



文章栏目：土壤污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202109159 中图分类号 X53 文献标识码 A

赵梓霖, 王璋强, 王锐, 等. 电子垃圾拆解区不同用地类型土壤重金属空间分布特征与风险评价[J]. 环境工程学报, 2022, 16(4): 1294-1302. [ZHAO Zilin, WANG Zhangqiang, WANG Rui, et al. Spatial distribution characteristics and risk assessment of heavy metals for different land-use types in electronic waste disposal area[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(4): 1294-1302.]

电子垃圾拆解区不同用地类型土壤重金属空间分布特征与风险评价

赵梓霖¹, 王璋强², 王锐³, 黄侯轩¹, 郑家桐¹, 石航源¹, 肖荣波¹, 卢桂宁³, 黄飞^{1,✉}

1. 广东工业大学环境科学与工程学院, 广州 510006; 2. 华南农业大学农学院, 广州 510642; 3. 华南理工大学环境与能源学院, 广州 510006

摘要 为了探究电子垃圾拆解区不同用地类型土壤重金属的空间分布特征及潜在生态风险, 对广东某电子垃圾拆解区稻田、菜地、荒地和拆解地土壤重金属 Cu、Zn、Cd 和 Pb 的质量分数及形态空间分布特征进行了研究, 并采用地累积指数法和潜在生态风险指数法分别评价重金属潜在的生态风险。结果表明, 4 种用地类型土壤的 Cd 质量分数全部超标, 超标倍数为 1.42~94.2 倍, Cd 是 4 种用地类型土壤潜在危害最大的重金属。拆解地土壤的 4 种重金属质量分数远远超过土壤环境质量标准限值, Cu、Zn、Cd 和 Pb 质量分数分别为标准限值的 8.79、1.38、27.6 和 6.20 倍。各用地类型土壤的潜在生态风险指数介于 165(荒地)~2 587(拆解地), 拆解地土壤达到极强风险水平, 其它用地类型土壤为中等风险水平。本研究结果可为电子垃圾拆解区土壤重金属污染防治与修复实践提供理论参考。

关键词 土壤重金属; 重金属形态; 分布特征; 生态风险

随着电子产品迭代速度的持续加快, 电子垃圾的产生量不断攀升。2019 年全球共产生 5.36×10^7 t 电子垃圾, 相比 2014 年增长了 21.0%^[1]。拆解是电子垃圾常用的回收处理方法之一, 但在拆解过程中, 大量有毒有害的重金属常未被有效回收, 因而造成严重的土壤污染风险, 从而给人群健康带来潜在威胁^[2-3]。因此, 电子垃圾拆解区土壤重金属污染分布特征受到了众多学者的广泛研究。梁啸^[4]的研究表明, 电子垃圾拆解场周边农田土壤中重金属 Cd 和 Cu 质量分数均超过国家土壤环境质量标准限值^[5]; SHI 等^[6]的研究表明, 温岭市电子垃圾拆解场周边水稻田土壤在 2006—2016 年重金属 Cd、Cu、Ni 和 Zn 的质量分数分别增加了 0.110、11.8、1.01 和 6.82 mg·kg⁻¹, 这表明电子垃圾拆解会导致严重的重金属污染; 张璐瑶等^[7]发现, 浙江某电子垃圾拆解区内农用地重金属 Cd 质量分数平均值是土壤背景值的 6.3~10.0 倍, 且部分农作物 Cd 质量分数超过食品安全限值, 这说明电子垃圾拆解不仅会造成土壤重金属污染, 而且会严重威胁农产品质量安全。以上研究侧重于电子垃圾拆解区农田土壤重金属质量分数分布特征, 但是, 针对电子垃圾拆解区不同用地类型土壤重金属的空间分布特征及风险, 报道较少。

收稿日期: 2021-09-27; 录用日期: 2022-03-08

基金项目: 广东省基础与应用基础研究基金面上项目(2019A1515012187); 广东省重点领域研发计划项目(2019B110207001)

第一作者: 赵梓霖(1997—), 男, 硕士研究生, 13690059883@163.com; ✉通信作者: 黄飞(1983—), 男, 博士, 副教授, E-mail: feihuang2011@163.com

本研究以广东省汕头市潮阳区贵屿镇的拆解区为研究对象，对拆解地以及周边菜地、稻田和荒地等不同深度土壤样品进行采集，研究 Cu、Zn、Cd 和 Pb 等重金属质量分数与形态的空间分布特征，并采用地累积指数法和潜在生态风险指数法分别评价不同用地类型土壤重金属潜在的生态风险，以期为土壤重金属污染防治与修复实践提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

贵屿镇是国内三大电子垃圾拆解基地之一，20 世纪 90 年代开始涌现大量手工拆解回收电子垃圾的家庭式小作坊，导致大量含重金属污水直接排放到环境中，从而造成土壤重金属污染^[8-9]。有研究^[10-11]表明，电子垃圾拆解使该区域土壤重金属污染情况进一步恶化，重金属镍、锌、镉和砷的质量分数分别为背景值的 141%、198%、206% 和 181%，并发现有 14.3% 的稻米样品 Pb 超标。

1.2 样品采集与分析

1) 样品采集及前处理。以广东省汕头市潮阳区贵屿镇拆解地及周围的菜地、稻田和荒地等不同用地类型土壤为研究对象，共设置 15 个采样区(图 1)。采用对角线布点法在每个采样区布置 3 个采样点，每个采样点按地表下 0~10、10~20、20~40、40~60、60~80、80~100 cm 依次钻取 6 个土层。同时，每层采样点取 3 个平行样，置于干净通风处晾干，去除石子、杂草、残枝等杂物，用研钵研磨后过 100 目筛，筛下土样于干燥处密封保存备用^[12]。研究区域共采集 270 份土壤样品，包括菜地土壤样品 126 份、荒地土壤样品 54 份、稻田土壤样品 72 份、拆解地土壤样品 18 份，总共测定总样品数为 4 050 个。

2) 重金属质量分数测定。取 0.1 g 土壤样品放入坩埚中，滴入适量去离子水，加入 10 mL 盐酸，将坩埚置于通风橱内的电热板上 120 °C 左右加盖加热。当坩埚内盐酸剩余 3 mL 左右时，取下稍冷，分别加入 5 mL 硝酸、5 mL 氢氟酸、3 mL 高氯酸，中温加盖加热，60 min 后开盖飞硅，时常摇动坩埚，冒大量白烟时盖上盖子使坩埚内壁黑色物质消解，待黑色物质被完全消解后，开盖使白烟冒尽。若经过以上步骤坩埚内呈黄色溶液，则可加入 1~2 mL 的硝酸，若有黑色的物质残余则加入 1~2 mL 的高氯酸。用水冲洗坩埚盖和内壁，将溶液转移至 50 mL 容量瓶中，冷却后定容摇匀^[13]。重金属质量分数采用石墨炉原子吸收法测定^[14-15]。

3) 重金属形态测定。采用 BCR 连续提取法^[16]分析重金属形态。酸提取态：准确称取 1.00 g 样品于 50 mL 聚丙烯塑料离心管中，加入 20 mL 0.1 mol·L⁻¹ 醋酸溶液，室温下振荡 16 h，使用离心机 (TD5A, 卢湘仪) 在 3 000 r·min⁻¹ 下离心，将上清液移出稀释至 50 mL，用原子吸收分光光度计 (Z2000, 日立) 测量并计算重金属质量分数。可还原态：加入 20 mL 0.1 mol·L⁻¹ NH₂OH·HCl (pH=2)，室温下振荡 16 h，离心、稀释后用原子吸收分光光度计测量并计算重金属质量分数。可氧化态：加入 30% H₂O₂ 溶液，室温下振荡 1 h，85 °C 水浴提取 2 h，冷却后加入 3 mL 1 mol·L⁻¹ NH₄Ac 溶液 (pH=2)，室温下振荡 16 h，离心、稀释后用原子吸收分光光度计测量并计算重金属质量分数。残渣态：HNO₃-HF-HClO₄ 湿法消解，赶酸至近干，将上清液移出稀释至 50 mL，用原子吸收分光光度计测量并计算重金属质量分数。



图 1 研究区域及采样点分布示意图

Fig. 1 Study area and distribution of sampling sites

1.3 评价方法

1) 地累积指数法。在评价过程中除了考虑人为污染因素、环境地球化学背景值外,还考虑到自然成岩作用引起背景值变动的因素^[17]。地累积指数(I_{geo})的计算方法见式(1)。

$$I_{geo} = \log_2[\omega_{i,s}/(K\omega_{i,n})] \quad (1)$$

式中: $\omega_{i,s}$ 为元素*i*在土壤中的实测质量分数, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; K 为考虑岩石差异引起背景值变动而取的修正指数(取 $K=1.5$); $\omega_{i,n}$ 为元素*i*在土壤中的化学背景值, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。土壤重金属的背景值和地累积指数等级划分见表1和表2^[18-19]。

2) 潜在生态风险指数法。根据重金属性质及其在环境中行为特点,将重金属质量分数、生态效应、环境效应和毒理学联系在一起进行评价^[20-21]。某一区域土壤中第*i*种重金属的潜在生态风险系数(E_i)和土壤中多种重金属的潜在生态风险指数(RI)的计算方法见式(2)和式(3)。

$$E_i = T_i \cdot \frac{\omega_{i,s}}{\omega_{i,n}} \quad (2)$$

$$RI = \sum E_i = \sum T_i \cdot \frac{\omega_{i,s}}{\omega_{i,n}} \quad (3)$$

式中: T_i 为元素*i*的毒性系数; $\omega_{i,s}$ 为元素*i*在土壤中的实测质量分数, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; $\omega_{i,n}$ 为元素*i*在土壤中的化学背景值, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。土壤重金属毒性系数和潜在生态风险指数法污染分级见表3^[22-23]。

2 结果与讨论

2.1 重金属质量分数分布特征

根据不同用地类型土壤重金属质量分数的

分布特征可知(图2),菜地、稻田和荒地土壤的Cd超标尤为严重,达到《农用地土壤污染风险管控标准》(GB15618-2018)^[24]标准限值的1.07~4.00倍。值得注意的是,拆解地土壤4种重金属质量分数均远远超过标准限值,第6层土壤中Cd的质量分数高达 $28.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图2(d)),相当于环境标准限值的94.2倍,背景值的267倍。同样,于敏等^[25]在对贵屿镇拆解地100 cm深处土壤的研究中,发现重金属质量分数相当于土壤背景值的2~200倍。

菜地、稻田和荒地土壤的重金属质量分数随土层深度的增加呈现下降趋势,但拆解地土壤第5和6层的重金属质量分数显著高于1~4层,同时存在严重的Cu、Zn、Cd和Pb污染(图2(d))。菜地、稻田和荒地土壤的重金属质量分数变化趋势与柴艳芳^[26]和李科等^[27]的研究结果类似,但拆解地土壤重金属沿剖面变化特征与以上研究者调研结果存在显著差异,这说明该拆解地在60~100 cm处土壤重金属污染的影响因素较为复杂。

表1 土壤重金属背景值及毒性系数

Table 1 Background value and toxicity coefficient of soil heavy metals

重金属元素	背景值/ $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	毒性系数
Cu	11.5	5
Zn	63.3	1
Cd	0.106	30
Pb	43.3	5

表2 地累积指数分级标准

Table 2 Criteria for index of geo-accumulation

地累积指数 I_{geo}	分级	污染程度
$I_{geo} \leq 0$	0	无污染
$0 < I_{geo} \leq 1$	1	轻度~中等污染
$1 < I_{geo} \leq 2$	2	中等污染
$2 < I_{geo} \leq 3$	3	中等~强污染
$3 < I_{geo} \leq 4$	4	强污染
$4 < I_{geo} \leq 5$	5	强污染~极严重污染
$5 < I_{geo} \leq 10$	6	极严重污染

表3 潜在生态风险系数及潜在生态风险指数分级标准

Table 3 Criteria for potential ecological risk coefficients and potential ecological risk indices

潜在生态风险系数 E_i	潜在生态风险指数RI	污染程度
$E_i < 40$	$RI < 150$	轻度生态危害
$40 \leq E_i < 80$	$150 \leq RI < 300$	中等生态危害
$80 \leq E_i < 160$	$300 \leq RI < 600$	强度生态危害
$160 \leq E_i < 320$	$600 \leq RI < 1200$	很强生态危害
$320 \leq E_i$	$1200 \leq RI$	极强生态危害

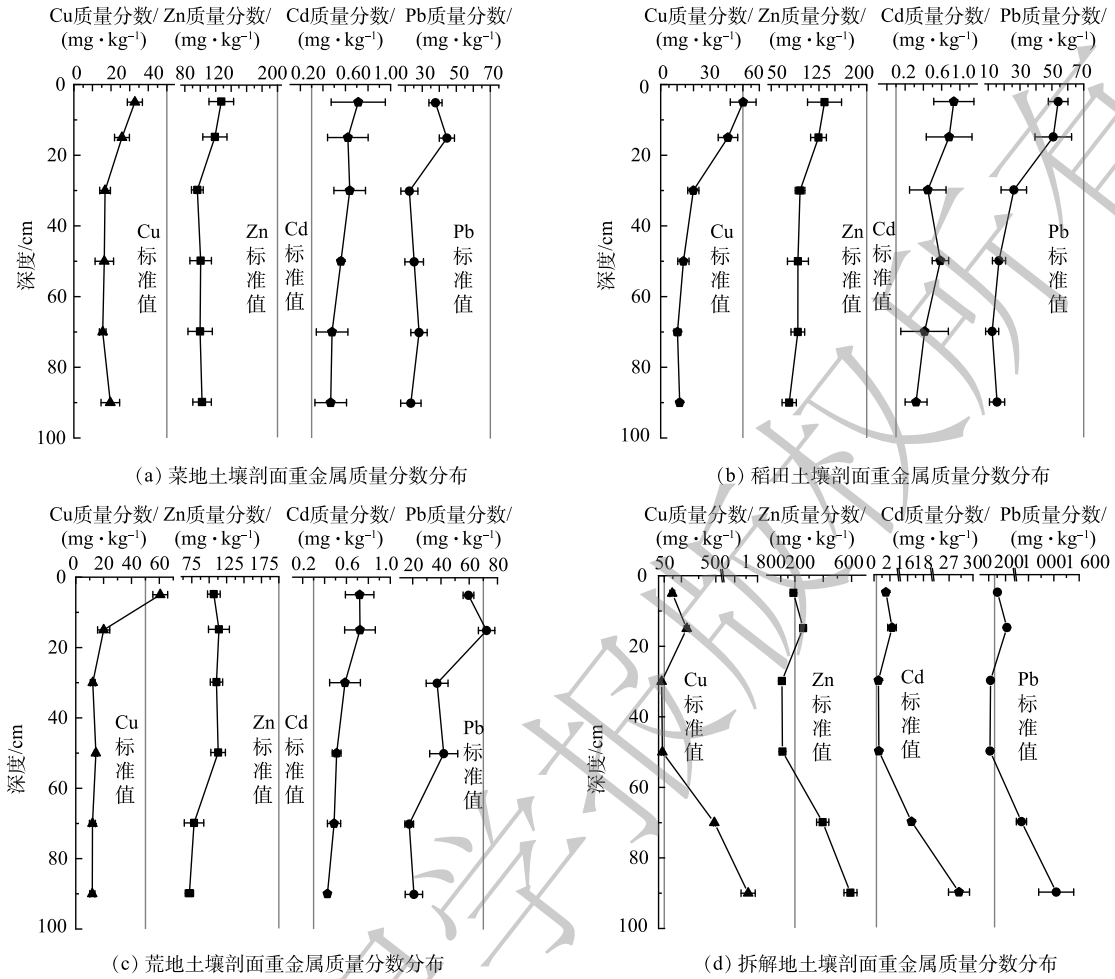


图 2 不同用地类型土壤剖面重金属质量分数分布特征

Fig. 2 Distribution of heavy metals concentration in the soil profile of different land-use types

2.2 重金属形态分布特征

从重金属形态分布特征来看 (图 3)，菜地、稻田和荒地土壤的酸提取态重金属中，比例最高的重金属为 Cu(平均 21.4%)，可还原态重金属占比最高的是 Pb，高达 38.3%。有研究表明^[28]，可还原态重金属会与土壤中铁锰氧化物结合，化学键的还原会将重金属离子释放，这说明可还原态可作为土壤 Pb 的活性组分之一，潜在危害不容忽视^[29]。值得注意的是，菜地和稻田的土壤酸提取态 Cd 占比高于荒地，这可能是因为菜地和稻田土壤中作物的根系分泌物、微生物代谢活动影响了重金属在土壤中的赋存形态，故导致重金属向利于植物吸收富集的酸提取态转化^[30-31]。此外，随着土壤深度的增加，重金属 Zn 形态变化是 4 种重金属中最为明显的，其中第 6 层土壤的酸提取态 Zn 相较于第 1 层平均下降了 48.0%，而残渣态 Zn 平均上升了 48.8%。

拆解地土壤中重金属形态分布与其它类型用地存在明显不同。其中，第 5 和 6 层土壤的酸提取态 Cd 占比极高，分别高达 55.3% 和 79.8%，而酸提取态 Cu 占比仅为 0.52% 和 3.66%(图 3(d))。同样，林娜娜等^[32]报道了广东清远某电子垃圾拆解区土壤重金属形态的分布特征，酸提取态 Cd 占比达 60%~70%。拆解地土壤剖面第 5 和 6 层重金属污染较为严重，这很有可能是重金属长期地向下迁移所造成的^[33-35]。

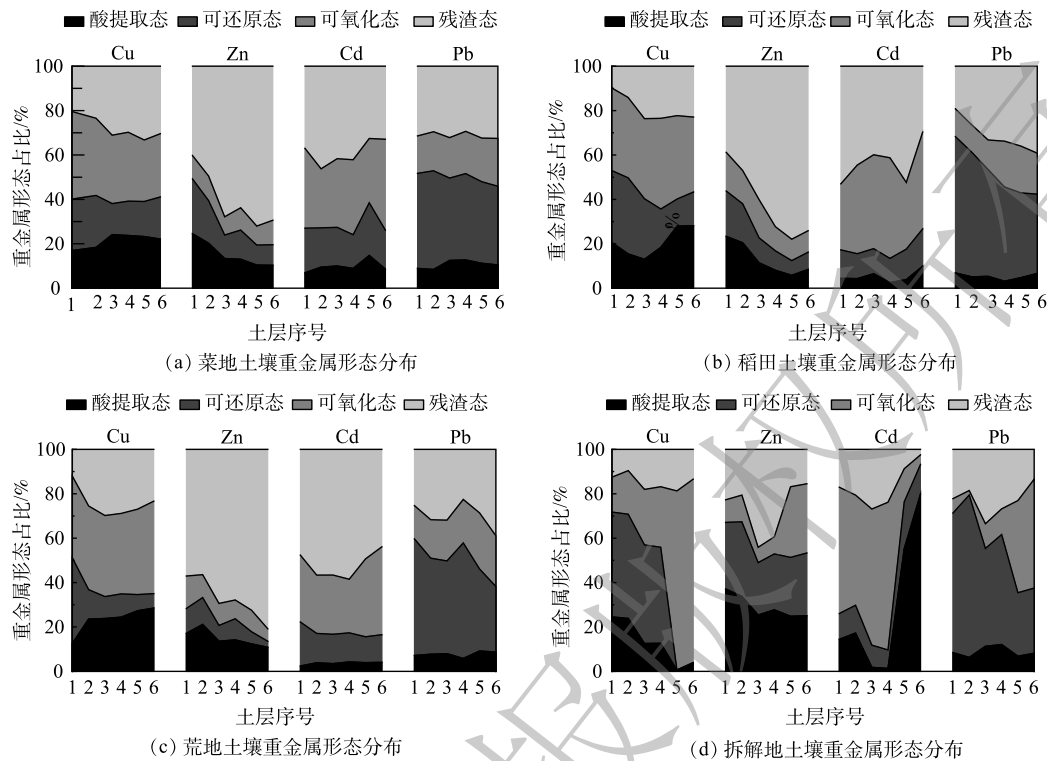


图3 不同用地类型土壤中重金属化学形态的分布

Fig. 3 Distribution of heavy metals speciation in different land-use types

2.3 地累积指数法评价结果

菜地、稻田和荒地土壤重金属的污染指数, 总体呈现随深度增加而降低的变化趋势(表4)。重金属Cu和Zn的地累积指数集中在0~1, 整体为轻微污染, Pb是地累积指数均值最低的重金属, 仅在0~20 cm土壤出现指数>0的情况。同样, 李定龙等^[36]的研究表明, 台州某拆解地周围稻田重金属Cu的地累积指数为0~1。值得注意的是, 稻田0~20 cm处土壤Cd污染程度远比菜地和荒地严重, 这是因为, 稻田Cd地累积指数均值为2.51, 相对于菜地和荒地分别高出21.3%和14.9%。

一般情况下, 电子垃圾拆解通过酸化和水洗等方式来分解其中有用的物质, 其它无法拆解的部分填埋或焚烧, 电子垃圾残存的重金属很有可能会渗入土壤中^[37]。本研究中, 拆解场地土壤不同重金属的污染指数, 存在明显差别。第1和2层土壤Cu和Cd为强污染(指数均值3~4), 第3和4层土壤污染程度相较于其它层次的土壤更低, 甚至重金属Pb处在“无污染”级别, 但第5和6层重金属污染程度尤为严重, 其中Cd污染指数分别达6.70和7.47, 均处于最高的“极严重污染”等级。结合本研究结果与前人研究^[7, 38]可知, 拆解场地0~20 cm土壤的污染可能是源自电子垃圾填埋、焚烧和废水渗入, 且第2层土壤重金属累积量最大。至于其它3种用地类型的土壤, 同样遭受了来自拆解地的不同重金属污染^[6], 其中Cd的累积量最大且垂直迁移能力最强。

2.4 潜在生态风险指数法评价结果

从各重金属潜在生态风险系数(E)可以看出(图4), 菜地、稻田和荒地各层土壤中Cu、Zn和Pb重金属污染风险系数均<40, 均表现为轻度生态危害风险级别。各用地类型土壤Cd的风险系数均>80(图4(c)), 其中, 稻田Cd的风险系数比菜地和荒地分别高出25.1%和38.6%; 李依微等^[39]的研究表明, 该拆解区内水体Cd污染严重, 故使用了含Cd灌溉水可能是导致稻田Cd的风险系数较高的原因。值得注意的是, 拆解地重金属Cu、Zn、Cd和Pb的潜在生态风险系数平均值分别为

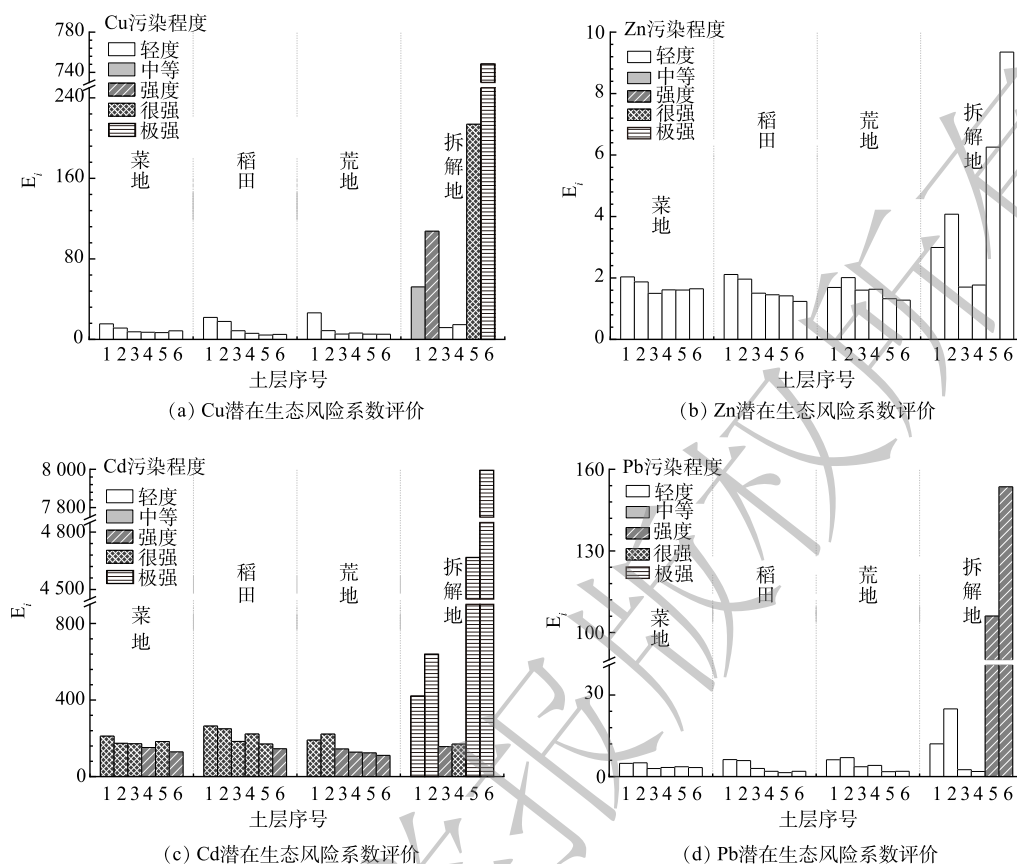
表4 不同用地类型土壤中重金属污染地累积指数评价 (I_{geo})Table 4 Geo-accumulation index (I_{geo}) of heavy metals in different land-use types

用地类型	土层序号	Cu		Zn		Cd		Pb	
		I_{geo} 均值	污染等级	I_{geo} 均值	污染等级	I_{geo} 均值	污染等级	I_{geo} 均值	污染等级
菜地	1	0.93	1	0.42	1	2.17	3	-0.78	0
	2	0.59	1	0.33	1	1.97	2	-0.54	0
	3	-0.04	0	0.02	1	2.00	3	-1.53	0
	4	-0.07	0	0.08	1	1.82	2	-1.36	0
	5	-0.15	0	0.07	1	1.60	2	-1.21	0
	6	0.19	1	0.11	1	1.56	2	-1.48	0
稻田	1	1.54	2	0.49	1	2.55	3	-0.27	0
	2	1.25	2	0.39	1	2.47	3	-0.35	0
	3	0.21	1	0.00	1	2.03	3	-1.31	0
	4	-0.32	0	-0.05	0	2.31	3	-1.95	0
	5	-0.75	0	-0.05	0	1.95	2	-2.38	0
	6	-0.58	0	-0.28	0	1.71	2	-2.06	0
荒地	1	1.82	2	0.17	1	2.18	3	-0.12	0
	2	0.22	1	0.26	1	2.19	3	0.16	1
	3	-0.50	0	0.22	1	1.88	2	-0.80	0
	4	-0.25	0	0.25	1	1.68	2	-0.63	0
	5	-0.53	0	-0.28	0	1.61	2	-1.89	0
	6	-0.53	0	-0.41	0	1.42	2	-1.64	0
拆解地	1	2.80	3	1.00	2	3.22	4	0.68	1
	2	3.84	4	1.44	2	3.83	4	1.73	2
	3	0.64	1	0.18	1	1.80	2	-1.56	0
	4	0.97	1	0.24	1	1.92	2	-2.00	0
	5	4.83	5	2.06	3	6.70	6	3.82	4
	6	6.64	6	2.64	3	7.47	6	4.36	5

191、4.36、2340和50.2，其中，第5和6层土壤Cu和Cd的风险系数非常高，尤其是Cd的风险系数在这2层土壤分别达到4667和7994(图4(d))，表现为最高的“极强生态危害”等级。

各用地类型综合生态风险指数(RI)表明(图5)，4种用地类型土壤中重金属潜在生态风险指数均值分别为229(菜地)、238(稻田)、165(荒地)和2587(拆解地)，其中，菜地、稻田和荒地土壤风险级别为中等污染。值得注意的是，高生态风险指数的拆解地中第5和6层土壤重金属生态风险指数分别高达4993和8906，均达到“极强生态危害”等级。同样，梁啸^[4]和尹芳华等^[40]通过对拆解地及周边农田的调研发现，拆解地重金属生态风险处于极强等级，农田生态风险则为中等以上级别。

根据陈江等^[41]的报道，土壤重金属污染分担率可采用重金属潜在生态风险系数与风险指数的比值来计算，从而反映各重金属对潜在生态风险指数的贡献比率。本研究中，Cu、Zn和Pb在4种用地类型各层土壤中的污染分担率为0.01%~11.8%，而Cd在菜地、稻田、荒地和拆解地土壤中的风险指数贡献率分别高达92.6%、94.2%、91.5%和90.5%。4种用地类型土壤中，稻田Cd污染分担

图4 各重金属的潜在生态风险系数 (E_i) 评价Fig. 4 Potential ecological risk factor (E_i) of heavy metals in four land-use types

率是最高的。同样，ISLAM等^[42]通过该评价方法计算拆解地土壤重金属Cd对潜在生态风险指数分担率达77.7%。

3 结论

1) 拆解地土壤Cu、Zn、Cd和Pb的质量分数均较大程度超过《农用地土壤污染风险管控标准》的标准限值，且60~100 cm处土壤的重金属质量分数明显高于0~60 cm层。4种用地类型中各层土壤Cd的质量分数均超过标准限值。

2) 菜地和稻田土壤酸提取态Cd占比高于荒地，拆解地中第5和6层土壤酸提取态Cd占比>50%。各用地类型土壤中Zn形态随深度变化显著，随深度的增加，由酸提取态和可还原态向可氧化态和残渣态转化。

3) 不同用地类型土壤中重金属潜在的生态风险排序为：拆解地>稻田>菜地>荒地。拆解地土壤重金属潜在生态风险极高，菜地、稻田和荒地均为中等风险。重金属Cd对各用地类型土壤重金属污染组成的贡献最大，土壤累积量最大且垂直迁移能力最强，在稻田土壤Cd元素防控修复工作中尤需关注。

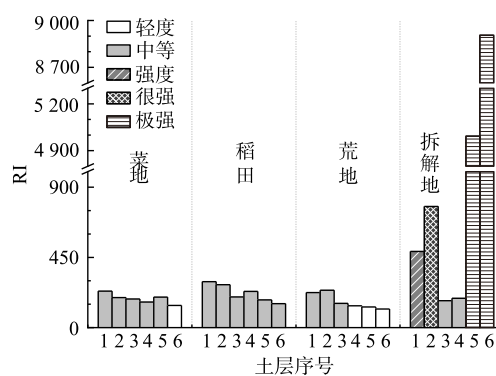


图5 不同用地类型土壤中重金属综合生态风险指数 (RI) 评价

Fig. 5 Potential ecological risk index (RI) of heavy metals in different land-use types

参考文献

- [1] FORTI V, BALDE C P, KUEHR R, et al. The global e-waste monitor 2020: Quantities, flows and the circular economy potential[M]. United Nations: International Telecommunication Union and International Solid Waste Association, 2020: 1-2.
- [2] ONGONDO F O, WILLIAMS I D, CHERRETT T J. How are WEEE doing? A global review of the management of electrical and electronic wastes[J]. *Waste Management*, 2011, 31(4): 714-730.
- [3] 刘非凡, 白建峰, 顾卫华, 等. 烟草霉¹⁴C对黑麦草修复电子废物拆解场地土壤重金属的影响[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(7): 1886-1893.
- [4] 梁啸. 电子废物拆解区典型污染农田的重金属空间分布特征及风险分析[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2016.
- [5] 中华人民共和国国家环境保护局, 中国国家技术监督局. 土壤环境质量标准: GB 15618-1995[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995.
- [6] SHI A, SHAO Y F, ZHAO K L, et al. Long-term effect of E-waste dismantling activities on the heavy metals pollution in paddy soils of southeastern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 705: 135971.
- [7] 张璐瑶, 赵科理, 傅伟军. 电子垃圾拆解区土壤-农作物系统中镉元素的空间分布特征及其风险评价[J]. *环境科学*, 2021: 1-15.
- [8] 赖伟豪. 普宁市农村土地流转存在问题及对策研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2019.
- [9] 张明亮. 汕头市潮阳区崩塌、滑坡地质灾害发育特征分析[J]. *西部资源*, 2020(6): 88-90.
- [10] 罗杰, 方楚凝, 游远航, 等. 电子废物堆场表层土壤重金属元素的生态地球化学预警——以广东贵屿为例[J]. *地球与环境*, 2012, 40(1): 108-114.
- [11] 尹伊梦, 赵委托, 黄庭, 等. 电子垃圾拆解区土壤-水稻系统重金属分布特征及健康风险评价[J]. *环境科学*, 2018, 39(2): 916-926.
- [12] 陈振波. 当前环境下土地重金属含量污染评价——广东区域为例[J]. *化工管理*, 2018(24): 138-139.
- [13] 杨进. 土壤中金属元素分析的不同消解方法比较[J]. *环境科学与技术*, 2018, 41(S2): 184-188.
- [14] YAHYA M, KESEKLER S, DURUKAN İ, et al. Determination of prohibited lead and cadmium traces in hair dyes and henna samples using ultrasound assisted-deep eutectic solvent-based liquid phase microextraction followed by microsampling-flame atomic absorption spectrometry[J]. *Analytical Methods*, 2021, 13(8): 1058-1068.
- [15] MOLINA L, LAPIS J R, GREENIVASULU N, et al. Determination of cadmium concentration in milled and brown rice grains using graphite furnace atomic absorption spectrometry[J]. *Methods in Molecular Biology*, 2019, 1892: 265-275.
- [16] 张含, 李伟, 王佳伟, 等. 城市污泥重金属在高级厌氧消化工艺系统中的迁移转化及风险评价[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(1): 289-297.
- [17] 陈城, 鲁潇, 于坤, 等. 安徽迪沟采煤沉陷区土壤和沉积物重金属特征及潜在生态风险评价[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(3): 570-579.
- [18] 罗杰. 广东省韩江三角洲土壤污染源辨析及其环境承载力[D]. 武汉: 中国地质大学, 2016.
- [19] YUAN X H, XUE N D, HAN Z G. A meta-analysis of heavy metals pollution in farmland and urban soils in China over the past 20 years[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2021, 101: 217-226.
- [20] WANG N N, WANG A H, Kong L H, et al. Calculation and application of Sb toxicity coefficient for potential ecological risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018: 610-611.
- [21] SAEED N, MARZIEH M. Potential Ecological Risk Assessment of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in Roadside Soils[J]. *Earth and Space Science*, 2021, 8(4): 1120.
- [22] 王丽霞, 杜子文, 封莉, 等. 连续施用城市污泥后林地土壤中重金属的含量变化及生态风险[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(3): 1092-1102.
- [23] DONG H M, ZHAO J B, XIE M P. Heavy metal concentrations in orchard soils with different cultivation durations and their potential ecological risks in Shaanxi province, northwest China[J]. *Sustainability*, 2021, 13(9): 4741.
- [24] 杨伟光, 陈卫平, 杨阳, 等. 新疆某矿区周边土壤重金属生物有效性及生态风险评价[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(8): 1930-1939.
- [25] 于敏, 牛晓君, 魏玉芹, 等. 电子垃圾拆解区域重金属污染的空间分布特征[J]. *环境化学*, 2010, 29(3): 553-554.
- [26] 柴艳芳. 电子电器废弃物拆解区土壤重金属迁移特征与机理探讨[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2015.
- [27] 李科, 丁晴晴, 蒙丽娜, 等. 电子垃圾拆解区不同深度土壤重金属污染特征[J]. *环境科学与技术*, 2015, 38(6): 204-209.
- [28] 邓建才, 陈效民, 卢信, 等. 封丘地区主要土壤中硝态氮迁移规律研究[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(1): 128-133.
- [29] 黄华伟, 朱崇岭, 任源. 龙塘镇电子垃圾拆解区土壤和河流底泥重金属赋存形态及生态风险[J]. *环境化学*, 2015, 34(2): 254-261.
- [30] 牛小云, 高卓田, 周健, 等. 种植杞柳对根际土壤中重金属镉形态、养分质量分数及微生物数量的影响[J]. *东北林业大学学报*, 2019, 47(7): 84-89.
- [31] 刘白林, 马新旺, 朱赛勇, 等. 白银黄灌农业区不同土层重金属赋存形态及其风险评价[J]. *兰州大学学报(自然科学版)*, 2014, 50(3): 431-436.
- [32] 林娜娜, 任源, 周卓为. 硫酸盐对电子垃圾拆解地底泥中重金属形态的影响[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(1): 503-508.
- [33] 邹富楠, 龙新宪, 余光伟, 等. 混合改良剂钝化修复酸性多金属污染土壤的效应——基于重金属形态和植物有效性的评价[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(9): 1787-1795.
- [34] 刘华. 改良剂对镉矿土壤重金属形态及短毛蓼修复效率的影响[D]. 桂林: 广西师范大学, 2014.
- [35] 毛彦青. 河道污染底泥生物和化学修复对重金属形态分布影响研究

- [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2014.
- [36] 李定龙, 杨洁, 杨彦, 等. 电子废弃物拆解场地土壤重金属健康风险评估[J]. 环境与健康杂志, 2012, 29(6): 547-549.
- [37] 徐航. 中国电子垃圾处理出路在何方?[J]. 生态经济, 2018, 34(7): 10-13.
- [38] 顾顺斌. 电子垃圾拆解周边区域土壤-蔬菜系统重金属污染特征、风险评估及安全利用研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2021.
- [39] 李依微, 罗千里, 周华, 等. 练江干流底质污染及水质响应关系研究(责任编辑: 金曙光)
- [J]. 给水排水, 2021, 57(10): 67-72.
- [40] 尹芳华, 杨洁, 杨彦. 电子废弃物拆解旧场地土壤重金属污染特征及生态风险评估初探[J]. 安徽农业科学, 2013, 41(5): 2218-2221.
- [41] 陈江, 张海燕, 何小峰, 等. 湖州市土壤重金属元素分布及潜在生态风险评估[J]. 土壤, 2010, 42(4): 595-599.
- [42] ISLAM S, AHMED K, MASUNAGA S. Potential ecological risk of hazardous elements in different land-use urban soils of Bangladesh[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 512-513: 94-102.

Spatial distribution characteristics and risk assessment of heavy metals for different land-use types in electronic waste disposal area

ZHAO Zilin¹, WANG Zhangqiang², WANG Rui³, HUANG Yuxuan¹, ZHENG Jiatong¹, SHI Hangyuan¹, XIAO Rongbo¹, LU Guining³, HUANG Fei^{1*}

1. School of Environmental Science and Engineering, Guangdong University of technology, Guangzhou 510006, China;

2. School of Agriculture, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 3. School of Environment and Energy, South China University of Technology, Guangzhou 510006, China

*Corresponding author, E-mail: feihuang2011@163.com

Abstract In order to investigate the spatial distribution characteristics and potential ecological risks of soil heavy metals for different land-use types in the e-waste dismantling area, the spatial distribution characteristics of heavy metals, including Cu, Zn, Cd, and Pb, were studied for different land-use types in the e-waste disposal area located Guangdong province, such as paddy field, vegetable plot, barren land, and disposal site. The mass fraction and speciation of these heavy metals had been also examined for the four different land-use types, whose potential environmental risks were further assessed by geo-accumulation index (I_{geo}) and Hankanson potential ecological risk index (RI), respectively. The results showed that mass fraction of Cd in four land-use types have exceeded Soil Environmental Quality Standard, in which the exceed multiple ranged from 1.42 to 94.2, highlighting the Cd pollution was the most significant among these heavy metals. For disposal site, the content of four heavy metals far exceeded the standards, increasing about 8.79, 1.38, 27.6 and 6.20-fold of the standard values for Cu, Zn, Cd, and Pb, respectively. Furthermore, the ecological risk of different land-use types ranged from 165 (barren land) to 2 587 (disposal site), with the disposal site reaching a very strong risk and the others reaching at a medium risk, respectively. These results could provide scientific basis and theoretical reference for the prevention and remediation of heavy metal pollution in the soil, especially for the electronic waste disposal area.

Keywords soil heavy metals; heavy metal speciation; distribution characteristics; ecological risk