

硅酸钠与腐殖肥对土壤Cd形态及油麦菜生物可给性的影响

黄玲, 周存宇, 张建强, 孙梦强, 邹奇, 韦行, 陈志良

引用本文:

黄玲, 周存宇, 张建强, 孙梦强, 邹奇, 韦行, 陈志良. 硅酸钠与腐殖肥对土壤Cd形态及油麦菜生物可给性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(9): 1926–1935.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0134>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

混合无机改良剂对酸性多重金属污染土壤的改良效应

郭荣荣, 黄凡, 易晓媚, 龙新宪

农业环境科学学报. 2015(4): 686–694 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.04.012>

混合改良剂钝化修复酸性多重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

邹富桢, 龙新宪, 余光伟, 黄莉敏, 赵仁欣

农业环境科学学报. 2017, 36(9): 1787–1795 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1660>

施肥与填闲种植籽粒苋对油麦菜Cd和土壤Cd的影响

谷佳林, 苏世鸣, 陈延华, 赵同科, 魏丹, 杜连凤, 邹国元

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2198–2204 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0243>

镉胁迫下不同改良剂对水稻种子萌发和镉吸收积累的影响

王丙烁, 黄益宗, 李娟, 龙健, 王农, 黄永春

农业环境科学学报. 2019, 38(4): 746–755 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0770>

潮土设施油麦菜田灌施猪场肥液的适宜模式研究

石亚楠, 张克强, 薛长亮, 赵君怡, 乔斌, 王凤

农业环境科学学报. 2015(9): 1747–1753 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.09.017>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

黄玲, 周存宇, 张建强, 等. 硅酸钠与腐殖肥对土壤Cd形态及油麦菜生物可给性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(9): 1926–1935.

HUANG L, ZHOU C Y, ZHANG J Q, et al. Effects of sodium silicate and humic fertilizer on the speciation of cadmium in soil and the bioaccessibility of cadmium in *Lactuca sativa* L.[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(9): 1926–1935.



开放科学 OSID

硅酸钠与腐殖肥对土壤Cd形态及油麦菜生物可给性的影响

黄玲^{1,2,3}, 周存宇², 张建强^{1,3}, 孙梦强^{1,3}, 邹奇^{1,3}, 韦行^{1,3}, 陈志良^{1,3*}

(1. 生态环境部华南环境科学研究所, 广州 510535; 2. 长江大学园艺园林学院, 湖北 荆州 434025; 3. 广东省农田重金属污染土壤治理与修复工程技术研究中心, 广州 510535)

摘要:原位钝化技术是我国重金属污染农田土壤修复技术的研究热点,然而土壤改良后作物重金属的生物可给性及健康风险变化情况仍未可知。本研究以油麦菜为供试蔬菜,选择硅酸钠与腐殖肥2种典型土壤改良剂,通过盆栽试验研究了单一与复配改良剂对土壤理化性质改良、Cd赋存形态、油麦菜生长、Cd累积及其生物可给性的影响。结果表明:单施硅酸钠对油麦菜的生长具有一定的抑制作用,而单施腐殖肥则能显著提高其生物量,0.6%生物腐殖肥+0.3%硅酸钠复配处理对促进油麦菜生长、减少其对Cd的吸收效果最佳。不同处理下油麦菜胃阶段的生物可给性均高于小肠阶段,与不添加改良剂的对照相比,各处理均可降低儿童和成人对油麦菜Cd的摄入量,但不同消化阶段成人油麦菜Cd的生物可给量均高于儿童。单一与复配改良剂均可有效降低油麦菜的致癌风险与非致癌风险,其中0.6%生物腐殖肥+0.3%硅酸钠复配处理下油麦菜对儿童和成人的健康风险降幅分别达40.82%和30.21%。膳食摄取不同处理的油麦菜对人体带来非致癌危害的可能性较小,但可能会对儿童带来潜在致癌风险。

关键词:硅酸钠;腐殖肥;生物可给性;健康风险;镉

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)09-1926-10 doi:10.11654/jaes.2022-0134

Effects of sodium silicate and humic fertilizer on the speciation of cadmium in soil and the bioaccessibility of cadmium in *Lactuca sativa* L.

HUANG Ling^{1,2,3}, ZHOU Cunyu², ZHANG Jianqiang^{1,3}, SUN Mengqiang^{1,3}, ZOU Qi^{1,3}, WEI Hang^{1,3}, CHEN Zhiliang^{1,3*}

(1. South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Guangzhou 510535, China; 2. School of Horticulture and Landscape Architecture, Yangtze University, Jingzhou 434025, China; 3. Guangdong Province Engineering Research Center for Treatment and Remediation of Heavy Metal Contaminated Farmland Soil, Guangzhou 510535, China)

Abstract: *In situ* immobilization technology is a research hotspot in the remediation of heavy metal pollution on farmland. However, the variations in heavy metal bioaccessibility and the health risks of amended soils are largely unknown. In this study, two soil amendments, sodium silicate and humic fertilizer, were selected to study the effects of single and combined amendments on the physicochemical

收稿日期:2022-02-14 录用日期:2022-05-16

作者简介:黄玲(1991—),女,湖北荆州人,硕士,工程师,主要从事土壤污染控制研究。E-mail:1069636146@qq.com

*通信作者:陈志良 E-mail:chenzhiliang@scies.org

基金项目:国家重点研发计划项目(2019YFC1805300);广东省重点研发计划项目(2019B110207001, 2020B1111350002);广东省国际合作项目(2021A0505030045);广东省自然科学基金面上项目(2019A1515012131);中央级公益性科研院所基本科研业务专项(PM-zx703-201803-079, PM-zx703-202104-092)

Project supported: The National Key Research and Development Program of China (2019YFC1805300); Guangdong Provincial Key Research and Development Program (2019B110207001, 2020B1111350002); Guangdong Provincial International Cooperation Program (2021A0505030045); The Natural Science Foundation of Guangdong Province, China (2019A1515012131); Central Public-interest Scientific Institution Basal Research Fund (PM-zx703-201803-079, PM-zx703-202104-092)

properties and speciation of cadmium in soil, biomass, cadmium uptake, and cadmium bioaccessibility in lettuce in a pot experiment. The results showed that single application of sodium silicate inhibited the growth of lettuce, while humic fertilizer promoted growth. The combined application of 0.6% humic fertilizer and 0.3% sodium silicate had the optimum effect on promoting the growth of lettuce and reducing its accumulation of Cd. Under different treatments, the bioavailability of lettuce Cd in the stomach stage was higher than in the small intestine stage. Compared with the control, each treatment could reduce the intake of Cd in children and adults, but the bioaccessibility of Cd in adults at different digestion stages was higher than that in children. Single and combined amendments could effectively reduce the carcinogenic risk and non-carcinogenic risk of Cd in lettuce. Under the combined amendment treatment of 0.6% humic fertilizer and 0.3% sodium silicate, the health risks of lettuce Cd to children and adults were decreased by 40.82% and 30.21%, respectively. Dietary intake of lettuce with different treatments is less likely to cause non-carcinogenic harm to the human body, but it may still present potential carcinogenic risk to children.

Keywords: sodium silicate; humic fertilizer; bioaccessibility; health risk; cadmium

调查研究发现,我国耕地土壤重金属Cd、Ni、Zn的超标率较高^[1-3],且大部分属于中、低度污染水平^[1]。耕地土壤重金属污染能够造成巨大的粮食及经济损失,对农业安全、食品安全和人体健康,乃至社会可持续发展造成严重威胁^[4]。蔬菜是人体膳食Cd摄入的重要来源,土壤中的Cd可通过蔬菜的吸收富集作用累积在蔬菜可食部位并导致蔬菜品质下降,从而直接或间接影响人体健康。

与高耗能、高投入的物理化学方法或修复周期长的植物提取方法^[5]相比,原位钝化技术具有低投入、高效率的特点,可在治理污染土壤的同时保证农产品安全生产,因此被广泛采用。目前,国内外关于原位钝化修复重金属污染土壤的研究逐年剧增,但大多采用某种单一钝化剂^[6-7]。例如,硅酸钠、钢渣等硅基改良剂及生物腐殖肥等有机肥可有效缓解植物重金属胁迫^[8-9]。重复或大量施用某种单一改良材料可能对土壤结构、水体环境、作物产量等造成潜在影响^[10]。无机与有机改良材料配施可减少单一材料的弊端,如无机有机材料配施可弥补无机改良剂有机质含量较低的缺陷^[5,11]。然而,无机有机配施与单一改良剂的对比研究还较少被涉及。

与Cd质量分数相比,蔬菜Cd的生物可给性代表了Cd被人体消化吸收的最大潜力,可以更准确地评估蔬菜Cd污染对人体的健康危害^[12]。近年来,基于*in vitro*的生物可给性逐渐受到国内外学者的普遍关注,但大多数研究集中于野外调查^[13-14],有关单一与复配改良剂修复污染土壤及对蔬菜Cd生物可给性的影响研究还鲜见报道。油麦菜易从污染土壤中吸收富集Cd,从而通过食物链对人体健康造成威胁^[15-16]。因此,本研究采用盆栽试验研究了单一与复配改良剂对土壤理化性质、土壤Cd赋存形态、油麦菜生物量及Cd吸收的影响,并探讨了单一与复配改良剂对油麦

菜Cd生物可给性及健康风险的影响,以期为Cd污染农田修复及修复后土壤生产作物的健康风险评价提供参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤采自广州市番禺某重金属污染蔬菜地,表层土(0~20 cm)剔除石块与植物残体后,风干并过10目尼龙筛。其基本理化性质为:pH值为6.62、有机质含量4.89%、阳离子交换量40.41 cmol·kg⁻¹、有效磷155.60 mg·kg⁻¹、铵态氮57.59 mg·kg⁻¹、速效钾150.03 mg·kg⁻¹、有效硅446.06 mg·kg⁻¹、Cd 2.39 mg·kg⁻¹。

供试植物为油麦菜(*Lactuca sativa* L.),其种子购于广州市萝岗市场。硅酸钠由广东围谷润仪器有限公司提供;生物腐殖肥由广东嘉博文宝盛生物科技有限公司提供,其pH值为6.04,有机质≥75%,腐植酸≥50%,N+P₂O₅+K₂O≥4%,Fe≥1 600 mg·kg⁻¹、Mn≥50 mg·kg⁻¹、Zn≥30 mg·kg⁻¹、Cd 0.51 mg·kg⁻¹。

1.2 试验设计

为研究不同改良剂及不同施用方式对油麦菜Cd生物可给性的影响,根据前期预试验结果共设置8种不同处理,每种处理3个重复:不添加改良剂的对照处理(CK);单一添加生物腐殖肥设两种处理水平:0.3%、0.6%,分别以SF1、SF2表示;单一添加硅酸钠设两种处理水平:0.3%、0.6%,分别以GN1、GN2表示;复配生物腐殖肥与硅酸钠共3种方式,依次为0.3%生物腐殖肥+0.6%硅酸钠、0.6%生物腐殖肥+0.3%硅酸钠、0.6%生物腐殖肥+0.6%硅酸钠,分别以SF1+GN2、SF2+GN1、SF2+GN2表示。

每个花盆(底部内径20 cm,上部内径27 cm,高17 cm)加入3.0 kg供试土壤,按照试验设计加入一定量的改良剂与土壤混合均匀。盆中加去离子水使其

水分含量保持在田间含水量的60%,平衡2周后播入油麦菜种子,三叶期后间苗至3棵,并观察记录油麦菜的生长情况。生长60 d后收获蔬菜并采集土壤和油麦菜样品。土壤样品在阴凉通风处风干,研磨过筛后备用。将油麦菜样品分成地上和地下部分,分别用自来水和超纯水反复洗涤,105℃杀青0.5 h后于60℃烘至恒质量,烘干后样品粉碎过筛并装袋备用。

1.3 样品分析

土壤理化性质测定参考鲍士旦^[17]的方法。土壤pH值采用pH计(雷磁DDS-307A,中国)测定;有机质(OM)含量通过外加热-重铬酸钾容量法测定;阳离子交换容量(CEC)采用氯化钡-硫酸镁法测定;铵态氮(AN)采用KCl(2 mol·L⁻¹)浸提-靛酚蓝比色法测定;有效磷(AP)通过碳酸氢钠溶液(pH8.5)-钼锑抗比色法测定;速效钾(AK)通过乙酸溶液浸提-火焰光度计法测定;有效硅(ASi)用柠檬酸作浸提剂,可见分光光度计进行比色测定。土壤采用HNO₃:HF:HClO₄(3:3:1)消解,其重金属含量用原子吸收分光光度计(AA-7000, Shimadzu, 日本)测定。土壤重金属形态采用RAURET等^[18]提出的改进BCR连续提取方法测定。

油麦菜样品采用HNO₃:HClO₄(4:1)消解,Cd含量采用原子吸收分光光度计(AA-7000, Shimadzu, 日本)测定。油麦菜Cd的生物可给性分析参考RUBY等^[19]的方法。①胃阶段:在智能药物溶出仪(ZRS-8G,天津光学仪器厂,中国)的6个反应器中按固液比1:100加入4 g蔬菜样品(过0.25 mm筛)及400 mL模拟胃液,通入1 L·min⁻¹氩气创造厌氧环境,搅动1 h(37℃,100 r·min⁻¹),反应完成后吸取20 mL反应液,经离心(10 000 r·min⁻¹)、过滤后得到胃阶段提取液。②小肠阶段:将0.36 g胰酶、1.2 g胆盐分别加入到6个反应器中,并用NaHCO₃饱和溶液将反应液pH值调至8,37℃下通氩气(1 L·min⁻¹),100 r·min⁻¹搅动4 h。每隔15 min,测定反应液pH值使其维持为8。4 h后提取20 mL反应液,经离心(10 000 r·min⁻¹)、过滤后得到肠阶段提取液。

试验过程采用20%平行样、土壤成分分析标准物质(GSS16)和生物成分分析标准物质(GSB-5)进行质量控制,误差控制在5%以内。

1.4 数据处理与分析

1.4.1 Cd生物可给性分析

(1)胃或小肠阶段Cd的生物可给性计算:

$$BA = (C_{IV} \times V_{IV}) / (C_s \times M_s) \times 100\% \quad (1)$$

式中:BA为Cd的生物可给性,%;C_{IV}为体外模拟试验

的胃阶段或小肠阶段反应液中Cd的可溶态总量,mg·L⁻¹;V_{IV}为反应液体积,L;C_s为蔬菜样品中Cd的含量(以鲜质量计),mg·kg⁻¹;M_s为蔬菜样品质量,kg。

(2)Cd摄入量的估算:

$$W_m = C_m \times W_{veg} \quad (2)$$

式中:W_m为Cd的摄入量,μg·d⁻¹;C_m为蔬菜中Cd的含量,μg·g⁻¹;W_{veg}为日均蔬菜摄入量,其中儿童为0.256 kg·d⁻¹·人⁻¹,成年人为0.359 kg·d⁻¹·人⁻¹^[20]。

(3)Cd生物可给量的计算:

$$W_A = W_m \times BA \quad (3)$$

式中:W_A为Cd元素的日可吸收量,μg·d⁻¹;W_m为Cd元素的日摄入量,μg·d⁻¹;BA为Cd的生物可给性,%。

1.4.2 健康风险评估

蔬菜Cd的人体健康风险评价模型包括致癌物和非致癌物造成的健康危害风险模型^[21-22]。根据In Vitro试验结果,计算儿童和成人经蔬菜-人体系统摄入蔬菜中重金属而产生的致癌和非致癌风险。本研究中重金属元素Cd具有较强的致癌能力^[23],故对Cd元素同时进行致癌风险评价和非致癌风险评价,并分别对儿童(3~12岁)与成年人(18~45岁)进行计算。

(1)Cd的潜在致癌风险计算方法(CR用来评价致癌风险的可能性):

$$CR = EDI \times OBA \times SF_0 \quad (4)$$

$$EDI = \frac{C_{veg} \times IR_{veg} \times EF_{veg} \times ED}{BW \times AT} \quad (5)$$

式中:EDI为每日摄入重金属的估计值,其取决于蔬菜中重金属含量与蔬菜的消耗量;C_{veg}为蔬菜可食用部分中重金属的检测含量,mg·kg⁻¹(以鲜质量计);IR_{veg}为日均消耗蔬菜量,儿童为0.256 kg·d⁻¹·人⁻¹,成年人为0.359 kg·d⁻¹·人⁻¹^[19];EF_{veg}为重金属年暴露天数,350 d·a⁻¹^[23];ED为暴露年限,儿童为6 a,成年人为30 a^[24];BW为人体平均体质量,儿童为27.2 kg,成年人为62.4 kg^[20];AT为总平均暴露时间,其中AT_{致癌}为70 a×365 d·a⁻¹^[24],AT_{非致癌}为ED×365 d·a⁻¹^[24];OBA为Cd的生物可给性;SF₀为致癌斜率因子,为0.6 kg·d·mg⁻¹^[24]。

(2)非致癌风险评价方法:

$$HQ = EDI \times OBA / RfD \quad (6)$$

式中:HQ为重金属经口摄入的非致癌健康风险系数,是某种重金属的确定剂量与参考剂量的比率^[25];RfD为非致癌口服参考剂量,0.001 mg·kg⁻¹·d⁻¹^[24]。

当HQ>1时,表示可能产生潜在的非致癌风险;一般认为CR的可以接受范围为1×10⁻⁶~1×10⁻⁴^[25]。

试验所得原始数据采用Excel 2007 进行整理;试验结果用SPSS 19.0 统计分析,不同处理间差异分析采用ANOVA 及 Duncan 检验 ($P<0.05$);采用 Origin 2022 软件制图。

2 结果与讨论

2.1 不同改良剂对土壤理化化学性质的影响

不同处理下土壤理化性质见表1。单施硅酸钠可显著提升土壤的pH 值(增幅3.36%~6.42%)及铵态氮(增幅4.81%~10.07%)、速效钾(增幅26.41%~54.64%)、有效硅(增幅179.94%~207.84%)含量,而土壤有机质的含量则显著降低(降幅19.44%~39.98%)。单施生物腐殖肥可降低土壤的pH 值,而有机质(增幅3.46%~10.34%)、有效磷(增幅3.58%~10.76%)、有效硅(增幅59.58%~191.28%)的含量则显著增加,土壤阳离子交换量、铵态氮、速效钾的含量均呈上升趋势。综合来看,SF2+GN1 处理对供试土壤的改良效果最佳,该处理可提高土壤pH 值,并显著提高土壤阳离子交换量(增幅为32.57%)、有效磷、速效钾及有效硅含量,而有机质和铵态氮含量显著下降,可能由于 NH_4^+ 随土壤pH 增加而挥发所致^[11]。同时,生物腐殖肥的施用能促进微生物群落与活性变化,导致有机肥矿化产生铵态氮,但除微生物吸持外,部分铵态氮硝化为硝态氮,还有部分被油麦菜吸收,因此土壤中残留的铵态氮较少^[26]。

2.2 不同处理对土壤Cd形态的影响

不同处理对土壤中Cd 化学形态的影响见表2 和图1。对照组(CK) 土壤Cd 形态主要以残渣态(45.9%)存在,其次依次为可还原态(27.6%)、弱酸提

取态(13.7%)及可氧化态(12.8%)。与对照组相比,不同处理方式对土壤各形态Cd 含量影响不一。单施生物腐殖肥可降低土壤中弱酸提取态及可还原态Cd 含量,并增加可氧化态和残渣态Cd 含量。弱酸提取态Cd 作为活性最高的形态,其含量决定土壤Cd 的有效态含量,而有效态也是对植物毒害作用最大的Cd 形态^[27]。有研究表明,土壤中施加有机肥后的一段时间内水溶态和交换态Cd 含量显著减少,而有机络合态Cd 含量则显著增多^[28]。王晶等^[29]也发现,随腐植酸施加量的加大,可溶态Cd 含量显著下降,而有机态Cd 含量显著上升,氧化态和有机态Cd 相似,腐植酸对可溶态Cd 的分配比率高达19%~73%,分别是有机态和氧化态Cd 的4.2~5.5 倍和1.6~3.8 倍。本研究使用的生物腐殖肥其有机质及腐植酸含量丰富

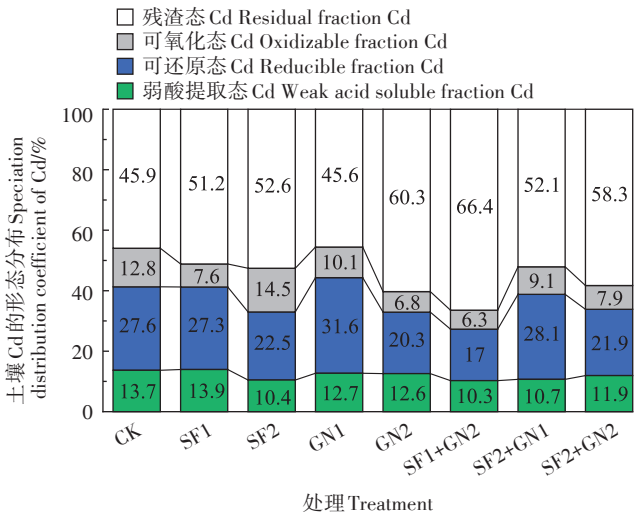


图1 不同处理对土壤Cd形态的影响
Figure 1 Effects of amendments on the speciation of Cd in soils

表1 施用不同钝化剂对土壤理化性质的影响

Table 1 Effects of different amendments on the physical and chemical properties of the soils

处理 Treatment	pH 值 pH value	有机质 Organic matter/ (g·kg ⁻¹)	阳离子交换量 Cation exchange capacity/(cmol·kg ⁻¹)	有效磷 Available phosphorus/ (mg·kg ⁻¹)	铵态氮 Ammonium nitrogen/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 Available potassium/ (mg·kg ⁻¹)	有效硅 Effective silicon/ (mg·kg ⁻¹)
CK	6.54±0.04d	32.62±0.69b	27.36±0.93d	219.84±2.88d	46.79±0.85c	76.34±1.25f	255.09±1.00h
SF1	6.51±0.03d	33.75±0.80b	29.67±0.35cd	227.71±2.44d	47.65±1.16c	82.39±2.11e	407.07±0.73g
SF2	6.44±0.05e	37.24±0.27a	33.77±0.99b	243.50±3.99c	48.03±0.96bc	84.47±1.25e	743.03±1.58d
GN1	6.76±0.02c	26.28±0.16d	31.44±0.88bc	209.09±2.70e	49.04±1.58bc	96.50±3.35d	713.59±1.47e
GN2	6.96±0.08b	19.58±0.05e	14.88±0.49f	220.32±3.23d	51.50±1.49a	118.05±1.65c	785.28±1.31b
SF1+GN2	7.22±0.04a	32.60±0.17b	20.92±0.41e	259.62±8.01ab	50.15±1.22ab	123.74±2.29b	772.21±2.11c
SF2+GN1	7.03±0.06b	28.81±0.89c	36.27±0.91a	266.93±8.03a	42.76±1.20d	126.99±1.66ab	682.06±1.21f
SF2+GN2	7.27±0.01a	33.96±0.90b	15.70±0.47f	252.05±5.43bc	47.63±1.28c	127.48±1.74a	792.30±4.17a

注:数据以“均值±标准差”形式表达;数据差异显著性采用Duncan 检验。同一列数据标注的字母不同表示处理间差异显著, $P<0.05$ 。下同。
Note: The data is expressed in the form of "mean ± standard deviation"; Duncan test is used for the significance of data difference. Different letters in the same column of data indicate significant differences between treatments ($P<0.05$). The same below.

表2 不同钝化处理对土壤Cd形态的影响(mg·kg⁻¹)

Table 2 Effects of amendments on the speciation of Cd in soils(mg·kg⁻¹)

处理 Treatment	弱酸提取态Cd Weak acid extracted fraction Cd	可还原态Cd Reducible fraction Cd	可氧化态Cd Oxidisable fraction Cd	残渣态Cd Residual fraction Cd
CK	0.214±0.002c	0.432±0.002c	0.200±0.003b	0.719±0.004h
SF1	0.218±0.003b	0.427±0.003c	0.119±0.003ef	0.800±0.003f
SF2	0.183±0.003f	0.394±0.001d	0.253±0.038a	0.920±0.004d
GN1	0.203±0.002d	0.506±0.004a	0.162±0.004c	0.729±0.003g
GN2	0.196±0.002e	0.316±0.002f	0.106±0.006f	0.938±0.003c
SF1+GN2	0.234±0.002a	0.389±0.001d	0.143±0.002cde	1.516±0.004a
SF2+GN1	0.182±0.002f	0.479±0.002b	0.155±0.005cd	0.887±0.004e
SF2+GN2	0.205±0.002d	0.376±0.003e	0.135±0.004de	1.001±0.003b

(≥50%),生物腐殖肥中的有机质分解形成的小分子有机酸、腐植酸等可与重金属结合形成稳定的络合物,促进弱酸提取态向可氧化态转化,从而降低Cd的活动性^[30]。

单施硅酸钠时,土壤中弱酸提取态Cd含量降低,可还原态Cd含量随硅酸钠施加量的增加而降低,而残渣态Cd含量则显著增多,这与CLEMENTE等^[31]的研究结果一致,其发现硅酸盐的施用可降低土壤中有较高生物有效性的水溶态、交换态重金属含量,从而抑制植物对重金属的吸收,降低其危害。杨超光等^[32]的研究结果表明,向土壤中施加硅(以Na₂SiO₃·9H₂O形式加入)后,土壤中铁锰氧化物结合态镉(相当于可还原态Cd)占镉总量的比例降低,而残渣态镉的比例却显著增加,且增幅在20%左右,这与本试验得出的研究结果一致。造成这一结果的原因可能是硅酸钠以水溶液施加到土壤后,溶液中可溶性硅以聚硅酸凝胶的状态存在(其在形成过程中可使铁、铝离子凝聚起来^[33]),其可能与土壤中镉离子形成镉-硅沉淀。

SF2+GN1处理土壤中弱酸提取态Cd降幅最为显著(降幅为14.95%),可见该处理能显著降低土壤中Cd的活性,促进土壤中Cd由弱酸提取态向残渣态等不易被植物吸收利用态转化。这一结论与陈翠芳等^[34]的结果具有相似性,其研究发现土壤施硅可显著降低较高外源Cd浓度处理的土壤中有有效态Cd含量。

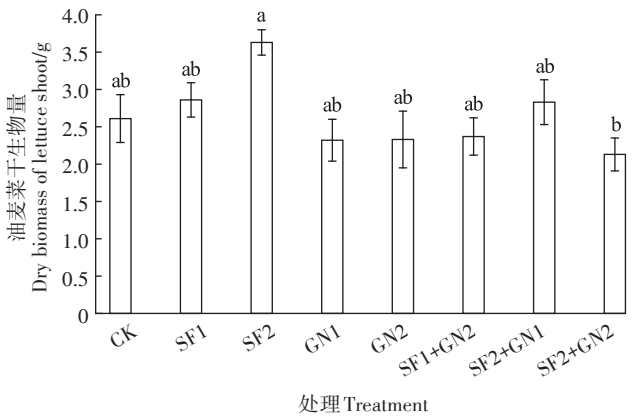
总体而言,生物腐殖肥或硅酸钠的单施及二者组配施加均可降低土壤中Cd的活性,但组配施加的效果优于单一施加。

2.3 不同处理对油麦菜生物量及吸收Cd的影响

不同处理下油麦菜生物量变化情况见图2。与对照组相比,单施生物腐殖肥有助于提高油麦菜的地上部干生物量,最高增幅为39.08%,这与邸云飞等^[35]的研究结果相似。单施硅酸钠处理下油麦菜的干生

物量均低于对照组。生物腐殖肥与硅酸钠复配处理中,SF2+GN1处理对油麦菜生长促进效果优于其他2种组配处理,但不及SF2处理,这可能是由于腐殖肥的加入促进了油麦菜的生长所致。

不同处理下油麦菜吸收Cd(以鲜质量计)的情况见图3。对比食品中Cd限量标准(GB 2762—2012, 0.20 mg·kg⁻¹),不同处理下油麦菜地上部Cd含量范围为0.039~0.089 mg·kg⁻¹,均低于0.2 mg·kg⁻¹。与对照组相比,所有处理均能显著降低油麦菜地上部Cd含量(P<0.05),降幅为41.20%~56.18%;其中,SF1处理油麦菜地上部Cd含量最低(0.039 mg·kg⁻¹, P<0.05),降幅达56.18%,这表明施硅可以有效抑制油麦菜对Cd的吸收,这与陈翠芳等^[34]的结果一致。同样,不同处理也可降低油麦菜地下部对土壤Cd的吸收,降幅为7.21%~51.35%,但除SF2+GN1处理外均不显著。SF2+GN1处理下,油麦菜根系Cd含量最低(0.180



不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。下同
Different lowercase letters indicate significant differences among treatments(P<0.05). The same below

图2 不同处理对油麦菜地上部干生物量的影响

Figure 2 Effects of different treatments on the dry biomass of the lettuce shoot

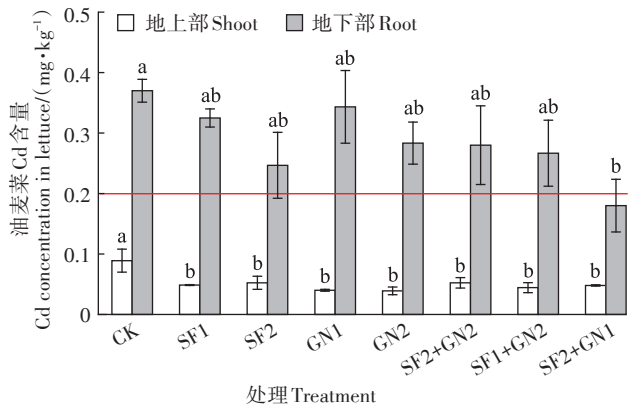


图3 不同处理对油麦菜吸收镉(以鲜质量计)的影响

Figure 3 Effects of different treatments on Cd accumulation (fresh weight) by lettuce

mg·kg⁻¹, $P<0.05$), 降幅达51.35%, 说明复配处理能有效降低土壤Cd的活性, 减少植物根系对Cd的吸收。生物腐殖肥表面粗糙, 存在较多吸附位点, 生物腐殖肥与硅酸钠复配能够显著提高土壤pH值, 施加硅能降低土壤Cd有效态, 抑制植物对Cd的吸收, 这可能与硅促进钙离子和金属离子竞争结合位点而缓解金属胁迫有关^[36]。最新研究发现, 硅可通过改变植物根系功能特征调控植物抗旱性能^[37], 另外, 硅在植物的抗病、抗盐和抗重金属等方面可发挥重要作用^[38]。

2.4 油麦菜Cd的生物可给性及健康风险评估

2.4.1 油麦菜胃肠阶段中Cd的生物可给性

油麦菜胃肠阶段中Cd的生物可给性随不同处理的变化情况见图4。对照组中油麦菜胃、小肠阶段的生物可给性分别为5.60%、1.56%; 不同处理下的油麦菜胃、小肠阶段的生物可给性分别为4.44%~6.52%、0.69%~2.92%。总体看来, 油麦菜Cd胃阶段的生物可给性均高于小肠阶段, 这可能是由于模拟胃阶段的酸性环境有利于Cd的溶解, 而进入肠道后, 由于环境pH值的升高, 原本在胃中溶解的Cd在肠道中可能会发生沉淀, 进而极大减少Cd的吸收^[39]。同时, Cd与肌醇六磷酸形成的不可溶化合物也能减少部分Cd的吸收^[40]。

2.4.2 儿童与成人经油麦菜-人体途径的Cd摄入量

儿童与成人经油麦菜-人体途径的Cd摄入量见表3。对照组儿童Cd的日摄入量为22.829 μg·d⁻¹, 成人Cd的日摄入量为32.014 μg·d⁻¹; 不同处理组儿童Cd的日摄入量在9.716~13.488 μg·d⁻¹之间, 成人Cd的日摄入量在13.626~18.914 μg·d⁻¹之间。总体来看, 施加不同钝化剂后生长的油麦菜均显著降低了儿童和成人对Cd的摄入量($P<0.05$)。其中, Cd摄入量

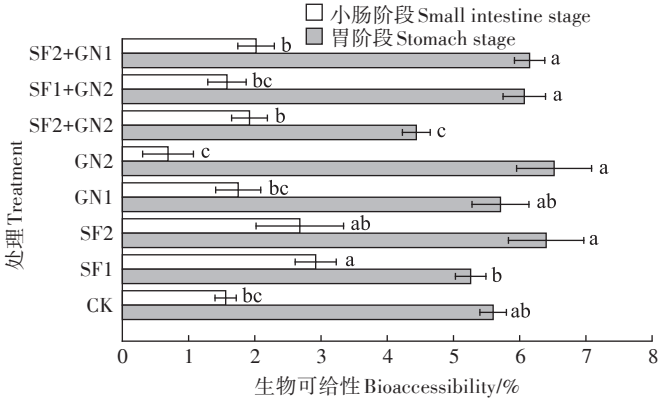


图4 油麦菜胃肠阶段中Cd的生物可给性

Figure 4 Bioaccessibility of Cd in the gastrointestinal stage of lettuce

降低幅度处理顺序为SF2+GN2>GN2>GN1>SF2>SF2+GN1>SF1>SF1+GN2。

2.4.3 儿童与成人胃肠阶段的Cd生物可给量

儿童与成人胃肠阶段的Cd生物可给量见图5。土壤经改良后生产的油麦菜, 儿童和成人摄入后Cd的生物可给量均低于对照组。对照组儿童和成人在模拟胃阶段Cd的生物可给量分别为1.280、1.795 μg·d⁻¹; 所有处理中SF2+GN2处理使得儿童和成人在胃阶段Cd的生物可给量均降至最低, 分别为0.408 μg·d⁻¹和0.572 μg·d⁻¹; SF2+GN1处理使儿童和成人Cd的生物可给量(分别为0.724 μg·d⁻¹和1.016 μg·d⁻¹)低于对照, 但高于除SF1+GN2外的其他处理。对照组中儿童在模拟肠阶段Cd的生物可给量为0.432 μg·d⁻¹, 成人为0.606 μg·d⁻¹; 不同处理方式中GN2处理使儿童和成人在肠阶段Cd的生物可给量均降为最低, 分别为0.103 μg·d⁻¹和0.145 μg·d⁻¹; 而SF1处理虽使儿童和成人在肠阶段Cd的生物可给量(分别为0.365 μg·d⁻¹和0.512 μg·d⁻¹)低于对照组, 但高于其他处理。

表3 儿童与成人经油麦菜-人体途径的Cd摄入量(μg·d⁻¹)

Table 3 Cd intake of children and adults through lettuce-human pathway(μg·d⁻¹)

处理 Treatment	儿童 Child	成人 Adult
CK	22.829±0.949a	32.014±1.745a
SF1	12.593±0.419b	17.659±0.587b
SF2	11.648±0.292b	16.335±0.421b
GN1	10.050±0.687b	14.093±0.964b
GN2	9.960±0.049b	13.967±0.679b
SF1+GN2	13.488±0.485b	18.914±0.681b
SF2+GN1	11.959±0.058b	16.770±0.082b
SF2+GN2	9.716±0.246b	13.626±0.345b

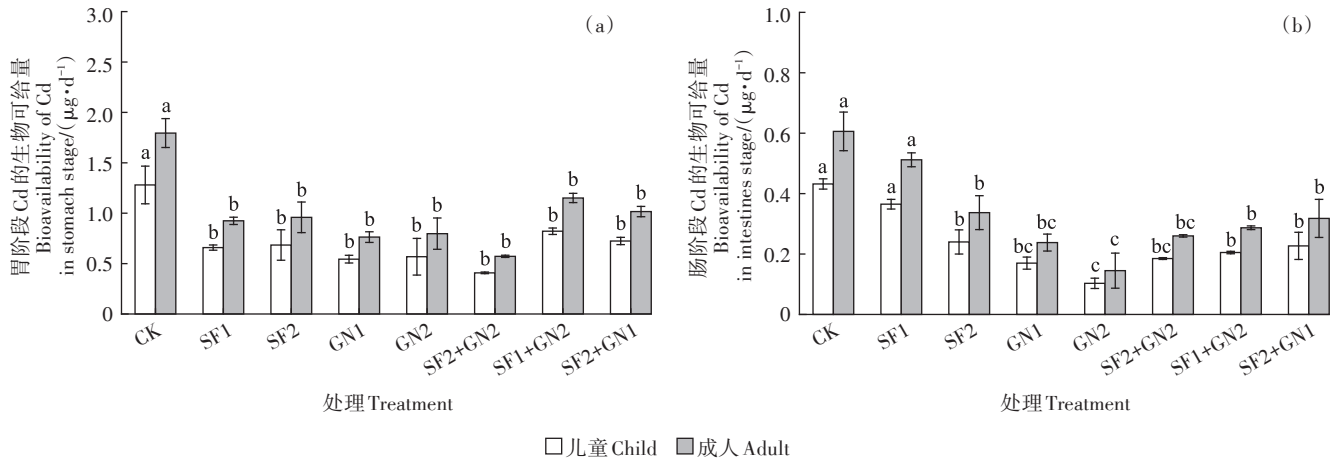


图5 儿童与成人胃肠阶段的Cd生物可给量

Figure 5 Bioaccessibility of Cd in gastrointestinal stage of children and adults

综上所述,不同处理下油麦菜在模拟胃肠阶段Cd的生物可给量均低于对照,说明不同处理均可有效降低儿童及成人经膳食摄入油麦菜的Cd生物可给量。

2.4.4 油麦菜中Cd生物可给性的健康风险评价

基于不同消化阶段Cd的生物可给性对油麦菜的潜在健康风险进行评价,结果见表4。胃肠阶段,经口摄入不同处理后油麦菜Cd对儿童及成人产生的致癌风险与非致癌风险均低于对照组,表明不同处理均可有效降低油麦菜的致癌风险与非致癌风险。不同处理下油麦菜胃肠阶段的非致癌风险均呈 $HQ_{\text{儿童}}$ 高于 $HQ_{\text{成人}}$ 的趋势,但都远小于限值1,说明膳食摄取不同处理油麦菜对儿童及成人带来非致癌危害的可能性较小。胃阶段油麦菜Cd对儿童及成人的致癌风险均处于可接受范围,且呈 $CR_{\text{成人}}$ 高于 $CR_{\text{儿童}}$ 的趋势,这与非致癌风险的趋势相反。小肠阶段油麦菜Cd对儿童的致癌风险超过了可接受范围,表明摄取油麦菜可

能会对儿童造成潜在致癌风险。侯胜男等^[13]对冶金区蔬菜Cd生物可给性及健康风险评价的结果表明,基于蔬菜中Cd的生物可给性对Cd的目标危害系数(THQ)进行校正后,蔬菜胃阶段生物可给性Cd的THQ值仍超限值1。罗杨^[41]采用PBET模拟胃肠消化小白菜获得重金属生物可给性的研究也发现,模拟胃、肠两阶段中小白菜的总非致癌风险系数仍大于1,可认为具有非致癌风险。以上研究均与本研究结果相反,这可能与供试蔬菜来源不同、Cd在植物体内结合的目标化合物不同及蔬菜中本身固有的营养成分不同有关。

胃阶段中,GN1处理下油麦菜对儿童和成人的致癌风险与非致癌风险均最低, $CR_{\text{儿童}}$ 、 $CR_{\text{成人}}$ 、 $HQ_{\text{儿童}}$ 及 $HQ_{\text{成人}}$ 降幅均达54.22%,SF2+GN1复配处理下油麦菜对儿童和成人的健康风险降幅为40.82%。小肠阶段中,GN2处理下油麦菜对儿童和成人的致癌风险与非

表4 油麦菜Cd胃肠阶段的致癌风险及非致癌风险

Table 4 Carcinogenic risk and non-carcinogenic risk of Cd in the gastrointestinal stage of lettuce

处理方式 Treatment	胃阶段 Gastric stage				小肠阶段 Small intestine stage			
	致癌风险 Carcinogenic risk		非致癌风险 Non carcinogenic risk		致癌风险 Carcinogenic risk		非致癌风险 Non carcinogenic risk	
	$CR_{\text{儿童}}/\times 10^{-6}$	$CR_{\text{成人}}/\times 10^{-6}$	$HQ_{\text{儿童}}/\times 10^{-2}$	$HQ_{\text{成人}}/\times 10^{-2}$	$CR_{\text{儿童}}/\times 10^{-7}$	$CR_{\text{成人}}/\times 10^{-5}$	$HQ_{\text{儿童}}/\times 10^{-2}$	$HQ_{\text{成人}}/\times 10^{-2}$
CK	2.31	7.07	4.50	2.70	6.44	1.97	1.30	0.80
SF1	1.19	3.63	2.30	1.40	6.60	2.02	1.30	0.80
SF2	1.56	4.75	3.00	1.80	6.51	1.99	1.30	0.80
GN1	1.06	3.24	2.10	1.30	3.25	0.99	0.60	0.40
GN2	1.18	3.61	2.30	1.40	1.24	0.38	0.20	0.10
SF1+GN2	1.25	3.82	2.40	1.50	3.25	0.99	0.60	0.40
SF2+GN1	1.37	4.18	2.70	1.60	4.49	1.37	0.90	0.50
SF2+GN2	1.08	3.29	2.10	1.30	4.66	1.43	0.90	0.60

致癌风险均最低($CR_{\text{儿童}}$ 、 $CR_{\text{成人}}$ 、 $HQ_{\text{儿童}}$ 及 $HQ_{\text{成人}}$ 降幅均达80.66%),SF2+GN1复配处理下油麦菜对儿童和成人的健康风险降幅为30.21%。产生这一结果可能与单施硅酸钠处理下油麦菜地上部Cd含量及胃肠阶段Cd生物可给性有关。

2.5 油麦菜Cd的生物可给量与油麦菜地上部Cd含量的相关性分析

为进一步研究不同改良处理对蔬菜Cd生物有效性的影响,对油麦菜地上部Cd含量与油麦菜Cd的生物可给量进行相关性分析。胃阶段Cd的生物可给量与油麦菜地上部Cd含量呈显著正相关($r=0.974$, $P<0.01$),说明油麦菜地上部Cd含量的增加能显著提高胃阶段Cd的生物可给量。与此类似,小肠阶段Cd的生物可给量与油麦菜地上部Cd含量呈显著正相关($r=0.726$, $P<0.01$),说明油麦菜地上部Cd含量的增加可显著提高肠阶段Cd的生物可给量。

本研究发现单一及复配硅酸钠和生物腐殖肥均对油麦菜Cd的累积及其生物可给性造成不同的影响。单施硅酸钠在降低油麦菜累积Cd和生物可给性方面效果显著,但其高量施加可能造成作物减产。综合考虑改良剂对土壤改良、作物产量、Cd累积及其生物可给性的影响,0.3%硅酸钠和0.6%生物腐殖肥复配(SF2+GN1)可视为本试验研究中最佳的修复组合。相关性分析表明,油麦菜地上部Cd含量与Cd在胃和小肠阶段的生物可给性呈现显著的正相关性,而单一及复配硅酸钠和生物腐殖肥能在一定程度上降低油麦菜可食部位Cd含量,因此减少了油麦菜Cd的生物可给性。研究发现,外源物质会通过改变重金属在土壤的结合形态,从而影响重金属的生物可给性^[42]。本研究发现,硅酸钠和生物腐殖肥复配施入Cd污染土壤后,硅酸钠改良了供试土壤的酸性条件,促使可交换态Cd向残渣态、铁锰氧化物结合态Cd转化,从而降低Cd的生物有效性。而生物腐殖肥中存在的大量腐植酸能与 Cd^{2+} 发生吸附、络合及螯合反应,另外,土壤pH值增大有利于腐植酸的官能团与 Cd^{2+} 结合,使其有效态比例降低^[43],从而减少油麦菜Cd吸收,进一步降低其生物可给性及健康风险。此外,有研究发现,施用有机肥可提高土壤中微生物的Cd抗性水平及耐Cd微生物分子生态网络中的正相互作用^[44]。然而,硅酸钠和腐殖肥配施在影响油麦菜根际微生物群落结构及其介导的Cd稳定化方面仍需进一步研究。硅酸钠和腐殖肥配施降低土壤Cd生物有效性及生物可给性可能存在如下机

理:一方面,硅酸钠施加显著提高土壤pH值,增加油麦菜抗逆性能并通过硅促进 Ca^{2+} 和 Cd^{2+} 竞争结合位点以及与Cd的共沉淀作用降低土壤Cd的有效性;另一方面,腐殖肥中腐植酸通过与Cd吸附、络合与螯合作用以及促进根际土壤微生物的Cd抗性水平降低Cd的生物有效性。

3 结论

(1)与单一施加硅酸钠或生物腐殖肥相比,硅酸钠和生物腐殖肥复配可以改良供试土壤理化性质,显著提高土壤阳离子交换量、有效磷、速效钾及有效硅含量,但降低了有机质和铵态氮含量。

(2)施加不同改良剂均降低了儿童和成人对Cd的摄入量,不同消化阶段油麦菜Cd的生物可给量均表现出成人高于儿童。油麦菜的摄取可能会对成人和儿童造成潜在致癌风险,且成人高于儿童。

(3)0.6%生物腐殖肥与0.3%硅酸钠复配处理在改良污染土壤理化性质、提高油麦菜产量、抑制油麦菜对Cd的吸收及降低蔬菜Cd健康风险等方面均具有良好效果,可视为本试验研究中最优的修复组合,适用于中轻度污染农田土壤稳定化修复。

参考文献:

- [1] 曾希柏, 徐建明, 黄巧云, 等. 中国农田重金属问题的若干思考[J]. 土壤学报, 2013, 50(1):186-194. ZENG X B, XU J M, HUANG Q Y, et al. Some deliberations on the issues of heavy metals in farmlands of China [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50(1):186-194.
- [2] ZHAO F J, MA Y B, ZHU Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(2):750-759.
- [3] RAN J, WANG D J, WANG C, et al. Heavy metal contents, distribution, and prediction in a regional soil-wheat system[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 544:422-431.
- [4] WU G, KANG H B, ZHANG X Y, et al. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 174(1/2/3):1-8.
- [5] 蔡轩, 龙新宪, 种云霄, 等. 无机-有机混合改良剂对酸性重金属复合污染土壤的修复效应[J]. 环境科学学报, 2015, 35(12):3991-4002. CAI X, LONG X X, ZHONG Y X, et al. Inorganic-organic amendments for immobilization of metal contaminants in an acidic soil [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(12):3991-4002.
- [6] POULIOT R, HUGRON S, ROCHEFORT L, et al. Manure derived bio-char can successfully replace phosphate rock amendment in peatland restoration[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 157:118-126.
- [7] TANG X J, LI X, LIU X M, et al. Effects of inorganic and organic

- amendments on the uptake of lead and trace elements by *Brassica chinensis* grown in an acidic red soil[J]. *Chemosphere*, 2015, 119:177-183.
- [8] 刘春成, 李中阳, 胡超, 等. 逆境条件下硅肥调控效应研究进展[J]. 中国土壤与肥料, 2021(4):337-346. LIU C C, LI Z Y, HU C, et al. Advances in the regulation effects of silicon fertilizer under adversity stress[J]. *Soil and Fertilizer in China*, 2021(4):337-346.
- [9] 刘德玲. 生物腐殖肥、海泡石和高岭土复配对铅镉污染土壤稳定化的研究[D]. 广州: 广东工业大学, 2018. LIU D L. Studies on the stabilization of lead and cadmium contaminated soils by the combination of biological humus fertilizer, sepiolite and kaoline[D]. Guangzhou: Guangdong University of Technology, 2018.
- [10] 李剑睿, 徐应明, 林大松, 等. 农田重金属污染原位钝化修复研究进展[J]. 生态环境学报, 2014, 23(4):721-728. LI J R, XU Y M, LIN D S, et al. *In situ* immobilization remediation of heavy metals in contaminated soils: A review[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(4):721-728.
- [11] 刘冲, 刘晓文, 吴文成, 等. 生物炭及炭基肥对油麦菜生长及吸收重金属的影响[J]. 中国环境科学, 2016, 36(10):3064-3070. LIU C, LIU X W, WU W C, et al. Effect of biochar and biochar based fertilizer on growth of *Lactuca sativa* L. and absorption of heavy metals [J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(10):3064-3070.
- [12] AZIZ R, RAFIQ M T, HE Z, et al. *In vitro* assessment of cadmium bioavailability in Chinese cabbage grown on different soils and its toxic effects on human health[J]. *Biomed Research International*, 2015: 285351.
- [13] HU J L, WU F Y, WU S C, et al. Bioaccessibility, dietary exposure and human risk assessment of heavy metals from market vegetables in Hong Kong revealed with an *in vitro* gastrointestinal model[J]. *Chemosphere*, 2013, 91(4):455-461.
- [14] 侯胜男, 汤琳, 郑娜, 等. 典型锌冶金区蔬菜重金属的生物可给性及健康风险评价[J]. 环境科学学报, 2018, 38(1):343-349. HOU S N, TANG L, ZHENG N, et al. Bioaccessibility and health risk assessment of heavy metals in vegetables of typical mining area[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(1):343-349.
- [15] LI N, KANG Y, PAN W J, et al. Concentration and transportation of heavy metals in vegetables and risk assessment of human exposure to bioaccessible heavy metals in soil near a waste-incinerator site, south China[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 521:144-151.
- [16] PAN X D, WU P G, JIANG X G. Levels and potential health risk of heavy metals in marketed vegetables in Zhejiang, China[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6(1):20317.
- [17] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000. BAO S D. Soil agrochemical analysis[M]. 3rd Edition. Beijing: China Agricultural Press, 2000.
- [18] RAURET G, LÓPEZ-SÁNCHEZ J F, SAHUQUILLO A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1(1):57-61.
- [19] RUBY M V, SCHOOF R, BRATTIN W, et al. Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health risk assessment[J]. *Environmental Science & Technology*, 1999, 33(21):3697-3705.
- [20] 中国卫生部. 中国卫生健康统计年鉴[M]. 北京: 北京协和医学院出版社, 2021. China Ministry Health. China's health statistical yearbook[M]. Beijing: Peking Union Medical College Press, 2021.
- [21] 高继军, 张力平, 黄圣彪, 等. 北京市饮用水水源水重金属污染物健康风险的初步评价[J]. 环境科学, 2004, 25(2):47-50. GAO J J, ZHANG L P, HUANG S B, et al. Preliminary health risk assessment of heavy metals in drinking waters in Beijing[J]. *Environmental Science*, 2004, 25(2):47-50.
- [22] WCISLO E, IOVEN D, KUCHARSKI R, et al. Human health risk assessment case study: An abandoned metal smelter site in Poland[J]. *Chemosphere*, 2002, 47(5):507-515.
- [23] 林晓峰, 胡恭任, 于瑞莲, 等. 泉州市主要工业区土壤重金属健康风险评价[J]. 有色金属, 2011, 63(2):297-301. LIN X F, HU G R, YU R L, et al. Health risk assessment of heavy metals in main industrial park soil of Quanzhou[J]. *Nonferrous Metals*, 2011, 63(2):297-301.
- [24] United States, Environmental Protection Agency (USEPA). Integrated risk information system (IRIS) [EB/OL]. [2021-06-27]. <http://www.epa.gov/iris/index.html>.
- [25] HU X, ZHANG Y, LUO J, et al. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a megacity, Nanjing, China[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(5):1215-1221.
- [26] 王华静, 古娟, 李锦, 等. 施用不同有机肥对盆栽大豆土壤可溶性有机质和无机氮含量的影响[J]. 科技通报, 2018, 34(3):49-53. WANG H J, GU J, LI J, et al. Effects of the different organic fertilizers on dissolved organic matter concentrations and inorganic nitrogen concentrations in the soils of soybean pot experiments[J]. *Bulletin of Science and Technology*, 2018, 34(3):49-53.
- [27] 颜世红. 酸化土壤中镉化学形态特征与钝化研究[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2013. YAN S H. Study on chemical speciation of cadmium in acidic soil and its inactivation[D]. Huainan: Anhui University of Science & Technology, 2013.
- [28] SHUMAN L M. Effect of organic waste amendments on cadmium and lead in soil fractions of two soils[J]. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 1998, 29(19/20):2939-2952.
- [29] 王晶, 张旭东, 李彬, 等. 腐植酸对土壤中 Cd 形态的影响及利用研究[J]. 土壤通报, 2002, 33(3):185-187. WANG J, ZHANG X D, LI B, et al. The effect of humic acid on the cadmium transformation and the mechanism[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33(3):185-187.
- [30] 赵中秋, 朱永官, 蔡运龙. 镉在土壤-植物系统中的迁移转化及其影响因素[J]. 生态环境, 2005, 14(2):282-286. ZHAO Z Q, ZHU Y G, CAI Y L. Transport and transformation of cadmium in soil-plant systems and the influence factors[J]. *Ecology and Environment*, 2005, 14(2):282-286.
- [31] CLEMENTE R, PAREDES C, BERNAL M P. A field experiment investigating the effects of olive husk and cow manure on heavy metal availability in a contaminated calcareous soil from Murcia (Spain)[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2007, 118(1):319-326.

- [32] 杨超光, 豆虎, 梁永超, 等. 硅对土壤外源镉活性和玉米吸收镉的影响[J]. 中国农业科学, 2005, 38(1): 116-121. YANG C G, DOU H, LIANG Y C, et al. Influence of silicon on cadmium availability and cadmium uptake by maize in cadmium-contaminated soil [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2005, 38(1): 116-121.
- [33] 栾兆坤, 刘振儒. 聚铝铁硅絮凝剂的合成方法及其混凝效能[J]. 环境化学, 1997, 16(6): 546-551. LUAN Z K, LIU Z R. Synthetic method and coagulation flocculation of polyaluminum ferric silicate flocculants[J]. *Environmental Chemistry*, 1997, 16(6): 546-551.
- [34] 陈翠芳, 钟继洪, 李淑仪. 施硅对白菜地上部吸收重金属镉的抑制效应[J]. 中国农学通报, 2007, 23(1): 144-147. CHEN C F, ZHONG J H, LI S Y. Silicon induced inhibitory effects of cadmium uptake by Chinese cabbage shoots[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2007, 23(1): 144-147.
- [35] 邸云飞, 胡宏祥, 王闵, 等. 生物腐植酸配施不同量肥料对土壤性质及油菜产量的影响研究[J]. 中国农学通报, 2015, 31(9): 112-118. DI Y F, HU H X, WANG M, et al. Effects of bio-active humic acid with different amounts of fertilizer on soil properties and rape yields [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2015, 31(9): 112-118.
- [36] LI L B, ZHENG C, FU Y Q, et al. Silicate-mediated alleviation of Pb toxicity in banana grown in Pb-contaminated soil[J]. *Biological Trace Element Research*, 2012, 145(1): 101-108.
- [37] WANG M, WANG R, MUR L A J, et al. Functions of silicon in plant drought stress responses[J]. *Horticulture Research*, 2021, 8(1): 254.
- [38] 田福平, 陈子萱, 张自和, 等. 硅对植物抗逆性作用的研究[J]. 中国土壤与肥料, 2007(3): 10-14. TIAN F P, CHEN Z X, ZHANG Z H, et al. Study of resistance to stress of plant on silicon[J]. *Soil and Fertilizer in China*, 2007(3): 10-14.
- [39] 崔玉静, 张旭红, 朱永官. 体外模拟法在土壤-人途径重金属污染的健康风险评价中的应用[J]. 环境与健康杂志, 2007, 24(9): 672-674. CUI Y J, ZHANG X H, ZHU Y G. Health risk assessment of soil-oral exposure of heavy metal contaminated soil by *in vitro* method [J]. *Journal of Environment and Health*, 2007, 24(9): 672-674.
- [40] 徐笠, 刘洋, 杨婧婧, 等. 利用体外实验方法评估稻米中镉的生物可给性和健康风险[J]. 生态毒理学报, 2017, 12(5): 219-226. XU L, LIU Y, YANG J J, et al. Bioaccessibility of cadmium in rice and its health risk assessment by *in vitro* method[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2017, 12(5): 219-226.
- [41] 罗杨. 黔西北土法炼锌区蔬菜重金属生物可给性及人群健康风险评估[D]. 贵阳: 贵州大学, 2021. LUO Y. Bioaccessibility of heavy metals in vegetables and population health risk assessment in native zinc smelting area in Northwest Guizhou[D]. Guiyang: Guizhou University, 2021.
- [42] 徐笠, 陆安祥, 王纪华, 等. 食物中重金属的生物可给性和生物有效性的研究方法和应用进展[J]. 生态毒理学报, 2017, 12(1): 89-97. XU L, LU A X, WANG J H, et al. Research methods and applications of bioaccessibility and bioavailability of heavy metals in food [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2017, 12(1): 89-97.
- [43] 谢晓梅, 方至萍, 廖敏, 等. 低积累水稻品种联合腐殖酸、海泡石保障重镉污染稻田安全生产的潜力[J]. 环境科学, 2018, 39(9): 4348-4358. XIE X M, FANG Z P, LIAO M, et al. Potential to ensure safe production from rice fields polluted with heavy cadmium by combining a rice variety with low cadmium accumulation, humic acid, and sepiolite[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(9): 4348-4358.
- [44] 郑开凯, 马志远, 孙波, 等. 不同施肥措施对水稻土壤微生物镉抗性的影响[J]. 环境科学, 2021, 42(1): 394-402. ZHENG K K, MA Z Y, SUN B, et al. Effects of fertilization strategies on the cadmium resistance of paddy soil microorganisms[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(1): 394-402.

(责任编辑:叶飞)