

酸与 Cd 污染农田的植物修复及健康风险评价

赵雪梅^{1,2}, 谢 华^{1,2*}, 吴开庆^{1,2}, 余孟好^{1,2}, 杨瑞刚^{1,2}, 李相林^{1,2}

(1.广西壮族自治区环境保护科学研究院, 南宁 530022; 2.广西高校西江流域生态环境与一体化发展协同创新中心, 南宁 530001)

摘 要: 在广西环江县酸与 Cd 复合污染土壤的大田条件下, 研究种植超富集植物龙葵 (*Solanum nigrum* L.) 和经济作物甘蔗 (*Saccharum officinarum* L.) 对污染农田土壤的治理和修复效果, 并分析龙葵和甘蔗对人体的健康风险。植物修复材料研究结果表明, 龙葵中 Cd 的最高含量可达 $16.83 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (试验区土壤 Cd 含量 $0.71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 富集系数大于 1, 表现出良好的 Cd 富集植物特性; 甘蔗中 Cd 的最高含量为 $0.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 富集系数小于 1。若按当地正常种植模式计算, 龙葵从土壤中提取 Cd 的量可达 $100 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 以上, 提取效率达 6% 以上, 通过种植龙葵将试验区的土壤 Cd 修复到 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》的二级标准限值以内最短只需 9 年左右。因此, 种植龙葵对当地酸与 Cd 复合污染土壤的治理和修复是可行的。试验区土壤中 Cd 含量分析结果表明, 不同土壤处理模式下, 添加石灰和氢氧化钠处理龙葵修复效率最高, 可达 4.44%。对植物的食用健康风险分析结果表明, 将龙葵作为蔬菜食用, 其可食用部位的 Cd 含量为 $5.21 \sim 6.83 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (干重), 远远超出食品安全国家标准 GB 2762—2012《食品中污染物限量》限值, 当地居民平均每日摄入 Cd 的量为 $5.38 \sim 17.39 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (鲜重), 超出 FAO/WHO 提出的重金属 Cd 人均每日允许摄入量标准 (PTDI), 引起的重金属暴露风险指数大于 1, 具有较高的潜在风险, 因而当地居民不宜继续食用; 食用实验区种植的甘蔗生产的蔗糖引起的重金属暴露风险指数小于 1, 但由于蔗糖中 Cd 的含量均超出国家标准限值, 具有一定的健康风险, 需改变甘蔗综合利用方式。

关键词: Cd; 龙葵; 甘蔗; 植物修复; 健康风险

中图分类号: X820.4 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2015)04-0702-07 doi:10.11654/jaes.2015.04.014

Phytoremediation and Health Risk Assessment of Acidified and Cadmium Contaminated Farmland

ZHAO Xue-mei^{1,2}, XIE Hua^{1,2*}, WU Kai-qing^{1,2}, YU Meng-hao^{1,2}, YANG Rui-gang^{1,2}, LI Xiang-lin^{1,2}

(1. Scientific Research Academy of Guangxi Environmental Protection, Nanning 530022; 2. The Collaborative Innovation Center of the Ecological Environment & Integration Development in the Xijiang River Basin, Nanning 530001)

Abstract: In this paper, remediation of farmland polluted by acid and cadmium (Cd) using hyperaccumulator, *Solanum nigrum* L. and cash crop, sugarcane (*Saccharum officinarum* L.), was investigated in Huanjiang county of Guangxi. The human health risk of both plants was also assessed. *Solanum nigrum* accumulated Cd up to $16.83 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in the plant, with Cd accumulation coefficient greater than 1. Sugarcane had the highest Cd of $0.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, with Cd accumulation coefficient less than 1. Under the local normal cropping system, amount of Cd extracted by *S. nigrum* from soil was estimated to be more than $100 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$, with Cd phytoextraction rate of more than 6%. It would take about 9 years to reduce soil Cd to the Grade II level in the National Environment Quality Standards for Soils (GB 15618—1995) by planting *S. nigrum*. Therefore, it is feasible to remediate farmlands contaminated by acid and cadmium through planting *S. nigrum*. Applying lime and sodium hydroxide led to a greatest reduction of total Cd in soil grown with *S. nigrum*, which was 4.44%. Cadmium concentrations in the edible parts of *S. nigrum* ranged $5.21 \sim 6.83 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ much higher than the standard of the National Food Safety (GB 2762—2012). If this *S. nigrum* were used as a vegetable, the average daily amount of Cd intake by local would be $5.38 \sim 17.39 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (fresh weight), far beyond the Provisional Tolerable Daily Intake (PTDI) for Cd proposed by FAO/WHO, with the risk index of heavy metal exposure greater than 1. The results indicate that the currently grown *S. nigrum* should be not used for vegetable. Although, the risk index of Cd exposure for consuming sucrose from the experimentation area was lower than 1, the concentrations of Cd in the sucrose were higher than the standard of the National Food Safety. Attention should be paid to the way of sugarcane comprehensive utilizations.

Keywords: cadmium; *Solanum nigrum* L.; sugarcane; phytoremediation; health risk

收稿日期: 2014-11-26

基金项目: 中央环境保护专项资金项目; 广西环科院科研创新基金项目

作者简介: 赵雪梅 (1983—), 女, 硕士, 主要从事土壤污染治理和修复研究。E-mail: jesi2010@126.com

* 通信作者: 谢 华 E-mail: xiehuagx@139.com

Cd是一种积累性、移动性很强的重金属元素,可通过食物链进入人体,严重威胁人类健康,已被公认为是对人类最具威胁的主要有毒重金属之一^[1]。近年来,随着工农业的发展,土壤污染日趋严重,尤其是矿区附近农田存在土壤酸与Cd复合污染的问题^[2-3]。植物修复技术以其廉价高效、安全环保、不破坏生态环境等优点,受到各国的普遍关注,被认为是一种经济有效的土壤重金属去除方法^[4-5]。龙葵(*Solanum nigrum* L.)是广西、广东地区具有悠久食用历史的常见蔬菜之一^[6-7],具有生物量较大、适应性强、生长迅速的特点,于2005年被确定为Cd的超富集植物,是实施植物修复的良好材料^[8-9]。甘蔗(*Saccharum officinarum* L.)是广西环江主要的经济作物之一,既可以作为植物修复材料,也可以作为生物质原料生产燃料乙醇^[10]。化学改良成本较低,对土壤环境扰动小,容易实施,是一种常用的土壤修复措施^[11-12]。梅娟等^[13]研究表明,广西环江地区污染农田施用石灰、氢氧化钠、有机质和蚕砂等化学改良剂,可在一定程度上提高土壤的pH和有机质,促进植物生长,降低植物健康风险。采用植物修复技术和土壤改良措施,对Cd污染农田进行治理和修复,筛选出适用于酸与Cd复合污染土壤的修复和综合治理模式具有重要意义。

2001年,特大洪灾导致广西大环江上游铅锌硫铁矿约1万m³的尾砂和硫铁粉冲入沿江的农田,致使约613hm²良田遭受酸化和重金属污染,大面积农田寸草不生,其中Cd轻度污染农田约300hm²,土壤pH值最低仅为2.31^[14-15]。唐成等^[16]调查也表明,大环江两岸农田受Cd污染的概率达60.63%,需进行农田土壤治理和修复。本文选取广西大环江流域具有代表性的酸与Cd低污染农田为试验区,用石灰和氢氧化钠调节土壤pH,用有机质和蚕砂改良土壤性状,通过种植Cd超富集植物龙葵和当地经济作物甘蔗,研究龙葵和甘蔗对酸与Cd污染农田的修复潜力,并分析龙葵和甘蔗对人体的健康风险。

1 材料与方法

1.1 试验区概述

试验区位于广西环江毛南族自治县西北部大环江沿岸农田,地理位置为东经107°51'~108°43',北纬24°44'~25°33',属亚热带季风气候,年平均气温为19.9℃,年降雨量1389~1750mm。供试土壤pH4.99,呈酸性,土壤容重为1.14g·cm⁻³,土壤全Cd为(0.71±0.14)mg·kg⁻¹,超出国家标准(GB 15618—1995)土壤

环境质量二级限值(土壤全Cd≤0.3mg·kg⁻¹,pH<6.5),为Cd轻度污染。

1.2 试验设计与管理

1.2.1 供试植物

龙葵(*Solanum nigrum* L.)种苗取自当地旷野;甘蔗(*Saccharum officinarum* L.)为台优25号,种苗由当地农业站提供。

1.2.2 土壤改良剂

石灰来自环江县水源镇温平石灰厂,pH13,全Cd含量为0.19mg·kg⁻¹;氢氧化钠来自新疆中泰化学股份有限公司,全Cd含量为1.19mg·kg⁻¹;有机肥来自环江县大才乡新坡村木连屯,pH6.5,全Cd含量为0.31mg·kg⁻¹;蚕砂来自环江县思恩镇文化村下兰屯,pH9,全Cd含量为0.11mg·kg⁻¹。

1.2.3 试验设计

本研究采用田间定位试验,试验设套种龙葵和甘蔗2个小区重复,并设1个不种植物的对照小区,每个小区面积约667m²;每个小区内设置4组处理,各处理在小区中的方位随机分布,分别为不施加土壤改良剂、石灰-氢氧化钠单施、石灰-氢氧化钠与有机肥配施、石灰-氢氧化钠与蚕砂配施,每组处理重复2次。每个小区(667m²)土壤改良剂施加量为:石灰1000kg,氢氧化钠500kg,有机质2000kg,蚕砂2000kg。

实验区土壤经过土地平整、翻耕、划片分区后施加改良剂,平衡2个月后,套种龙葵和甘蔗,种植密度(行距×株距)为甘蔗90cm×15cm、龙葵90cm×50cm。试验周期为2011年3月至2012年1月,植物全生育期不进行施肥,灌溉用水符合GB 5084—2005《农田灌溉水质标准》,采用人工除草方式去除田间杂草。

1.3 样品分析

翻耕土壤及植物收获后,每个片区按五点法采集土壤样品,取耕层0~20cm土壤组成混合样品,在野外编号,在室内风干,除去土壤中的石块、植物根系和凋落物后粉碎,过30目(0.6mm)筛,测定土壤Cd含量。植物成熟后对地上部进行测产,并在每个片区采用五点法取样,采集各样点1m²内的植物地上部植株,组成混合样品,用自来水清洗表面粘附的土壤,再用去离子水淋洗3遍,晾干,105℃杀青30min,65℃烘至恒重后,粉碎,测定植物中Cd含量。成熟期的甘蔗进行榨汁,将甘蔗汁烘干至恒重测蔗糖含量。

土壤样品采用HNO₃-H₂O₂消煮,植物样品采用

$\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ 消煮^[17],电感耦合等离子质谱法(ICP-MS)测定 $\text{Cd}^{[18]}$ 。分析过程添加国家标准物质(土壤:GSS-1、GSS-4;植物:GSV-3)进行分析质量控制。

1.4 土壤修复评估方法

土壤修复采用植物提取量、植物提取效率、预计修复年限、土壤修复效率等指标进行比较和分析,计算公式^[19-20]如下:

$$P_i = C_i W_i \quad (1)$$

$$Q_i = \rho b \cdot S_i \cdot H_i \quad (2)$$

$$EE_{\text{植物}} = \left(\frac{P_i}{C_i Q_i} \right) \times 100\% \quad (3)$$

$$BAF = \frac{C_i}{C_1} \quad (4)$$

$$A_i = \frac{Q_i(C_1 - S_1)}{P_i} \quad (5)$$

$$RE_{\text{土壤}} = \left(1 - \frac{C_2}{C_1} \right) \times 100\% \quad (6)$$

式中: P_i 为植物重金属Cd的提取量, $\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$; C_i 为植物重金属Cd平均浓度, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; W_i 为植物干重, $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$; Q_i 为土壤质量, g ; ρb 为土壤容重, $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$; S_i 为种植面积, cm^2 ; H_i 为耕层土壤厚度,按20 cm计算; $EE_{\text{植物}}$ 为植物重金属Cd的提取效率,%; C_1 为修复前土壤重金属Cd平均浓度, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; BAF 为富集系数; A_i 为预计修复年限,a; S_1 为国家土壤环境质量二级标准限值, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; $RE_{\text{土壤}}$ 为土壤重金属Cd的修复效率,%; C_2 为修复后土壤重金属Cd平均浓度, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.5 人体健康风险评价方法

植物通过食物途径平均日摄入重金属的量参照US EPA的MMSOILS模型中的水、食物摄入和空气吸入的暴露评价方程进行简化后计算^[21],公式为:

$$CDI = \frac{\sum C_i \cdot D_i \cdot F_d \cdot 10^3}{BW} \quad (7)$$

式中: CDI 为植物中的Cd通过食物进入人体的平均日摄入量, $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; C_i 为植物中重金属Cd平均浓度, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; D_i 为每日的食用量, kg ; F_d 为植物鲜重折

算为干重的比例; 10^3 为将 mg 换算为 μg 的数量级比例; BW 为人体质量, kg 。

以 HQ 表征由食物摄入引起的重金属暴露风险指数,计算公式为:

$$HQ = \frac{CDI}{RFD} \quad (8)$$

式中: HQ 为当地居民通过食物摄入重金属的暴露风险指数; RFD 为参考暴露剂量, $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,依据US EPA(1997,2000)^[22-23]标准,Cd的 RFD 值为 $0.001 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

1.6 数据处理

所有试验数据均采用Excel 2003和SPSS 19.0 LSD法进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 植物对酸与Cd复合污染土壤的修复效果

2.1.1 植物对土壤中Cd的吸收和富集特性

由表1可见,不同土壤处理模式下,龙葵中Cd含量为 $5.21 \sim 16.83 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,富集系数为 $7.33 \sim 23.70$,远远大于1,龙葵对土壤中的Cd表现出较强的富集特性。未进行土壤改良处理与三种土壤改良处理相比,龙葵中Cd含量呈显著性差异($P < 0.05$),但各改良处理之间差异不明显($P > 0.05$)。未进行土壤改良处理的龙葵中Cd含量高达 $16.83 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,但进行土壤改良后,龙葵中Cd含量降低。这主要是因为施加改良剂后,土壤中Cd的有效性降低,抑制了龙葵对Cd的吸收。不同处理模式下,未进行土壤改良处理甘蔗中Cd含量最高,为 $0.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,其他处理为 $0.23 \sim 0.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,低于土壤中Cd含量,富集系数均小于1,表明甘蔗不具备Cd富集植物特性。

施加石灰-氢氧化钠与蚕砂后,甘蔗和龙葵生物量与其他土壤处理相比呈显著性差异($P < 0.05$),其中,甘蔗生物量为 $33.91 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,是其他处理的 $1.21 \sim$

表1 不同处理条件下植物的生物量、Cd的含量和富集系数(干重)

Table 1 Effects of different treatments on biomass, Cd concentrations and bioaccumulation factors(BAF) in plants(dry weight)

处理方式	甘蔗			龙葵		
	生物量/ $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$	Cd含量/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	富集系数	生物量/ $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$	Cd含量/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	富集系数
不施加土壤改良剂	21.22±2.52a	0.54±0.08a	0.75±0.12a	1.83±0.30a	16.83±2.16a	23.70±3.04a
石灰-氢氧化钠单施	22.29±4.02a	0.51±0.02a	0.70±0.03a	1.89±0.07a	9.32±0.85b	7.84±1.20b
石灰-氢氧化钠与有机肥配施	27.98±5.03b	0.23±0.00b	0.32±0.00b	2.05±0.22a	5.21±1.25b	7.33±1.76b
石灰-氢氧化钠与蚕砂配施	33.91±1.34c	0.25±0.06b	0.35±0.09b	2.91±0.05b	7.20±0.40b	10.14±0.69b

注:同列不同字母表示差异显著($P < 0.05$)。下同。

Note: Different letters within a column indicate significant difference($P < 0.05$). The same below.

1.59 倍,龙葵生物量为 2.91 t·hm⁻²,是其他处理的 1.42~1.59 倍。这主要是由于石灰-氢氧化钠与蚕砂的施加,减缓了土壤酸性,提供了充足的土壤养分,从而促进了植物生长。

2.1.2 植物对土壤中 Cd 的提取量及修复效率

龙葵和甘蔗从土壤中提取 Cd 的量见表 2。不同土壤处理模式下,未进行土壤改良处理中 Cd 的提取量远大于进行土壤改良处理,其中龙葵中 Cd 的提取量最高达 34.18 g·hm⁻²,提取效率为 2.11%,甘蔗中 Cd 的提取量最高达 11.5 g·hm⁻²,提取效率为 0.71%。这可能是由于土壤改良剂对植物生长的促进作用小于对植物吸收 Cd 的抑制作用。

本试验中龙葵种植密度(行距×株距)为 90 cm×50 cm,而根据环江当地习惯的种植模式,种植龙葵的行距为 30~35 cm,株距为 25~30 cm,种植密度是本试验的 4~6 倍,且每年可刈割 1~2 次^[24]。因此,龙葵地上部生物量至少为本试验的 4~12 倍。以当地种植模式,取生物量为本试验的 3 倍进行保守估算,龙葵中 Cd 的年提取量最高可达 102.54 g·hm⁻²,提取效率可达 6.33%。在当地正常种植条件下,未添加土壤改良剂处理中,若通过种植龙葵将实验区土壤 Cd 污染(0.71 mg·kg⁻¹)修复到国家土壤环境质量二级标准限值(土壤全 Cd<0.30 mg·kg⁻¹,pH<6.5)以内,根据计算公式,只需要种植龙葵 9 年,其他处理条件下则需要 14~29 年。因此,在酸与 Cd 低污染农田土壤中,采用龙葵进行土壤修复具有一定的潜力。不同土壤处理条件下,采用甘蔗作为修复材料时,将当地 Cd 污染土壤修复

至二级标准则需要 81~145 年。

2.2 土壤中重金属 Cd 含量

由表 3 可以看出,施加土壤改良剂均能够显著提高土壤 pH 值,其中单施石灰-氢氧化钠,土壤 pH 值最高为 7.79,分别比石灰-氢氧化钠与有机肥或蚕砂配施高 2.10%、5.84%。这是由于有机肥及蚕砂的添加可缓释碱性添加剂,有效抑制地土壤反酸。试验区耕层土壤 Cd 含量为 0.52~0.77 mg·kg⁻¹,均超出 GB 15618—1995 二级标准的 Cd 限值(≤0.30 mg·kg⁻¹; pH≤7.5),需进行土壤修复。不同土壤改良处理模式下,甘蔗/龙葵套种后土壤 Cd 的含量降低 0.02~0.04 mg·kg⁻¹,土壤修复效率为 2.57%~4.44%,其中单施石灰-氢氧化钠套种甘蔗/龙葵对土壤 Cd 的修复效率最高,达 4.4%。未种植作物土壤中 Cd 的含量降低 0.01~0.02 mg·kg⁻¹,修复效率为 1.10%~2.77%,仅为套种甘蔗/龙葵修复效率的 42.80%~62.39%。因此,与未种植植物相比,采用植物修复技术可以快速地降低土壤中 Cd 的含量。

2.3 植物食用的健康风险评价

不同土壤处理条件下,龙葵和甘蔗蔗糖中 Cd 的含量均大于食品安全国家标准 GB 2762—2012《食品中污染物限量》中蔬菜和调味品中 Cd 含量的限值:龙葵中 Cd 的超标倍数达 26.05~84.13 倍,甘蔗蔗糖中 Cd 的超标倍数为 1.38~3.24。按照成人平均体质量 60 kg,平均每日食用叶菜类 0.2 kg,平均每日摄入糖量 13.4 g^[25]计算,不同土壤改良处理条件下,成人通过龙葵摄入的重金属 Cd 为 5.38~17.39 μg·kg⁻¹·d⁻¹,通

表 2 不同处理条件下植物中 Cd 的提取量和提取效率(干重)
Table 2 Effects of different treatments on amount and efficiency of Cd extraction by plants(dry weight)

处理方式	甘蔗			龙葵		
	Cd 提取量/g·hm ⁻²	Cd 提取效率/%	修复年限/a	Cd 提取量/g·hm ⁻²	Cd 提取效率/%	修复年限/a
不施加土壤改良剂	11.5±2.69a	0.71	81.29	34.18±7.52a	2.11	9.12
石灰-氢氧化钠单施	11.23±0.98a	0.69	83.24	17.38±1.33b	1.07	17.93
石灰-氢氧化钠与有机肥配施	6.43±0.79ab	0.40	145.38	10.51±1.76b	0.65	29.65
石灰-氢氧化钠与蚕砂配施	8.45±2.42b	0.52	110.63	20.95±1.70c	1.29	14.87

表 3 不同处理条件下土壤 pH、Cd 的含量(干重)
Table 3 Effects of different treatments on pH and Cd concentrations in soil(dry weight)

处理方式	土壤 pH	未种植物土壤 Cd 的含量/mg·kg ⁻¹			甘蔗/龙葵套种土壤 Cd 的含量/mg·kg ⁻¹		
		处理前	处理后	修复效率	种植前	收获后	修复效率
不施加土壤改良剂	4.99±0.80a	0.56±0.27	0.55±0.15a	1.79%	0.74±0.60	0.71±0.48a	4.05%
石灰-氢氧化钠单施	7.79±0.17b	0.77±0.30	0.75±0.13a	2.41%	0.81±0.07	0.77±0.08a	4.44%
石灰-氢氧化钠与有机肥配施	7.63±0.34b	0.52±0.13	0.51±0.19a	2.77%	0.82±0.50	0.80±0.46a	2.57%
石灰-氢氧化钠与蚕砂配施	7.36±0.67b	0.54±0.13	0.54±0.08a	1.10%	0.89±0.52	0.86±0.30a	3.42%

过食用蔗糖摄入的 Cd 的量为 0.15~0.37 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (表 4)。显然,成人通过食用龙葵平均每日摄入的 Cd 量远超出了 FAO/WHO 提出的重金属 Cd 人均每日允许摄入量标准(PTDI)1.2 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ^[26],除添加石灰-氢氧化钠和有机质处理外,成人通过食用蔗糖平均每日摄入量也大于 PTDI 标准。依据暴露评价方程计算,当地居民通过食用龙葵进入人体的暴露风险指数(HQ)为 7.44~17.39(表 4),暴露风险指数均大于 1,通过食用甘蔗蔗糖进入人体的暴露风险指数为 0.15~0.37,均小于 1。综上所述,龙葵作为食用蔬菜具有较高的健康风险,甘蔗虽然通过食用蔗糖的暴露风险小于 1,但蔗糖的 Cd 含量已超出食品中污染物限量标准,具有一定的健康风险。

3 讨论

在土壤 Cd 含量为 0.71 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 条件下,龙葵中 Cd 的最高含量可达 16.83 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,富集系数大于 1,表现出较高的 Cd 富集特性,但龙葵中 Cd 的含量远未达到 Cd 超富集植物的临界阈值 100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。这主要与农田土壤中 Cd 污染水平较低有关。孙瑞莲等^[27]研究土壤中外源 Cd 添加量小于 25 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,植物体内 Cd 含量未达到超富集植物临界含量(100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$);魏树和等^[28]研究表明,当土壤中 Cd 含量为 25 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,龙葵地上部 Cd 含量才能达到 100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以上。

依据当地正常种植模式,按照龙葵中 Cd 的最高年提取量 102.84 $\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、年提取效率 6.33%计算,将实验区土壤 Cd 污染(0.71 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)修复到国家土壤环境质量二级标准限值(全 Cd<0.30 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,pH<6.5)以内只需要 9 年,修复时间较短。因此,种植龙葵对广西环江地区酸与 Cd 复合污染农田土壤进行治理和修复是可行的,具有很强的现实意义。杨勇等^[29]的研究表明,烟草、遏蓝菜、印度芥菜、向日葵对 Cd(土壤

全 Cd 为 2.87 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)的年提取效率分别为 1.0%、0.6%、0.5%和 0.08%;吴启堂等^[30]的田间试验结果表明,东南景天对 Cd 的提取效率为 1%左右;朱俊艳等^[19]大田试验(全 Cd 为 7.75 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)研究表明,在油菜-海州香薷轮作体系中,植物 Cd 的年提取效率为 0.2%。本研究中龙葵对 Cd 的年提取效率均高于遏蓝菜、东南景天、海州香薷等植物,且龙葵为当地常见的植物种类,更适合环江地区农田修复。熊国焕等^[31]大田试验(全 Cd 为 3.33~3.79 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)发现,单作龙葵地上部对 Cd 的年提取量达 152.04 $\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$,年提取效率为 0.94%,低于本试验中龙葵的年提取效率,可能与土壤中的重金属含量有关。Wu 等^[32]认为土壤重金属含量越高,修复效率相应越低。

植物食用的健康风险评价表明,龙葵通过食用蔬菜途径,对人体健康的风险较高,需对当地居民食用龙葵的习俗给予关注。杨胜香等^[33]、邹晓锦等^[34]对湘西和大宝山矿区蔬菜重金属污染现状及健康风险评价研究表明,矿区居民通过蔬菜途径摄入 Cd 对其健康存在较大的潜在风险。这说明在矿区影响范围内农田土壤种植作物 Cd 超标现象严重,长期食用对人体健康存在很大的风险。甘蔗食用健康风险评价表明,当地居民食用实验区种植的甘蔗具有一定的健康风险,但甘蔗是当地的主要经济作物,如何安全综合利用甘蔗是今后研究的重点。莫良玉等^[35]研究表明,园林 18 号、园林 17 号、福农 15 号和粤糖 96/86 四个甘蔗品种对重金属的抗性较好,其蔗汁重金属含量低,是比较适合环江地区污染土壤种植的品种,当地农业推广部门应严格推广低吸收品种甘蔗,降低甘蔗种植带来的健康风险。朱国辉^[10]等在大宝山矿区种植甘蔗并进行发酵试验,结果表明重金属污染土壤中种植甘蔗不仅修复土壤,还可用来生产燃料乙醇,缓解能源需求压力。因此,筛选抗性品种及改变甘蔗利用模式是当地安全综合利用甘蔗的一个很好的途径,需要进一步

表 4 不同处理条件下植物 Cd 含量及健康风险评价
Table 4 Health risk assessments of Cd in plants under different treatments

处理方式	龙葵			甘蔗		
	Cd 含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (干重)	CDI/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (鲜重)	HQ	蔗糖中 Cd 含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (干重)	CDI/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (鲜重)	HQ
不施加土壤改良剂	16.83±2.16a	17.39	17.39	1.67±0.82a	0.37	0.37
石灰-氢氧化钠单施	9.32±0.85b	9.63	9.63	0.89±0.08b	0.20	0.20
石灰-氢氧化钠与有机肥配施	5.21±1.25b	5.38	5.38	0.69±0.34b	0.15	0.15
石灰-氢氧化钠与蚕砂配施	7.20±0.49b	7.44	7.44	1.22±0.28ab	0.27	0.27
食品中污染物限量	0.2	—	—	0.5	—	—

研究。

4 结论

(1)龙葵对试验区重金属Cd表现出较高的富集特性,种植龙葵对试验区酸与Cd复合污染土壤进行治理和修复是可行的。

(2)添加石灰和氢氧化钠等土壤改良剂后,种植龙葵的土壤修复效率最高,可达4.44%。

(3)广西环江县酸与Cd复合污染土壤种植龙葵中Cd的含量超过食品卫生标准限值,当地居民成人每天通过龙葵摄入的重金属Cd的量也超出FAO/WHO提出的Cd人均每日允许摄入量标准(PTDI),且暴露风险指数大于1,具有较高的健康风险,当地居民不宜继续食用。甘蔗蔗糖Cd的含量均超出国家标准,具有一定的健康风险,需改变甘蔗综合利用方式。

参考文献:

- [1] Wang Z X, Hu X B, Xu Z C, et al. Cadmium in agricultural soils, vegetables and rice and potential health risk in vicinity of Dabaoshan Mine in Shaoguan[J]. *Journal of Central South University of Technology*, 2014, 21:2004-2010.
- [2] 姜艳兴,李德先,高洋,等.粤北大宝山矿区土壤和尾矿中重金属的淋滤释放危害分析[J]. *生态学杂志*, 2013, 32(4):1038-1044.
JIANG Yan-xing, LI De-xian, GAO Yang, et al. Hazard assessment of soil-and mine tailings heavy metals leaching in Dabaoshan mining area of northern Guangdong, South China[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(4):1038-1044.
- [3] 何芳,徐友宁,乔冈,等.中国矿山环境地质问题区域分布特征[J]. *中国地质*, 2010, 37(5):1520-1528.
HE Fang, XU You-ning, QIAO Gang, et al. Regional distribution characteristics of mine environmental geological problems in China[J]. *Geology in China*, 2010, 37(5):1520-1528.
- [4] Salt D E, Smith R D, Raskin I. Phytoremediation[J]. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 1998, 49(1):643-648.
- [5] Macnair M R. Plants that hyperaccumulate heavy metals; Their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining[M]. New York: CAB International, 1998.
- [6] 周劭恒,廖艳华,陈琨,等.广西9种蔬菜的抗氧化特性研究[J]. *食品工程*, 2014, 3(1):34-36.
ZHOU Shao-huang, LIAO Yan-hua, CHEN Kun, et al. The antioxidant properties of nine kinds of vegetables in Guangxi[J]. *Food Engineering*, 2014, 3(1):34-36.
- [7] 宾士友,阮月燕,蔡耕鸣.广西蔬菜水果硝酸盐含量状况与控制措施[J]. *广西农学报*, 2006, 21(1):23-25.
BIN Shi-you, RUAN Yue-yan, CAI Geng-ming. Status of nitrate contained in Guangxi vegetables & fruits and prevent & control measures[J]. *Journal of Guangxi Agriculture*, 2006, 21(1):23-25.
- [8] Sun R L, Zhou Q X, Sun F H, et al. Antioxidative defense and proline/phytochelatin accumulation in a newly discovered Cd-hyperaccumulator, *Solanum nigrum* L. [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2007, 60(3):468-476.
- [9] Wei S H, Li Y M, Zhou Q X, et al. Effect of fertilizer amendments on phytoremediation of Cd-contaminated soil by a newly discovered hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 176(1-3):269-273.
- [10] 朱国辉,罗思施,李守思,等.重金属污染土壤能源甘蔗品种筛选及蔗汁发酵的研究[J]. *可再生能源*, 2008, 26(4):60-63.
ZHU Guo-hui, LUO Si-shi, LI Shou-si, et al. Variety screening of energy sugar cane in heavy metal polluted soils and the study on ethanol fermentation[J]. *Renewable Energy Resources*, 2008, 26(4):60-63.
- [11] 代允超,吕家珑,曹莹菲,等.石灰和有机质对不同性质镉污染土壤中镉有效性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(3):514-519.
DAI Yun-chao, LÜ Jia-long, CAO Ying-fei, et al. Effects of lime and organic amendments on Cd availability in Cd-contaminated soils with different properties[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(3):514-519.
- [12] 孟令阳,辛术贞,苏德纯.不同惰性有机碳物料对土壤镉赋存形态和生物有效性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(8):1531-1538.
MENG Ling-yang, XIN Shu-zhen, SU De-chun. Effects of materials containing different inert organic carbon on Cd speciation and bio-availability in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(8):1531-1538.
- [13] 梅娟,谢华,阎秀兰,等.铅污染及酸化的农田改良与利用研究[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(1):75-80.
MEI Juan, XIE Hua, YAN Xiu-lan, et al. Amelioration and reutilization of lead contaminated and acidified farmland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(1):75-80.
- [14] 翟丽梅,陈同斌,廖晓勇,等.广西环江铅锌矿尾砂坝坍塌对农田土壤的污染及其特征[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(6):1206-1211.
ZHAI Li-mei, CHEN Tong-bin, LIAO Xiao-yong, et al. Pollution of agricultural soils resulting from a tailing spill at a Pb-Zn mine: A case study in Huanjiang, Guangxi[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 28(6):1206-1211.
- [15] 王莉霞,陈同斌,宋波,等.广西环江流域硫污染农田的土壤酸化与酸性土壤分布[J]. *地理学报*, 2008, 63(11):1179-1188.
WANG Li-xia, CHEN Tong-bin, SONG Bo, et al. Spatial distribution of acid soil in the Huanjiang River Valley, Guangxi[J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2008, 63(11):1179-1188.
- [16] 唐成,宋同清,杨钙仁,等.大环江两岸农田重金属污染现状及健康风险评估[J]. *农业现代化研究*, 2013, 34(5):613-616.
TANG Cheng, SONG Tong-qing, YANG Gai-ren, et al. Status and health risk assessment of heavy metal pollution of farmland soil in two sides of Great Huanjiang River[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2013, 34(5):613-616.
- [17] 中华人民共和国卫生部. GB/T 5009.15—2003 食品安全国家标准:食品中镉的测定[S]. 北京:中国标准出版社, 2003.

- Ministry of Health of the People's Republic of China. GB/T 5009.15—2003 National food Cadmium standard; Determination of lead in foods [S]. Beijing: China Standards Press, 2003.
- [18] Duz M Z, Celik K S, Aydin I, et al. Microwave digestion followed by-ICP-OES for the determination of Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Sn in Maize[J]. *Atomic Spectroscopy*, 2012, 33(3): 78–82.
- [19] 朱俊艳, 于玲玲, 黄青青, 等. 油菜-海州香薷轮作修复铜镉复合污染土壤: 大田试验[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(6): 1166–1171.
- ZHU Jun-yan, YU Ling-ling, HUANG Qing-qing, et al. Application of rotation system of *Brassica juncea* and *Elsholtzia splendens* to remediate copper and cadmium-contaminated soil: A field trial[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(6): 1166–1171.
- [20] 廖晓勇, 陈同斌, 谢 华, 等. 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究[J]. 环境科学学报, 2004, 25(3): 455–461.
- LIAO Xiao-yong, CHEN Tong-bin, XIE Hua, et al. Effect of application of P fertilizer on efficiency of As removal from As-contaminated soil using phytoremediation: Field study[J]. *Journal of Environmental Science*, 2004, 24(3): 455–461.
- [21] 谢 华, 刘晓海, 陈同斌, 等. 大型古老锡矿影响区土壤和蔬菜重金属含量及其健康风险[J]. 环境科学学报, 2008, 29(12): 3503–3507.
- XIE Hua, LIU Xiao-hai, CHEN Tong-bin, et al. Concentration and health risk of heavy metals in vegetables and soils in region affected by an ancient tin ore[J]. *Journal of Environmental Science*, 2008, 29(12): 3503–3507.
- [22] US EPA. Mercury study report to congress: Health effects of mercury and mercury compounds[R]. Washington DC: US EPA, 1997.
- [23] US EPA. Risk-based concentration table[R]. Washington DC: US EPA, 2000.
- [24] 潘 奇. 少花龙葵栽培技术[J]. 农村实用技术, 2002, 11: 34–35.
- PAN Qi. Cultivation techniques of *S. photeinocarpum*[J]. *Practical Rural Technology*, 2002, 11: 34–35.
- [25] 李冬华, 于冬梅, 赵丽云. 中国九省成人含糖饮料消费及添加糖摄入量的趋势分析[J]. 卫生研究, 2014, 40(1): 70–73.
- LI Dong-hua, YU Dong-mei, ZHAO Li-yun. Trend of sugar-sweetened beverage consumption and intake of added sugar in China nine provinces among adults[J]. *Journal of Hygiene Research*, 2014, 40(1): 70–73.
- [26] 秦文淑, 邹晓锦, 仇荣亮. 广州市蔬菜重金属污染现状及对人体健康风险分析[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4): 1638–1642.
- QIN Wen-shu, ZOU Xiao-jin, QIU Rong-liang. Health risk of heavy metals to the general public in Guangzhou, China via consumption of vegetables[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4): 1638–1642.
- [27] 孙瑞莲, 周启星, 王 新. 镉超积累植物龙葵叶片中镉的积累与有机酸含量的关系[J]. 环境科学, 2006, 27(4): 765–769.
- SUN Rui-lian, ZHOU Qi-xing, WANG Xin. Relationships between cadmium accumulation and organic acids in leaves of *Solanum nigrum* L. as a cadmium-hyperaccumulator[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(4): 765–769.
- [28] 魏树和, 周启星, 王 新. 超积累植物龙葵及其对镉的富集特征[J]. 环境科学学报, 2005, 26(3): 167–171.
- WEI Shu-he, ZHOU Qi-xin, WANG Xin. Cadmium-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and its accumulating characteristics[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2005, 26(3): 167–171.
- [29] 杨 勇, 王 巍, 江荣风, 等. 超积累植物与高生物量植物提取镉效率的比较[J]. 生态学报, 2009, 129(5): 2732–2737.
- YANG Yong, WANG Wei, JIANG Rong-feng, et al. Comparison of phytoextraction efficiency of Cd with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and three high biomass species[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 129(5): 2732–2737.
- [30] Wu Q T, Morel J L, Guckert A. Effects of soil pH, texture, moisture, organic matter and cadmium content on cadmium diffusion coefficient[J]. *Pedosphere*, 1994, 4(2): 97–103.
- [31] 熊国煊, 何艳明, 栾景丽, 等. 龙葵、大叶井口边草和短萼灰叶对 Pb、Cd 和 As 污染农田的修复研究[J]. 生态与农村环境学报, 2013, 29(4): 512–518.
- XIONG Guo-huan, HE Yan-ming, LUAN Jing-li, et al. Cd, As, and Pb polluted farmland remediation potentials of *Solanum nigrum*, *Pteris cretica* var. *nervosa* and *Tephrosia candida*[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2013, 29(4): 512–518.
- [32] Wu L H, Li Z, Han C L. Phytoremediation of soil contaminated with cadmium copper and polychlorinated biphenyls[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2012, 14(6): 570–548.
- [33] 杨胜香, 易浪波, 刘 佳, 等. 湘西花垣矿区蔬菜重金属污染现状及健康风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(1): 17–23.
- YANG Sheng-xiang, YI Lang-bo, LIU Jia, et al. Heavy metals concentrations and health risk in vegetables grown on Mn and Pb/Zn mineland in Huayuan County, West Hunan Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(1): 17–23.
- [34] 邹晓锦, 仇荣亮, 周小勇, 等. 蔬菜重金属暴露接触对大宝山矿区及周边居民的健康风险[J]. 地理研究, 2008, 27(14): 855–862.
- ZOU Xiao-jin, QIU Rong-liang, ZHOU Xiao-yong, et al. Health risk of heavy metals to inhabitants around mine contaminated areas via consumption of vegetables[J]. *Geographical Research*, 2008, 27(14): 855–862.
- [35] 莫良玉, 阮 莉, 陈 军, 等. 复合重金属污染土壤对甘蔗产量和质量的影响[J]. 广东农业科学, 2012(6): 33–37.
- MO Liang-yu, RUAN Li, CHEN Jun, et al. Effects of multi heavy metal polluted soil on sugarcane output and quality[J]. *Guangdong Agricultural Science*, 2012(6): 33–37.