

两种土地利用方式下土壤重金属污染特征与评价

何如海¹ 薛中俊² 刘娜² 李青松¹ 胡宏祥²¹

(1. 安徽农业大学 经济管理学院, 安徽 合肥 230036;

2. 安徽农业大学 资源与环境学院, 安徽 合肥 230036)

【摘要】: 为研究安徽铜陵某矿区耕地和人工林地两种土地利用方式下土壤重金属污染特征,应用 Tomlinson 污染负荷指数法和生物富集系数评价研究区土壤重金属 Cd、Cu 污染水平和植物重金属富集水平。结果表明:研究区耕地土壤 Cd、Cu 全量 2.34 和 161.25mg/kg,均高于林地 Cd、Cu 全量 1.26 和 80.15mg/kg,二者均超农用地土壤污染风险筛选值(GB15618-2018, pH≤5.5)和铜陵市重金属背景值,耕地和林地污染水平分别为中度污染和轻微污染。耕地糙米 Cd(0.95mg/kg)超标严重,黄山栾树地上部 Cd、Cu 富集系数均低于水稻地上部。综上,黄山栾树人工林地 Cd、Cu 污染轻于耕地,退耕还林是研究区更佳的土地利用选择。

【关键词】: 铜陵 重金属污染 评价 土地利用方式

【中图分类号】: X53;X826 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2020)08-1858-07

铜陵位于安徽省南部、濒临长江南岸,是我国著名的有色多金属矿区^[1]。矿产资源开发活动(“三废”排放、尾矿堆放)对周边耕地造成严重的重金属污染,不仅影响作物生长,污染物还可经食物链危害人体健康^[2]。耕地安全生产是保障国家粮食安全的前提,因而矿区周边耕地重金属污染问题值得关注。已有对铜陵矿区土壤及蔬菜重金属污染状况进行了研究,如豆长明等^[3]研究发现,铜陵矿区周边菜地土壤 Cd、Cu 平均含量均超过国家土壤二级标准,根类蔬菜萝卜中 Pb 和 Cd 的平均含量超标,其超标率分别高达 88%和 50%;李如忠等^[4]研究发现,铜陵惠溪河流域及有色金属冶炼厂周边零星菜地土壤中 As、Ni、Cu、Pb、Cd 和 Zn 6 种重金属污染物含量均显著高于铜陵市土壤背景值,长期食用菜地蔬菜可能带来较高健康风险。陆金等^[5]对铜陵狮子山矿区土壤重金属污染特征的研究发现,矿区表层土壤中重金属 Cu、Pb、Zn 和 Cd 的平均含量均超过铜陵市土壤背景值,菜地土壤重金属污染达中度污染水平。杨西飞等^[6]对铜陵矿区农田土壤及水稻重金属污染现状的研究发现,铜陵矿区农田表层土壤 Cd、Cu 污染严重,其他元素污染较轻表现为 Pb>As>Zn>Hg,粳米样品 Cd 含量超标。综上可知,铜陵矿区土壤及农作物已受重金属不同程度污染。

针对污染物含量高于农用地土壤污染风险筛选值(管制值)的土壤,2018 年 8 月国家生态环境部发布的《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)中提及替代种植、退耕还林等管控措施。土地利用方式影响着土壤中污染物的功能,在食物链的初始阶段决定了重金属的生物可利用性和毒性^[7]。不同地区土地利用类型的空间异质性可对土壤中营养元素和重金属分布产生广泛影响^[8,9]。林地资源在土壤保持、净化环境等方面具有重要作用。已有研究证实,林地作为重金属的巨大储存库,对重金属具有明显的消减作用^[10]。鉴于铜陵矿区部分耕地重金属 Cd、Cu 污染严重且污染物 Cd 已对农产品质量构成威胁,本研究选取某硫铁矿重金属污染耕地,于 2016 年 4 月在稻油轮作区部分转变土地利用方式,种植 20 亩黄山栾树(*Koelreuteria integrifoliola*)以对比耕地和林地两种土地利用方式下土壤和植物的重金属含量,探讨重金属污染耕地退耕还林后的土地治理

作者简介: 何如海(1969-),男,博士,副研究员,主要从事区域经济与土地资源可持续利用研究。E-mail:ruhahie@ahau.edu.cn
胡宏祥, E-mail:hongxianghu@163.com

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0801105);国家自然科学基金项目(71873003)。

效果。污染负荷指数法是 Tomlinson 等学者提出的用于重金属污染水平分级研究的一种评价方法,该方法现已被广泛应用于重金属污染评价。本文以安徽铜陵某尾矿周边 Cd、Cu 污染耕地和黄山栾树人工林林地为研究对象,通过分析两种土地利用方式下土壤全量及有效态重金属和植物重金属含量特征,利用污染负荷指数法和生物富集系数分别对土壤和植物重金属污染进行评价,旨在为该地区重金属 Cd、Cu 污染耕地风险评估和安全利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于铜陵市某硫铁矿尾矿周边耕地(30° 56′ 39″ N, 117° 59′ 16″ E),平均海拔高度 15m,气候为亚热带湿润季风气候,年均气温 17.6℃,年均降水量 1299.8mm,主要种植作物为水稻和油菜。该区域耕地面积约 200 亩,耕地种植 10 年以上,林地种植已 3 年。耕地土壤类型为水稻土,耕层土壤理化性质见表 1。因硫铁矿地区地球化学异常及受自然外营力迁移扩散,研究区土壤 Cd、Cu 全量远超国家农用地土壤污染风险筛选值(GB15618-2018, pH≤5.5)和铜陵市土壤背景值(Cd0.71mg/kg, Cu79.00mg/kg),耕地总体表现 Cd 重度污染、Cu 中度污染。长期对研究区常规种植作物(水稻和油菜)进行采样检测发现,作物可食部位 Cd 含量高于食品安全标准中的限值(GB2762-2017)。

表 1 试验前耕层土壤基本理化性质

	pH	有机质(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	速效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)	全 Cd(mg/kg)	全 Cu(mg/kg)
耕层土壤	5.36	25.33	115.50	23.04	175.50	2.30	157.80

1.2 样品采集与分析测试

2018 年 6 月,对研究区耕地和黄山栾树人工林林地布点采样(耕地 10 个,林地 8 个,图 1)。采用梅花形布点采样法,每一采样点在 6m×8m 区域内采集 5 个点表层土样(0~20cm)并混合均匀,四分法取约 1kg 土样装袋;同时点对点采集土样对应水稻样品或黄山栾树样品。样品采集后带回实验室,植物样分部用自来水冲洗后经去离子水润洗,105℃杀青,70℃烘至恒重,粉碎后过 100 目筛制成样品用于植物样重金属 Cd、Cu 含量测定;土壤样品拾去石块和植物根系后在室内风干,磨碎,分别过 18 目和 100 目用于土壤理化性质及重金属 Cd、Cu 含量测定。

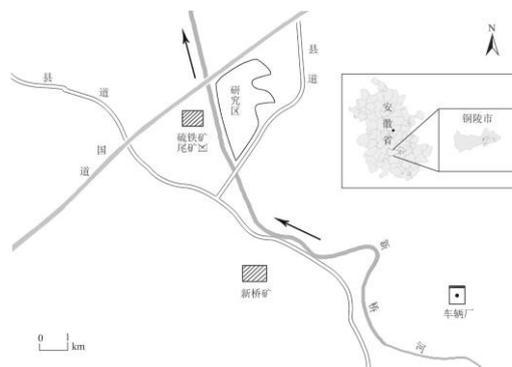


图 1 研究区位置示意

土壤理化性质采用常规方法测定^[11]。土壤有效态重金属采用 DTPA-TEA-CaCl₂ 浸提 (HJ804-2016), 植物和土壤重金属全量分别用 HNO₃-HClO₄ 和 HNO₃-HF-H₂O₂ 消解, 样品 Cd 和 Cu 浓度分别采用石墨炉-原子吸收分光光度计和原子吸收分光光度计 (ZEEnit-700P, 德国耶拿) 测定。样品各指标测定过程中均带入国家标准样品 (ASA-10、GSB-26 和 GSS-5) 进行质量控制, 测试结果符合质控要求。

1.3 重金属污染评价方法

1.3.1 Tomlinson 污染负荷指数法

Tomlinson 污染负荷指数法 (The Tomlinson pollution load index, P) 能够直观地反映污染物对污染的贡献程度及场地重金属时空变化趋势^[12-13]。其计算公式^[14]为:

$$CF_i = \frac{C_i}{C_{0i}} \quad (1)$$

$$P = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_n} \quad (2)$$

式中: CF_i 为土壤中污染物 i 的污染系数; C_i 为土壤中污染物 i 的实测含量, mg/kg; C_{0i} 为污染物 i 的评价标准, 选用铜陵市土壤重金属背景值^[1] (Cd 为 0.71mg/kg, Cu 为 79.00mg/kg) 作为评价标准值, mg/kg; P 为研究区几种重金属污染物的污染负荷指数; n 为重金属污染物的个数。

某一区域污染负荷指数的计算公式为:

$$P_{zone} = \sqrt[n]{P_1 \times P_2 \times \dots \times P_n} \quad (3)$$

式中: P_{zone} 为某一区域污染负荷指数; n 为区域采样点数目。

污染负荷指数法分级标准为: P 或 P_{zone} ≤ 1 为无污染; 1 < P 或 P_{zone} ≤ 2 为轻微污染; 2 < P 或 P_{zone} ≤ 3 为中度污染; P 或 P_{zone} > 3 为强度污染。

1.3.2 生物富集系数

生物富集系数 (Bio-Concentration Factor, BCF) 为植物中重金属元素含量与土壤中相应重金属元素含量的比值^[14]。计算公式为:

$$BCF = \frac{C_{plant}}{C_{soil}} \quad (4)$$

式中: C_{plant} 为植物地上部分重金属含量, mg/kg; C_{soil} 为土壤中重金属含量, mg/kg。

2 结果与讨论

2.1 两种土地利用方式下土壤有效态 Cd、Cu 含量

由表 2 可知,耕地与林地土壤 pH 总体呈酸性。林地土壤有机质含量高于耕地,为 25.95mg/kg。林地较耕地而言,枯枝落叶增加了土壤碳输入,较少的人为扰动减少了土壤碳损失,这使林地土壤更利于土壤有机质累积^[15]。

耕地土壤有效态 Cd、Cu 含量均值分别为 1.50 和 44.00mg/kg,林地土壤有效态 Cd、Cu 含量均值分别为 0.91 和 20.70mg/kg。以上表明耕地土壤 Cd、Cu 的有效性均较林地更高。有效态重金属能提供污染物移动性、毒性和生物有效性信息,其受土壤性质、重金属含量、人类活动等因素影响^[16]。一方面,土壤有机质对重金属具有高亲和力,林地较高有机质含量可吸附部分金属离子。另一方面,耕地尤其是水田一般具有更高的水分含量可能一定程度提高了 Cd、Cu 的溶解度^[17]。

表 2 两种土地利用方式下土壤有效态 Cd、Cu 含量

地类	pH	有机质 (g/kg)	有效 Cd (mg/kg)	有效 Cu (mg/kg)
耕地 (n=10)	5.68±0.82	23.35±3.14	1.50±1.30	44.00±40.54
林地 (n=8)	5.14±0.30	25.95±1.40	0.91±0.44	20.70±10.60

2.2 两种土地利用方式下土壤 Cd、Cu 含量

由表 3 可知,耕地土壤 Cd、Cu 含量均值分别为 2.34 和 161.25mg/kg;林地土壤 Cd、Cu 含量均值分别为 1.26 和 80.15mg/kg。两种土地利用方式下土壤 Cd、Cu 含量均值均超农用地土壤污染风险筛选值 (pH≤5.5),且耕地土壤 Cd、Cu 含量均值均高于林地。与国内其他硫铁矿进行比较,研究区耕地重金属含量高于广东云浮硫铁矿^[18]、浙江龙游硫铁矿^[19]、安徽小岭硫铁矿^[20]周边土壤重金属含量,可见研究区 Cd、Cu 污染已相当严重。

表 3 两种土地利用方式下土壤 Cd、Cu 含量 (mg/kg)

地类	全 Cd	全 Cu
耕地 (n=10)	2.34±1.93	161.25±81.96
林地 (n=8)	1.26±0.59	80.15±36.25
铜陵市背景值	0.71	79.00
农用地土壤污染风险筛选值 (pH≤5.5)	0.30	50.00
农用地土壤污染风险管制值 (pH≤5.5)	1.50	—

耕地土壤 Cd 含量均值为林地 1.86 倍,已达农用地土壤污染风险管制值限值以上,土壤 Cu 含量均值超农用地土壤污染风险筛选值 2 倍以上。基于铜陵市重金属背景值,耕地与林地土壤 Cd 超标率分别为 100%和 75%,Cu 超标率分别为 90%和 50%。耕地土壤 Cd 含量均值为铜陵市背景值 3.30 倍;林地土壤 Cd 含量均值为铜陵市背景值 1.77 倍。对于 Cu,耕地土壤 Cu 含量均值为铜陵市背景值 2.04 倍;林地土壤 Cu 含量均值接近当地背景值。

研究区土壤受到不同程度外源污染,污染空间分布差异性大。从大区位上看,研究区域内蕴含金、铜、铁、煤、锰等多种矿产资源,不仅受到市属厂矿企业辐射,当地新桥硫铁矿、有色风矿、车辆厂均在此地分布。矿产采选业粗放经营及工业三废排放一方面引起周边大气污染物干湿沉降,另一方面矿藏开采酸性废水在监管缺失背景下排入新桥河,长期引用污水灌溉加重了研究区耕地污染。从小区位上分析,研究区硫铁矿废矿区系重金属高背景值所在;另外,沿线分布有沪渝高速及县道,汽车尾气及公路扬尘带来一定重金属积累。综上,研究区耕地主要受矿区土壤高背景辐射和工业源重金属叠加污染,林地经营模式一定程度上避免了污灌水带来的外源重金属污染。

2.3 两种土地利用方式下土壤重金属污染评价

两种土地利用方式下土壤重金属的污染负荷指数(P)统计结果见表 4。铜陵市重金属背景值高于国家农用地土壤污染风险管控标准,是进行地方土壤重金属污染评价和因地制宜统筹规划区域土地空间布局的依据。以铜陵市重金属背景值作为基准,耕地和林地 P_{zone} 值分别为 2.10 和 1.19,二者分别属于 Cd、Cu 中度污染和轻微污染。对于耕地,污染负荷指数小于 1 的样品数占比为 10%,可见耕地除局部土壤无污染外,大部分土壤呈现 Cd、Cu 污染。进一步根据 P 值最大值和分级情况可知,耕地污染以中度污染为主,其次为轻微污染,局部区域表现强度污染;林地土壤重金属 P 值最大值为 2.11,结合污染负荷指数分级可知,研究区林地除一半区域呈现轻微污染外,其他区域以无 Cd、Cu 污染为主,少数地块土壤存在中度污染。

表 4 两种土地利用方式下土壤重金属的污染负荷指数

地类	统计参数				污染负荷指数分级				P_{zone}
	最小值	最大值	均值	标准差	≤ 1	1~2	2~3	>3	
耕地 (n=10)	0.65	5.38	2.46	1.38	10%	30%	40%	20%	2.10
林地 (n=8)	0.50	2.11	1.33	0.60	37.50%	50%	12.50%		1.19

研究区内两种土地利用方式下土壤 Cd、Cu 污染表现为:耕地>林地。污染负荷指数法研究结果显示研究区土壤重金属 Cd、Cu 污染在不同土地利用方式下存在一定差异,表明不同土地利用方式可能影响土壤重金属污染空间分布,这与多数研究结果^[7,21]一致。已有研究证实,土地利用类型可影响土壤物理、化学及生物性质,这些因素均可能促使不同土地利用类型下土壤中重金属浓度发生变化^[22]。除土壤性质存在差异外,耕地受人为扰动影响更多,农用肥药施用可带入一定重金属外源污染^[23]。另外,研究区污水灌溉可能是耕地重金属污染区别于林地污染水平的主要污染源。林地相对于耕地而言,其生态系统组成部分间的相互作用更为复杂,重金属在林地生态系统中的主要迁移途径为淋溶和土壤侵蚀,而林地土壤对 Cd、Cu 的吸附能力远低于耕地土壤^[24,25]。林地对污染物的缓冲和净化主要通过土壤胶体络合、吸附和沉淀作用,土壤微粒交换和机械截留作用实现^[10]。林地庞大根系所接触的土壤更多,重金属环境容量更大,对食物链的影响较小。潘勇军等^[10]研究发现广东城市森林土壤污染水平轻于农业土壤。Fang 等^[26]研究表明林地较耕地和草地保持较高土壤酶活性,是减轻重金属污染的最佳土地利用选择。Marzaioli 等^[22]研究发现在耕地上培育灌木丛可有效改善土壤质量。可见,重金属污染场地转变土地利用方式,退耕还林是一种可行的场地修复策略。

2.4 两种土地利用方式下植物 Cd、Cu 含量

对两种土地利用方式下植物 Cd、Cu 含量进行采样检测发现(表 5),耕地水稻糙米 Cd 含量均值达 0.95mg/kg,超食品安全国家标准(GB2762-2017)近 4 倍;水稻糙米 Cu 含量均值为 9.78mg/kg,低于 10mg/kg(GB15199-1994)。由此可知,研究区耕地水稻糙米 Cd 含量严重超标。Cd 在土壤—植物系统中具有潜在的高迁移性^[27],这可能与耕地受 Cd 严重污染有关。

表 5 两种土地利用方式下植物 Cd、Cu 含量(mg/kg)

	水稻(耕地, n=10)		黄山栎树(林地, n=8)
	地上部	糙米	地上部
Cd	1.29±0.08	0.95±0.09	0.27±0.08
Cu	11.36±0.74	9.78±0.48	4.48±0.66

耕地水稻地上部 Cd、Cu 含量均值分别为 1.29 和 11.36mg/kg;黄山栎树地上部 Cd、Cu 含量均值分别为 0.27 和 4.48mg/kg。可见,耕地水稻地上部 Cd、Cu 含量均高于黄山栎树地上部,且二者地上部 Cu 含量差异达显著性水平(P<0.05)。进一步对水稻和黄山栎树地上部重金属 Cd、Cu 的富集系数进行研究(图 2),发现 Cd 在水稻和黄山栎树地上部的富集系数分别为 0.55 和 0.21,Cu 在水稻和黄山栎树地上部的富集系数分别为 0.07 和 0.06,Cd、Cu 在水稻地上部的富集系数均高于其在黄山栎树地上部的富集系数。主要原因在于黄山栎树更大生物量对其地上部重金属浓度存在稀释作用。另外,通过林木根系对污染物的固定以减少 Cd、Cu 向地上部的迁移也可能是其原因^[28]。林地有机质与重金属络合增加了污染物的稳定性从而减少了其在土壤—植物系统中的迁移。对于两种植物,水稻和黄山栎树对 Cd、Cu 的富集水平均表现为:Cd>Cu。由于 Cd 具有较大的离子半径和较低的静电吸引力,这限制了其与土壤颗粒表面的相互作用,从而使得 Cd 的吸附行为较弱^[29]。而 Cu 更易被土壤吸附固定,减少了游离金属离子向植物地上部的迁移^[25]。

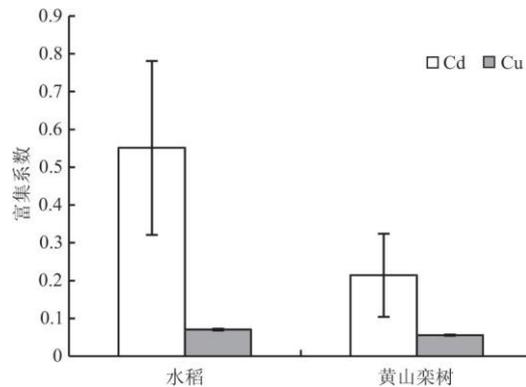


图 2 重金属在植物地上部的富集系数

3 结论

(1) 研究区耕地土壤 Cd、Cu 全量及有效态含量均值均高于林地,两种土地利用方式下土壤 Cd、Cu 全量均值均超农用地土壤污染风险筛选值(pH≤5.5)和铜陵重金属背景值。同时,耕地与林地重金属含量均表现高度变异,受人为活动影响大。

(2) 基于铜陵市重金属背景值, Tomlinson 污染负荷指数法研究结果表明耕地重金属污染达中度污染水平,林地重金属污染为轻微污染水平。

(3) 研究区耕地水稻糙米 Cd(0.95mg/kg)严重超标,耕地土壤 Cd 污染已逾越生态保护红线,该区耕地应实行严格管控、严禁继续种植农产品。鉴于黄山栎树人工林地污染水平轻于耕地,为实现受污染耕地安全利用,研究区转变土地利用方式具有可行性,退

耕还林是受严格管控耕地安全利用的思路之一。

参考文献:

- [1]李如忠,徐晶晶,姜艳敏,等.铜陵市惠溪河滨岸带土壤重金属形态分布及风险评估[J].环境科学研究,2013,26(1):88-96.
- [2]ZHUANG P,MCBRIDE M B,XIA H P,et al.Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine,South China[J].Science of the Total Environment,2009,5(407):1551-1561.
- [3]豆长明,徐德聪,周晓铁,等.铜陵矿区周边土壤-蔬菜系统中重金属的转移特征[J].农业环境科学学报,2014,33(5):920-927.
- [4]李如忠,潘成荣,徐晶晶,等.典型有色金属矿业城市零星菜地蔬菜重金属污染及健康风险评估[J].环境科学,2013,34(3):1076-1085.
- [5]陆金,赵兴青.铜陵狮子山矿区土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].环境化学,2017,36(9):1958-1967.
- [6]杨西飞.铜陵矿区农田土壤及水稻的重金属污染现状研究[D].合肥工业大学,2007.
- [7]ZHAO H R,XIA B C,FAN C,et al.Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine,Southern China[J].Science of the Total Environment,2012,417-418:45-54.
- [8]MAHMOUDABADI E,SARMADIAN F,MOGHADDAM R N.Spatial distribution of soil heavy metals in different land uses of an industrial area of Tehran (Iran)[J].International Journal of Environmental Science and Technology,2015,12(10):3283-3298.
- [9]JIANG Y,ZHANG Y G,ZHOU D,et al.Profile distribution of micronutrients in an aquic brown soil as affected by land use[J].Plant Soil and Environment,2009,55(11):468-476.
- [10]潘勇军,陈步峰,肖以华,等.广州市城市森林土壤重金属污染状况及其评价[J].生态环境,2008,17(1):210-215.
- [11]鲍士旦.土壤农化分析[M].三版.北京:中国农业出版社,2000.
- [12]TOMLINSON D L,WILSON J G,HARRIS C R,et al.Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index[J].Helgoländer Meeresuntersuchungen,1980,33(1-4):566-575.
- [13]张清海,林昌虎,谭红,等.草海典型高原湿地表层沉积物重金属的积累、分布与污染评价[J].环境科学,2013,34(3):1055-1061.
- [14]HATTAB S,BOUGATTASS I,HASSINE R,et al.Metals and micronutrients in some edible crops and their cultivation soils in eastern-central region of Tunisia:A comparison between organic and conventional farming[J].Food Chemistry,2019,270:293-298.

-
- [15] LAGANIERE J, ANGERS D, PARE D. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: A meta-analysis [J]. *Global Change Biology*, 2010, 16(1): 439-453.
- [16] 钟晓兰, 周生路, 李江涛, 等. 土壤有效态 Cd、Cu、Pb 的分布特征及影响因素研究 [J]. *地理科学*, 2010, 30(2): 254-260.
- [17] 邓林, 李柱, 吴龙华, 等. 水分及干燥过程对土壤重金属有效性的影响 [J]. *土壤*, 2014, 46(6): 1045-1051.
- [18] 刘晓双, 亦如瀚, 吴锦标, 等. 云浮硫铁矿矿区土壤重金属含量的空间分布 [J]. *环境工程学报*, 2010, 4(12): 2843-2847.
- [19] 张奥博, 褚先尧, 殷汉琴, 等. 龙游硫铁矿农田土壤重金属污染的空间变异及在水稻中的积累 [J]. *土壤*, 2017, 49(4): 760-769.
- [20] 邓呈逊, 徐芳丽, 岳梅. 安徽某硫铁矿尾矿区农田土壤重金属污染特征 [J]. *安全与环境学报*, 2019, 19(1): 337-344.
- [21] LI S J, YANG L, CHEN L D, et al. Spatial distribution of heavy metal concentrations in peri-urban soils in eastern China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(2): 1615-1627.
- [22] MARZAIOLI R, DASCOLI R, PASCALE R A D, et al. Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types [J]. *Applied Soil Ecology*, 2010, 44(3): 205-212.
- [23] 洪涛, 谢运球, 赵一, 等. 硫铁矿冶炼区不同土地利用方式及土壤类型对重金属迁移的影响 [J]. *中国岩溶*, 2016, 35(4): 439-445.
- [24] 曾锋, 张金池. 重金属在森林生态系统中的迁移规律研究进展 [J]. *世界林业研究*, 2001, 14(2): 16-22.
- [25] SPRYNSKYY M, TOMASZ K, TUTU H, et al. The adsorption properties of agricultural and forest soils towards heavy metal ions (Ni, Cu, Zn, and Cd) [J]. *Soil and Sediment Contamination*, 2011, 20(1): 12-29.
- [26] FANG L C, LIU Y Q, TIAN H X, et al. Proper land use for heavy metal-polluted soil based on enzyme activity analysis around a Pb-Zn mine in Feng County, China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(36): 28152-28164.
- [27] DOMINGUEZ M T, MADRID F, TEODORO M, et al. Cadmium availability in soil and retention in oak roots: Potential for phytostabilization [J]. *Chemosphere*, 2009, 76(4): 480-486.
- [28] HUANG Z H, XIANG W H, MA Y, et al. Growth and heavy metal accumulation of *Koeleria paniculata* seedlings and their potential for restoring manganese mine wastelands in Hunan, China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2015, 12(2): 1726-1744.
- [29] MALANDRINO M, ABOLLINO, GIACOMINO A, et al. Adsorption of heavy metals on vermiculite: Influence of pH and organic ligands [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2006, 299(2): 537-546.