第 58 卷 第 1 期 2025 年 (总 239 期)

北地 西 质

NORTHWESTERN GEOLOGY

Vol. 58 No. 1 2025(Sum239)



引文格式:邵璐,刘洪,欧阳渊,等.三峡库区典型岩石土壤中重(类)金属迁移富集特征研究及风险评价[J].西北地质,2025,58(1):204-218. DOI: 10.12401/j.nwg.2023175

Citation: SHAO Lu, LIU Hong, OUYANG Yuan, et al. Study on Migration and Enrichment Characteristics and Risk Assessment of Heavy Metals (Metalloids) in Rock-Parent Material- Soil: Taking Typical Rock-Soil Profiles in Three Gorges Reservoir Area as Examples[J]. Northwestern Geology, 2025, 58(1): 204–218. DOI: 10.12401/j.nwg.2023175

三峡库区典型岩石土壤中重(类)金属迁移富集特征 研究及风险评价

邵璐^{1,2,3},刘洪^{3,4},欧阳渊^{3,*},张景华³,高文龙^{3,5},刘小念⁶,宋雯洁⁷,吴君毅^{2,3},苏悦³

(1. 山西省地质勘查局二一四地质队有限公司,山西运城 044000; 2. 中国地质大学(北京),北京 100083; 3. 中国地质调查 局成都地质调查中心(西南地质科技创新中心),四川成都 610081; 4. 成都理工大学 地球科学学院,四川成都 610059;
5. 中国地质大学(武汉)地理与信息工程学院,湖北武汉 430079; 6. 湖北省地质局地球物理勘探大队,湖北武汉 430056; 7. 防灾科技学院地质工程学院,河北廊坊 065201)

摘 要:笔者选取长江重点生区三峡库区(重庆段)4条典型岩石-土壤剖面,分析风化成土过程 中重(类)金属元素(Cu、Pb、Zn、Cr、Ni、Cd、As、Hg)的迁移富集特征,探索该地段的典型健康风险。 结果表明:①研究区侏罗纪碎屑岩风化剖面土壤呈弱碱性,二叠纪碳酸盐岩风化剖面土壤呈酸 性、弱酸性,二叠纪碳酸盐岩母质土壤中各种元素含量基本高于侏罗纪碎屑岩母质土壤,8种重 (类)金属元素含量均值都没有超过管制值。②同类土壤剖面中多种元素具有相似的迁移富集 特征,各种元素的迁移富集规律受到成土母岩自身特性、淋溶淀积作用、黏土矿物吸附作用、大 气降尘、元素地球化学性质和pH等多重因素的影响。③内梅罗综合污染指数显示研究区 TP0301、 TP0302 剖面整体状况良好,无污染。TP0501和 TP0502 剖面由于元素 Cd和As 轻度超标造成轻度 污染。④健康风险评价表明,儿童比成人更容易受到重(类)金属元素威胁,通过手-口摄入是土 壤污染元素对人体引起非致癌健康风险的主要途径,研究区致癌风险较低,但 Cr 的重金属致癌 健康风险指数 CR 接近 1×10⁶,应当引起关注。综合分析评价认为,研究区土壤整体状况良好, 促二叠纪碳酸盐岩风化土壤剖面存在轻微的污染现象,考虑到研究区内居民的生命健康安全, 建议加强二叠纪碳酸盐岩风化剖面中的类金属As和重金属 Cr 的监测关注。 关键词:生态地质;侏罗纪碎屑岩风化剖面;二叠纪碳酸盐岩风化剖面;元素迁移富集特征;重庆

中图分类号: [P66] 文献标志码: A 文章编号: 1009-6248(2025)01-0204-15

Study on Migration and Enrichment Characteristics and Risk Assessment of Heavy Metals (Metalloids) in Rock-Parent Material- Soil: Taking Typical Rock-Soil Profiles in Three Gorges Reservoir Area as Examples

收稿日期: 2023-02-10; 修回日期: 2023-08-26; 责任编辑: 贾晓丹

基金项目:国家自然科学基金(92055314,42272106,42202105),中国地质调查项目"(DD20221776,DD20230093,DD20220971, DD20230247,ZD20220301),宁夏生态地质调查示范项目(NXCZ20220201),广东省地质勘查与城市地质专项 ([2022]-21)、国家重点研发计划(2021YFC2901903),国际地球科学计划(IGCP 741)和西南地质科技创新中心刘宝珺 院士基金联合资助。

作者简介: 邵璐(1999-), 女, 硕士研究生, 主要从事生态地质、地球探测技术研究。E-mail: lshaolu@163.com。

^{*}通讯作者: 欧阳渊(1982-), 男, 正高级工程师, 博士, 硕士生导师, 主要从事遥感地质、生态地质研究。E-mail: oyangyuan@mail. cgs.gov.cn。

SHAO Lu^{1,2,3}, LIU Hong^{3,4}, OUYANG Yuan^{3,*}, ZHANG Jinghua³, GAO Wenlong^{3,5}, LIU Xiaonian⁶, SONG Wenjie⁷, WU Junyi^{2,3}, SU Yue³

 (1. Shanxi Provincial Geological Exploration Bureau 214 Geological department Co. LTD, Yuncheng 044000, Shanxi, China; 2. Graduate School, China University of Geosciences (Beijing), Beijing 100083, China; 3. Chengdu Center of China Geological Survey (Southwest China Innovation Center for Geosciences), Chengdu 610081, Sichuan, China; 4. College of Earth Sciences, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, Sichuan, China; 5. School of Geography and Information Engineering, China University of Geosciences, Wuhan 430079, Hubei, China; 6. Geophysical Exploration Brigade, Hubei Geological Bureau, Wuhan 430056, Hubei, China; 7. School of Geological Engineering, Institute of Disaster Prevention, Langfang 065201, Hebei, China)

Abstract: Four typical rock-soil profiles in the key ecological area of the Yangtze River (Chongqing section) were selected to explore the migration and enrichment characteristics of heavy metal elements (Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Cd, As, Hg) in the process of weathering and soil formation, and to explore the typical health risks in this area. The results show that the soil in the Jurassic clastic rock weathering profile in the study area is weakly alkaline, and the soil in the Permian carbonate rock weathering profile is acidic and weakly acidic. The content of various elements in the Permian carbonate rock parent material soil is basically higher than that in the Jurassic clastic rock parent material soil, and the average content of eight heavy metal elements does not exceed the control value; Various elements in the same soil profile have similar migration and enrichment characteristics. The migration and enrichment of various elements are affected by multiple factors such as the characteristics of the parent rock, leaching and deposition, clay mineral adsorption, atmospheric dustfall, elemental geochemical properties and pH; The Nemero comprehensive pollution index shows that the TP0301 and TP0302 profiles in the study area are in good condition and pollution-free. The TP0501 and TP0502 profiles were slightly polluted due to the light exceeding of Cd and As; Health risk assessment showed that children were more susceptible to heavy metal elements than adults. Hand-mouth ingestion was the main way of soil pollution elements causing non-carcinogenic health risks. The carcinogenic risk in the study area was low, but the carcinogenic health risk index CR of Cr was close to 1×10^{-6} , which should be concerned. According to the comprehensive analysis and evaluation, the soil in the study area is in good condition as a whole, but there is slight pollution in the weathering soil profile of Permian carbonate rocks. Considering the life and health safety of residents in the study area, it is suggested to strengthen the monitoring of metalloid As and heavy metal Cr in the weathering profile of Permian carbonate rocks. However, the carcinogenic health risk index of Cr is close to 1×10^{-6} , which should be concerned. Keywords: eco-geological; Jurassic clastic rock weathering profile; weathering profile of Permian carbonate rocks; element migration enrichment characteristics; Chongqing

随着社会经济的快速发展,各种污染物在土壤中 积累,破坏了良好的土壤生态环境(徐志豪等,2019)。 土壤中的重(类)金属元素有着难降解、毒性高、持续 时间久、治理困难等特点(周皎等,2020),不仅会影响 农作物的生长,还可以通过食物链等途径进入人体, 危害人类生命健康安全(张连科等,2016),目前土壤 重(类)金属污染问题已经引起全球关注。

土壤中重(类)金属的积累除了受到人类活动的 干扰,主要来源为成土母质(严明书等,2014)。有研 究表明,重(类)金属元素在土壤地质背景值中含量存 在差异主要是因为成土母质的类型不同。不同母岩 发育的土壤进行重金属评价不仅可以揭示土壤中重 金属元素的来源,还可以更准确地反映成土母质及人 类活动对土壤中元素迁移累积的影响(胡正峰等, 2015)。目前,诸多学者对土壤中重金属元素开展了 广泛的研究,主要包括土壤元素的地球化学调查(武 春林等,2018)与评价(陈继平等,2021),迁移富集规律 研究(高雅等,2022),土壤地质调查(刘洪等,2020;张 腾蛟等,2020;贾磊等,2022),岩石-土壤剖面中元素 的空间分布(李樋等,2021,2022;黄勇等,2023)、垂向 分布(王海荣等,2013;窦韦强等,2021)、地球化学特 征(刘文景等,2010;谢代兴等,2014;李樋等,2023a;冯 博鑫等,2023)、来源分析(张炜华等,2019)、污染以及 风险评价(李樋等,2023b)等方面。研究表明不同地 区、不同类型土壤在风化成土过程中有着显著差异, 元素含量变化受多重因素影响。

全国土壤污染状况调查公报显示,中国西南地区 土壤重金属超标范围较大。重庆市现有研究主要围 绕表层土壤重金属分布特征、污染程度及潜在生态风 险进行评价(刘丽琼等,2011;黄小娟等,2014;李礼等, 2014;石雨佳等,2023)。仅对表层土壤进行研究,忽视 成土母岩地质背景,难以了解重金属元素在不同层位 的含量分布特征和迁移累积情况。本研究从成土母 岩→成土母质→土壤演化过程的视角,选取重庆市的 4条垂向剖面(侏罗纪碎屑岩风化剖面和二叠纪碳酸 盐岩风化剖面各两条),选用质量平衡系数、内梅罗综 合污染指数法以及健康风险评价,探究不同岩石类型 风化土壤中 8 种重(类)金属元素 Cu、Pb、Zn、Cr、Ni、 Cd、As 和 Hg 的含量超标情况、垂向迁移富集特征、 污染程度和潜在健康风险。研究成果可为科学评价 重庆市生态地质环境和不同成土母质区污染元素超 标防治提供一定的理论支撑和数据依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于渝东北平行岭谷区和渝东南武陵山 区。该地区为亚热带季风性湿润气候,年均气温16℃ 左右,降雨丰沛,无霜期长,空气湿润。重庆市总体地 势是东南、东北地区高,中部和西部地势低,由南北向 长江河谷逐级降低。沉积岩占全重庆市面积的95% 左右,从新元古界青白口系至第四系均有分布(图1)。 其中,早二叠世之前的地层主要出露于渝东南(秀山、 酉阳、黔江等)和渝东北(城口、巫溪等)地区,中二叠



图1 研究区地质背景及采样点位置图 Fig. 1 Geological background and sampling point location map of study area

统至上侏罗统地层主要出露于中西部地区的背斜核 部,中上侏罗统大面积出露于重庆中西部地区,下白 垩统仅出露于綦江-江津的南部山区,上白垩统零星 出露于渝东南地区褶皱核部,第四系则主要分布于各 河谷地区。同时,湿热的气候条件使研究区岩石风 化作用较为强烈,土壤主要类型有紫色土、石灰土和 黄壤。

1.2 采样及分析测试描述

本研究选取渝东南武陵山区武隆县仙女山镇两 条二叠纪碳酸盐岩-石灰土和渝东北平行岭谷区云阳 县凤鸣镇两条侏罗纪碎屑岩-紫色土风化剖面作为主 要研究对象,进行成土母岩-成土母质-土壤的多层次 的采样分析研究。

研究区地质背景和剖面位置情况如图所示(图 1、 图 2)。二叠纪碳酸盐岩风化剖面 TP05 和侏罗纪碎屑 岩风化剖面 TP03 剖面具体描述如下:

TP0501 剖面(a): 基岩是上二叠统吴家坪组(P₃w) 灰岩, 成土母质是灰黄色二叠纪碳酸盐岩, 土壤类型 为灰黄色石灰土。其中腐殖层(A 层)厚度为 0~15 cm, 采集两件样品; 淋溶层(E 层)厚度为 15~35 cm, 采集 两件样品; 淀积层(B 层)厚度为 35~60 cm, 采集两件 样品; 母质层(C 层)厚度为 60~110 cm, 采集两件样 品; 基岩(R 层)厚度>110 cm, 采集1 件样品。共采集 样品 9 件。





Fig. 2 Weathering profile of Permian carbonate rocks and Jurassic clastic rocks in study area

TP0502 剖面(b): 基岩是上二叠统吴家坪组(P₃w) 灰岩, 成土母质是灰黄色二叠纪碳酸盐岩, 土壤类型 为灰黄色石灰土。其中腐殖层(A 层)厚度为 0~20 cm, 采集两件样品; 淋溶层(E 层)厚度为 20~60 cm, 采集 两件样品; 淀积层(B 层)厚度为 60~90 cm, 采集两件 样品; 母质层(C 层)厚度为 90~150 cm, 采集两件样 品; 基岩(R 层)厚度>150 cm, 采集1件样品。共采集 样品 9 件。

TP0301 剖面(c): 基岩是上侏罗统蓬莱镇组(J₃*p*) 砂岩, 成土母质是紫红色碎屑岩侏罗纪碎屑岩, 土壤 类型为灰黑色紫色土。其中腐殖层(A 层)厚度为 0~ 10 cm, 采集1件样品; 淀积层(B 层)厚度为 10~50 cm, 采集3件样品; 母质层(C 层)厚度为 50~80 cm, 采集 两件样品; 基岩(R层)厚度>80 cm, 采集1件样品。 共采集样品7件。

TP0302 剖面(d): 基岩是上侏罗统蓬莱镇组(J₃*p*) 砂岩, 成土母质是紫红色侏罗纪碎屑岩, 土壤类型为 灰黑色紫色土。其中腐殖层(A 层)厚度为 0~10 cm, 采集 1 件样品; 淀积层(B 层)厚度为 10~30 cm, 采集 两件样品; 母质层(C 层)厚度为 30~40 cm, 采集 1 件 样品; 基岩(R 层)厚度>40 cm, 采集 1 件样品。共采 集样品 5 件。

1.3 样品处理及分析方法

1.3.1 样品处理

样品测试工作在西南矿产资源监督检测中心(中 国地质调查局成都地质调查中心)完成。测试方法描 述如下:将采集的土壤样品用干净塑料袋包装,自然 风干后去除杂物,然后用玛瑙研钵研磨过 1.0 mm 尼 龙筛待测。岩石样品在采集后做好标注送往实验室, 由实验室进行处理,测定各种元素含量。本次共选择 8 种重(类)金属 Cu、Pb、Zn、Cr、Ni、Cd、As、Hg 和惰 性元素 Zr 进行分析,测试工作在自然资源部沉积盆地 与油气资源重点实验室完成,采用 ICP-MS 完成测试。 测试过程按照国土资源部发布的《DZ/T0295—2016 土 地质量地球化学评价规范》执行。分析时采用国家一 级标准物质控制精密度和准确度,元素分析的报出率 高于 95%。

1.3.2 质量平衡系数法

某种微量元素相对于基岩的迁移和富集特征一般用质量平衡系数来评价(Nesbitt, 1979)。本研究选取惰性元素 Zr 作为参比元素计算质量平衡系数(T)。 公式(1)为质量平衡系数计算公式,式中各个参数说明见表 1(蔡雄飞等, 2021)。

$$T_{i,Zr} = (C_{i,W}/C_{i,P})/(C_{Zr,W}/C_{Zr,P}) - 1$$
(1)

Tab. 1	Mass balance	coefficient	parameter	table
--------	--------------	-------------	-----------	-------

项目	参数名称/单位	范围	含义
$C_{i,W}$	元素i在风化层的实测含量(mg/kg)	$T_{i, Zr} = -1$	元素i已经被全部迁移殆尽
$C_{i,P}$	元素i在基岩的实测含量(mg/kg)	$T_{i,Zr} \leq 0$	元素i在风化和蚀变过程中有迁移或者损失
$C_{Zr, W}$	惰性元素Zr在风化层的含量(mg/kg)	$T_{i, Zr} = 0$	元素i相对于新鲜基岩没有任何迁移
$C_{Zr, P}$	惰性元素Zr在基岩的含量(mg/kg)	$T_{i,Zr} > 0$	有外来i元素的加入

1.3.3 污染评价模型

内梅罗综合污染指数是一种常用的多因素综合 污染指标方法,常被用于评估重金属元素的污染情况。 计算公式基于单因子评价方法,兼顾各污染物平均污 染水平和最大污染状况,对土壤中的各种元素进行综 合评价(李礼等,2014)。其计算模型为式(2)~(3):

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \tag{2}$$

$$P_{\text{ss}} = \sqrt{\frac{\max (P_i)^2 + \text{ave } (P_i)^2}{2}}$$
(3)

式中: *P_i*为环境中污染物*i*的单因子污染指数; *C_i*为土壤中元素*i*的实测值, mg/kg; *S_i*为污染物*i*的评价标准值, mg/kg。*P_%*为内梅罗综合污染指标, max(*P_i*)和 ave(*P_i*)分别表示各元素单因子污染指数的最大值和平均值。土壤污染风险标准值、单因子污染指数 *P_i*和内梅罗综合污染指数*P_n*的评价标准见表 2、表 3。

1.3.4 健康风险评价模型

土壤中的重金属污染可以通过呼吸吸入、手-口 摄入、皮肤接触3种途径进入人体,从而影响人体健

一表		风险筛选	值(标准)		风险管制值				
儿系	pH≤5.5	5.5 <ph≤6.5< td=""><td>6.5<ph≤7.5< td=""><td>pH>7.5</td><td>pH≤5.5</td><td>5.5<ph≤6.5< td=""><td>6.5<ph≤7.5< td=""><td>pH>7.5</td></ph≤7.5<></td></ph≤6.5<></td></ph≤7.5<></td></ph≤6.5<>	6.5 <ph≤7.5< td=""><td>pH>7.5</td><td>pH≤5.5</td><td>5.5<ph≤6.5< td=""><td>6.5<ph≤7.5< td=""><td>pH>7.5</td></ph≤7.5<></td></ph≤6.5<></td></ph≤7.5<>	pH>7.5	pH≤5.5	5.5 <ph≤6.5< td=""><td>6.5<ph≤7.5< td=""><td>pH>7.5</td></ph≤7.5<></td></ph≤6.5<>	6.5 <ph≤7.5< td=""><td>pH>7.5</td></ph≤7.5<>	pH>7.5	
Cd	0.3	0.3	0.3	0.6	1.5	2	3	4	
Hg	1.3	1.8	2.4	3.4	2	2.5	4	6	
As	40	40	30	25	200	150	120	100	
Pb	70	90	120	170	400	500	700	1 000	
Cr	150	150	200	250	800	850	1 000	1 300	
Cu	50	50	100	100	_	_	_	_	
Ni	60	70	100	190	_	_	_	_	
Zn	200	200	250	300	_	_	_	_	

Tab. 2 Soil pollution risk value

注:表中风险筛选值依据《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)(GB 15618—2018)》(下文简称为国标)。筛选 值单位为mg/kg。—为未检出,下同。

表 3 单因子指数与内梅罗综合指数评价标准

Tab. 3 Single factor index and Nemero comprehensive index evaluation standard

体机	单因	子指数	内梅罗综合指数			
守坂	范围	污染评价	范围	污染评价		
Ι	$P_i \leq 1$	清洁	$P_{ m ss} \leq 0.7$	安全		
Ш	$1 \le P_i \le 2$	轻度污染	$0.7 < P_{m} \leq 1.0$	警戒线		
Ш	$2 \le P_i \le 3$	中度污染	$1.0 < P_{\$} \leq 2.0$	轻度污染		
IV	$P_i > 3$	重度污染	$2.0 < P_{\text{tr}} \leq 3.0$	中度污染		
V			$P_{is} > 3.0$	重度污染		

康。健康风险主要有致癌和慢性非致癌风险,笔者选用 USEPA 建立的健康风险评价模型对 8 种重(类)金属 Cu、Pb、Zn、Cr、Ni、Cd、As 和 Hg 进行评估。由于 USEPA 没有给出致癌元素通过手-口摄入和皮肤

接触的致癌暴露剂量参考值,因此这里只考虑 Cr、Ni、 Cd和As这4种元素通过呼吸途径所产生的致癌风险。 3种重金属暴露途径致癌和非致癌日均暴露计量如下 式计算(张永江等,2016;余飞等,2022):

$$ADD_{\text{iinh}} = \frac{C_i \times InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT}$$
(4)

$$ADD_{\text{iing}} = \frac{C_i \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \qquad (5)$$

$$ADD_{\text{iderm}} = \frac{C_i \times SA \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (6)$$

式中: *ADD*_{iinh}、*ADD*_{iing}、*ADD*_{idem} 依次为呼吸吸入、 手—口摄入、和皮肤接触 3 种途径的重金属日均暴露 剂量, 单位为 mg/(kg·d)。*C_i* 为土壤中重金属 i 的实测含量, mg/kg。USEPA 发布的人体参数与其他相关毒理学参 数见表 4。

表 4 重金属健康风险暴露参数

Tab. 4	Heavy metal	health risk	exposure	parameters
--------	-------------	-------------	----------	------------

项目	参数名称及单位	成人参考值	儿童参考值		
IngR	手-口摄入土壤频率(mg/d)	100	200		
EF	暴露频率(d/a)	350	350		
ED	暴露时间(a)	25	6		
BW	平均体重(kg)	56.8	15.9		
AT	平均暴露时间(d)	致癌26280, 非致癌9125	致癌26280, 非致癌2190		
InhR	呼吸频率(m ³ /d)	14.5	7.5		
PEF	颗粒物排放因子(m ³ /kg)	1.36×10 ⁹	1.36×10 ⁹		
SA	皮肤暴露表面积(cm ²)	2 415	1 295		
SL	皮肤粘附系数(mg/(cm ² ·d))	0.2	0.2		
ABS	皮肤吸收因子	0.001	0.001		

致癌重金属对儿童产生的暴露风险与成人不同, 儿童致癌日均暴露剂量(*LADD*_{iin})的计算公式为:

$$LADD_{\text{iinh}} = \frac{C_i \times EF}{PEF \times AT} \times \left(\frac{InhR_{\text{child}} \times ED_{\text{child}}}{BW_{\text{child}}} + \frac{InhR_{\text{adult}} \times ED_{\text{adult}}}{BW_{\text{adult}}} \right)$$
(7)

$$HI = \sum HQ_i = \sum \frac{ADD_{iinh} + ADD_{iing} + ADD_{iderm}}{RfD_i} \quad (8)$$

 $CR = LADD_{iinh} \times SF$ (9)

式中: HQ 表示重金属非致癌健康风险指数; HI 表示非致癌总风险指数; RfD_i 为污染元素 i 的参考剂 量。当 HQ≤1 时,认为非致癌健康风险较小或可忽略 不计; 当 HQ>1 时,则表示存在非致癌健康风险。CR 表示重金属致癌健康风险指数; SF 为重金属致癌斜率 因子。若 CR 在 $1 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-4}$ 内,则认为该重金属小 于致癌阈值,不具有致癌风险。不同暴露途径的 RfD和 SF 参考表 5(鲍丽然等, 2020)。

表 5 土壤中重金属不同暴露途径 RfD 和 SF

Tab. 5Different exposure pathways of heavy metals RfD and
SF in soil

	Ì	$RfD(mg/kg \cdot d^{-1})$					
儿系 -	呼吸吸入	手-口摄入	皮肤接触	呼吸吸入			
Cu	4×10 ⁻²	4×10 ⁻²	1.2×10^{-2}				
Pb	3.5×10^{-3}	3.5×10^{-3}	5.25×10^{-4}	_			
Zn	3×10^{-1}	3×10^{-1}	6×10 ⁻²	_			
Cr	2.86×10^{-5}	3×10^{-3}	6×10 ⁻⁵	42			
Ni	2.06×10^{-2}	2×10^{-2}	5.4×10 ⁻³	0.84			
Cd	1×10^{-3}	1×10^{-3}	3×10 ⁻⁵	6.3			
As	3×10^{-4}	3×10^{-4}	1.23×10^{-4}	15.1			
Hg	3×10^{-4}	3×10^{-4}	2.1×10^{-5}	—			

2 结果与讨论

2.1 剖面重金属元素含量分布特征

研究区土壤剖面中 8 种重(类)金属元素以及惰 性元素含量数据,上地壳丰度(Rudnick et al., 2014)与 重庆、中国(国家环境监测总站等1990)、世界土壤值 见表6。侏罗纪碎屑岩母质土壤(TP0301、TP0302)中 均值从小到大排序依次为Hg<Cd<As<Cu<Pb< Ni<Cr<Zn,二叠纪碳酸盐岩母质(TP0501、TP0502) 土壤中均值从小到大排序依次为Hg<Cd<As<Cu< Ni<Pb<Cr<Zn。元素Cr与Zn含量较高主要与其

表 6	研究区风化剖面元素含量与 pH 一览表
-----	---------------------

T-1- (Tist of slowerst southerst and	. II . f	41
lan n	List of element content and	ne of weathering profile in	the smov area
140.0	Elst of clement content und	pri or weathering prome in	the study area

剖面	样品	深度(cm)	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni	Cd	As	Hg	Zr	pН
	А	0~10	21.70	28.00	76.30	54.60	33.60	0.360	6.97	0.033	202.00	8.03
	B1	$10\sim 20$	21.50	26.30	76.50	56.20	32.40	0.270	7.56	0.017	211.00	8.19
	B2	$20\sim 30$	20.90	22.90	67.70	57.20	30.80	0.120	5.45	0.011	268.00	8.40
TD0201	В3	$30\sim50$	18.80	23.40	65.60	58.00	30.60	0.120	4.68	0.011	244.00	8.47
1P0301	C1	$50{\sim}65$	18.10	32.20	82.80	65.00	41.30	0.320	6.22	0.010	130.00	8.58
	C2	$65\!\sim\!80$	17.20	25.00	73.20	61.90	34.90	0.200	4.25	0.010	191.00	8.45
	土壤均值	_	19.70	26.30	73.68	58.82	33.93	0.232	5.86	0.015	207.67	_
	R	> 80	14.00	19.40	40.40	44.40	21.40	0.120	2.35	0.009	172.00	_
	А	0~10	31.60	30.80	74.40	54.50	30.90	0.390	7.39	0.025	212.00	8.00
	B1	$10\sim 20$	20.20	29.40	80.70	55.00	36.70	0.220	7.74	0.013	197.00	8.27
TD0202	B2	$20\sim 30$	18.70	32.00	84.10	60.60	35.80	0.140	8.26	0.008	178.00	8.26
1P0302	С	$30\sim40$	16.00	21.60	58.70	51.40	25.60	0.089	4.33	0.005	224.00	8.59
	土壤均值	—	21.63	28.45	74.48	55.38	32.25	0.210	6.93	0.013	202.75	—
	R	> 40	15.80	21.20	63.20	48.30	24.80	0.080	3.06	0.003	238.00	—
	A1	$0{\sim}7$	30.80	46.60	110.00	96.70	34.40	0.580	26.80	0.160	252.00	5.53
	A2	$7 \sim 15$	29.00	47.30	122.00	98.60	36.00	0.580	26.20	0.170	259.00	5.01
	E1	$15 \sim 25$	24.80	49.40	143.00	95.00	34.50	0.780	21.80	0.230	227.00	5.28
	E2	$25 \sim 35$	22.10	36.70	119.00	84.80	30.80	0.660	20.60	0.200	198.00	5.62
TD0501	B1	$35 \sim 45$	21.40	29.40	93.50	79.00	27.30	0.370	22.50	0.160	182.00	5.86
110301	B2	$45\!\sim\!60$	28.00	35.20	102.00	106.00	38.90	0.380	24.50	0.200	232.00	6.04
	C1	$60 \sim 85$	27.20	44.20	122.00	100.00	37.50	0.490	26.20	0.170	271.00	5.39
	C2	$85 \sim 110$	30.00	49.40	128.00	99.40	38.00	0.390	26.40	0.180	252.00	5.34
	土壤均值	—	26.66	42.28	117.44	94.94	34.68	0.529	24.38	0.184	234.13	—
	R	>110	0.96	0.27	2.29	6.65	0.24	0.038	0.50	0.002	6.90	_
	A1	$0 \sim 10$	40.30	46.20	121.00	117.00	40.30	0.660	43.70	0.180	259.00	5.00
	A2	$10 \sim 20$	31.50	45.30	120.00	129.00	43.00	0.520	46.50	0.190	264.00	5.27
	E1	$20 \sim 40$	29.00	50.60	129.00	107.00	42.00	0.330	26.90	0.220	266.00	4.97
	E2	$40 \sim 60$	28.70	48.90	129.00	108.00	37.90	0.460	23.30	0.220	238.00	4.96
TP0502	B1	$60\sim75$	24.20	24.40	76.40	68.80	36.50	0.440	15.30	0.200	138.00	5.62
11 05 02	B2	$75 \sim 90$	36.50	32.20	105.00	88.70	54.70	0.620	18.00	0.270	149.00	6.74
	C1	$90 \sim 120$	30.00	50.20	128.00	121.00	42.40	0.400	41.80	0.220	256.00	5.30
	C2	$120 \sim 150$	30.80	50.90	131.00	121.00	41.80	0.360	31.50	0.190	258.00	5.14
	土壤均值	—	31.38	43.59	117.43	107.56	42.33	0.474	30.88	0.211	228.50	—
	R	>150	2.01	0.29	5.15	4.36	3.44	0.045	0.50	0.001	7.90	_
	超管制值/	%	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.00	0.000	—	
上	地売丰度(I	UCC)	28.00	17.00	67.00	92.00	47.00	0.090	4.80	0.050	_	—
THE A	重庆土壤背与	景值	24.60	28.10	81.90	74.40	31.60	0.280	6.62	0.069	_	—
中	中国土壤背景	景值	22.60	26.00	74.20	61.00	26.90	0.097	11.20	0.065	_	—
	世界土壤	[30.00	19.00	90.00	40.00	20.00	0.350	_	_	_	

注:表中字母A代表腐殖层,E代表淋溶层,B代表淀积层,C代表母质层,R代表基岩层;元素的含量为mg/kg,PH无量纲。

在地壳中的丰度有关。两种成土母质风化剖面土壤 中元素均值大小排序只有 Pb 和 Ni 含量大小不一致, 且重庆、中国土壤中各种元素均值大小排序与侏罗纪 碎屑岩风化成土剖面一致。说明研究区两种类型剖 面土壤中元素含量大小顺序较为相似,可能是受到土 壤地质背景值的影响。

侏罗纪碎屑岩母质土壤中 Cu、Pb、Zn、Cr、Ni、 Cd、As和 Hg含量(mg/kg)范围分别为 16.00~31.60、 21.60~32.20、58.70~84.10、51.40~65.00、25.60~ 41.30、0.09~0.39、4.25~8.26和 0.005~0.033, 二叠纪 碳酸盐岩母质土壤中 Cu、Pb、Zn、Cr、Ni、Cd、As、Hg 含量(mg/kg)范围分别为 21.40~40.30、24.40~50.90、 76.40~143.00、68.80~129.00、27.30~54.70、0.33~ 0.78、15.30~46.50和 0.16~0.27。可以看出, 二叠纪 碳酸盐岩母质风化形成土壤中各种元素含量较高 (Quezada-Hinojosa et al., 2009; Rambeau et al., 2010; Qu et al., 2020)且基本高于侏罗纪碎屑岩母质土壤。

将 8 种重(类)金属元素土壤层含量均值与土壤 背景值对比可以看出:研究区 4 个剖面中 Ni 元素含 量均高于重庆市、中国土壤背景值和世界土壤。侏 罗纪碎屑岩风化剖面中 Cu、Zn、Cr、Cd 和 Hg 元素 含量均低于重庆市土壤背景值,Cu、Cr、As、Hg低 于中国土壤背景值,Cu、Zn、Cd低于世界土壤值;此 外,Pb、As和Zn在TP0301剖面分别低于重庆市和 中国土壤背景值。二叠纪碳酸盐岩风化剖面中,除 了TP0501剖面Cu低于世界土壤值,其余重(类)金 属元素含量均高于重庆市、中国土壤背景值和世界 土壤(表6)。

研究区 4 个土壤剖面中,只有二叠纪碳酸盐岩风 化剖面中的 Cd 元素土壤含量均值略高于风险筛选值, 应该引起注意。但 8 种重(类)金属元素含量都没有 超过国标的管制值(表 6)。TP0301 剖面土壤 pH 介于 8.03~8.58,TP0302 剖面土壤 pH 介于 8.00~8.59,TP0501 剖面土壤 pH 介于 5.01~6.04,TP0502 剖面土壤 pH 介 于 4.96~6.74。综上所述,研究区侏罗纪碎屑岩剖面 土壤呈弱碱性,二叠纪碳酸盐岩剖面土壤则整体呈现 酸性、弱酸性,土壤重金属元素 Cd 存在一定的过量现 象,但污染程度相对较低。

2.2 风化剖面金属元素迁移富集特征分析

2.2.1 风化剖面金属元素的迁移特征分析 根据公式(1)计算出8种重(类)金属元素的质量

根据公式(1) 计算出 8 种重(突) 金属儿系的质重 平衡系数。质量平衡系数与采样深度关系见图 3。



(a).TP0501; (b).TP0502 为二叠纪碳酸盐岩-石灰土剖面; (c).TP0301; (d).TP0302 为侏罗纪碎屑岩-紫色土剖面

图3 研究区质量平衡系数与采样深度关系图

Fig. 3 Relation diagram of mass balance coefficient and sampling depth in study area

二叠纪碳酸盐岩-石灰土剖面重金属元素 Cu、Cr、 Cd 自上而下整体表现出强烈淋溶的特征(图 3),元素 Pb、As、Hg则在风化过程中明显有外来元素加入。 而侏罗纪碎屑岩-紫色土剖面 8 种元素整体表现为有 外来重金属加入。说明同类土壤剖面中多种元素具 有相似的迁移富集特征。研究区两个剖面有着相同 的区域气候条件,由此推测两种类型剖面中元素迁移 淋失程度差异主要是由于岩性的差异造成的。

TP0502 剖面重金属元素 Cu、Zn、Cr、Ni、Cd 在风 化过程中整体表现为迁移损失,从重金属元素的地球 化学性质上分析, Cu、Zn、Cr、Ni、Cd 在表生环境中大 多以阳离子形态存在,其化合物和络合物的水溶性高,

因此它们表现出较强迁移能力。外风化壳表层中的 可溶态和胶体态的铁会在风化壳发育过程中伴随风 化流体淋溶然后向下迁移,当pH升高时,铁氧化物在 此处发生沉淀形成铁质壳。此时亲铁元素 Ni 会和铁 质壳共同沉淀富集(刘英俊等, 1984)。TP0501 剖面 pH值整体高于 TP0502 剖面, 推测 TP0501 剖面中 Ni 元素因此富集。有研究表明, pH 可以影响土壤中 Cd 等重金属元素的迁移活动性,随着 pH 降低,土壤表面 的负电荷减少,进而造成有机质和黏土矿物等吸附的 Cd 等重金属元素的解吸和迁移(Tiller et al., 1984; Loganathan et al., 2012; Tahervand et al., 2016), 因此碱性 的土壤环境有利于加强黏土矿物的吸附作用(Qian et al., 1996; Peters, 1999)。TP0502 剖面 Cd 元素迁移能 力随 pH 减小而增大也证明了酸化的土壤环境更有利 于元素迁移。TP0501、TP0502 剖面中 Pb、As、Hg则 在风化过程中明显有外来元素加入, Pb 的迁移程度 弱可能受石灰土中难溶的 PbCO3 含量增加的影响(孙 子媛等, 2019)。As 在土壤中常形成亚砷酸盐。有研 究表明AsO43-可以吸附或沉淀于碳酸盐表面而降低 其移动性(Ayoub et al., 2007)。元素 Hg 富集则可能与 大气汞的沉降有关。由于采样地区不受农业、工业和 矿产等人类活动影响,因此地势较高处二叠纪碳酸盐 岩的风化也可能是研究区多种元素存在外源输入的 原因。

TP0301 剖面质量平衡系数自上而下整体呈现先 减小后增大最后减小的趋势,重金属元素 Cu、Pb、Cr、 Ni和Cd在剖面表层有外来元素汇入,中部20~50 cm 相对亏损,剖面底部相对富集且母质层上部质量平衡 系数远大于底部靠近基岩处的特征。表层元素的富 集可能是受到人类活动的影响,由外源因素造成。由 于TP0301 剖面处于山坡路边, 推测可能是汽车尾气 或工业废气排放后通过大气沉降导致表层元素富集。 中部发生亏损可能与淋溶淀积作用有关。母质层中 黏土矿物可以吸附部分难迁移元素,导致了重金属元 素在母质层相对于母岩更为富集(Tuttle et al., 2009)。 TP0302 剖面 Cu、Pb、Zn、Cr、Ni 和 As 元素质量平衡 系数整体随着深度加深呈现先增大后减小的趋势,推 测与淋溶淀积作用有关。TP0302 剖面质量平衡系数 基本全部大于 0, 说明剖面元素无明显迁移。TP0301 与TP0302剖面表层土壤 0~20 cm 重金属元素 Hg质 量平衡系数值明显较大且大于深部值, TP0302 剖面表 层土壤 Hg 的质量平衡系数值甚至达到了 9.02, 表明

研究区侏罗纪碎屑岩-紫色土剖面表层有外来 Hg 元 素加入。推测与大气汞的沉降有关,有相关研究表明, 大气中的汞可以通过干湿沉降进入水陆生态系统,造 成区域 Hg 元素富集(Ariya et al., 2004; Bowman et al., 2020; Sun et al., 2020)。综上所述,剖面风化过程中重 金属的迁移能力受气候、成土母岩自身特性、淋溶淀 积作用、黏土矿物吸附作用、大气降尘、元素地球化 学性质、pH 和人类活动等多重因素的影响。

结合图 3 和野外实际观察, TP03 剖面是林地, 主要生长松树,根系深度整体在 30~40 cm,在 0~ 40 cm TP0302 剖面只有 Cd 和 Hg 元素的质量平衡系 数随采样深度加深而减小,其余元素整体呈现先增大 后减小的趋势。TP0301 剖面 Cd 和 Hg 元素与 TP0302 剖面有相同的特征,推测 Cd 和 Hg 可能受到了松树根 系的影响。TP05 剖面是草地,主要生长紫云英和小蓬草, 根系深度整体在 40~50 cm, TP0501 剖面和 TP0502 剖面的元素在 0~50 cm 没有发现明显规律,推测紫云 英和小蓬草对金属(类)元素没有明显吸收或抑制作 用,也可能是由于草本植物与乔木不同。

2.2.2 风化剖面金属元素的富集特征分析

元素与 UCC 的比值是元素的标准化值,也叫作 富集系数,如果比值大于 1 则说明该元素富集,反之 说明该元素亏损(唐世琪等,2021)。为了更加直观清 楚的了解研究区两种土壤剖面风化成土过程中各种 元素的富集特征,将研究区风化剖面基岩中 8 种重 (类)金属元素 Cu、Pb、Zn、Cr、Ni、Cd、As 和 Hg 被上 地壳丰度 UCC 标准化以及风化层土壤中各种重(类) 金属元素含量平均值比中国土壤元素背景值(Wedepohl,1995;白佳灵等,2019),结果见图 4。

与上地壳平均化学组成 UCC 相比, 二叠纪碳酸 盐岩中 8 种重(类)金属全部表现为贫化亏损, 剖面 TP0301 基岩中重金属元素 Pb、Cd 富集系数分别是 1.14 和 1.33, 剖面 TP0302 基岩中重金属元素 Pb 的富 集系数是 1.25, 除了重金属元素 Pb、Cd 相对富集外, 其余元素均表现为贫化。风化土壤各元素含量均值 与中国土壤背景值相比, 二叠纪碳酸盐岩风化剖面全 部元素都发生了富集, 其中重金属元素 Cd 的富集系 数最大。侏罗纪碎屑岩风化剖面中 Pb、Ni 和 Cd 元素 发生了富集, Cd 的富集程度也是最为显著, 除剖面 TP0302 的 Zn 元素轻微富集外, 侏罗纪碎屑岩风化土 壤剖面中其余元素表现为贫化亏损。说明二叠纪碳 酸盐岩母质土壤剖面中重(类)金属元素存在低背景,



图4 基岩(a)和风化土壤(b)中元素富集系数

Fig. 4 (a) Enrichment factor of elements in bedrock and (b) Enrichment factor of elements in weathered soil

高富集的地球化学特征,两种类型剖面存在显著差异, 这与其他学者(Wang et al., 2019;王秋艳等, 2022)的 研究观点一致。因为碳酸盐岩在风化和成土过程中, Ca、Mg会随着碳酸盐岩矿物的分解而迅速淋失,而大 部分重金属元素更容易滞留在风化残积物中,从而造 成重金属元素在石灰土中相对富集和含量超标的现象。从 表6可以看出二叠纪碳酸盐岩母质土壤中各种元素 含量基本高于侏罗纪碎屑岩母质土壤,由此看来,二 叠纪碳酸盐岩的风化作用很可能是造成研究区自然 风化(非人为干扰)土壤重金属地球化学异常的重要 原因之一(孙子媛等,2019)。

2.3 剖面重金属元素污染状况分析

2.3.1 单因子指数法及内梅罗综合污染指数法评价 依据公式(2)和公式(3)计算得出 8 种重(类)金

属元素的单因子指数和内梅罗综合污染指数(表 7)。 评价结果显示侏罗纪碎屑岩风化剖面(TP0301、

表 7 研究区剖面土壤重金属元素单因子指数和内梅罗指数评价结果

Tab. 7	The evaluation	n results of s	single facto	or index and	d Nemero	index of I	heavy metal	elements in soil	profile of the study	y area
							-			

剖面	样品	\mathbf{P}_{Cu}	\mathbf{P}_{Pb}	$\mathbf{P}_{\mathbf{Z}\mathbf{n}}$	\mathbf{P}_{Cr}	\mathbf{P}_{Ni}	P _{Cd}	\mathbf{P}_{As}	$P_{\rm Hg}$	P _{ave}	\mathbf{P}_{max}	P _₩	等级
	А	0.217	0.165	0.254	0.218	0.177	0.600	0.279	0.010			0.317	
	B1	0.215	0.155	0.255	0.225	0.171	0.450	0.302	0.005				
TD0001	B2	0.209	0.135	0.226	0.229	0.162	0.200	0.218	0.003				中人
1P0301	В3	0.188	0.138	0.219	0.232	0.161	0.200	0.187	0.003	0.204	0.600		女主
	C1	0.181	0.189	0.276	0.260	0.217	0.533	0.249	0.003				
	C2	0.172	0.147	0.244	0.248	0.184	0.333	0.170	0.003				
	А	0.316	0.181	0.248	0.218	0.163	0.650	0.296	0.007		0.650	0.312	
TD0202	B1	0.202	0.173	0.269	0.220	0.193	0.367	0.310	0.004	0.207			安全
1P0302	B2	0.187	0.188	0.280	0.242	0.188	0.233	0.330	0.002		0.650		
	С	0.160	0.127	0.196	0.206	0.135	0.148	0.173	0.001				
	A1	0.616	0.518	0.550	0.645	0.491	1.933	0.670	0.089	0.666	2.600	1.335	
	A2	0.580	0.676	0.610	0.657	0.600	1.933	0.655	0.131				
	E1	0.496	0.706	0.715	0.633	0.575	2.600	0.545	0.177				轻度 污染
TD0501	E2	0.442	0.408	0.595	0.565	0.440	2.200	0.515	0.111				
1P0501	B1	0.428	0.327	0.468	0.527	0.390	1.233	0.563	0.089				
	B2	0.560	0.391	0.510	0.707	0.556	1.267	0.613	0.111				
	C1	0.544	0.631	0.610	0.667	0.625	1.633	0.655	0.131				
	C2	0.600	0.706	0.640	0.663	0.633	1.300	0.660	0.138				
	A1	0.806	0.660	0.605	0.780	0.672	2.200	1.093	0.138				
	A2	0.630	0.647	0.600	0.860	0.717	1.733	1.163	0.146	0.701			
	E1	0.580	0.723	0.645	0.713	0.700	1.100	0.673	0.169				
	E2	0.574	0.699	0.645	0.720	0.632	1.533	0.583	0.169		2.200	1.226	轻度
TP0502	B1	0.484	0.271	0.382	0.459	0.521	1.467	0.383	0.111				污染
	B2	0.365	0.268	0.420	0.444	0.547	2.067	0.600	0.113				
	C1	0.600	0.717	0.640	0.807	0.707	1.333	1.045	0.169				
	C2	0.616	0.727	0.655	0.807	0.697	1.200	0.788	0.146				

TP0302)所有元素的单因子污染指数均<1, 剖面 TP0301和 TP0302的内梅罗综合污染指数分别为 0.317和 0.312, 污染等级为安全。说明侏罗纪碎屑岩 风化剖面整体状况良好, 无污染。

TP0501和TP0502 剖面的重金属元素 Cd和TP0502 剖面少数采样层位的类金属元素 As单因子污染指数 >1, 剖面TP0501和TP0502的内梅罗综合污染指数 分别为1.335和1.226, 污染等级为轻度污染。说明二 叠纪碳酸盐岩风化剖面存在污染风险,是由于Cd和 As元素超过国家土壤元素风险筛选值造成的。由于 元素 Cd和As在二叠纪碳酸盐岩中的含量都远小于 在土壤中的含量, 推测是二叠纪碳酸盐岩次生富集作 用导致的。因此, 二叠纪碳酸盐岩风化形成的土壤存 在重金属元素 Cd 和类金属元素 As 超标的潜在风险, 这与其他学者的研究结果一致(孙子媛等, 2019; 王秋 艳等, 2022)。

2.3.2 健康风险评价

根据公式 4~公式 9, 计算研究区 8 种重(类)金属的致癌与非致癌健康风险, 结果见表 8。

研究区4个子剖面成人和儿童的同种元素3种不同暴露途径所导致的非致癌风险均为:手-口摄人> 皮肤接触>呼吸吸入,说明非致癌风险的大小与暴露 途径有关,通过手-口摄入是土壤污染元素对人体产 生非致癌健康风险的主要途径。

衣 0 健康 M 四 片 川 知 木	表 8	健康风险评价结果
--------------------	-----	----------

Tab. 8 Health risk assessment resul	ts
-------------------------------------	----

剖面	元素	HQ _{ing}		HQ _{inh}		HÇ	derm	H	II	CR	
		成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
TP0301	Cu	8.67×10^{-4}	6.50×10 ⁻³	9.24×10 ⁻⁸	1.79×10 ⁻⁷	1.40×10 ⁻⁵	2.81×10^{-5}	8.81×10^{-4}	6.53×10 ⁻³	_	_
	Pb	1.28×10^{-2}	9.59×10^{-2}	1.36×10^{-6}	2.64×10 ⁻⁶	4.12×10^{-4}	8.28×10^{-4}	1.32×10^{-2}	9.67×10^{-2}		
	Zn	4.06×10^{-4}	3.05×10^{-3}	4.33×10^{-8}	8.41×10^{-8}	9.82×10^{-6}	1.97×10^{-5}	4.16×10 ⁻⁴	3.07×10^{-3}	_	_
	Cr	2.91×10^{-2}	2.18×10^{-1}	3.25×10^{-4}	6.31×10^{-4}	7.02×10^{-3}	1.41×10^{-2}	3.64×10^{-2}	2.33×10^{-1}	1.36×10^{-7}	1.99×10 ⁻⁷
	Ni	2.68×10^{-3}	2.01×10^{-2}	2.78×10^{-7}	5.39×10 ⁻⁷	4.80×10^{-5}	9.66×10 ⁻⁵	2.73×10^{-3}	2.02×10^{-2}	1.67×10^{-9}	2.45×10 ⁻⁹
	Cd	5.75×10^{-4}	4.32×10^{-3}	6.13×10^{-8}	1.19×10^{-7}	9.26×10 ⁻⁵	1.86×10^{-4}	6.68×10^{-4}	4.50×10^{-3}	1.34×10^{-10}	1.97×10^{-10}
	As	3.71×10^{-2}	2.78×10^{-1}	3.96×10 ⁻⁶	7.68×10^{-6}	4.37×10^{-4}	8.80×10^{-4}	3.76×10^{-2}	2.79×10^{-1}	6.23×10 ⁻⁹	9.13×10 ⁻⁹
	Hg	1.76×10^{-4}	1.32×10^{-3}	1.87×10^{-8}	3.64×10^{-8}	1.21×10^{-5}	2.44×10^{-5}	1.88×10^{-4}	1.34×10^{-3}	_	_
	Cu	1.26×10 ⁻³	9.47×10 ⁻³	1.35×10 ⁻⁷	2.61×10 ⁻⁷	2.03×10 ⁻⁵	4.09×10 ⁻⁵	1.28×10 ⁻³	9.51×10 ⁻³		_
	Pb	1.41×10^{-2}	1.05×10^{-1}	1.50×10^{-6}	2.91×10^{-6}	4.53×10^{-4}	9.11×10^{-4}	1.45×10^{-2}	1.06×10^{-1}		
	Zn	3.96×10 ⁻⁴	2.97×10^{-3}	4.23×10^{-8}	8.20×10^{-8}	9.57×10^{-6}	1.92×10^{-5}	4.06×10^{-4}	2.99×10 ⁻³		
-	Cr	2.90×10^{-2}	2.18×10^{-1}	3.25×10^{-4}	6.30×10^{-4}	7.01×10^{-3}	1.41×10^{-2}	3.64×10^{-2}	2.32×10^{-1}	1.35×10^{-7}	1.98×10^{-7}
TP0302	Ni	2.47×10^{-3}	1.85×10^{-2}	2.56×10^{-7}	4.96×10 ⁻⁷	4.42×10^{-5}	8.88×10^{-5}	2.51×10^{-3}	1.86×10^{-2}	1.54×10 ⁻⁹	2.25×10 ⁻⁹
	Cd	6.23×10^{-4}	4.67×10^{-3}	6.65×10^{-8}	1.29×10^{-7}	1.00×10^{-4}	2.02×10^{-4}	7.24×10^{-4}	4.88×10^{-3}	1.45×10^{-10}	2.13×10^{-10}
	As	3.94×10^{-2}	2.95×10^{-1}	4.20×10^{-6}	8.14×10^{-6}	4.64×10^{-4}	9.33×10^{-4}	3.98×10^{-2}	2.96×10^{-1}	6.60×10^{-9}	9.68×10 ⁻⁹
	Hg	1.33×10^{-4}	9.99×10 ⁻⁴	1.42×10^{-8}	2.75×10^{-8}	9.19×10^{-6}	1.85×10^{-5}	1.42×10^{-4}	1.02×10^{-3}	_	_
	Cu	1.23×10 ⁻³	9.23×10 ⁻³	1.31×10^{-7}	2.54×10 ⁻⁷	1.98×10 ⁻⁵	3.98×10 ⁻⁵	1.25×10 ⁻³	9.27×10^{-3}	_	_
	Pb	2.13×10^{-2}	1.60×10^{-1}	2.27×10^{-6}	4.40×10^{-6}	6.85×10^{-4}	1.38×10^{-3}	2.20×10^{-2}	1.61×10^{-1}	_	_
	Zn	5.86×10^{-4}	4.39×10 ⁻³	6.25×10^{-8}	1.21×10^{-7}	1.42×10^{-5}	2.85×10^{-5}	6.00×10^{-4}	4.42×10^{-3}	_	_
TD0 50 1	Cr	5.15×10^{-2}	3.86×10^{-1}	5.76×10^{-4}	1.12×10^{-3}	1.24×10^{-2}	2.50×10^{-2}	6.45×10^{-2}	4.12×10^{-1}	2.40×10^{-7}	3.52×10^{-7}
1P0501	Ni	2.75×10^{-3}	2.06×10^{-2}	2.85×10^{-7}	5.52×10^{-7}	4.92×10^{-5}	9.89×10^{-5}	2.80×10^{-3}	2.07×10^{-2}	1.71×10^{-9}	2.51×10^{-9}
	Cd	9.27×10^{-4}	6.95×10^{-3}	9.88×10^{-8}	1.92×10^{-7}	1.49×10^{-4}	3.00×10^{-4}	1.08×10^{-3}	7.25×10^{-3}	2.16×10^{-10}	3.17×10^{-10}
	As	1.43×10^{-1}	1.07×10^{0}	1.52×10^{-5}	2.95×10^{-5}	1.68×10^{-3}	3.38×10^{-3}	1.44×10^{-1}	1.07×10^{0}	2.39×10^{-8}	3.51×10^{-8}
	Hg	8.52×10^{-4}	6.39×10 ⁻³	9.09×10^{-8}	1.76×10^{-7}	5.88×10 ⁻⁵	1.18×10^{-4}	9.11×10^{-4}	6.51×10^{-3}	_	
	Cu	1.61×10 ⁻³	1.21×10 ⁻²	1.72×10^{-7}	3.33×10 ⁻⁷	2.59×10 ⁻⁵	5.21×10 ⁻⁵	1.64×10 ⁻³	1.21×10^{-2}	_	_
	Pb	2.11×10^{-2}	1.58×10^{-1}	2.25×10^{-6}	4.36×10^{-6}	6.79×10^{-4}	1.37×10^{-3}	2.18×10^{-2}	1.60×10^{-1}	_	—
	Zn	6.45×10^{-4}	4.83×10^{-3}	6.87×10^{-8}	1.33×10^{-7}	1.56×10^{-5}	3.13×10 ⁻⁵	6.60×10^{-4}	4.87×10^{-3}	_	—
TD0502	Cr	6.23×10^{-2}	4.67×10^{-1}	6.97×10^{-4}	1.35×10^{-3}	1.51×10^{-2}	3.03×10^{-2}	7.81×10^{-2}	4.99×10^{-1}	2.91×10^{-7}	4.26×10^{-7}
190502	Ni	3.22×10^{-3}	2.42×10^{-2}	3.33×10^{-7}	6.47×10^{-7}	5.76×10^{-5}	1.16×10^{-4}	3.28×10^{-3}	2.43×10^{-2}	2.00×10^{-9}	2.94×10^{-9}
	Cd	1.05×10^{-3}	7.91×10^{-3}	1.12×10^{-7}	2.18×10^{-7}	1.70×10^{-4}	3.41×10^{-4}	1.22×10^{-3}	8.25×10^{-3}	2.46×10^{-10}	3.61×10^{-10}
	As	2.33×10^{-1}	1.75×10^{0}	2.48×10^{-5}	4.81×10^{-5}	2.74×10^{-3}	5.51×10^{-3}	2.36×10^{-1}	1.75×10^{0}	3.90×10^{-8}	5.72×10^{-8}
	Hg	9.59×10 ⁻⁴	7.19×10 ⁻³	1.02×10^{-7}	1.98×10 ⁻⁵	6.62×10 ⁻⁵	1.33×10 ⁻⁴	1.03×10 ⁻³	7.33×10 ⁻³		

就单项重金属的 HQ 而言,只有二叠纪碳酸盐岩 风化剖面儿童通过手-口摄入类金属元素 As 的风险 值略大于 1,说明研究区儿童更容易受到元素 As 的影 响。其他元素的非致癌风险值均小于 1,说明非致癌 健康风险整体较小。

从表 8 中可以看出,不同母岩类型风化剖面健康 风险存在差异,侏罗纪碎屑岩母质土壤剖面(TP0301、 TP0302)成人与儿童 HI 排序均为 As>Cr> Pb>Ni> Cu>Cd>Zn>Hg; 二叠纪碳酸盐岩母质土壤剖面 (TP0501、TP0502)成人与儿童 HI 排序均为 As>Cr> Pb>Ni>Cu>Cd>Hg>Zn。剖面 TP0301 成人 HI 的 值介于 1.88×10⁻⁴~3.76×10⁻²,儿童为 1.34×10⁻³~2.79× 10⁻¹; 剖面 TP0302 成人 HI 的值介于 1.42×10⁻⁴~3.98× 10⁻²,儿童为 1.02×10⁻³~2.96×10⁻¹。剖面 TP0501 成人 HI 的值介于 6.00×10⁻⁴~1.44×10⁻¹,儿童为 4.42×10⁻³~ 2.36×10⁻¹,儿童为 4.87×10⁻³~1.75×10⁰, TP0501、TP0502 剖面儿童 HI 值超出可接受范围,主要是由 As 的经手– 口摄入途径导致。

研究区 4 个剖面成人与儿童 CR 排序均为 Cr>As>Ni>Cd, 4 种元素 CR 均低于癌症风险阈值范围 (1×10⁻⁶~1×10⁻⁴),表明研究区致癌风险较低,说明二 叠纪碳酸盐岩风化形成的土壤虽然重(类)金属元素 含量高,但不会对人体造成危害。元素 Cr 的 CR 接近 1×10⁻⁶,应当引起关注。

3 种暴露途径下儿童的 HQ 与 CR 均大于成人,说 明处于同一区域中的儿童更易受到土壤重金属的危 害,应加强对儿童的保护。二叠纪碳酸盐岩风化剖面 的 HQ 与 CR 明显大于侏罗纪碎屑岩,所以应该加强 研究区二叠纪碳酸盐岩风化剖面元素的污染风险 防治。

在健康风险评价中由于 USEPA 只给出了呼吸吸 入的 SF 参考值,因此研究区实际的土壤重(类)金属 元素致癌风险可能比评估的更高。此外,也应尽早建 立符合中国实际情况的健康风险评价体系(汪洁等, 2022)。

3 结论

(1)研究区侏罗纪碎屑岩形成的紫色土(TP0301、 TP0302)呈弱碱性,二叠纪碳酸盐岩形成的石灰土 (TP0501、TP0502)呈酸性、弱酸性。石灰土中各种元 素含量基本高于紫色土。8种重(类)金属元素含量均 值均未超过管制值。

(2)对剖面重(类)金属元素迁移富集特征分析表 明:同种成土母岩风化发育的土壤剖面中多种元素具 有相似的迁移富集特征。研究区土壤中 8 种重(类) 金属元素迁移富集能力受气候、成土母岩自身特性、 淋溶淀积作用、黏土矿物吸附作用、大气降尘、元素 地球化学性质、pH 和人类活动等多重因素的影响。

(3)用内梅罗综合污染指数对研究区剖面土壤污 染风险进行,评价结果表明:TP0301和TP0302剖面污 染等级为安全。TP0501和TP0502剖面为轻度污染。 二叠纪碳酸盐岩母质土壤剖面存在污染风险是由于 元素 Cd和As轻度超标造成的。由此看来,建议当地 政府部门在规划和发展农业时,要注意成土母岩为二 叠纪碳酸盐岩的地区是否存在重金属 Cd和类金属 As超标的风险。

(4)健康风险评价表明,儿童比成人更容易受到 重(类)金属元素威胁,通过手一口摄入是土壤污染元 素对人体引起非致癌健康风险的主要途径。成人的 HI小于1,危害可忽略。二叠纪碳酸盐岩-紫色土的 金属As儿童HI略大于1。研究区致癌元素CR均低 于癌症风险阈值范围(1×10⁻⁶~1×10⁻⁴),表明致癌风 险较低,但Cr的CR接近1×10⁻⁶,应当引起关注。由 于评价模型只给出了通过呼吸途径的致癌参考值,所 以实际致癌风险可能更高。因此要加强土壤污染管 控和修复,尤其是优先监测碳酸盐岩风化成土地区中 的As和Cr元素,可以有效的防范风险,保护居民的 人体健康安全。

参考文献(References):

- 白佳灵, 冯志刚, 马强, 等. 湘西北黑色泥灰岩风化剖面重金属富 集的地球化学机制[J]. 地球与环境, 2019, 47(4): 436-447.
- BAI Jialing, FENG Zhigang, MA Qiang, et al. Geochemical Mechanism for the Enrichment of Heavy Metals in a Weathering Profile of Black Marlstone in the Northwestern Hunan Province, China[J]. Earth and Environment, 2019, 47(4): 436–447.
- 鲍丽然,邓海,贾中民,等.重庆秀山西北部农田土壤重金属生态健康风险评价[J].中国地质,2020,47(6):1625-1636.
- BAO Liran, DENG Hai, JIA Zhongmin, et al. Ecological and health risk assessment of heavy metals in farmland soil of northwest Xiushan, Chongqing[J]. Geology in China, 2020, 47(6): 1625– 1636.

- 蔡雄飞,赵士杰,宣斌,等.贵阳市城郊两处菜地土壤垂直剖面 重金属迁移规律及来源解析[J]. 生态科学,2021,40(3): 42-50.
- CAI Xiongfei, ZHAO Shijie, XUAN Bin, et al. Migration and source analysis of heavy metals in vertical soil profiles of the two suburban vegetable filds of guiyang city[J]. Ecological Science, 2021, 40(3); 42–50.
- 陈继平, 钞中东, 任蕊, 等. 陕西关中富硒土壤区农作物重金属 含量相关性及安全性评价[J]. 西北地质, 2021, 54(2): 273-281.
- CHEN Jiping, CHAO Zhongdong, REN Rui, et al. Correlation and Safety Evaluation of Crop Heavy Mental Content in Shaanxi Guanzhong Selenium-enriched Areas[J]. Northwestern Geology, 2021, 54(2): 273–281.
- 窦韦强,安毅,秦莉,等.农田土壤重金属垂直分布迁移特征及 生态风险评价[J].环境工程,2021,39(2):166-172.
- DOU Weiqiang, AN Yi, QIN Li, et al. Characteristics of vertical distribution and migration of heavy metals in farmland soils and ecological risk assessment[J]. Environmental Engineering, 2021, 39(2): 166–172.
- 冯博鑫,徐多勋,张宏宇,等.基于最小数据集的周至地区土壤 重金属地球化学特征及成因分析[J].西北地质,2023, 56(1):284-292.
- FENG Boxin, XU Duoxun, ZHANG Hongyu, et al. Geochemical Characteristic of Heavy Metal in Zhouzhi Area and Analysis of Their Causes Based on Minimum Data Set[J]. Northwestern Geology, 2023, 56(1): 284–292.
- 高雅, 胡晨, 张春雷, 等. 安徽石台地区富硒土壤分布及硒的富 集迁移规律探讨[J]. 西北地质, 2022, 55(2): 284–291.
- GAO Ya, HU Chen, ZHANG Chunlei, et al. Study on the Distribution of Selenium-rich Soil and the Regularity of Selenium Enrichment-Migration in Shitai Area, Anhui, China[J]. Northwestern Geology, 2022, 55(2): 284–291.
- 国家环境监测总站.中国土壤元素背景值[M].北京:中国环境 科学出版社.1990.
- 胡正峰,高明,谢德体,等.三峡库区紫色土不同成土母质Cu, Zn 污染评价[J].西南师范大学学报(自然科学版),2015, 40(3):112-119.
- HU Zhengfeng, GAO Ming, XIE Deti, et al. On Contents of Cu and Zn in Different Parent Materials of Purple Soil and Pollution Assessment in the Three Gorges Reservoir Area[J]. Journal of Southwest China Normal University (Natural Science Edition), 2015, 40(3): 112–119.
- 黄小娟,江长胜,郝庆菊.重庆溶溪锰矿区土壤重金属污染评价 及植物吸收特征[J].生态学报,2014,34(15):4201-4211.
- HUNG Xiaojuan, JIANG Changsheng, HAO Qingju. Assessment of heavy metal pollutions in soils and bioaccumulation of heavy metals by plants in Rongxi Manganese mineland of Chongqing

[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(15): 4201–4211.

- 黄勇, 欧阳渊, 刘洪, 等. 地质建造对土壤性质的制约及其生态 环境效应—以西昌地区红壤为例[J]. 西北地质, 2023, 56(4): 196-212.
- HUANG Yong, OUYANG Yuan, LIU Hong, et al. Restriction of Geological Formation on Soil Properties and Its Ecological Environmental Effects: Example from Red Soil in the Xichang Area[J]. Northwestern Geology, 2023, 56(4): 196–212.
- 贾磊,刘洪,欧阳渊,等.基于地质建造的南方山地-丘陵区地表 基质填图单元划分方案——以珠三角新会—台山地区为 例[J].西北地质,2022,55(4):140-157.
- JIA Lei, LIU Hong, OUYANG Yuan, et al. Division Scheme of Surface Substrate Mapping Units of Mountainous-Hilly Area in South China Based on Geological Formations Research: Example from Xinhui-Taishan Area in Pearl River Delta[J]. Northwestern Geology, 2022, 55(4): 140–157.
- 李礼,徐龙君,李斗.重庆秀山锰矿区土壤重金属污染分析与评价[J].地球与环境,2014,42(5):646-651.
- LI Li, XU Longjun, LI Dou. Analysis and Evaluation of Soil Heavy Metal Pollution in Chongqing Xiushan Manganese Minezone[J]. Earth and Environment, 2014, 42(5): 646–651.
- 李樋,李紫烨,刘洪,等.西昌普诗碎屑岩地区紫色土剖面重金 属迁移富集特征与生态风险评价[J].矿物学报,2023b, 43(1):125-136.
- LI Tong, LI Ziye, LIU Hong, et al. Migration and enrichment characteristics of heavy metals in purple soil profile and ecological risk assessment in Pushi clastic rock area, Xichang[J]. Acta Mineralogica Sinica, 2023b, 43(1): 125–136.
- 李樋,刘洪,李佑国,等.基于地统计学及 GIS 的西昌地区中生 代红层区紫色土营养元素空间变异性及影响因素研究[J]. 地球科学进展,2022,37(6):627-640.
- LI Tong, LIU Hong, LI Youguo, et al. Study on Spatial Variability and Influencing Factors of Nutrient Elements in Purple Soil in Mesozoic Red Layer Region in Xichang Area Based on Geostatistics and GIS[J]. Advances in Earth Science, 2022, 37(6): 627–640.
- 李樋,刘小念,刘洪,等.基于地质建造的土壤营养元素空间分 布特征研究——以大凉山区为例[J].安全与环境工程, 2021,28(6):127-137.
- LI Tong, LIU Xiaonian, LIU Hong, et al. Study on Spatial Distribution Characteristics of Soil Nutrient Elements Based on Geological Construction—Take Daliangshan Region as an Example [J]. Safety and Environmental Engineering, 2021, 28(6): 127–137.
- 李樋,刘小念,刘洪,等.西昌普诗地区中—下白垩统小坝组岩 石-紫色土剖面稀土元素地球化学特征分析[J].沉积与特 提斯地质,2023a,43(4):829-843.
- LI Tong, LIU Xiaonian, LIU Hong, et al. Geochemistry of rare earth

elements of purple soil layers in the Middle-Lower Cretaceous Xiaoba Formation, Pushi area, Xichang[J]. Sedimentary Geology and Tethyan Geology, 2023a, 43(4); 829–843.

- 刘洪,黄瀚霄,欧阳渊,等.基于地质建造的土壤地质调查及应 用前景分析——以大凉山区西昌市为例[J].沉积与特提 斯地质,2020,40(1):91-105.
- LIU Hong, HUANG Hanxiao, OUYANG Yuan, et al. Soil's geologic investigation in Daliangshan, Xichang, Sichuan[J]. Sedimentary Geology and Tethyan Geology, 2020, 40(1): 91–105.
- 刘丽琼,魏世强,江韬.三峡库区消落带土壤重金属分布特征及 潜在风险评价[J].中国环境科学,2011,31(7):1204-1211.
- LIU Liqiong, WEI Shiqiang, JIANG Tao. Distribution of soil heavy metals from water-level-fluctuating zone in Three-Gorge Reservoir Area and their evaluation of potential ecological risk[J]. China Environmental Science, 2011, 31(7): 1204–1211.
- 刘文景,涂成龙,郎赟超,等.喀斯特地区黄壤和石灰土剖面化 学组成变化与风化成土过程[J].地球与环境,2010,38(3): 271-279.
- LIU Wenjing, TU Chenglong, LANG Yunchao, et al. Major and Trace Element Compositions of Yellow and Limestone Soils in the Karst Area of Southwest China: Implications for Weathering and Soil-formation Processes[J]. Earth and Environment, 2010, 38(3): 271–279.
- 刘英俊,曹励明,李兆麟,等.元素地球化学[M].北京:科学出版 社,1984.
- 石雨佳,方林发,方标,等.三峡库区(重庆段)菜地土壤重金属 污染特征、潜在生态风险评估及源解析[J/OL].环境科学, 2023,44(3):1611-1619.
- SHI Yujia, FANG Linfa, FANG Biao, et al. Pollution Characteristics and Source Apportionment of Heavy Metals in Vegetable Field in the Three Gorges Reservoir Area (Chongqing Section) [J/OL]. Environmental Science, 2023, 44(3): 1611-1619.
- 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.
- SUN Ziyuan, WEN Xuefeng, WU Pan, et al. Excessive Degrees and Migration Characteristics of Heavy Metals in Typical Weathering Profiles in Karst Areas[J]. Earth and Environment, 2019, 47(1): 50–56.
- 唐世琪,刘秀金,杨柯,等.典型碳酸盐岩区耕地土壤剖面重金 属形态迁移转化特征及生态风险评价[J].环境科学,2021, 42(8):3913-3923.
- TANG Shiqi, LIU Xiujin, YANG Ke, et al. Migration, Transformation Characteristics, and Ecological Risk Evaluation of Heavy Metal Fractions in Cultivated Soil Profiles in a Typical Carbonate-Covered Area[J]. Environmental Science, 2021, 42(8): 3913–3923.

- 汪洁, 龚竞, 刘雨佳, 等. 昆明市土壤重金属污染特征及其生态 与健康风险评价[J]. 轻工学报, 2022, 37(4): 118–126.
- WANG Jie, GONG Jing, LIU Yujia, et al. Ecological and health risk assessment of heavy metals in urban soils from a typical southwest capital city[J]. Journal of Light Industry, 2022, 37(4): 118–126.
- 王海荣,侯青叶,杨忠芳,等.广东省典型花岗岩成土剖面元素 垂向分布特征[J].中国地质,2013,40(2):619-628.
- WANG Hairong, HOU Qingye, YANG Zhongfang, et al. Vertical distribution of some elements in typical weathering-soil profiles of granite in Guangdong Province[J]. Geology in China, 2013, 40(2): 619–628.
- 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.
- WANG Qiuyan, WEN Xuefeng, WEI Xiao, et al. Heavy Metal Migration and Enrichment Mechanism and the Environmental Risks during the Weathering and Soil Formation of Carbonate Rocks[J]. Earth and Environment, 2022, 50(1): 119–130.
- 武春林,王瑞廷,丁坤,等.中国土壤质量地球化学调查与评价的研究现状和进展[J].西北地质,2018,51(3):240-252.
- WU Chunlin, WANG Ruiting, DING Kun, et al. Geochemical Survey and Evaluation on Soil Quality in China: Research Status and Advances[J]. Northwestern Geology, 2018, 51(3): 240–252.
- 谢代兴,杨杨,苏春田,等.滇东南石灰土微量元素地化特征与 环境质量评价[J].贵州农业科学,2014,42(10):229-233.
- XIE Daixing, YANG Yang, SU Chuntian, et al. Geochemical Characteristics and Environmental Quality of Microelements in Limestone Soil in Southeast Yunnan Province[J]. Guizhou Agricultural Sciences, 2014, 42(10): 229–233.
- 徐志豪,吴健,王敏,等.典型复垦工业场地土壤垂直剖面重金 属污染特征及潜在生态风险[J].水土保持通报,2019, 39(2):43-47.
- XU Zhihao, WU Jian, WANG Min, et al. Characteristics and Potential Ecological Risk of Heavy Metal in Vertical Soil Profiles of Typical Reclaimed Industrial Sites [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2019, 39(2): 43–47.
- 严明书,李武斌,杨乐超,等.重庆渝北地区土壤重金属形态特 征及其有效性评价[J].环境科学研究,2014,27(1):64-70.
- YAN Mingshu, LI Wubin, YANG Lechao, et al. Speciation Characteristics and Effectiveness Assessment of Heavy Metals in Soils in Yubei District, Chongqing[J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(1): 64–70.
- 余飞,张永文,严明书,等.重庆汞矿区耕地土壤和农作物重金 属污染状况及健康风险评价[J].环境化学,2022,41(2): 536-548.
- YU Fei, ZHANG Yongwen, YAN Mingshu, et al. Heavy metal pollu-

tion and human health risks assessment of soil and crops near the mercury ore in Chongqing[J]. Environmental Chemistry, 2022, 41(2): 536–548.

- 张连科,李艳伟,李玉梅,等.包头市铜厂周边土壤中重金属垂 直分布特征与形态分析[J].水土保持研究,2016,23(5): 354-358.
- ZHANG Lianke, LI Yanwei, LI Yumei, et al. Vertical. Distribution Characteristics and Speciation Analysis of Heavy Metals in Topsoils Around a Copper Plant of Baotou[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2016, 23(5): 354–358.
- 张腾蛟,刘洪,欧阳渊,等.中高山区土壤成土母质理化特征及 主控因素初探——以西昌市为例[J]. 沉积与特提斯地质, 2020,40(1):106-114.
- ZHANG Tengjiao, LIU Hong, OUYANG Yuan, et al. A preliminary discussion on the physical and chemical characteristics and main controlling factors of soil and parent material in the middle and high mountain area—take Xichang as an example[J]. Sedimentary Geology and Tethyan Geology, 2020, 40(1): 106–114.
- 张炜华,于瑞莲,杨玉杰,等.厦门某旱地土壤垂直剖面中重金 属迁移规律及来源解析[J].环境科学,2019,40(8): 3764-3773.
- ZHANG Weihua, YU Ruilian, YANG Yujie, et al. Migration and Source Analysis of Heavy Metals in Vertical Soil Profiles of the Drylands of Xiamen City[J]. Environmental Science, 2019, 40(8): 3764–3773.
- 张永江,邓茂,王祥炳,等.黔江区农业区域土壤重金属健康风 险评价[J].贵州师范大学学报(自然科学版),2016,34(2): 37-42.
- ZHANG Yongjiang, DENG Mao, WANG Xiangbing, et al. Assesssment on human health risk of potentially heavy metals in agricultural farmland of Qianjiang district[J]. Journal of Guizhou Normal University(Natural Sciences), 2016, 34(2); 37–42.
- 周皎,何欣芮,李瑜,等.基于土壤重金属特征的绿色食品产地 环境评价——以重庆(江津)现代农业园区为例[J].中国 环境科学,2020,40(7):3070-3078.
- ZHOU Jiao, HE Xinrui, LI Yu, et al. Evaluation of soil environmental quality in green food production based on spatial distribution of heavy metals - a case study of modern agricultural park in Iiangjin district, Chongqing[J]. China Environmental Science, 2020, 40(7): 3070–3078.
- Ariya P A, Dastroor A P, Amyot M, et al. The Arctic: a sink for mercury[J]. Tellus B:Chemical and Physical Meteorology, 2004, 56: 397–403.
- Ayoub G M, Mehawej M. Adsorption of arsenate on untreated dolomite powder[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 148: 259–266.

Bowman K L, Lamborg C H, Agather A M. A global perspective on

mercury cycling in the ocean [J]. Science of the Total Environment, 2020, 710; 136166.

- Wedepohl K H. The Composition of the Continental Crust[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1995, 59(07): 1217–1232.
- Loganathan P, Vigneswaran S, Naidu J K & R. Cadmium Sorption and Desorption in Soils: A Review[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2012, 42: 489–533.
- Nesbitt H W. Mobility and Fractionation of Rare Earth Elements During Weathering of a Granodiorite[J]. Nature, 1979, 279: 206–210.
- Peters R W. Chelant Extraction of Heavy Metals From Contaminated Soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 1999, 66(1-2): 151–210.
- Qian J, Shan X Q, Wang Z J, et al. Distribution and plant availability of heavy metals in different particle-size fractions of soil[J]. Science of the Total Environment, 1996, 187(2): 131–141.
- Qu S, Wu W, Nel W, et al. The behavior of metals/metalloids during natural weathering: A systematic study of the mono-lithological watersheds in the upper Pearl River Basin, China[J]. The Science of the Total Environment, 2020, 708: 134572.
- Quezada-Hinojosa R P, Matera V, Adatte T, et al. Cadmium distribution in soils covering Jurassic oolitic limestone with high Cd contents in the Swiss Jura[J]. Geoderma, 2009, 150(3-4): 287–301.
- Rambeau C M C, Baize R, Sasunby R, et al. High cadmium concentrations in Jurassic limestone as the cause for elevated cadmium levels in deriving soils: a case study in Lower Burgundy, France[J]. Environmental Earth Sciences, 2010, 61(8): 1573–1585.
- Rudnick R L, Gao S. Composition of the Continental Crust[J]. Treatise on Geochemistry, 2014, 4: 1–51.
- Sun G, Feng X, Yang C, et al. Levels, sources, isotope signatures, and health risks of mercury in street dust across China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 392: 122276.
- Tahervand S, Jalali M. Sorption, desorption, and speciation of Cd, Ni, and Fe by four calcareous soils as affected by pH[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2016, 188(6): 1–12.
- Tiller K G, Gerth J, G. Brümmer. The relative affinities of Cd, Ni and Zn for different soil clay fractions and goethite[J]. Geoderma, 1984, 34(1): 17–35.
- Tuttle M L W, Breit G N, Goldhaber M B. Weathering of the New Albany Shale, Kentucky: Ii. Redistribution of minor and trace elements[J]. Applied Geochemistry, 2009, 24(8): 1565–1578.
- Wang J, Bai X, Liu F, et al. Enrichments of Cadmium and Arsenic and their Effects on the Karst Forest Area[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019, 16: 4665.