风险评估[J]. 现代地质, 2008, 22(6): 984-989.
- [111] 王兴富. 遵义松林 Ni-Mo 多金属矿区耕地土壤 Cd 的生态风险评估[D]. 贵阳: 贵州师范大学, 2017.
- [112] 刘娟, 李洋, 张敏, 等. 滇东农田土壤铅污染健康风险评估及基准研究[J]. 农业工程学报, 2021, 37(1): 241-250.

- [113] Feng X B, Li P, Qiu G L, et al. Human exposure to methylmercury through rice intake in mercury mining areas, Guizhou Province, China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(1): 326-332.
- [114] 袁晓博. 大米汞含量及居民汞暴露风险研究[D]. 重庆: 西南大学, 2011.
- [115] 陆素芬, 杨子杰, 钟雪梅, 等. 南丹县矿区居民膳食暴露及健康风险评估[J]. *环境科学与技术*, 2017, 40(11): 175-182.
- [116] Ma L, Wang L, Jia Y Y, et al. Arsenic speciation in locally grown rice grains from Hunan Province, China: Spatial distribution and potential health risk[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 557/558: 438-444.
- [117] Zhou D X, Liu D N. Chronic thallium poisoning in a rural area of Guizhou province, China[J]. *Journal of Environmental Health*, 1985, 48(1): 14-18.
- [118] Xiao T F, Guha J, Liu C Q, et al. Potential health risk in areas of high natural concentrations of thallium and importance of urine screening[J]. *Applied Geochemistry*, 2007, 22(5): 919-929.
- [119] Song W E, Chen S B, Liu J F, et al. Variation of Cd concentration in various rice cultivars and derivation of cadmium toxicity thresholds for paddy soil by species-sensitivity distribution[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2015, 14(9): 1845-1854.
- [120] 张妍, 张磊, 程红光, 等. 南方某矿区土壤镉污染及作物健康风险研究[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(12): 2752-2761.
- [121] 蒋玉艳, 马宁, 蒙浩洋, 等. 广西居民重金属膳食摄入量及其健康风险评估[J]. *中国食品卫生杂志*, 2021, 33(2): 191-195.
- [122] 胡青青, 聂超甲, 沈强, 等. 矿业废弃复垦地主导作物重金属健康风险评估[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(3): 534-543.
- [123] 成都市生态环境局. 土壤环保小百科. [EB/OL]. http://sthj.chengdu.gov.cn/cdhhj/c110779/2020-01/03/content_5e25fe74d49e40678ac6d2b7c12fa6f3.shtml, 2020-01-03.
- [124] 洪保镇, 张书豪, 练建国, 等. 含汞及 POPs 土壤热脱附整治技术开发[C]. 全国环境化学学术大会, 中国化学会, 中国环境科学学会, 2013.
- [125] 杨辰. 我国农田土壤重金属污染修复及安全利用综述[J]. *现代农业科技*, 2017(3): 164-167.
- [126] Ueno D, Kono I, Yokosho K, et al. A major quantitative trait locus controlling cadmium translocation in rice (*Oryza sativa*) [J]. *The New Phytologist*, 2009, 182(3): 644-653.
- [127] Wan X M, Lei M, Chen T B, et al. Safe utilization of heavy-metal-contaminated farmland by mulberry tree cultivation and silk production[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599/600: 1867-1873.
- [128] 林煜玲. 重金属污染农田种植结构调整作物品种的筛选[D]. 广州: 华南农业大学, 2019.
- [129] Wang K R. Tolerance of cultivated plants to cadmium and their utilization in polluted farmland soils[J]. *Acta Biotechnologica*, 2002, 22(1/2): 189-198.
- [130] 杨刚, 吴传星, 李艳, 等. 不同品种玉米 Hg, As 积累特性及籽粒低积累品种筛选[J]. *安全与环境学报*, 2014, 14(6): 228-232.
- [131] 鄢小龙, 马宏朕, 李元, 等. 铅锌矿区周边农田 Cd、Pb 低累积玉米品种筛选[J]. *云南农业大学学报:自然科学版*, 2019, 34(6): 1076-1083.
- [132] Rothenberg S E, Anders M, Ajami N J, et al. Water management impacts rice methylmercury and the soil microbiome[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 572: 608-617.
- [133] Ponnamperna F N. The chemistry of submerged soils[J]. *Advances in Agronomy*, 1972, 24: 29-96.
- [134] Somenahally A C, Hollister E B, Yan W G, et al. Water management impacts on arsenic speciation and iron-reducing bacteria in contrasting rice-rhizosphere compartments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(19): 8328-8335.
- [135] Honma T, Ohba H, Kaneko-Kadokura A, et al. Optimal soil eh, pH, and water management for simultaneously minimizing arsenic and cadmium concentrations in rice grains[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(8): 4178-4185.
- [136] Hu P J, Ouyang Y N, Wu L H, et al. Effects of water management on arsenic and cadmium speciation and accumulation in an upland rice cultivar[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 27: 225-231.
- [137] 杨小粉, 吴勇俊, 张玉盛, 等. 水分管理对水稻镉吸收的影响[J]. *中国稻米*, 2019, 25(4): 34-37.
- [138] 杨树深, 孙衍芹, 郑鑫, 等. 重金属污染农田安全利用: 进展与展望[J]. *中国生态农业学报*, 2018, 26(10): 1555-1572.
- [139] Wang S Q, Wei S H, Ji D D, et al. Co-planting Cd contaminated field using hyperaccumulator *solanum nigrum* L. through interplant with low accumulation *Welsh onion* [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2015, 17(9): 879-884.
- [140] 石圣杰, 莫良玉, 韦昌东, 等. 不同间种模式对作物富集重金属的效率及风险评估[J]. *中国土壤与肥料*, 2021(5): 223-231.
- [141] 陈铭孙, 李择桂, 林贤柯, 等. 低镉铅甜玉米品种筛选及在间套种修复污染土壤中的应用[J]. *江苏农业科学*, 2018, 46(17): 285-289.
- [142] 汤文光, 唐海明, 罗尊长, 等. 不同种植模式对稻田土壤重金属含量及晚稻稻米品质的影响[J]. *作物学报*, 2011, 37(8): 1457-1464.
- [143] 谢运河, 纪雄辉, 彭华, 等. 镉污染稻田改制玉米的农产品质量安全研究[J]. *农业现代化研究*, 2014, 35(5): 658-662.
- [144] Du Y Y, Wang X, Ji X H, et al. Effectiveness and potential risk of CaO application in Cd-contaminated paddy soil[J]. *Chemosphere*, 2018, 204: 130-139.
- [145] Chen S B, Xu M G, Ma Y B, et al. Evaluation of different phosphate amendments on availability of metals in contaminated soil[J]. *Ecotoxicol-*

- ogy and Environmental Safety, 2007, 67(2): 278–285.
- [146] 黄安林. 不同钝化材料及其复配对农田土壤中砷的钝化效果研究[D]. 海口: 海南大学, 2020.
- [147] 侯艳伟, 池海峰, 毕丽君. 生物炭施用对矿区污染农田土壤上油菜生长和重金属富集的影响[J]. 生态环境学报, 2014, 23(6): 1057–1063.
- [148] Sun Y B, Li Y, Xu Y M, et al. In situ stabilization remediation of cadmium (Cd) and lead (Pb) co-contaminated paddy soil using bentonite [J]. Applied Clay Science, 2015, 105/106: 200–206.
- [149] 张娜, 张奇, 朱阳春, 等. 秸秆类材料对土壤 Cd、Pb 的固定效果[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(6): 216–220.
- [150] Yin D L, He T R, Zeng L X, et al. Exploration of amendments and agronomic measures on the remediation of methylmercury-polluted rice in a mercury mining area[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2016, 227(9): 333.
- [151] Tang L, Luo W J, Tian S K, et al. Genotypic differences in cadmium and nitrate co-accumulation among the Chinese cabbage genotypes under field conditions[J]. Scientia Horticulturae, 2016, 201: 92–100.
- [152] 周坤, 刘俊, 徐卫红, 等. 外源锌对不同番茄品种抗氧化酶活性、镉积累及化学形态的影响[J]. 环境科学学报, 2014, 34(6): 1592–1599.
- [153] 董如茵, 徐应明, 王林, 等. 土施和喷施锌肥对镉低积累油菜吸收镉的影响[J]. 环境科学学报, 2015, 35(8): 2589–2596.
- [154] Yang J X, Wang L Q, Wei D P, et al. Foliar spraying and seed soaking of zinc fertilizers decreased cadmium accumulation in cucumbers grown in Cd-contaminated soils[J]. Soil and Sediment Contamination: an International Journal, 2011, 20(4): 400–410.
- [155] 张世杰. 叶面施硅对水稻吸收和累积砷的影响研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2018.
- [156] 王科, 李浩, 张成, 等. 不同耕作措施对土壤和小麦籽粒重金属含量的影响[J]. 四川农业科技, 2017(6): 41–43.
- [157] 刘恒博, 雍毅, 刘政, 等. 几种安全利用措施对成都平原镉污染农田风险管控效果比较[J]. 环境工程, 2021, 39(6): 167–172.
- [158] 孙发伟, 王佳佳, 陈卫平, 等. 污灌区镉污染麦田安全利用技术的工程应用[J]. 环境工程, 2022, 40(10): 134–140.
- [159] 张耿苗, 张丽君, 章明奎, 等. 适度深耕配施有机肥减少蔬菜对土壤重金属的吸收[J]. 江西农业学报, 2020, 32(1): 102–106.

Characteristics, Risks and Remediation of Heavy Metal Polluted Soils in Typical Karst Regions: A Review

WU Caixin^{1,2}, ZHAO Bin³, LU Yiming⁴, WANG Jianxu¹

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. GuiZhou Geological Environment Monitoring Institute, Guiyang 550004, China; 4. School of Petroleum Engineering, Yangtze University, Wuhan 430100, China)

Abstract: The high geological background combined with non-ferrous metal mining has led to severe heavy metal pollution in the soils of the karst region in southwest China, thus posing environmental and ecological risks to the region. This study mainly highlights the progress of research on the characteristics of soil heavy metal pollution and human health risks in the karst region in Southwest China, as well as summarizing the research work on the safe use of heavy metal contaminated soils carried out by Chinese and foreign scholars. Accordingly, soil heavy metal pollution in the karst region in Southwest China has raised considerable health risks of heavy metal exposure to the local residents. Implementing safe use of farmland is becoming an important measure to effectively reduce heavy metal contents in the edible part of crops, consequently minimizing human health risks caused by heavy metal exposure. Based on the unique geological background of the karst region, more future research is needed to strengthen (1) the understanding of the mechanism of heavy metal transformation in soils, (2) the health risk assessments of human heavy metal exposure and (3) the safe utilization measures of heavy metal contaminated farmlands in karst regions. The knowledge will support and ensure the ecological health of the karst regions in Southwest China.

Key words: karst; soil; heavy metal pollution; safe utilization