

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2025.04.010

安菜生长土壤中重金属的环境质量及来源

王嘉怡^{1,2,3}, 陈健^{1,2,3}, 李洋^{1,2,3}, 李秀丽^{1,2,3}, 齐啸威^{1,2,3}, 张鑫迪^{1,2,3}

(1. 安徽理工大学地球与环境学院, 安徽淮南 232001; 2. 矿山地质灾害防治安徽省重点实验室, 安徽淮南 232001; 3. 深部煤炭安全开采与环境保护全国重点实验室, 安徽淮南 232001)

摘要:安徽省舒城县庐镇乡安菜村出露有秦岭—大别造山带超高压变质岩榴辉岩, 并产出特色农产品安菜, 为查明安菜生长区土壤中重金属的环境质量及来源, 揭示安菜生长土壤的独特性, 文章在安菜村系统采集了岩石、土壤和安菜样品, 测定 Ni、Cu、Zn、As、Hg 和 Pb 等 6 种重金属的质量比。结果表明, 研究区安菜生长土壤中 6 种重金属的质量比较低, 均未超过相关环境质量标准值, 区内天然土壤无重金属污染的风险。安菜中 Cu 和 Zn 的质量比较高, 而 Ni、As、Hg 和 Pb 的质量比较低, 但土壤和母岩中这 4 种元素的质量比却较高, 表明安菜对 Ni、As、Hg 和 Pb 等重金属的生物富集作用较小。百丈崖土壤和岩石均富集 Zn, 棋盘石山岩石富集 Pb, 土壤富集 Ni、Zn、Hg 和 Pb, 土壤和岩石样品中重金属的质量比具有一致的变化趋势, 表明成土母岩是该区土壤中重金属质量比的决定因素。此外, 土壤中 Cu、As 和 Hg 的质量比均高于成土母岩中的, Cu、As 和 Hg 在成土过程中有一定的富集趋势。

关键词: 重金属; 环境质量评价; 来源解析; 土壤; 安菜; 舒城县

中图分类号: X142

文献标志码: A

文章编号: 1003-5060(2025)04-0495-09

Environmental quality and provenance of heavy metals in soils for Ancai plant

WANG Jiayi^{1,2,3}, CHEN Jian^{1,2,3}, LI Yang^{1,2,3}, LI Xiuli^{1,2,3}, QI Xiaowei^{1,2,3}, ZHANG Xindi^{1,2,3}

(1. School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan 232001, China; 2. Key Laboratory of Mine Geological Disaster Prevention of Anhui Province, Huainan 232001, China; 3. National Key Laboratory of Deep Coal Safety Mining and Environmental Protection, Huainan 232001, China)

Abstract: The Ancai village, located in Luzhen Town of Shucheng County in Anhui Province, is famous for the outcrop of eclogite, an ultra-high pressure metamorphic rock in the Qinling-Dabie orogenic belt, and the production of Ancai, a special agricultural plant. To investigate the environmental quality and possible provenances of heavy metals in the uncultivated soils for the wild Ancai growing, and to unveil the unique geochemical features of the soils, a series of rocks, residual soils, and Ancai plants were collected and analyzed. The concentrations of Ni, Cu, Zn, As, Hg, and Pb were determined by ICP-MS and AFS. Results showed that the concentrations of six heavy metals in the uncultivated soils were low and not higher than the thresholds of relevant environmental quality standards. The uncultivated soils did not have any risks of heavy metal pollution. The Ancai plants were of high Cu and Zn contents and low Ni, As, Hg, and Pb contents. The soils and parent rocks showed an opposite feature, with high contents of Ni, As, Hg, and Pb, indicating that the Ancai plants did not biologically enrich these heavy metals. Zinc was enriched in the soil and rock samples from the Baizhangya Hill. Lead was enriched in rock samples from the Qipanshi Hill; in addition, Ni, Zn, Hg, and Pb were enriched in its residual soil. The heavy metals in soil and rock samples presented a similar distri-

收稿日期: 2024-01-08; 修回日期: 2024-05-06

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42372189); 安徽省自然科学基金资助项目(1908085J14)和矿山地质灾害防治安徽省重点实验室开放基金资助项目(2022-MGDP-05)

作者简介: 王嘉怡(2000—), 女, 江苏南通人, 安徽理工大学硕士生;

陈健(1984—), 男, 四川仪陇人, 博士, 安徽理工大学教授, 博士生导师, 通信作者, E-mail: cscchenjian@163.com.

bution pattern, suggesting that it was the parent rocks underlying these uncultivated soil layers that dominated heavy metals in the overlying soils. The concentrations of Cu, As, and Hg in the soils, however, was higher than those in the parent rocks. The contents of Cu, As, and Hg in the soils might be elevated during the soil formation.

Key words: heavy metals; environmental quality assessment; provenance analysis; soil; Ancai plant; Shucheng County

土壤重金属污染具有隐蔽性,严重危害粮食安全和人体健康^[1-3]。土壤的黏土质量比较高,重金属吸附能力更强,比岩石具有更高的潜在生态风险^[4],土壤质量是广泛关注的热点问题^[5-7]。不同植物体对重金属元素的吸收和富集能力存在差异^[8],如:辣椒易富集 Cd 和 Hg 等^[9];水稻对 As 的富集积累能力较强,我国南方部分污染区中稻米 As 质量比超标近 40%~50%^[10];黄河开封灌区的小麦籽粒中 Cd、Cr、Pb、Zn、Ni 超标率分别达 8.20%、0.82%、37.7%、94.3%、10.7%^[11];叶菜类容易积累 Cd,且叶菜类蔬菜的重金属污染程度高于其他种类蔬菜^[12-13]。土壤常见的重金属污染包括 Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Hg 和 Pb 元素^[14],这些重金属元素在榴辉岩和变质花岗岩(该区主要基岩)中质量比亦较高^[15-16],因此,本文选取 Ni、Cu、Zn、As、Hg 和 Pb 为研究对象。

安菜村位于安徽省舒城县西南山区庐镇乡,地质背景复杂,农产品丰富,安菜尤为独特,仅在该村产出,该村因此而名。安菜对土壤、气候和海拔等环境条件要求极高,极难人工培育,故前期多关注安菜的植物组织培养技术^[17],而关于其生长土壤的环境质量及地球化学特征的研究很少。基于此,本文以野生安菜生长地百丈崖和棋盘石山的岩石、土壤及安菜为研究对象,对其中的重金属进行分析测试,以查明安菜生长土壤的环境质量,研究重金属在岩石、土壤、植物中的分布和运移,进而解析土壤中重金属元素的来源,为安菜的食品安全和科学种植提供科学数据。

1 材料与方 法

1.1 安菜

安菜又名牯岭野豌豆,为豆科野豌豆属多年生直立草本植物,富含丰富的矿物质、蛋白质和氨基酸,具有清热解毒、止咳平喘、消食化积、降压降脂及增强人体免疫力等功效^[18],为安菜村特有的农产品。野生安菜主要生长于安菜村海拔 500 m 以上的山中(百丈崖和棋盘石山),其生长土壤多为薄层坡积土和残积土,下伏基岩即成土母岩。

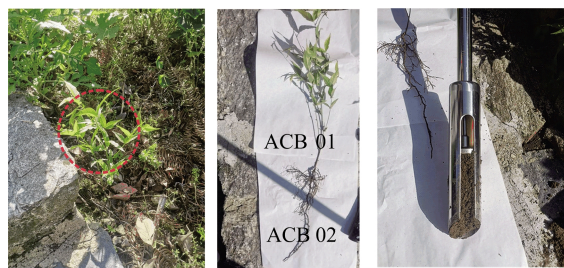
1.2 研究区概况

安菜村是安菜的唯一产地,位于安徽省六安市舒城县庐镇乡,地处于亚热带湿润季风区,年均气温 13~15 °C,冬季寒冷干燥,夏季炎热多雨,四季分明,日照充足,雨量充沛。境内地形自南向北逐渐倾斜,地势起伏大。该区域土壤类型以黄棕壤、草甸土、棕壤和石灰土为主,有机质质量比高,pH 值范围为 5.2~6.4,属微酸性土。

庐镇乡地处秦岭—大别造山带东段,扬子和华北板块碰撞形成磨子潭—晓天断裂,该断裂带以南出露有世界级地质遗迹超高压变质产物榴辉岩;安菜村百丈崖榴辉岩便是其中最大的岩体,出露面积大于 4 m×10 m。榴辉岩为等粒或不等粒变晶结构,块状构造,主要矿物成分为石榴子石和绿辉石。百丈崖和棋盘石山出露的岩石以变质花岗岩为主。

1.3 样品采集

为分析野生安菜生长土壤的地球化学背景及重金属污染特征,结合现场通行条件,选取百丈崖和棋盘石山 2 个采样点,两处均为野生安菜生长区,涵盖野生安菜的主要生长区,符合该植物的分布情况,具有代表性。在每个采样点,选取适中大小的安菜植株为采集对象,根据《土壤环境监测技术规范》^[19]完成土壤样品采集,采用直径 50 mm 不锈钢土壤采样器于安菜生长点钻取土壤剖面,取芯,自上而下根据土壤自然发生层,分别采集表土层和母岩层样品,放于聚乙烯密封袋中密封保存待进一步处理。安菜植株及生长土壤样品如图 1 所示。



(a) 安菜植株实物 (b) 安菜植株根茎 (c) 土壤样品

图 1 安菜植株及生长土壤样品

在百丈崖采取安菜1株(分为根、茎叶2个样品),土壤样品1个,基岩样品1块;在棋盘石山采取安菜1株(分为根、茎叶2个样品),土壤样品3个,基岩样品1块。

两采样点均位于山间,坡度大,土壤为风化残积土,土层薄,基岩为变质花岗岩,其硬度较大,不锈钢采样器不能直接钻取下伏基岩,故采用地质锤敲取采样点土壤层下的母岩块状样品。

为查明安菜生长土壤地球化学背景的特殊性,另选取海拔等环境因素相近,与安菜村紧邻的江山村为对照点,采取残积土样品作对比分析,共采集2个土壤样品,岩石、土壤和植物样品采集信息见表1所列。其中,江山村无野生安菜生长。

表1 岩石、土壤和植物样品采集信息

样品编号	采样点	经纬度	海拔/m	样品性质
ACB01	百丈崖	116°42'19"E 31°3'6"N	517.9	安菜茎叶
ACB02				安菜根
SB01				土壤
RB01				榴辉岩
ACQ01	棋盘石山	116°43'380"E 31°4'262" N	899.0	安菜茎叶
ACQ02				安菜根
SQ01				土壤
SQ02				土壤
SQ03				土壤
RQ01	基岩			
SJ01	江山村	116°44'703"E 31°5'494"N	324.9	土壤
SJ02				土壤

1.4 测试与分析方法

1.4.1 样品处理与测试

室内自然风干样品,并去除土壤中植物碎片等杂质。土壤样品经初步破碎后,充分混合,并采用四分法缩分制样。样品先用自来水初步洗除安菜根表面的土壤和砂粒,再采用去离子水淘洗整株植物,然后在低温电热鼓风干燥箱烘干至恒质量。岩石、土壤和安菜样品均采用固体样品粉碎机破碎,进一步采用玛瑙研钵研磨,过200目筛备用。

岩石、土壤和安菜粉末样品经化学消解后,再采用电感耦合等离子体质谱仪测定样品中Ni、Cu、Zn和Pb的质量比,并采用原子荧光光谱仪测定样品中As和Hg的质量比,详细方法参考文献[20];相关分析测试工作在安徽省地质实验研究所完成。同时,为保证分析测试的准确度,随机同步添加土壤标准物质GSS-3作为平行样进行质量控制,得到的参考值及测试值见表2所列。

从表2可以看出,标样中重金属的实测值均在标准物质参考值的范围内,测定结果可靠,消解方法和测试手段达到质量控制要求。

表2 土壤标准物质GSS-3重金属质量比参考值及实测值

重金属元素	参考值/(mg/kg)	实测值/(mg/kg)
Ni	12.0±2.0	12.6
Cu	11.4±1.1	13.7
Zn	31.0±3.0	31.1
As	4.40±0.60	3.75
Hg	0.060±0.004	0.064
Pb	26.0±3.0	28.5

1.4.2 土壤重金属的环境质量评价方法

本实验采用单因子指数法和内梅罗综合指数法分别评价野生安菜生长土壤中6种重金属的污染水平,相关的参考值和质量等级分别参考文献[19,21-22]。

1.4.3 土壤重金属的迁移积累系数

母岩的化学组成决定土壤中元素的背景质量比^[23]。在成土过程中,母岩的矿物成分、化学组成、结构构造等对土壤中元素的迁移和积累有重要的影响^[24]。本文采用迁移积累系数^[23]评价土壤中6种重金属的迁移积累特征。

$$K = C_n / C_D \quad (1)$$

其中: C_n 为土壤中重金属的质量比; C_D 为母岩中重金属的质量比。

$K < 1$ 表示土壤中元素相对成土母岩亏损, $K > 1$ 表示土壤中元素相对成土母岩富集。

1.4.4 安菜对重金属的富集能力评价方法

采用富集系数来评价植物对重金属的吸收转移富集能力,其中生物富集系数 C_F 表达式为:

$$C_F = H_{Mp} / H_{Ms} \quad (2)$$

其中: H_{Mp} 为植物中重金属的质量比; H_{Ms} 为土壤中重金属的质量比。

采用综合富集系数^[25]来评价安菜对土壤中重金属的富集能力,其公式为:

$$C = (C_R + C_{LS}) / 2 \quad (3)$$

其中: C_R 为根的富集系数; C_{LS} 为茎叶的富集系数。

2 结果与讨论

2.1 安菜中重金属的质量比特征

2.1.1 安菜中重金属的质量比

安菜村百丈崖和棋盘石山野生安菜茎叶和根样品中的重金属质量比测试结果见表3所列。

表 3 安菜中重金属的质量比 单位:mg/kg

样品编号	Ni	Cu	Zn	As	Hg	Pb
ACB01	1.0	39.4	19.1	0.06	0.006 1	0.23
ACB02	1.5	8.0	27.3	0.37	0.007 9	0.70
ACQ01	11.0	26.3	48.3	0.17	0.004 6	0.30
ACQ02	19.0	8.7	56.8	0.21	0.007 1	3.11

由表 3 可知,野生安菜中 Ni、Cu、Zn、As、Hg 和 Pb 的质量比范围分别为 1.0~19.0 mg/kg、8.0~39.4 mg/kg、19.1~56.8 mg/kg、0.06~0.37 mg/kg、0.004 6~0.007 9 mg/kg、0.23~3.11 mg/kg。植物中含较丰富的 Ni,其质量比均值为 65 mg/kg^[26],野生安菜样品中 Ni 的质量比低于平均值。植物中 Cu 的质量比范围一般为 5~30 mg/kg^[27],百丈崖野生安菜茎叶样品 ACB01 中 Cu 的质量比(39.4 mg/kg)略超该范围,其余安菜样品 Cu 的质量比均在该范围内,表明安菜茎叶对 Cu 有一定的富集能力。Zn 是植物生长的必需元素,但过量会导致生长发育受阻,植物中 Zn 的质量比一般在 20~150 mg/kg 之间^[27],百丈崖的安菜茎叶样品 ACB01 中 Zn 质量比低于 20 mg/kg,其余安菜样品中 Zn 的质量比均在范围内。植物中 As 的质量比范围一般为 0.05~13.3 mg/kg^[28],野生安菜中 As 的质量比在此范围内。Hg 有较强的毒性和生物富集能力,但安菜中 Hg 的质量比较低,均未超出《食品安全国家标准食品中污染物限量》^[29]的要求,通过安菜摄入的 Hg 无健康风险。植物中 Pb 的质量比范围一般在 0.1~10.0 mg/kg 之间^[27],野生安菜样品中 Pb 的质量比均未超出此范围。就 6 种重金属整体而言,野生安菜不存在重金属的污染风险。

2.1.2 安菜根与茎叶中重金属的质量比差异

植物从土壤中的吸收重金属时,首先在根部进行积累,随后会通过植物体内的循环运输到其他部位。因此,植物不同部位、不同组织器官在吸收和富集元素的能力方面存在较大差别。通常植物的地下部分具有更强的元素吸收能力,而地上部分则相对较低^[24]。从表 3 可以看出,野生安菜根中 Ni、Zn、As、Hg 和 Pb 的质量比大于茎叶,遵循植物体内重金属分布的一般规律^[30]。而安菜茎叶中 Cu 的质量比则高于根,说明 Cu 在安菜中的迁移能力较强,在茎叶中优先富集。

2.1.3 安菜的重金属生物富集能力

安菜茎叶和根相对其生长土壤的重金属生物富集系数见表 4 所列。

从表 4 可以看出:6 种重金属中,仅百丈崖安菜中 Cu 的生物富集系数大于 1,其余元素的富集系数均小于 1;整体而言,安菜对土壤中重金属的生物富集能力较弱,是绿色健康安全的地方特色农产品,适宜推广种植。

表 4 安菜中重金属的生物富集系数

元素	百丈崖安菜		棋盘石山安菜	
	茎叶	根	茎叶	根
Ni	0.03	0.04	0.23	0.39
Cu	1.74	0.35	1.06	0.35
Zn	0.25	0.36	0.48	0.56
As	0.03	0.17	0.03	0.04
Hg	0.23	0.29	0.05	0.07
Pb	0.010	0.030	0.006	0.060

百丈崖和棋盘石山两地野生安菜对 6 种重金属的生物富集水平整体均较低,仅百丈崖安菜中 Cu 的综合富集系数大于 1。两地安菜对同一重金属的富集水平也略有差异,可能与下伏成土母岩的地球化学特征有关,安菜中重金属的生物富集系数如图 2 所示。百丈崖野生安菜中 6 种重金属的生物富集系数由大到小依次为 Cu、Zn、Hg、As、Ni、Pb;而棋盘石山野生安菜中重金属的生物富集系数大小顺序略有变化,从大到小依次为 Cu、Zn、Ni、Hg、As、Pb。

Cu 和 Zn 为植物生长的必需元素,其综合富集系数在两采样点的野生安菜中均较高,安菜对其有较强的生物富集能力。

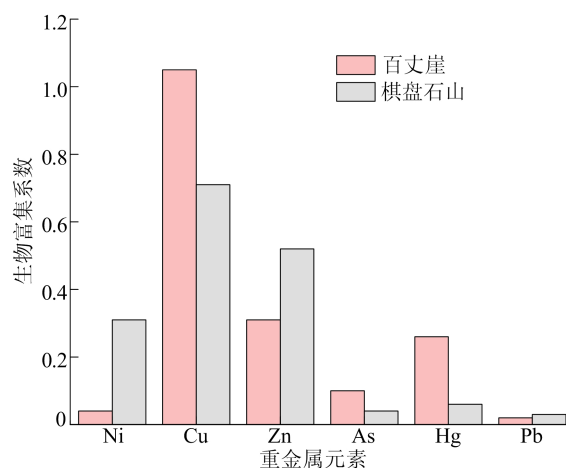


图 2 安菜中重金属的生物富集系数

2.2 生长土壤中重金属的环境质量评价

2.2.1 野生安菜生长土壤中重金属的质量比

安菜村野生安菜生长点和江山村对照点土壤

中重金属的质量比测试结果见表5所列。由表5可知,野生安菜生长土壤中Ni、Cu、Zn、As、Hg、Pb的平均质量比分别为45.1、24.2、95.0、4.52、0.078、44.3 mg/kg。

表5 安菜村和江山村土壤中重金属的质量比 单位:mg/kg

样品编号	Ni	Cu	Zn	As	Hg	Pb
SB01	34.8	22.6	76.9	2.19	0.027	20.8
SQ01	44.8	26.5	101.0	5.79	0.108	57.4
SQ02	48.8	23.2	102.0	5.29	0.091	51.1
SQ03	52.1	24.6	100.0	4.82	0.086	47.9
SJ01	19.9	14.5	70.2	1.24	0.041	29.3
SJ02	19.9	15.0	75.1	1.37	0.040	26.1

安菜村和江山村土壤中重金属的质量比对比如图3所示。与东部平原土壤背景值^[31]相比,野生安菜生长土壤中As的平均质量比较低。农业活动中化肥、农药和除草剂的过度使用可导致土壤中As的富集^[32]。安菜村野生安菜生长地海拔较高,无工业生产活动,受机动车尾气和农药的影响较少,故其土壤中As的质量比低于背景值,As对安菜生长的影响小。野生安菜生长土壤中Ni、Cu、Zn、Hg和Pb的平均质量比相对较高,表明野生安菜生长土壤(残积土)与东部平原土壤(冲积土)的成因不同。

对照组江山村土壤中Ni、Cu、Zn、As、Hg、Pb的平均质量比分别为19.9、14.8、72.7、1.31、0.041、27.7 mg/kg。与东部平原土壤背景值^[31]相比,江山村对照组土壤中Ni、Cu和As的质量比较低,而Zn、Hg和Pb的质量比较高。

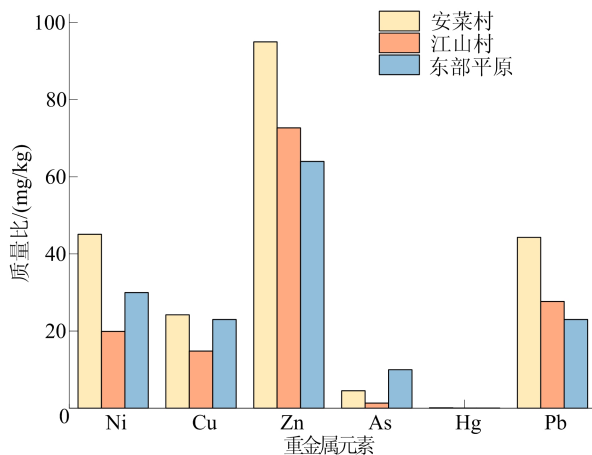


图3 安菜村和江山村土壤中重金属的质量比对比

与江山村对照组相比,安菜村野生安菜生长土壤中重金属的质量比均高于江山村土壤,其中

Ni和As分别高2.3和3.4倍,Cu、Zn、Hg和Pb的差别不明显。尽管如此,安菜村和江山村土壤中重金属的质量比均低于文献^[21]的标准值。两地土壤中重金属质量比的差异主要与成土母岩的地球化学组成有关,地球化学背景差异可能是仅安菜村产出野生安菜的原因。

2.2.2 安菜村土壤重金属的环境质量评价

1) 单因子指数评价。安菜村野生安菜生长土壤和江山村对照组土壤中6种重金属的单因子指数 P_i ($i=1,2,\dots,6$)评价结果见表6所列。从表6可以看出,所有土壤样品中重金属的 P_i 均小于1,表明土壤样品中Ni、Cu、Zn、As、Hg和Pb质量比正常,均未超标;进一步说明安菜村野生安菜生长区和江山村对照组土壤的环境质量高,均无6种重金属的污染风险。

表6 安菜村和江山村土壤重金属的单因子指数

样品编号	Ni	Cu	Zn	As	Hg	Pb
SB01	0.50	0.45	0.38	0.05	0.02	0.23
SQ01	0.64	0.53	0.51	0.14	0.06	0.64
SQ02	0.70	0.46	0.51	0.13	0.05	0.57
SQ03	0.74	0.49	0.50	0.12	0.05	0.53
SJ01	0.28	0.29	0.35	0.03	0.02	0.33
SJ02	0.28	0.30	0.38	0.03	0.02	0.29

2) 内梅罗综合指数评价。安菜村野生安菜生长土壤和江山村对照组土壤中6种重金属的内梅罗综合指数 P 结果见表7所列。从表7可以看出,所有土壤样品中重金属的 P 均小于0.7,就6种重金属而言,安菜村野生安菜生长区和江山村对照组土壤是清洁的,与单因子指数法的评价结果一致。

表7 安菜村和江山村土壤重金属的内梅罗综合指数

重金属元素	\bar{P}_i	$P_{i\max}$	P
Ni	0.52	0.74	0.64
Cu	0.42	0.53	0.48
Zn	0.44	0.51	0.48
As	0.08	0.14	0.11
Hg	0.04	0.06	0.05
Pb	0.43	0.64	0.55

2.3 安菜及其生长土壤中重金属的来源解析

2.3.1 安菜与其生长土壤的重金属联系

土壤是植物生长所需元素的直接来源,植物和土壤的元素组成存在显著的物质继承关系^[33]。对比安菜和其生长土壤中的6种重金属,可揭示安菜与其生长土壤的重金属联系。

百丈崖安菜与土壤的重金属质量比对比如图 4 所示。

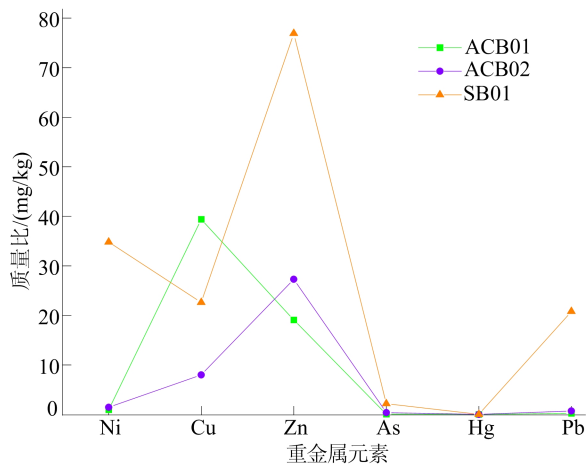


图 4 百丈崖安菜与土壤的重金属质量比对比

百丈崖安菜茎叶中 Cu 的质量比较高,其余 5 种重金属质量比的变化趋势与土壤中相应元素的变化趋势一致。安菜根中 6 种重金属质量比的变化趋势与土壤中相应元素的变化趋势亦一致,且根和土壤中相应元素质量比变化趋势的一致性更显著。与茎叶相比,安菜根与土壤的联系更紧密,元素的吸收更直接。因此,野生安菜中的重金属与其生长土壤有直接联系。

棋盘石山安菜与土壤的重金属质量比对比如图 5 所示。

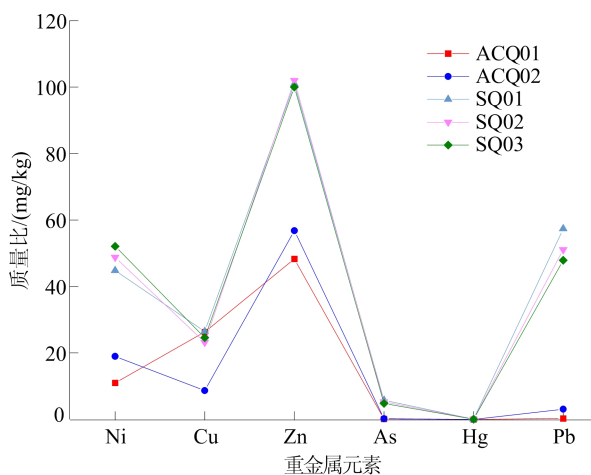


图 5 棋盘石山安菜与土壤的重金属质量比对比

与百丈崖相同,棋盘石山野生安菜茎叶中 Cu 的质量比与其生长土壤接近,安菜茎叶中 Ni、Zn、As、Hg 和 Pb 质量比的变化趋势与土壤中相应元素一致。安菜根中 Ni、Cu、Zn、As、Hg 和 Pb 的质量比变化趋势与土壤中相应元素亦一致,且根和

土壤中相应元素质量比变化趋势的一致性更明显。表明安菜根与土壤的联系紧密,安菜中的重金属直接源于其生长土壤。

2.3.2 安菜生长土壤与成土母岩的重金属联系

区域地质背景、成土母岩和气候条件决定天然土壤中元素的分布特征、富集水平与赋存状态,岩石、土壤和植物间的元素组成存在耦合关系^[34-35]。安菜村百丈崖和棋盘石山野生安菜生长点出露基岩中重金属的质量比测试结果见表 8 所列。

表 8 安菜生长点出露基岩中重金属质量比 单位:mg/kg

基岩	Ni	Cu	Zn	As	Hg	Pb
百丈崖榴辉岩	41.2	20.4	85.9	0.36	0.006	11.2
棋盘石山基岩	10.4	6.4	46.2	0.22	0.008	129.0
大别地层	—	53.0	104.0	0.29	0.108	15.0
东部花岗岩	5.8	5.4	38.0	0.60	0.007	33.0
上陆壳	47.0	28.0	67.0	4.80	0.050	17.0

与大别地层^[36]相比,百丈崖野生安菜生长点出露的榴辉岩中 As 富集,Cu 和 Hg 亏损,其中, Hg 亏损程度较明显,仅为大别地层 Hg 质量比的 5.56%。与上陆壳^[37]相比,百丈崖榴辉岩中除 Zn 外,其余 5 种重金属的质量比均较低。

与东部花岗岩^[31]相比,棋盘石野生安菜生长点出露的基岩(变质花岗岩)中 Ni 和 Pb 富集,其中 Pb 的富集程度最高,而 As 亏损。与上陆壳^[37]相比,棋盘石山基岩样品除 Pb 外,其余 5 种重金属质量比均较低,表明棋盘石山基岩中 Pb 有一定程度富集。

百丈崖榴辉岩和棋盘石山基岩的岩性不同,其元素组成存在差异,与棋盘石山变质花岗岩基岩相比,百丈崖基岩榴辉岩中 Ni、Cu 和 Zn 质量比偏高,而 Pb 正相反;大别山花岗岩体显著富集大离子亲石元素 Pb^[38]。因此,棋盘石山土壤中 Pb 质量比明显高于其他土壤样品(表 5)表明 Pb 富集或与其下伏成土母岩有关。

土壤与其成土母岩样品中重金属的质量比对比如图 6、图 7 所示。

由图 6 可知,百丈崖土壤与其成土母岩中的重金属质量比的变化趋势相同,表明百丈崖土壤中重金属的质量比与成土过程密切相关,主要取决于下伏成土母岩。

由图 7 可知,虽然棋盘石山野生安菜生长土壤和下伏基岩中 Pb 质量比差别较大,但土壤与其成土母岩中的重金属质量比的变化趋势相同,

表明棋盘石山安菜生长土壤中重金属同样与成土过程密切相关,主要取决于下伏成土母岩,残积土的地球化学组成与下伏基岩有继承关系。

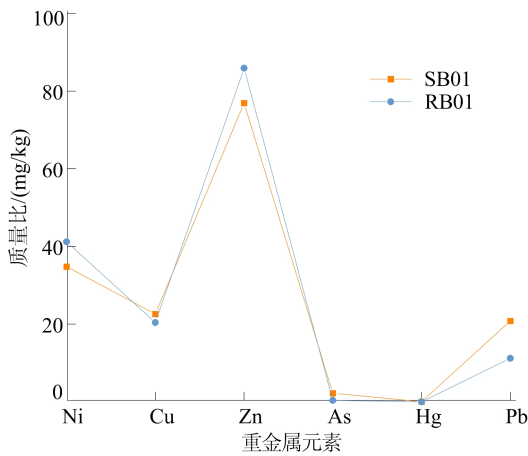


图 6 百丈崖野生安菜生长土壤与基岩的重金属质量比对比

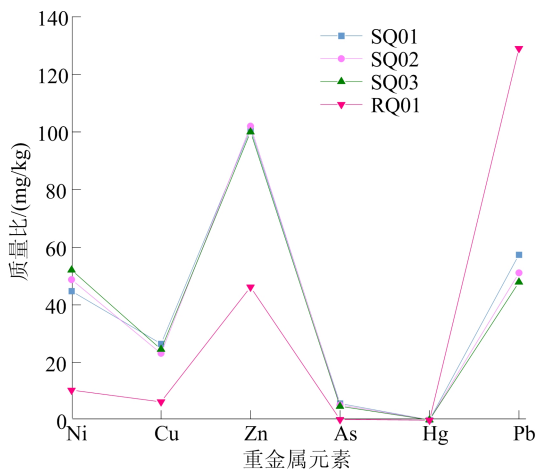


图 7 棋盘石山野生安菜生长土壤与基岩的重金属质量比对比

2.3.3 安菜生长土壤中重金属的迁移能力

成土过程即下伏基岩的风化过程,基岩中元素因地球化学性质差异而在残积土壤中亏损或再富集。

在成土过程中,元素迁移分为相对迁移和绝对迁移^[39],元素的地球化学性质决定其迁移能力;可采用迁移积累系数 K 来评价重金属在成土过程中的迁移能力,野生安菜生长土壤样品的重金属的 K 值见表 9 所列。

表 9 野生安菜生长土壤中重金属的迁移积累系数

样品编号	Ni	Cu	Zn	As	Hg	Pb
SB01	0.85	1.11	0.90	6.08	4.50	1.86
SQ01	4.31	4.14	2.19	26.3	13.5	0.44
SQ02	4.69	3.63	2.20	24.1	11.4	0.40
SQ03	5.01	3.84	2.16	21.9	10.8	0.37

从表 9 可以看出:与下伏成土母岩相比,百丈崖野生安菜生长土壤中 Ni 和 Zn 亏损,Cu、As、Hg 和 Pb 富集;而棋盘石山土壤中 Pb 亏损,Ni、Cu、Zn、As 和 Hg 富集;在两地土壤成土过程中,Cu、As 和 Hg 的迁移行为相同,均在土壤中富集,而 Ni、Zn 和 Pb 具有完全不同的迁移行为,鉴于两地气候条件一致,Ni、Zn 和 Pb 的不同地球化学行为(迁移能力)应仅与两地成土母岩的岩性差异有关,这几种元素在榴辉岩和变质花岗岩中的赋存状态可能完全不同。

野生安菜生长在海拔 600 m 以上的高山中,其生长区无工业活动、农业生产及人类活动等因素的影响,故其生长土壤中重金属的迁移特性仅与元素的地球化学性质密切相关。

自然界中 Cu 主要呈硫化物和含硫盐矿物存在,因土壤中 Cu 的质量比与母岩有继承性,不同地区土壤中 Cu 的质量比有很大差异^[40]。野生安菜生长土壤中 Cu 元素的质量比相对较高,相对成土母岩富集。As 的地球化学性质与其他重金属不同,As 在风化和搬运过程中常以胶体形式积累^[41]。土壤中 As 的质量比大于火成岩,表明土壤中 As 有一定程度富集,土壤中 As 的质量比常高于母岩^[40]。安菜村土壤中 As 亦相对于母岩富集。Hg 化合物的溶解度低,环境介质对 Hg 有吸附作用^[40]。野生安菜生长土壤中 Hg 的质量比相对于母岩较高,有一定程度富集。

土壤中 Ni 大多以分散态存在于硅酸盐矿物晶格中,且其质量比与成土母岩中 Ni 的质量比有关^[42],而成土母岩中 Ni 则与岩石中镁铁质组分密切相关^[26]。与棋盘石山变质花岗岩基岩相比,百丈崖榴辉岩中 Ni 的质量比较高。百丈崖土壤中 Ni 元素的质量比低于母岩(表 5、表 8),故在成土过程中百丈崖区内 Ni 的迁移能力较强。Zn 在表生环境中大多以阳离子形式存在,其化合物具有较高的水溶性^[43]。土壤中 Zn 的质量比与母岩成分、有机质质量比、土壤结构及 pH 值有关;在氧化或迁移过程中,Zn 可被胶体、黏土矿物、铁、锰的氢氧化物胶体等吸附^[26]。百丈崖榴辉岩样品中 Zn 有一定程度富集(表 8),导致土壤中 Zn 质量比低于成土母岩中的,故在成土过程中百丈崖区内 Zn 的迁移能力较强。通常情况下,Pb 化合物的溶解度较低,且在迁移过程中常被黏土矿物吸附,因此在岩石风化过程中 Pb 的迁移能力较弱^[40]。棋盘石山变质花岗岩富集 Pb(表 8),导致土壤中 Pb 质量比低于成土母岩,故在成土过程

中棋盘石山区内 Pb 的迁移能力较强。

3 结 论

本研究通过对舒城县安菜村野生安菜生长点岩石、土壤和安菜中重金属质量比的分析,揭示了成土母岩-土壤-安菜中重金属的耦合关系,解析了重金属的来源,得出主要结论:

1) 舒城县安菜村野生安菜生长土壤和江山村对照组土壤中 6 种重金属均未超标,区内土壤无重金属污染的风险。

2) 野生安菜对 Ni、As、Hg 和 Pb 的生物富集作用较弱,而对 Cu 和 Zn 有一定的吸收富集。仅百丈崖野生安菜中 Cu 的生物富集系数高,安菜对土壤中重金属的吸收富集能力较弱,是绿色健康安全的地方特色农产品。

3) 安菜村百丈崖土壤和岩石均富集 Zn,棋盘石山岩石富集 Pb,土壤富集 Ni、Zn、Hg 和 Pb;土壤和岩石中重金属质量比的变化趋势一致,成土母岩是该区土壤中重金属质量比的决定因素。安菜村土壤中 Cu、As 和 Hg 的质量比高于成土母岩,土壤对 Cu、As 和 Hg 有一定的富集能力。江山村对照组土壤中 Ni、Cu 和 As 的质量比较安菜村土壤低,地球化学背景差异是安菜村野生安菜产出的原因。

[参 考 文 献]

- [1] JIANG Y X, CHAO S H, LIU J W, et al. Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China[J]. *Chemosphere*, 2017, 168: 1658-1668.
- [2] 任文会, 吴文涛, 陈玉, 等. 某废弃化工厂场地土壤重金属污染评价[J]. *合肥工业大学学报(自然科学版)*, 2017, 40(4): 533-538.
- [3] 赵东杰, 王学求. 滇黔桂岩溶区河漫滩土壤重金属含量、来源及潜在生态风险[J]. *中国环境科学*, 2020, 40(4): 1609-1619.
- [4] LIU X Y, JING M, BAI Z K. Heavy metal concentrations of soil, rock, and coal gangue in the geological profile of a large open-pit coal mine in China[J]. *Sustainability*, 2022, 14(2): 1020.
- [5] 卢新哲, 谷安庆, 张言午, 等. 天台耕地土壤重金属污染及生态风险评价[J]. *合肥工业大学学报(自然科学版)*, 2019, 42(7): 978-987.
- [6] 刘书淮, 王德伟, 施泽明, 等. 城乡融合区土壤元素地球化学特征与源解析: 以天府新区青龙片区为例[J]. *环境科学*, 2022, 43(3): 1535-1545.
- [7] ZHAO F J, MA Y B, ZHU Y G, et al. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies[J]. *Environmental Science and Technology*, 2015, 49(2): 750-759.
- [8] 王诚煜, 李玉超, 于成广, 等. 葫芦岛东北部土壤重金属分布特征及来源解析[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(11): 5227-5236.
- [9] 曾宪平, 万继磊, 李密, 等. 黔中喀斯特高背景土壤-辣椒系统重金属含量特征及生态风险评价[J]. *环境化学*, 2024, 43(6): 1871-1880.
- [10] 赵方杰, 谢婉滢, 汪鹏. 土壤与人体健康[J]. *土壤学报*, 2020, 57(1): 1-11.
- [11] 王伟全, 徐冬莹, 黄青青, 等. 污灌区土壤-小麦系统中重金属富集特征及其对人体健康风险评价[J]. *环境化学*, 2022, 41(10): 3231-3243.
- [12] 韩峰, 高雪, 陈海燕. 不同种类蔬菜对土壤重金属的富集差异[J]. *贵州农业科学*, 2014, 42(6): 129-132.
- [13] 李书幻, 温祝桂, 陈亚茹, 等. 我国蔬菜重金属污染现状与对策[J]. *江苏农业科学*, 2016, 44(8): 231-235.
- [14] 秦元礼, 张富贵, 彭敏, 等. 云南省宣威市农耕地土壤重金属元素分布影响因素及生态风险评价[J]. *地质与勘探*, 2022, 58(2): 360-368.
- [15] 肖高强, 向龙洲, 代达龙, 等. 花岗岩岩浆岩土壤重金属地球化学特征及生态风险评价: 以云南盈江旧城冒地区为例[J]. *物探与化探*, 2021, 45(5): 1135-1146.
- [16] 陈雅丽, 翁莉萍, 马杰, 等. 近十年中国土壤重金属污染源解析研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(10): 2219-2238.
- [17] 袁艺, 薛伟, 王莲, 等. 安菜的组织培养与植株再生[J]. *激光生物学报*, 2005(6): 424-427.
- [18] 安徽植物志协作组. *安徽植物志*[M]. 北京: 中国展望出版社, 1990: 157.
- [19] 国家环境保护总局. *土壤环境监测技术规范: HJ/T 166—2004*[S]. 北京: 中国环境出版社, 2004: 1-26.
- [20] 国土资源部. *区域地球化学样品分析方法: DZ/T 0279—2016*[S]. 北京: 中国标准出版社, 2016: 1-11.
- [21] 生态环境部. *土壤环境质量标准农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 15618—2018*[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2018: 1-4.
- [22] 国土资源部. *土地质量地球化学评价规范: DZ/T 0295—2016*[S]. 北京: 地质出版社, 2016: 1-52.
- [23] 宁晓波, 项文化, 方晰, 等. 贵阳花溪石灰岩石灰土与定居植物化学元素质量比特征[J]. *林业科学*, 2009, 45(5): 34-41.
- [24] 温琰茂, 曾水泉, 潘树荣, 等. 中国东部石灰岩土壤元素质量比分布规律研究[J]. *地理科学*, 1994(1): 16-21, 99.
- [25] 孙现领, 贾黎黎. 深圳杨梅坑地区岩石-土壤-植物系统中重金属元素的迁移特征[J]. *华南地质*, 2020, 36(3): 270-279.
- [26] 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: 122-123, 309.
- [27] KABATA-PENDIAS A, PENDIAS H. *Trace elements in soils and plants*[M]. Florida: CRC Press, 2010.
- [28] BARONI F, BOSCAGLI A, DILELLA L A. Arsenic in soil and vegetation of contaminated areas in southern Tuscany (Italy)[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2004, 81(1/2/3): 1-14.

巴胺能神经元 mitoferrin OE 能抵抗鱼藤酮诱导的 PD 模型果蝇表型。这对研究 PD 的发病机制和找寻治疗 PD 的有效方法提供了一定的理论支持。

[参 考 文 献]

- [1] ARKINSON C, WALDEN H. Parkin function in Parkinson's disease[J]. *Science*, 2018, 360(6386): 267-268.
- [2] POLYMERPOULOS M H, LAVEDAN C, LEROY E, et al. Mutation in the alpha-synuclein gene identified in families with Parkinson's disease[J]. *Science*, 1997, 276(5321): 2045-2047.
- [3] MACCHI Z A, KOLJACK C E, MIYASAKI J M, et al. Patient and caregiver characteristics associated with caregiver burden in Parkinson's disease: a palliative care approach [J]. *Annals of Palliative Medicine*, 2020, 9: S24-S33.
- [4] GE P, DAWSON V L, DAWSON T M. PINK1 and Parkin mitochondrial quality control: a source of regional vulnerability in Parkinson's disease[J]. *Molecular Neurodegeneration*, 2020, 15(1): 1-18.
- [5] BISBAL M, SANCHEZ M. Neurotoxicity of the pesticide rotenone on neuronal polarization: a mechanistic approach [J]. *Neural Regeneration Research*, 2019, 14(5): 762-766.
- [6] THIRUGANAM T, SANTHAKUMAR K. Chemically induced models of Parkinson's disease[J]. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 2022, 252: 109213.
- [7] RICHARDSON D R, LANE D J R, BECKER E M, et al. Mitochondrial iron trafficking and the integration of iron metabolism between the mitochondrion and cytosol[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2010, 107(24): 10775-10782.
- [8] MUDD A T, WAWORUNTU R V, BERG B M, et al. Dietary Alpha-Lipoic acid alters piglet neurodevelopment [J]. *Frontiers in Pediatrics*, 2016, 4: 44.
- [9] PARADKAR P N, ZUMBRENNEN K B, PAW B H, et al. Regulation of mitochondrial iron import through differential turnover of mitoferrin 1 and mitoferrin 2[J]. *Molecular and Cellular Biology*, 2009, 29(4): 1007-1016.
- [10] METZENDORF C, WU W L, LIND M I. Overexpression of *Drosophila mitoferrin* in l(2)mbn cells results in dysregulation of Fer1HCH expression[J]. *Biochemical Journal*, 2009, 421(3): 463-471.
- [11] XUE J, LI G, JI X, et al. *Drosophila* ZIP13 over-expression or transferrin1 RNAi influences the muscle degeneration of Pink1 RNAi by elevating iron levels in mitochondria [J]. *Journal of Neurochemistry*, 2022, 160(5): 540-555.

(责任编辑 闫杏丽)

(上接第 502 页)

- [29] 国家卫生健康委员会. 食品安全国家标准 食品中污染物限量: GB 2762—2022[S]. 北京: 中国标准出版社, 2022: 1-18.
- [30] 王莹, 赵全利, 胡莹, 等. 上虞某铅锌矿区周边土壤植物重金属质量比及其污染评价[J]. *环境化学*, 2011, 30(7): 1354-1360.
- [31] 迟清华, 鄢明才. 应用地球化学元素丰度数据手册[M]. 北京: 地质出版社, 2007: 82-83.
- [32] WANG S, CAI L M, WEN H H, et al. Spatial distribution and source apportionment of heavy metals in soil from a typical county-level city of Guangdong Province, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 655: 92-101.
- [33] 陈文德, 彭培好, 李贤伟, 等. 岩-土-植系统中重金属元素的迁聚规律研究[J]. *土壤通报*, 2009, 40(2): 369-373.
- [34] 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.
- [35] 马宏宏, 彭敏, 刘飞, 等. 广西典型碳酸盐岩区农田土壤-作物系统重金属生物有效性及迁移富集特征[J]. *环境科学*, 2020, 41(1): 449-459.
- [36] 夏飞强. 金寨-霍山地区元素地球化学特征及找矿潜力评价[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2021.
- [37] RUDNICK R L, GAO S. Composition of the continental crust [J]. *Treatise on Geochemistry (Second Edition)*, 2014, 4: 1-51.
- [38] 余顶杰, 王勇生, 杨乘飞, 等. 郟庐断裂带南段两侧花岗岩地球化学特征: 对大别造山带中-下地壳流动的限定[J]. *岩石学报*, 2016, 32(4): 1001-1012.
- [39] 陈武, 任明强, 芦正艳, 等. 贵州典型喀斯特区土壤地球化学特征研究[J]. *中国岩溶*, 2010, 29(3): 246-252.
- [40] 牟保磊. 元素地球化学[M]. 北京: 北京大学出版社, 1999: 57-64, 82-91.
- [41] NRIAGU J O. Arsenic in the environment (Part II) [M]. New York: Wiley, 1994: 17-49.
- [42] 周亚龙, 杨志斌, 王乔林, 等. 雄安新区农田土壤-农作物系统重金属潜在生态风险评估及其源解析[J]. *环境科学*, 2021, 42(4): 2003-2015.
- [43] 王秋艳. 碳酸盐岩风化成土过程中重金属迁移富集特征及环境风险评估[D]. 贵阳: 贵州大学, 2022.

(责任编辑 吴亮)