

园林废弃物堆肥对铅镉污染土壤的修复效果

刘源鑫, 李维庭, 孙向阳, 李素艳, 张润哲, 马杰

引用本文:

刘源鑫, 李维庭, 孙向阳, 李素艳, 张润哲, 马杰. 园林废弃物堆肥对铅镉污染土壤的修复效果[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(4): 802–810.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0880>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

组配钝化剂对镉铅复合污染土壤修复效果研究

张迪, 丁爱芳

农业环境科学学报. 2018, 37(12): 2718–2726 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0881>

改良剂对镉污染土壤上小白菜镉积累转运及生理特性的影响

李松, 孙向阳, 李素艳, 马其雪, 刘源鑫, 周文洁

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1229–1235 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1182>

生物炭施用对棕壤重金属镉赋存形态及油菜吸收镉的影响

王风, 王梦露, 许堃, 董旭, 虞娜, 张玉龙, 党秀丽

农业环境科学学报. 2017, 36(5): 907–914 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1599>

混合淋洗剂对污染土壤中重金属的去除及植物生长的影响

郭晓方, 韩玮, 赵国慧, 张桂香, 何秋生

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1486–1493 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0116>

木炭施用对镉污染土壤小白菜生长及镉吸收的影响

罗洋, 高晋, 罗绪强, 李仪

农业环境科学学报. 2018, 37(8): 1676–1682 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0042>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

刘源鑫, 李维庭, 孙向阳, 等. 园林废弃物堆肥对铅镉污染土壤的修复效果[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(4): 802-810.

LIU Y X, LI W T, SUN X Y, et al. Pb and Cd- polluted soil remediation effects by green waste compost[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022, 41(4): 802-810.



开放科学 OSID

园林废弃物堆肥对铅镉污染土壤的修复效果

刘源鑫¹, 李维庭², 孙向阳^{1*}, 李素艳¹, 张润哲¹, 马杰¹

(1. 北京林业大学林学院, 北京 100083; 2. 内蒙古巴彦淖尔市临河区水利局, 内蒙古 巴彦淖尔 015000)

摘要:为明确园林废弃物堆肥(GWC)对重金属污染土壤的修复效果,通过小白菜盆栽试验,向铅(Pb)、镉(Cd)污染土壤中分别按0(CK)、1%、3%、5%的施用量添加GWC和泥炭,研究不同单一/混合处理对土壤酶活性、Pb、Cd在土壤孔隙水中浓度和在土壤中赋存形态的影响,并探究小白菜地上部和根部Pb、Cd积累转运的关系。结果表明:各处理3%和5%的施用量显著提高了土壤酶活性,5%泥炭对提高脱氢酶和过氧化氢酶活性更显著,5%GWC对提高脲酶和磷酸酶活性更显著。土壤孔隙水Pb浓度在第1~7d时随不同处理的施用量增多而降低;5%GWC及5%混施处理在第1d时的Pb浓度与CK相比分别降低了78%和56%。不同处理中孔隙水Cd浓度在第1d时均高于CK,其中5%GWC相比CK增加了70%;泥炭处理中Cd浓度随时间延长呈现先上升后下降的趋势。3%和5%处理下土壤酸溶态Pb、Cd显著减少,残渣态显著增加,植株地上部和根部Cd含量显著下降,富集系数和转运系数也相应降低,其中5%混合施用效果最显著。Pb含量在3%和5%GWC施用下显著上升。研究表明,单一、混合施用GWC及泥炭对土壤中Pb、Cd有显著的钝化效果,且泥炭对于降低植物体重金属积累的效果好于GWC。

关键词:园林废弃物;堆肥;泥炭;Pb;Cd;土壤修复;酶活性;小白菜(*Brassica chinensis* L.)

中图分类号:S141.4;X705;X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)04-0802-09 doi:10.11654/jaes.2021-0880

Pb and Cd- polluted soil remediation effects by green waste compost

LIU Yuanxin¹, LI Weiting², SUN Xiangyang^{1*}, LI Suyan¹, ZHANG Runzhe¹, MA Jie¹

(1. The College of Forestry, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China; 2. Bureau of Water Resource of Linhe, Bayannur, Inner Mongolia, Bayannur 015000, China)

Abstract: A pot experiment was conducted to clarify the remediation effects of green waste compost (GWC) on soil contaminated with lead (Pb) and cadmium (Cd). Treatment of 0 (control, CK), 1%, 3%, and 5% application rates of single and mixed GWC and peat were applied to study the effects of Pb and Cd contamination on the activity of soil dehydrogenase, urease, catalase, and phosphatase; Pb and Cd concentration in the soil pore water, as well as the accumulation and translocation of Pb and Cd in shoots and roots of *Brassica chinensis* L. was also investigated. At application rates of 3% and 5% the soil enzyme activity was significantly increased; 5% peat demonstrated the most significant increase in dehydrogenase and catalase activity, while 5% GWC significantly increased the activity of urease and phosphatase. Pb concentration in the soil pore water decreased over 7 days, following the increase in the application rate of the different treatments; On Day 1, the Pb concentration of the 5% GWC and mixed treatment soils decreased by 78% and 56%, respectively, as compared to CK. On Day 1, the Cd concentration in the soil pore water for the different treatments was higher than that of CK; 5% GWC increased by 70%, as compared to CK. The Cd concentration in the peat treatment initially increased, after which it decreased. Under the treatments of 3% and 5%, acid-soluble Pb, Cd in the soil was significantly reduced, while its residual form significantly increased. The Cd

收稿日期:2021-08-04 录用日期:2021-10-14

作者简介:刘源鑫(1993—),男,内蒙古临河人,博士研究生,从事土壤健康与修复研究。E-mail:nolancharles@qq.com

李维庭与刘源鑫同等贡献。

*通信作者:孙向阳 E-mail:sunxy@bjfu.edu.cn

基金项目:北京市自然科学基金项目(6202021)

Project supported: The Natural Science Foundation of Beijing, China(6202021)

content in the plant's shoots and roots significantly reduced, and the bioconcentration factor and translocation factor also reduced correspondingly; 5% mixed treatment application had a significantly better effect. Overall, both single and mixed applications of GWC and peat are capable of remediating Pb-Cd polluted soil, but the effect of peat in declining accumulation is better than that of GWC.

Keywords: green waste; compost; peat; Pb; Cd; soil remediation; enzyme activity; *Brassica chinensis* L.

人为干扰如工厂作业、采矿、交通运输及部分农业生产活动加剧了各类重金属的迁移、淋溶、积累,使土壤中重金属含量严重超标。来自人为活动的Pb和Cd通常以高度可交换的形态富集在土壤中^[1],其可降低土壤微生物活性和土壤质量,影响作物的光合作用和叶绿素合成,限制植物生长,Pb、Cd在种子和植株体中的过量积累最终会影响动物和人类健康^[2]。Pb和Cd没有生物学作用,在自然条件下不易钝化,且污染后具有不可逆性和长期性^[3]。因此,土壤中可交换态重金属污染是亟待解决的问题。

修复剂修复作为土壤化学修复方法之一,被广泛应用于重金属污染土壤的改良中。土壤修复剂由多种材料制成,如生物炭、粉煤灰、农作物秸秆和畜禽粪便等,其施入土壤后通过改变金属移动性来降低生物可利用性,从而减轻重金属污染^[4]。然而,动物粪便、市政垃圾和污泥等堆肥产品,由于原始材料特性也会造成环境风险。例如,施用的动物粪便和污泥堆肥可能是其他元素的外源添加剂,不仅造成二次污染,还会增加土壤碱化风险和地下水污染^[5]。磷酸盐化合物施入土壤后磷的淋失会造成土壤酸化,而一些碱性修复剂如碳酸钙可能会破坏土壤结构性,降低植物对营养元素的吸收^[6]。

相比以上土壤修复剂,园林废弃物堆肥(Green waste compost, GWC)材料来源广泛,北京每年产生 2.37×10^6 t的绿化废弃物^[7]。杂草、残花、枯枝落叶等绿化废弃物通过微生物降解、腐熟制成的堆肥,同时具有有机质丰富及无内生外源污染等特点^[8]。GWC目前主要被用作有机覆盖物^[9]、生长培养基^[8]和有机肥料^[10],但国内鲜有研究其对重金属的钝化效果及施

用后对环境的负面作用。相较于动物粪便、污泥等有机堆肥,GWC在材料特性方面有一定的研究价值。目前部分研究表明:施加GWC后土壤水溶态Cd、Zn含量显著降低^[11],且GWC比褐煤能更有效地抑制Cu的淋溶^[12]。此外,GWC被当作泥炭在土壤性质改良剂、土壤基质等方面的替代品。鉴于泥炭的不可再生性,本文选取泥炭作为对比试材,主要采取盆栽试验研究两种材料对土壤酶活性,Pb和Cd在土壤孔隙水中浓度、在土壤中赋存形态、以及在小白菜体内积累与转运的影响,以期为园林废弃物堆肥缓解和修复土壤重金属污染提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验土壤采自雄安新区安新县未受污染的农田,土壤类型为潮土,质地为黏土。多点采样法采集0~20 cm土壤。土样风干、捣碎、剔除石子和动植物残体,过2 mm尼龙筛后均匀平铺成2 cm厚的土层,将用 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 和 CdCl_2 配制成的重金属水溶液均匀多次喷施于土层,使土壤总Pb含量为 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,总Cd含量为 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,老化3个月。供试的GWC来源于北京香山堆肥厂,由枯枝落叶经粉碎、添加菌剂后,经过一次和二次好氧发酵制成。将GWC在20~25 °C下自然风干2周,粉碎后过2 mm筛备用。泥炭购自北京某园艺公司。供试作物为小白菜(*Brassica chinensis* L.)。原始土壤、GWC和泥炭的基本理化性质见表1。

1.2 盆栽试验

2021年1—3月在内蒙古巴彦淖尔市浩彤玻璃温室中进行盆栽试验。本试验按GWC和泥炭与土壤质

表1 土壤、GWC和泥炭的基本理化性质

Table 1 Basic physico-chemical properties of soil, GWC and peat

样品 Sample	pH	有机质 Organic matter/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	电导率 EC/ ($\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$)	阳离子交换量 CEC/($\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$)	容重 Bulk density/ ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	全磷 Total P/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全钾 Total K/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全氮 Total N/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	总铅 Total Pb/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	总镉 Total Cd/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
土壤 soil	7.92±0.01	17.43±0.79	0.45±0.01	15.54±3.32	1.42±0.01	0.40±0.01	0.12±0.01	1.05±0.06	37.10±5.06	0.10±0.06
GWC	8.47±0.04	302.62±6.41	2.59±0.04	68.43±2.52	0.39±0.01	3.20±0.01	6.20±0.03	17.50±1.08	—	—
泥炭 Peat	5.81±0.08	350.45±8.09	0.30±0.02	86.25±2.83	0.24±0.02	2.46±0.15	0.80±0.12	21.52±3.68	—	0.02±0.01

注:“—”表示未检测出。

Note: “—” means not detected.

量比为0、1%、3%、5%设置4个施用量水平,所有处理为:无添加CK;单独施用GWC、G1、G3、G5;单独施用泥炭、P1、P3、P5;GWC与泥炭按质量1:1混合施用,GP1、GP3、GP5。在20 cm×17 cm的塑料花盆中装入混合均匀的污染土和不同修复材料共计2 kg,每个处理重复3次,干湿交替平衡1周。1周后每盆播种30粒小白菜种子,生长2周后留下长势相同的3株幼苗,其余拔去。生长过程中保持60%的持水量。土壤孔隙水使用Rhizon土壤溶液采样器,分别在平衡的第1、3、5、7、14、21、28、35、42 d收集。考虑到重金属在土壤水溶液中浓度通常较低,所以只采集低施加量(1%)和高施加量处理(5%)的孔隙水。

所有处理种植时间为2021年1月30日—3月24日,共计54 d。收获时,将所有植株小心地从盆中取出,用去离子水将根和叶片清洗干净后在85℃下烘干24 h。土壤样品自然风干2周,研磨过筛后保存待测。

1.3 样品指标分析方法

pH采用1:2.5土水比(m/V)测定,土壤电导率(EC)采用1:5土水比(m/V)测定,容重采用带刻度烧杯法测定。土壤全氮、全磷和全钾测定参考《土壤农化分析》^[13]。采用改进的BCR提取法^[14]分级提取不同形态重金属;土壤及植物样品重金属全量使用微波消解,电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES)测定。土壤阳离子交换量(CEC)采用乙酸铵交换法测定。土壤有机质使用重铬酸钾氧化法测定。土壤脲酶、脱氢酶、过氧化氢酶、碱性磷酸酶活性和可溶性有机碳含量的测定方法参考文献^[10]。

Pb、Cd在土壤-植物体系中的富集、转运能力按下列公式计算:

富集系数=不同部位Pb、Cd含量/土壤Pb、Cd含量

转运系数=地上部Pb、Cd含量/根部Pb、Cd含量

1.4 数据处理与分析

使用Excel 2016和Origin 2018进行数据整理和绘图,SPSS(v.24)进行单因素方差分析和邓肯检验分析。

2 结果与讨论

2.1 对土壤孔隙水pH和Pb、Cd浓度及土壤Pb、Cd形态的影响

2.1.1 土壤孔隙水pH

土壤孔隙水是植物暴露于重金属胁迫的直接环境,其pH不仅会影响重金属难溶盐的溶解性,还会影响GWC和泥炭对重金属的吸附解析过程。不同处理

的土壤孔隙水pH如图1所示。G处理的pH变化呈先上升后下降的趋势,而CK和P处理的pH变化呈现先下降后上升的趋势。G1和G5处理的孔隙水pH在第3 d升到最高,分别为8.09和8.32。P1和P5的孔隙水pH分别在第5 d和第7 d达到最低,分别为7.48和7.32。此外,GP处理的pH主要受其中GWC的影响,呈现先上升后下降的趋势。土壤孔隙水pH主要由施用材料的酸碱性控制^[15],因此初期pH的变化与材料的酸碱性一致。由于碱性土壤对酸性环境有更强的缓冲作用以及泥炭本身较高的CEC值,在第1~5 d,P处理下的孔隙水pH变化幅度小于G处理。随着浇水次数的增多以及土壤本身的缓冲性能,土壤孔隙水pH又缓慢地上升或下降。

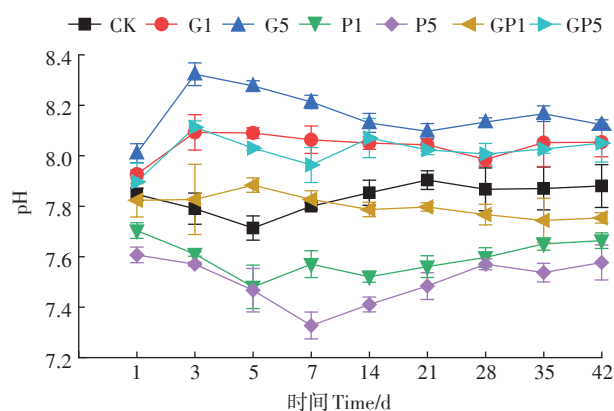


图1 不同处理土壤孔隙水pH随时间动态变化

Figure 1 Variation of pH in soil pore water

2.1.2 土壤孔隙水中Pb、Cd浓度

植物更容易受土壤溶液中重金属的胁迫,孔隙水中重金属浓度的变化可以更好地评估各处理下重金属的生态毒理学风险。图2为小白菜生长期各处理土壤孔隙水中Pb、Cd的动态变化。所有处理的土壤孔隙水中Pb浓度均随着采集时间的推移呈下降趋势并最终趋于稳定(图2A)。第1 d和第3 d的孔隙水中Pb浓度随各处理修复材料施用量增多而减少。G5处理的Pb浓度在第1 d下降最多,相较于CK下降了78%;其次为GP5,下降了56%;P1处理在第1 d时的Pb浓度仅下降了14%。CK处理在第1~7 d时的Pb浓度均高于其他处理。P5与GP5在第1 d时的Pb浓度较G5分别高30%、22%,在第3 d时分别高37%、18%,但在5 d之后与G5开始接近,并且Pb浓度最小值出现在第42 d的P5。由于G5处理中GWC的pH较高,在施入初期GWC溶解过程会剧烈地影响土壤溶液pH(图1),从而使之呈现碱性。土壤中的 Pb^{2+} 在碱性

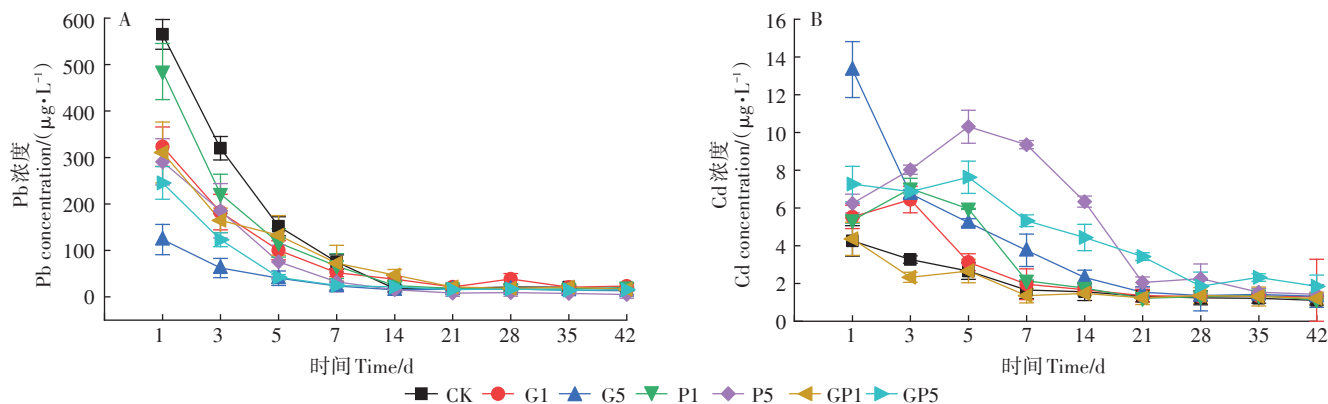


图2 土壤孔隙水中Pb、Cd浓度随时间动态变化

Figure 2 Variation of Pb and Cd concentration in soil pore water

环境中迅速转化为难溶物,从而降低了孔隙水中的Pb浓度^[16]。NORINI等^[17]报道施用GWC能降低土壤孔隙水中Pb浓度,但是吴萍萍等^[18]发现施用生物炭对孔隙水中Pb浓度没有明显影响,这可能与土壤理化性质、土壤中Pb老化程度和形态分布及施用材料有关。总之,施用GWC可以更显著地限制Pb向下层土壤迁移。

土壤孔隙水中Cd浓度的动态变化如图2B所示。除CK外的各处理对孔隙水中Cd浓度并没有表现出很强的规律性。与Pb不同,各处理在第1d不同程度地增加了孔隙水Cd浓度,G5处理中Cd浓度最高,与CK相比增加了70%。而G1、P1、P5和GP5处理下Cd浓度呈现先上升后下降的趋势,分别在第3d或第5d达到最高值,之后逐渐降低,说明泥炭对Cd产生钝化作用的时间要晚于GWC。P5和GP5处理对于浸出Cd的持续时间较长,分别从第21d和第28d开始溶液Cd浓度逐渐稳定。可溶性有机碳拥有较多的活性点位^[18],可以与重金属竞争堆肥和泥炭表面的吸附点位,或者同重金属形成可溶性的有机复合体,通过共溶效应增加重金属的迁移性^[19]。各处理中可溶性有机碳含量不同程度地增加(表2),导致部分Cd活化,从而增加了其迁移性。此外,P3和P5对处理孔隙水pH的降低作用(图1)也会导致Cd浓度增加。研究表明施用巯基羧类^[20]、海泡石等^[15]材料后,由于土壤水溶性有机碳含量的增高,孔隙水中Cd浓度也增高。随着Cd与有机物质的羧基、羟基等活性官能团发生吸附、螯合等作用,使其在土壤中的移动性和在孔隙水中的浓度最终低于CK处理。

2.1.3 土壤中Pb、Cd赋存形态

弱酸提取态在非残渣态(可还原态、可氧化态)中活性最强,对环境和生物危害最大,残渣态活性最弱,

因此通过形态分级评价不同处理的钝化效果。不同处理下Pb、Cd在土壤中的赋存形态如图3所示。CK处理中Pb的主要形态为可还原态和可氧化态(图3A)。与CK相比,所有处理均减少了Pb的酸溶态和可还原态含量,增加了残渣态含量。5%处理对Pb的钝化效果均好于1%和3%处理。其中G5、P5和GP5的酸溶态Pb含量相较于CK分别减少了39%、32%和43%;残渣态分别增加了2.0、2.1倍和2.2倍。土壤中的Cd主要以酸溶态存在(图3B)。与CK相比,所有处理均减少了土壤中酸溶态Cd含量,增加了残渣态含量。同Pb一样,5%施用量效果均好于1%和3%处理。G5、P5和GP5的酸溶态Cd含量相较于CK分别减少了40%、36%、42%;残渣态分别增加了2.60、2.31倍和2.45倍。以上结果表明GWC、泥炭及其混合施用对土壤中的Pb、Cd均表现出不同程度的钝化效果,其中GP处理对Pb的钝化效果最佳,G处理对Cd的钝化效果最佳。

G处理下pH升高的同时降低了土壤中酸可提取态重金属含量,促进了Pb、Cd向残渣态转变。不同处理对土壤pH的影响可能是本研究中单独施用泥炭钝化效果低于单独施用GWC和混施处理的原因,但是在5%施用量下各处理差异不显著。GWC的全磷含量和速效磷含量均高于泥炭,使得可溶性金属离子更易与溶液中含磷化合物反应形成稳定的磷酸盐沉淀^[21]。两种材料丰富的有机质可以增强化学吸附作用而使Pb、Cd形态转变。此外,土壤酶活性的提高和微生物群落结构的变化,也会通过生物化学作用形成高分子聚合物与重金属络合从而导致酸提取态减少^[22]。可还原态和可氧化态是潜在的植物可利用的重金属部分。P3和P5处理对可氧化态Pb的影响比GWC更显著,可能是因为pH下降影响了土壤的氧化

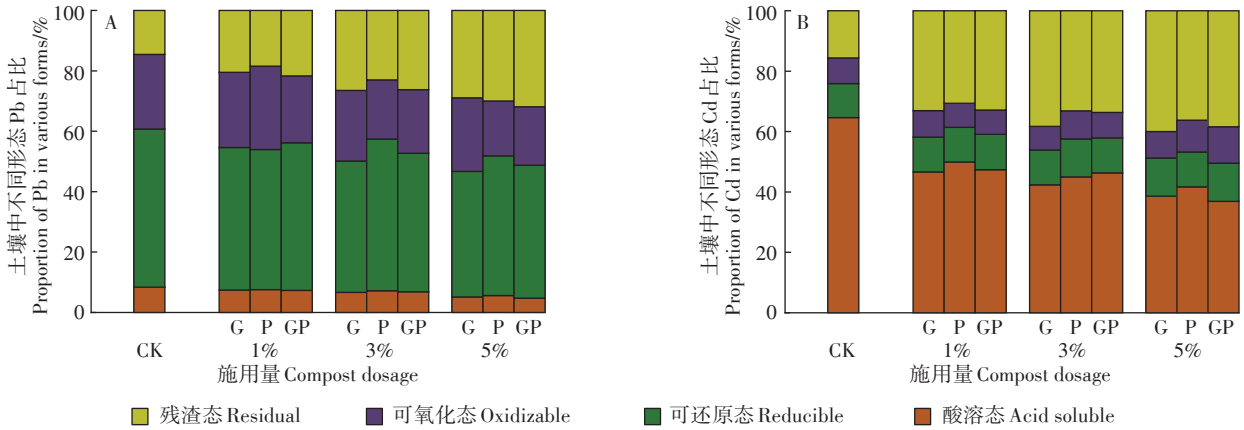


图3 不同处理的土壤Pb、Cd赋存形态

Figure 3 Form distribution of Pb and Cd in different treatments

还原条件,导致Pb形态的转变。不同处理对可还原态和可氧化态Cd均没有显著影响。

2.2 对土壤酶活性的影响

酶活性是评估土壤对外界干扰和毒性的敏感性、评价土地肥力和生态环境质量的关键生化指标^[23]。本文研究分析了脱氢酶、脲酶、过氧化氢酶和磷酸酶4种土壤酶活性,结果如表2所示。4种酶活性和有机质含量都随着GWC和泥炭的施用而增加,且效果随着施用量的增加而更加显著,说明GWC和泥炭都可以通过提升土壤生物化学性质而改善土壤质量。

脱氢酶是一种氧化还原酶,其活性受微生物群落代谢状态的影响^[24]。所有处理都较CK提升了土壤脱氢酶活性,除G1、P1、GP1和GP3外均显著高于CK。脱氢酶活性在P5达到最大,相较于CK增加了118%。全氮和有机质含量与脱氢酶活性显著正相关^[23]。

GWC和泥炭均含有丰富的有机质且具有较高的全氮含量,其施用增加了土壤中的有机质和全氮含量,从而提高了脱氢酶活性。此外,较高的有机碳含量可以调节土壤中的碳氮比,进一步促进酶新陈代谢和参与养分循环过程,从而增加脱氢酶活性,这与董晓云等^[25]的研究结果一致。土壤pH也是影响酶活性的重要指标。较低的pH环境能加速有机大分子物质的生物降解和矿化过程,通过影响微生物释放酶的数量、种类和生化反应速度而影响土壤酶活性^[26],这可能是脱氢酶最大活性出现在P5处理的原因。

土壤中的脲酶通常起促进氮化合物水解成氨或铵离子的作用^[27]。对比CK,GP1降低了脲酶活性但差异不显著,其余处理都提高了土壤脲酶活性。脲酶活性在G5达到最大值,相比CK增加49%。脲酶能提高土壤中氮素的利用率,同时促进氮素的循环。土壤

表2 不同处理对土壤有机质和酶活性(以干土计)的影响

Table 2 Effects of treatments on organic matter and soil enzyme activity(based on dry soil)

处理 Treatment	脱氢酶 Dehydrogenase/ (TPF $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	脲酶 Urease/ ($\text{NH}_4^+\text{-N mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	过氧化氢酶 Catalase/ ($\text{KMnO}_4 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	磷酸酶 Phosphatase/ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	有机质 Organic matter/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	可溶性有机碳 Soluble organic carbon/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
CK	2.47±0.07d	30.67±2.46de	6.23±0.43ef	13.35±4.08e	17.43±0.51f	51.67±6.13e
G1	2.98±0.31cd	32.06±0.55cde	8.31±0.47bc	18.64±2.64cde	24.56±0.59e	65.21±2.88d
G3	3.41±0.29bc	35.44±2.23bc	8.11±0.08bc	25.15±2.21bc	30.61±1.49d	72.83±2.68bc
G5	4.85±0.15a	45.56±3.13a	8.94±0.37b	36.93±5.41a	39.06±0.29b	79.41±1.59ab
P1	2.56±0.27d	33.84±0.85bcd	6.18±0.46f	14.42±3.99de	26.43±1.76e	61.29±2.28d
P3	3.91±0.29b	37.35±1.01b	6.93±0.72de	14.71±0.51de	34.21±2.54c	76.44±1.73b
P5	5.38±0.47a	36.77±1.69bc	9.33±0.18a	23.64±3.41bc	46.01±0.29a	85.25±7.14a
GP1	2.59±0.26d	29.95±2.33e	6.76±0.28ef	14.28±0.94de	25.62±2.87e	60.79±1.41d
GP3	2.89±0.19cd	33.72±2.84bcd	7.56±0.45cd	20.63±3.22cd	34.55±1.71c	66.83±5.10cd
GP5	3.79±0.56b	36.51±5.38bc	8.46±0.38bc	30.04±5.51b	41.25±1.13b	77.94±2.35b

注:同列不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: Different letters in a row indicate significance differences among treatments ($P<0.05$). The same below.

中显著增加的有机质和全氮含量是脲酶活性增强的根本原因^[27]。此外,陈苏等^[28]指出泥炭含有能与酶分子中活性部位(—S等)结合的酚类物质,产生与底物的竞争性抑制作用,从而抑制土壤脲酶活性。抑制作用在本研究中不明显,只表现出P5酶活性低于P3,而GWC中较高的全磷含量能促进微生物生长^[28],这可能是导致P5处理对脲酶活性的提升效果不如G5处理的原因。

过氧化氢酶能够防止H₂O₂对微生物和植物产生的毒害。G处理、P5、GP3和GP5显著提高了过氧化氢酶活性。酶活性在P5达到最大值,相较CK提升了50%。可能是因为泥炭的疏松结构有利于提高土壤孔隙度,从而提高土壤的导水率和通气性,所以使过氧化氢酶活性增加,这与弓建泽等^[29]和韩洋等^[30]的研究结果一致。过氧化氢酶活性通常与好氧微生物密切相关。GWC属于好氧有机肥,在腐熟的过程中加入不同菌剂提升了好氧微生物的活性。GP处理的效果介于G和P之间,因为其对土壤性质的改善弱于P处理,但又一定程度增强了好氧微生物的活性。

G和GP处理均增强了磷酸酶活性,最大值出现在G5,相较CK提高了177%。P处理对磷酸酶活性的提升效果普遍低于G处理,只有P5显著增强了酶活性。这个结果表明,GWC比泥炭能更有效地增强磷酸酶活性,提高植物吸收土壤中有机磷的效率。这是因为磷酸酶主要受土壤磷含量影响,其活性与磷含量显著正相关^[31],GWC中的全磷含量相较于泥炭更高。GWC属于碱性材料,施入土壤后使pH增高,从而为碱性磷酸酶提供了适宜的活性范围,使其活性增强,表明pH与磷酸酶活性显著相关^[32]。高浓度Pb、Cd通常会抑制土壤酶活性,因此土壤中有效态Pb、Cd含量的降

低也会减轻重金属对微生物的毒害作用,从而提高酶活性^[33]。

2.3 对小白菜生长和重金属积累转运的影响

2.3.1 小白菜生物量与Pb、Cd的积累

不同处理对小白菜生长和重金属积累的影响如表3所示。除G1和G3外,其他处理均显著增加了小白菜地上部干物质量,并在P3达到最大值。在相同施用量下,P和GP处理对植物生长的影响相比G更显著。虽然G处理和P处理都增加了土壤养分并且钝化了部分酸溶态Pb、Cd,但本研究采集的土壤为黏土,结构较差。泥炭相较于GWC容重更小,可以改善土壤的物理结构,增加土壤孔隙度、透气性和疏水性,利于植物根系的生长和对养分的吸收,使得P处理下植物生长量显著高于G处理。

2.3.2 Pb、Cd在小白菜体内的转运

除G1外,其他处理均显著降低了地上部和根部的Cd含量(G3的地上部除外,表3)。GP5对于减少地上部和根部吸收积累土壤中Cd的效果最优,比CK分别降低了41%和48%。其次为G5处理,但其地上部对Cd的积累量高于P5处理。同时所有P和GP处理,相较于CK均降低了植物地上部和根部对Cd的富集系数(表4)。随着GWC和泥炭施用量的增多,酸溶态Cd含量逐渐减少,残渣态逐渐增多,因此植物可利用态Cd含量减少。随着GWC和泥炭的进一步腐解,易分解有机物已多被分解,土壤氧化还原电位逐渐降低、溶解氧减少,在厌氧环境阴离子发生还原反应与Cd形成沉淀,促进酸溶态Cd向可氧化态Cd转化,从而降低了Cd的生物有效性^[34]。然而,有研究认为有机肥的施用促进了作物对Cd的吸收^[35]。施肥初期,有机质的分解造成土壤中可溶性有机碳大量增

表3 不同处理对小白菜生长和Pb、Cd积累的影响

Table 3 Effects of treatments on *Brassica chinensis* L. growth and accumulation of Pb and Cd

处理 Treatment	干质量 Dry weight/g		Pb 含量 Pb content/(mg·kg ⁻¹)		Cd 含量 Cd content/(mg·kg ⁻¹)	
	地上部 Above	根部 Root	地上部 Above	根部 Root	地上部 Above	根部 Root
CK	2.49±0.08e	0.21±0.14c	22.47±2.90b	40.94±1.48a	2.41±0.03a	1.69±0.02a
G1	2.82±0.20de	0.27±0.19c	18.67±0.34bc	37.13±1.32b	2.32±0.11ab	1.59±0.02a
G3	2.87±0.44de	0.28±0.06c	34.41±0.97a	34.76±1.26bc	2.15±0.20abc	1.41±0.07bc
G5	3.45±0.46cd	0.41±0.06b	38.26±0.93a	29.64±1.52de	1.69±0.11efg	1.03±0.13f
P1	4.02±0.46bc	0.53±0.08b	9.30±1.05d	32.13±1.22cd	2.06±0.14bcd	1.47±0.05b
P3	4.85±0.30a	0.81±0.11a	11.94±1.57cd	27.28±0.64ef	1.91±0.21cde	1.33±0.10cd
P5	4.25±0.37ab	0.79±0.12a	8.53±1.01d	23.17±1.96g	1.54±0.28fg	1.16±0.01e
GP1	3.38±0.26cd	0.47±0.07b	12.16±2.99cd	29.53±1.51de	1.98±0.21cde	1.46±0.03b
GP3	3.96±0.25bc	0.42±0.11b	15.85±3.95cd	24.39±3.67fg	1.81±0.18def	1.28±0.02d
GP5	4.60±0.53ab	0.84±0.12a	15.04±4.21cd	21.90±4.41g	1.41±0.05g	0.88±0.11g

表4 不同处理对小白菜体内Pb、Cd转运的影响

Table 4 Effects of treatments on translocation of Pb and Cd in *Brassica chinensis* L.

处理 Treatment	Pb的转运 Translocation of Pb			Cd的转运 Translocation of Cd		
	地上部富集系数 Above BCF	根部富集系数 Root BCF	转运系数 TF	地上部富集系数 Above BCF	根部富集系数 Root BCF	转运系数 TF
CK	0.04	0.07	0.55	0.32	0.46	0.70
G1	0.03	0.07	0.50	0.30	0.44	0.68
G3	0.06	0.06	0.99	0.27	0.41	0.66
G5	0.07	0.05	1.29	0.20	0.32	0.61
P1	0.02	0.06	0.29	0.28	0.39	0.71
P3	0.02	0.05	0.44	0.25	0.37	0.69
P5	0.02	0.04	0.37	0.22	0.29	0.75
GP1	0.02	0.05	0.41	0.28	0.38	0.74
GP3	0.03	0.04	0.65	0.24	0.35	0.71
GP5	0.03	0.04	0.69	0.17	0.28	0.60

加,其与Cd形成可溶性配合物,提高了Cd的生物有效性。但随着有机物逐渐矿化分解以及Cd被吸附固定,有效态Cd含量也最终减少。总之,本研究中GWC和泥炭的施加量越高对于降低植物吸收积累Cd的作用越显著,且混合施用的效果强于单一施用。

值得注意的是,G3和G5处理植物地上部Pb含量与CK相比分别增加了15%和39%,这与孔隙水中Pb含量的变化以及土壤中Pb形态的变化结果相反。KARAMI等^[36]报道施用GWC显著增加了黑麦草的生物量,并显著减少了Pb在其体内的积累。王阳等^[37]认为有机质矿化产生的水溶性有机质和有机酸^[38]可与Pb形成可溶性配合物,从而增强其生物有效性。有机肥施加量与土壤中重金属有效性存在阈值效应^[39]。可溶性有机质分解时间会随着有机质含量的增多而增长,当分解时间超过作物的生长周期时,部分仍为可溶性的有机质可能会增加成熟作物对Pb的积累。此外,人工添加Pb污染物后的老化时间和加入GWC后的平衡时间也会影响Pb在土壤中的形态转变速率和效率。土壤的理化性状、作物的种类及GWC施用量也对控制Pb形态转变产生干扰作用^[39]。本研究中,GWC与泥炭混施可以缓解单一施用GWC下油菜对Pb吸收的促进效应。

3 结论

(1)园林废弃物堆肥(GWC)和泥炭的施用显著降低土壤孔隙水中Pb含量,而使孔隙水Cd含量增多。两种材料可限制土壤中Pb的向下迁移,但却增强了Cd的移动性。土壤中残渣态Pb、Cd含量随着各材料施用量增加而增多,证明GWC和泥炭对土壤中

Pb、Cd均有显著的钝化效果,并且混合施用比单一施用效果更优。土壤pH、有机质含量以及化学吸附是控制土壤Pb、Cd形态转变的主要因素。

(2)各处理显著增强了土壤酶活性。5%泥炭处理对于脱氢酶和过氧化氢酶活性的增强作用更显著;5%GWC处理对脲酶和磷酸酶活性的增强作用更显著。

(3)泥炭和GWC显著降低土壤中Cd的生物有效性。单一施用GWC显著增加了地上部Pb含量,表明GWC可促进Pb从小白菜地下部到地上部的转运。

参考文献:

- [1] LANDROT G, KHAOKAEW S. Lead speciation and association with organic matter in various particle-size fractions of contaminated soils [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(12): 6780–6788.
- [2] ALI A, GUO D, ZHANG Y, et al. Using bamboo biochar with compost for the stabilization and phytotoxicity reduction of heavy metals in mine-contaminated soils of China[J]. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 2690.
- [3] PAPANIKOLAOU N C, HATZIDAKIE G, BELIVANIS S, et al. Lead toxicity update. A brief review[J]. *Medical Science Monitor*, 2005, 11(10): 329–336.
- [4] UDOVIC M, MCBRIDE M. Influence of compost addition on lead and arsenic bioavailability in reclaimed orchard soil assessed using Porcelio scaber bioaccumulation test[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 205/206: 144–149.
- [5] ALVARENGAI P, MOURINHA C, FARTO M, et al. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors[J]. *Waste Management*, 2015, 40: 44–52.
- [6] 索琳娜, 马杰, 刘宝存, 等. 土壤调理剂应用现状及施用风险研究[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(6): 1141–1149. SUO L N, MA J, LIU B C, et al. Soil conditioner application status and application of

- risk research[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(6): 1141-1149.
- [7] ZHANG L, SUN X Y. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste[J]. *Waste Management*, 2016, 48: 115-126.
- [8] GONG X, LI S Y, SUN X Y, et al. Green waste compost and vermicompost as peat substitutes in growing media for geranium (*Pelargonium zonale* L.) and calendula (*Calendula officinalis* L.)[J]. *Scientia Horticulturae*, 2018, 236: 186-191.
- [9] QU B P, LIU Y X, SUN X Y, et al. Effect of various mulches on soil physico-chemical properties and tree growth (*Sophora japonica*) in urban tree pits[J]. *PLoS One*, 2019, 14(2): e0210777.
- [10] LIU Y X, SUN X Y, LI S, et al. Influence of green waste compost on Pb-polluted soil remediation, soil quality improvement, and uptake by pakchoi cabbage (*Brassica campestris* L. ssp.) [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(7): 7693-7701.
- [11] BEESLEY L, MORENO-JIMENEZ E, GOMEZ-EYLES J L. Effects of biochar and green waste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(6): 2282-2287.
- [12] TSANG D, YIP A, OLDS W E, et al. Arsenic and copper stabilization in a contaminated soil by coal fly ash and green waste compost[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21(17): 10194-10204.
- [13] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 106-108. BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd Edition. Beijing: Chinese Agriculture Press, 2000: 106-108.
- [14] 赵庆圆. 人工模拟铅镉污染土壤钝化修复的效果评价及机理研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2018: 21-22. ZHAO Q Y. Study on effect and mechanism of passivation remediation of simulated lead and cadmium contaminated soil[D]. Changsha: Hunan University, 2018: 21-22.
- [15] 周嗣江, 刘针延, 熊双莲, 等. 同步钝化土壤Cd和As材料的筛选[J]. 环境科学, 2021, 42(7): 3527-3534. ZHOU S J, LIU Z Y, XIONG S L, et al. Screening of amendments for simultaneous Cd and As immobilization in soil[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(7): 3527-3534.
- [16] 林青, 徐绍辉. 土壤中重金属离子竞争吸附的研究进展[J]. 土壤, 2008, 40(5): 706-711. LIN Q, XU S H. A review on competitive adsorption of heavy metals in soils[J]. *Soils*, 2008, 40(5): 706-711.
- [17] NORINI M-P, THOUIN H, MIARD F, et al. Mobility of Pb, Zn, Ba, As and Cd toward soil pore water and plants (willow and ryegrass) from a mine soil amended with biochar[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 232: 117-130.
- [18] 吴萍萍, 王家嘉, 李录久, 等. 模拟酸雨条件下生物炭对污染林地土壤重金属淋失和有效性的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(3): 115-119, 284. WU P P, WANG J J, LI L J, et al. Effects of biochar on heavy metal leaching and availability in contaminated forest soil under simulated acid rain condition[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2016, 30(3): 115-119, 284.
- [19] BEESLEY L, DICKINSON N. Carbon and trace element mobility in an urban soil amended with green waste compost[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2010, 10(2): 215-222.
- [20] 雍莹莹, 徐应明, 黄青青, 等. 巯基坡缕石-硫酸锰复配碱性土壤镉污染钝化阻控效应[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(12): 2681-2692. YONG Y Y, XU Y M, HUANG Q Q, et al. Immobilization effect of mercaptopylorgonite and manganese sulfate on Cd pollution in alkaline soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(12): 2681-2692.
- [21] 王林, 徐应明, 孙国红, 等. 海泡石和磷酸盐对镉铅污染稻田土壤的钝化修复效应与机理研究[J]. 生态环境学报, 2012, 21(2): 314-320. WANG L, XU Y M, SUN G H, et al. Effect and mechanism of immobilization of paddy soil contaminated by cadmium and lead using sepiolite and phosphate[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(2): 314-320.
- [22] 杜志敏, 郝建设, 周静, 等. 四种改良剂对铜和镉复合污染土壤的田间原位修复研究[J]. 土壤学报, 2012, 49(3): 508-517. DU Z M, HAO J S, ZHOU J, et al. Field *in situ* remediation of soil contaminated by copper and cadmium by four modifiers[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(3): 508-517.
- [23] EL-AZEEM S, AHMAD M, USMAN A, et al. Changes of biochemical properties and heavy metal bioavailability in soil treated with natural liming materials[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2013, 70(7): 3411-3420.
- [24] 李江遐, 杨肖娥, 何振立, 等. 铅污染水稻土的微生物活性[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5): 1198-1201. LI J X, YANG X E, HE Z L, et al. Effects of lead on microbial activities in paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(5): 1198-1201.
- [25] 董晓芸, 柯凯恩, 胡自航, 等. 施用不同污泥堆肥对土壤理化性质及微生物活性的影响[J]. 东北林业大学学报, 2021, 49(6): 70-75. DONG X Y, KE K E, HU Z H, et al. Effect of different sludge composting on soil physical and chemical properties and microbial activity[J]. *Journal of Northeast Forestry University*, 2021, 49(6): 70-75.
- [26] 孙鹏跃, 徐福利, 王渭玲, 等. 华北落叶松人工林地土壤养分与土壤酶的季节变化及关系[J]. 浙江农林大学学报, 2016, 33(6): 944-952. SUN P Y, XU F L, WANG W L, et al. Seasonal dynamics of soil nutrients and soil enzyme activities in *Larix principis-rupprechtii* plantations[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2016, 33(6): 944-952.
- [27] LONG C, ZHOU D M, WANG Q Y, et al. Effects of electrokinetic treatment of a heavy metal contaminated soil on soil enzyme activities[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 172(2/3): 1602-1607.
- [28] 陈苏, 马鸿岳, 陈影, 等. 纳米羟基磷灰石对小麦植物酶及土壤酶活性的影响研究[J]. 安全与环境学报, 2021, 21(3): 1249-1256. CHEN S, MA H Y, CHEN Y, et al. Effect of nano-hydroxyapatite on plant enzyme and soil enzyme activity in wheat[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2021, 21(3): 1249-1256.
- [29] 弓建泽, 张心然, 李志勇, 等. 有机肥施用和外源镉添加对土壤理化性质、油菜生长及其镉积累的影响[J]. 土壤通报, 2021, 52(3): 679-685. GONG J Z, ZHANG X R, LI Z Y, et al. Effects of organic fertilizer combined with exogenous cadmium addition on soil physical and chemical properties, rape growth and cadmium accumulation[J].

- Chinese Journal of Soil Science*, 2021, 52(3):679-685.
- [30] 韩洋, 乔冬梅, 齐学斌, 等. 草酸对镉污染土壤油菜生物量及土壤酶活性和镉形态的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(9): 1964-1973. HAN Y, QIAO D M, QI X B, et al. Effects of oxalic acid on oil sunflower biomass, enzyme activity, and the Cd speciation of Cd-polluted soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(9):1964-1973.
- [31] 李虎. Cd胁迫下施加污泥土壤-马铃薯系统中Cd的迁移转化研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2016:33-34. LI H. Migration characteristics of Cd in municipal sludge amended soil[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2016:33-34.
- [32] 张金莲, 丁疆峰, 林浩忠, 等. 电子垃圾不当处置的重金属和多氯联苯污染及其生态毒理效应[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(5): 891-899. ZHANG J L, DING J F, LIN H Z, et al. Pollution of heavy metals and polychlorinated biphenyls by improper e-waste dismantling activities and its ecotoxicological effect[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(5):891-899.
- [33] 滕应, 骆永明, 李振高. 土壤重金属复合污染对脲酶、磷酸酶及脱氢酶的影响[J]. 中国环境科学, 2008, 28(2):147-152. TENG Y, LUO Y M, LI Z G. Kinetics characters of soil urease, acid phosphatase and dehydrogenase activities in soil contaminated with mixed heavy metals[J]. *China Environmental Science*, 2008, 28(2):147-152.
- [34] ZHOU L, WU L, LI Z, et al. Influence of rapeseed cake on heavy metal uptake by a subsequent rice crop after phytoextraction using *Sedum plumbizincicola*[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2015, 17(1):76-84.
- [35] WANG G, ZHOU L. Application of green manure and pig manure to Cd contaminated paddy soil increases the risk of Cd uptake by rice and Cd downward migration into groundwater: Field micro-plot trials [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2017, 228(1):1-15.
- [36] KARAMI N, CLEMENTE R, MORENO-JIMENEZ E, et al. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 191(3):41-48.
- [37] 王阳, 刘恩玲, 王奇赞, 等. 紫云英还田对水稻镉和铅吸收积累的影响[J]. 水土保持学报, 2013, 27(2):189-193. WANG Y, LIU E L, WANG Q Z, et al. Effect of milk vetch on cadmium and lead accumulation in rice[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2013, 27(2):189-193.
- [38] RULEY A T, SHARMAN C, SAHI S V, et al. Effects of lead and chelators on growth, photosynthetic activity and Pb uptake in *Sesbania drummondii* grown in soil[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 144(1):11-18.
- [39] 吕本春, 付利波, 湛方栋, 等. 绿肥作物矿化分解对土壤镉有效性的影响研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(3):431-441. LÜ B C, FU L B, ZHAN F D, et al. Research advance on the effect of mineralization and decomposition of green manure crops on soil cadmium availability[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, 38(3):431-441.

(责任编辑:李丹)