

天然有机酸强化伴矿景天提取镉的潜力与机制

李茂林, 陈喆, 周红燕, 吴佳玲, 李侃麒, 游少鸿

引用本文:

李茂林, 陈喆, 周红燕, 吴佳玲, 李侃麒, 游少鸿. 天然有机酸强化伴矿景天提取镉的潜力与机制[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(4): 774–784.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0978>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同增强试剂对二维电场下伴矿景天修复镉污染土壤的影响

樊广萍, 姚澄, 周东美, 张振华, 童非, 史高玲, 张维国, 陈未, 李江叶, 刘丽珠, 李云涛, 高岩
农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2669–2680 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0398>

有机物料对镉污染酸性土壤伴矿景天修复效率的影响

邓月强, 曹雪莹, 谭长银, 孙丽娟, 蔡润众, 彭曦, 柏佳, 黄硕霏, 周青
农业环境科学学报. 2020, 39(12): 2762–2770 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0605>

钝化剂处理对玉米与伴矿景天间作下植株生长及镉累积特征的影响

陈国皓, 祖艳群, 湛方栋, 李博, 李元
农业环境科学学报. 2019, 38(9): 2103–2110 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1446>

间作对伴矿景天与红背桂花生长及镉锌吸收的影响

关元静, 刘鸿雁, 孙曦, 朱仁凤, 赵婕, 张亚冰, 吴龙华
农业环境科学学报. 2021, 40(2): 347–354 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0916>

不同浓度及不同来源纳米银对伴矿景天生长及重金属吸收的影响研究

王朝阳, 马婷婷, 周通, 李柱, 吴龙华, 周守标, 骆永明
农业环境科学学报. 2017, 36(2): 250–256 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1039>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

李茂林, 陈喆, 周红燕, 等. 天然有机酸强化伴矿景天提取镉的潜力与机制[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(4): 774–784.

LI M L, CHEN Z, ZHOU H Y, et al. Cadmium remediation efficiency and mechanism of enhanced phytoextraction by *Sedum plumbizincicola* with natural organic acids[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(4): 774–784.



开放科学 OSID

天然有机酸强化伴矿景天提取镉的潜力与机制

李茂林¹, 陈喆^{1,2*}, 周红燕¹, 吴佳玲¹, 李侃麒¹, 游少鸿^{1,2}

(1. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西 桂林 541004; 2. 桂林理工大学, 广西环境污染控制理论与技术重点实验室, 广西桂林 541004)

摘要:为探究天然有机酸对伴矿景天吸收和富集Cd的影响,采用土培盆栽试验方法,以伴矿景天组培苗和扦插苗作为2种供试景天苗,并设计不施强化剂处理和基施5 mmol·kg⁻¹柠檬酸、基施5 mmol·kg⁻¹苹果酸2种强化剂施用处理,监测了土壤pH、有效态Cd含量和伴矿景天生物量、Cd含量及根系微区Cd²⁺吸收速率。结果表明:与不施强化剂的对照组相比,基施5 mmol·kg⁻¹柠檬酸或苹果酸均可以降低土壤pH,提高土壤有效态Cd含量,有效促进伴矿景天的生长以及提高根部微区Cd²⁺吸收速率,分别使伴矿景天组培苗地上部Cd富集量提高了90.4%和61.6%,扦插苗地上部Cd富集量提高了73.8%和34.5%。强化方式相同时,伴矿景天扦插苗的生物量和地上部Cd含量显著高于组培苗。研究表明,基施5 mmol·kg⁻¹柠檬酸是强化伴矿景天修复Cd污染农田土壤的有效方法,扦插苗在Cd污染土壤的生长适应性与修复效率方面较组培苗表现得更好。

关键词:伴矿景天; Cd; 土壤; 柠檬酸; 苹果酸; 组培苗; 扦插苗

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2022)04-0774-11 doi:10.11654/jaes.2021-0978

Cadmium remediation efficiency and mechanism of enhanced phytoextraction by *Sedum plumbizincicola* with natural organic acids

LI Maolin¹, CHEN Zhe^{1,2*}, ZHOU Hongyan¹, WU Jialing¹, LI Kanqi¹, YOU Shaohong^{1,2}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 2. Guilin University of Technology, Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology, Guilin 541004, China)

Abstract: A pot experiment was conducted to investigate the enhanced phytoextraction of cadmium (Cd) in tissue culture plantlets and seedling cuttings of *Sedum plumbizincicola* using 5 mmol·kg⁻¹ citric acid, 5 mmol·kg⁻¹ malic acid, or 0 mmol·kg⁻¹ organic acid (control). We measured soil pH, available Cd, and Cd accumulation in specific plant organs. Net Cd fluxes in the meristematic zone, growth zone, and maturation zone of roots were monitored using non-invasive micro-test technology. Compared to the control, soil application of 5 mmol·kg⁻¹ citric acid or malic acid significantly increased the available Cd in the soil as well as net Cd influxes in three root micro-zones by acidizing the soil. Both citric and malic acid enhanced *Sedum* growth and Cd content in the plant organs. The Cd content in the shoots of *Sedum* plantlets increased by 90.4% and 61.6%, respectively. The Cd content in the shoots of seedling cuttings increased by 73.8% and 34.5%, respectively. The application of 5 mmol·kg⁻¹ citric acid can effectively enhance phytoremediation of Cd-contaminated soil with *S.*

收稿日期: 2021-08-28 录用日期: 2021-10-22

作者简介: 李茂林(1993—),男,河南信阳人,硕士研究生,从事植物修复技术研究。E-mail: 1193588225@qq.com

*通信作者: 陈喆 E-mail: ldchenzhe@qq.com

基金项目: 国家自然科学基金青年科学基金项目(41807136); 广西科技基地和人才专项(桂科AD19110012); 广西环境污染控制理论与技术重点实验室开放基金项目(桂科能1701K006); 漓江流域重金属污染农田生态修复与景观利用关键技术开发与应用项目(20190219-3)

Project supported: The Young Scientists Fund of the National Natural Science Foundation of China (41807136); Guangxi Science and Technology Base and Talent Special Project (Guike AD19110012); Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology Open Fund (Guikeneng 1701K006); Development and Application of Key Technologies for Ecological Restoration and Landscape Utilization of Heavy Metal Polluted Farmland in Lijiang River Basin (20190219-3)

plumbizincicola. Compared with tissue culture plantlets, seedling cuttings have better growth adaptability and remediation efficiency in Cd-contaminated soil.

Keywords: *Sedum plumbizincicola*; Cd; soil; citric acid; malic acid; tissue culture plantlet; seedling cutting

镉(Cd)作为一种主要的无机污染物,在土壤中通常具有较高的生物利用性^[1],容易从土壤转移到食物链,并通过食物链的生物蓄积效应对人类健康构成威胁,近年来备受关注^[2-4]。2014年《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国耕地土壤重金属的总超标率为19.4%,其中Cd的点位超标率高达7.0%。因此,如何快速、有效地削减耕地土壤中Cd的含量,对保障我国粮食安全、人体健康与高质量发展需求具有重大现实意义。

目前,针对重金属污染土壤的修复,已经开发了多种原位和异位修复技术,例如固化、稳定化、土壤淋洗、植物修复^[5]。化学和物理修复方法用于去除土壤Cd的成本较高,且会破坏耕地土壤服务功能^[6],与此相比,植物修复技术作为一种重金属污染修复技术,具有原位修复、成本低、环境友好、无二次污染、景观美化等诸多优点^[7]。其中的植物提取技术是通过连续种植富集植物将重金属等污染物吸收富集至地上部从而实现提取净化土壤中污染物的目标,这种方法不会破坏土壤原始结构和微生物活性^[8-9]。然而,植物提取效率受到植物对重金属的吸收富集量、植物生物量、土壤pH、养分、修复时间等因素的限制^[10]。目前,大多研究人员更专注于通过提高重金属生物富集率和增加植物生物量来提高富集植物对重金属的提取效率。研究表明,某些材料可用于提高植物产量或活化土壤金属有效性,从而增加植物对金属的吸收富集量,进而缩短修复所需的时间^[11]。低分子量有机酸主要源自耕层土壤有机质分解、植物根系分泌物和微生物代谢物^[12],其通过对金属螯合/络合特性以及对微生物活性和根际物理特性的间接影响来调控离子溶解度和吸收速率^[13]。柠檬酸和苹果酸不仅是根系分泌物中常见的天然低分子量有机酸,还是高效的活化剂,其可有效提高土壤中植物可利用态Cd的含量^[14],进而强化植物对Cd的吸收富集。水培研究表明,添加100 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的柠檬酸和苹果酸显著促进了秋华柳对Cd的吸收和积累^[15]。土培盆栽研究表明,基施浓度为5 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的柠檬酸时,青葙对Cd的吸收富集效率最佳^[16],相对于植物旺盛时加入强化剂,基施对植物的抗逆性要求更高,但可有效缩短修复所需时间。现已知的超积累植物有721种^[17],但Cd的超

富集植物仅有7种,其中伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*)是工程应用最为广泛的一种Cd超富集植物^[18]。目前,对于伴矿景天修复污染土壤的研究主要集中在伴矿景天与其他植物间作、套作、轮作,添加化学改良剂、调整种植密度、调控肥料和强化微生物等方面^[15,19-24]。草酸和乙二胺二琥珀酸等有机酸已经用于伴矿景天修复Cd污染土壤^[5,25],但施加柠檬酸和苹果酸是否能强化伴矿景天对Cd的吸收富集还不清楚。种子育苗、扦插育苗和组培育苗是伴矿景天3种不同的育苗方式,伴矿景天的种子小、不易收集且发芽率低^[26],难以大规模应用,而无性繁殖的组培苗和扦插苗既可保留其生物特性,又可以大量扩繁^[27],因此有较高的研究和应用价值。目前,组培嫩苗和扦插老苗对Cd污染土壤的适应性及修复效率是否存在明显差异尚不清楚。

因此,本研究利用土培盆栽试验的方法,选用柠檬酸和苹果酸作为辅助强化剂,研究两种强化剂对伴矿景天修复Cd污染土壤的效果与机制。同时选用伴矿景天组培苗和扦插苗,研究两种苗富集Cd的差异性。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试植物:伴矿景天组织培养苗(ZP),由中国科学院植物研究所提供,无污染基质室内培养而成。伴矿景天扦插苗(QC),2017年3月在云南省兰坪大田示范基地种植组培苗生长至壮苗,2018年1月将壮苗分株扦插移栽于广东省仁化大田示范基地,2018年6月收割地上部(留茬5 cm),留茬生长至2019年1月后分株为扦插苗用于本研究。两种伴矿景天苗均先在装有无污染基质营养土的穴盘中预培养45 d,然后再进行移栽。

供试土壤:土壤采自广西壮族自治区桂林市阳朔县兴坪镇思的村某铅锌矿周边污染农田(24°59'6.4" N、110°33'25.3" E)0~20 cm表层土壤。将采集的土壤置于阴凉处自然风干,剔除石子和枯叶等杂物,压碎后过10目筛,并取混合样品过20目和100目尼龙筛,装袋备用。供试土壤的基本理化性质见表1。根据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018),土壤pH为5.18,土壤总Cd

表1 供试土壤的理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of test soil

pH值 pH value	总Cd Total Cd/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有效态Cd Available Cd/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有机质 Organic matter/%	铵态氮 Ammonium nitrogen/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有效磷 Available phosphorus/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	速效钾 Rapidly-available potassium/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
5.18±0.04	2.29±0.10	1.13±0.03	1.62±0.06	34.78±1.42	5.02±0.38	92.92±3.47

含量为 $2.29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 超过农用地土壤风险管制值 ($\text{Cd}\leq 1.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 确定该供试土壤为偏酸性重度 Cd 污染土壤。

供试有机酸: 柠檬酸(Citric acid)和苹果酸(Malic acid)均为阿拉丁公司生产的分析纯化学试剂。

1.2 盆栽试验设计

本试验于 2019 年 2 月 20 日至 7 月 6 日在桂林理工大学重金属污染植物修复试验基地进行。称取 6.5 kg 过 10 目筛的风干土壤填装于 18 个塑料盆(上口直径 25 cm、底部直径 19.5 cm、高 20 cm)中。移苗前将 $5 \text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ (以风干土壤质量计)柠檬酸和苹果酸以溶液形式加入盆栽土壤中, 翻动并平衡 2 周后, 选取长势一致的伴矿景天苗(组培苗高 5~7 cm, 扦插苗高 10~13 cm), 移栽于盆中, 每盆 4 株。另设不加强化剂的空白对照处理。本试验共设计 6 个处理: (1) ZP-CK, 种植组培苗但不加强化剂; (2) ZP-CA, 基施柠檬酸种植组培苗; (3) ZP-MA, 基施苹果酸种植组培苗; (4) QC-CK, 种植扦插苗但不加强化剂; (5) QC-CA, 基施柠檬酸种植扦插苗; (6) QC-MA, 基施苹果酸种植扦插苗。每个处理重复 3 次, 随机排列且定期变换位置。景天苗生长期间, 定期浇水, 使土壤含水量保持在田间最大持水量的 60%~70%。

1.3 样品的采集、处理及测定

按照水土比 2.5:1 的方法测定土壤 pH, 参照《土壤 pH 值的测定 电位法》(HJ 962—2018); 有机质含量采用水合热重铬酸钾氧化-比色法测定^[28]; 土壤铵态氮、有效磷、速效钾含量采用联合浸提-比色法测定, 参照《酸性土壤铵态氮、有效磷、速效钾的测定 联合浸提-比色法》(NY/T 1849—2010)。土壤重金属总量测定, 采用美国环保署推荐的 $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ 消解法处理 (USEPA: Method 3050B), 分析过程中加入土壤标准样品 (GSS-23) 和空白进行质量控制, 样品回收率均在 90%~110% 之间, 消解所用试剂均为优级纯, 所用水均为超纯水, 土壤有效态 Cd 含量采用 DTPA 法浸提, 参照《土壤质量 有效态铅和镉的测定 原子吸收法》(GB/T 23739—2009), 并用 ICP-MS (PE NexION 350) 测定土壤 Cd 的含量。

非损伤微测试技术 (NMT) 可以非侵入性地获取有关材料表面特定离子/分子活性的动态信息。使用 NMT 系统 (NMT150-SIM-XY, Younger USA LLC) 研究土培伴矿景天根系微区 (分生区、伸长区、成熟区) Cd^{2+} 的吸收/外排情况。测定 Cd^{2+} 通量的玻璃微电极制作: 向组织样品专用流速传感器 (XY-CGQ-01) 内注入 1 cm 左右长度的灌冲液 [$10 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ Cd}(\text{NO}_3)_2$ 、 $0.1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ KCl}$], 然后向传感器尖端填充 $40\sim 50 \mu\text{m}$ 的 Cd^{2+} 液体交换剂 (XY-SJ-Cd-10), 接着用细砂纸摩擦玻璃微流速传感器固定架 (XY003-Y11) 上的银丝, 以去除表面氧化层, 在 $0.1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ KCl}$ 溶液中氯化 20~30 s 后, 插入微电极传感器的背面, 以与电解质溶液进行电接触。在 Cd^{2+} 通量测定中, 使用含有 0.05 、 0.1 、 $0.5 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ CdSO}_4$ 以及 $0.1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ KCl}$ 和 $0.3 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ MES}$, pH 5.8 的标准溶液校准微电极。当通过 3 个点绘制的能斯特斜率为 $25\sim 32 \text{ mV}\cdot\text{decade}^{-1}$ 时, 则校准工作完成。然后将生长了 4 个月的伴矿景天整颗带土挖出, 带土根部放入装水的 500 mL 塑料烧杯中浸泡 12 h 后, 先用自来水冲洗根部附着的泥土, 再用去离子冲洗干净, 沿根尖切下 3~5 cm 长的根, 转移到装有 $0.1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ CdSO}_4$ 的测试溶液中 (pH 5.8), 平衡 10 min 后, 以 $30 \mu\text{m}$ 步距对根部微区进行测定。通过显微镜观察根部微区的形态特点来区分不同微区的长度, 在距根尖约 100、500、1 500 μm 附近的根表面测定 Cd^{2+} 通量, 分别代表根部分生区 (Meristem zone)、伸长区 (Elongation zone) 和成熟区 (Mature zone), 测定值稳定后, 记录 10 min 的数据, 且每个部位重复测定 3 次。

植物收获后分解为根、茎、叶 3 部分。根部先用自来水洗净后, 再用 $10 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ Na}_2\text{-EDTA}$ 浸泡 15 min 以去除吸附在根表面的重金属, 最后用去离子水冲洗 3 次; 茎、叶部分先用自来水冲洗 3 次, 再用去离子水冲洗 3 次。将洗净的根、茎、叶于 $105 \text{ }^\circ\text{C}$ 下杀青 30 min, $70 \text{ }^\circ\text{C}$ 下烘干至质量恒定, 用电子天平称量并记录各部分干质量, 之后放入粉碎机中粉碎, 装袋待测。植物样品消煮方法与土壤相同, 采用植物样品标准物质 (GSV-2) 和空白进行质量控制, 样品回收率均

在90%~110%之间。采用ICP-OES(PE Optima 7000 DV)测定样品Cd含量。植物收获时,采集植物根部区域的土壤,将其置于阴凉处自然风干后,过20目和100目尼龙筛,装袋备用。

1.4 试验数据处理与分析

试验数据采用Excel 2019和Origin 2017处理和做图,用SPSS 25单因素方差分析(ANOVA)和Duncan法对多组样品数据进行分析 and 显著性检验($P<0.05$)。植物富集系数(BCF)和转运系数(TF)的计算公式为:

富集系数=植株Cd含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)/土壤Cd含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

转运系数=植株地上部Cd含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)/植株地下部Cd含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

根、茎、叶间转运系数计算公式:

根-茎的Cd转运系数(TF_{rs})=植株茎部Cd含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)/植株根部Cd含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

茎-叶的Cd转运系数(TF_{sl})=植株叶部Cd含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)/植株茎部Cd含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

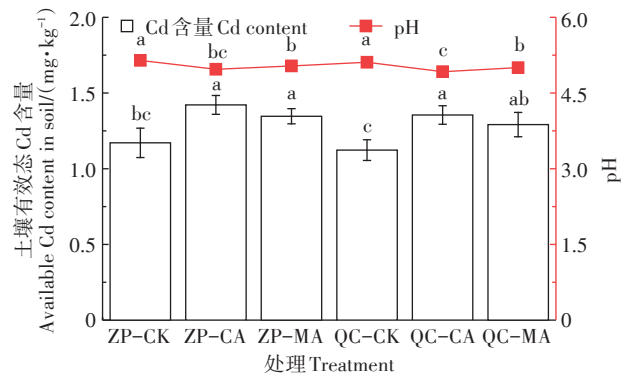
2 结果与分析

2.1 基施柠檬酸和苹果酸对伴矿景天生物量的影响

由表2可知,两种伴矿景天苗各组织生物量均表现为叶>茎>根,不同处理下伴矿景天生物量表现为柠檬酸>苹果酸>空白对照,伴矿景天扦插苗生物量高于组培苗。施加柠檬酸和苹果酸处理下,伴矿景天生物量较对照组分别增加了32.7%~34.7%和23.4%~24.2%,QC-CA处理的根、茎、叶生物量最高,分别为2.07、4.05、9.55 $\text{g}\cdot\text{盆}^{-1}$,较QC-CK显著增加了25.5%、30.6%、38.8%。

2.2 基施柠檬酸和苹果酸对土壤有效态Cd及pH的影响

由图1可知,与供试土壤相比,添加5 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 柠檬酸和苹果酸后,土壤中有效态Cd含量显著增加了19.9%~25.8%和14.3%~19.2%。ZP-CA处理有效态Cd含量最高,为1.42 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,QC-CK处理有效态



不同小写字母表示处理间存在显著差异($P<0.05$, $n=3$)
Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments ($P<0.05$, $n=3$)

图1 不同处理对土壤有效态Cd及pH的影响

Figure 1 Effects of different treatments on soil available Cd and pH

Cd含量最低,为1.12 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

与供试土壤相比,施加5 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 柠檬酸和苹果酸后,土壤pH显著降低了0.20~0.25个和0.13~0.17个单位,ZP-CK处理土壤pH最高,为5.15,QC-CA处理土壤pH最低,为4.92。

2.3 基施柠檬酸和苹果酸对伴矿景天Cd含量的影响

由图2可知,不同处理下的伴矿景天各组织中Cd含量分布规律为叶>茎>根。不同处理伴矿景天根、茎、叶中Cd含量规律均为柠檬酸>苹果酸>空白对照,QC-CA处理的根、茎、叶组织中Cd含量最高,分别为227.5、398.1、645.5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。与对照组相比,施加柠檬酸处理的根、茎、叶Cd含量分别显著增加55.3%、19.3%、42.6%,施加苹果酸处理的根、茎、叶Cd含量分别增加44.2%、9.9%、24.3%。与Cd超富集植物标准(植物叶组织的干质量中Cd含量 $>100\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)相比,本研究中伴矿景天叶组织Cd含量是该标准的3.36~6.46倍,远超标准值。

2.4 基施柠檬酸和苹果酸对伴矿景天富集与转运Cd能力的影响

由表3可知,伴矿景天地上部对Cd的富集量远高于地下部,是地下部的15.0~18.3倍,对土壤Cd的富集

表2 不同处理方式下伴矿景天各组织生物量($\text{g}\cdot\text{盆}^{-1}$)

Table 2 Biomass of of *Sedum plumbizincicola* under different treatments ($\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$)

组织Tissue	ZP-CK	ZP-CA	ZP-MA	QC-CK	QC-CA	QC-MA
根 Root	0.84±0.11c	1.03±0.12c	0.98±0.09c	1.65±0.18b	2.07±0.20a	1.94±0.13a
茎 Stem	1.55±0.18c	1.99±0.13c	1.86±0.16c	3.10±0.21b	4.05±0.37a	3.78±0.50a
叶 Leaf	3.76±0.39d	5.13±0.71c	4.79±0.58cd	6.88±0.73b	9.55±0.83a	8.64±0.55a

注:同行不同小写字母表示处理间存在显著差异($P<0.05$, $n=3$)。

Note: Different lowercase letters in the same line indicate significant differences among different treatments ($P<0.05$, $n=3$).

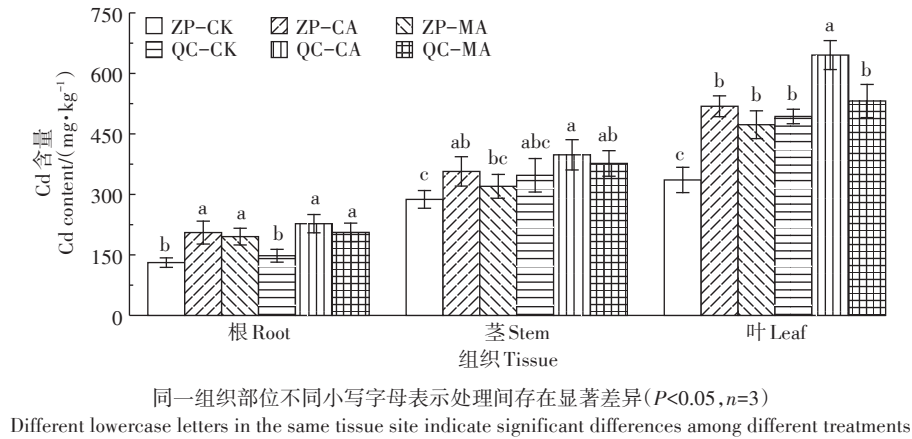


图2 不同处理方式下伴矿景天各组织中的Cd含量
Figure 2 Contents of Cd in *Sedum plumbizincicola* tissues under different treatments

量有94.1%位于地上部。有机酸处理下两种伴矿景天苗生物量规律为柠檬酸>苹果酸>空白对照,其中QC-CA处理对土壤Cd的富集量最高,为 $8.24\text{ mg}\cdot\text{盆}^{-1}$,ZP-CK处理最低,为 $1.88\text{ mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ 。施加柠檬酸和苹果酸处理的伴矿景天与对照组相比,地上部Cd富集量分别增加了73.8%~90.4%和34.5%~61.6%。

两种伴矿景天苗对土壤Cd均具有很高的富集系数(129.2~229.8),施加柠檬酸和苹果酸显著提高了伴矿景天对Cd的富集能力,富集规律为柠檬酸>苹果酸>空白对照,其中QC-CA处理的富集系数最大。

伴矿景天地上部对地下部的Cd转运系数为2.20~3.03,施加柠檬酸和苹果酸后,地上部对地下部Cd转运系数分别显著降低了6.1%~17.2%和10.6%~22.4%,茎对根部的Cd转运系数为1.64~2.35,Cd转运能力较高,叶对茎部的Cd转运系数为1.17~1.62。

2.5 基施柠檬酸和苹果酸对伴矿景天根部微区Cd吸收/外排的影响

由图3和图4可知,各处理组伴矿景天根部微区Cd²⁺流速均为负值,即表示吸收Cd²⁺。根部不同区域

Cd²⁺流速差异较大,流速大小依次为伸长区>分生区>成熟区,其中QC-CA处理伸长区Cd²⁺平均流速最大,为 $-39.95\text{ pmol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$,ZP-CK处理成熟区Cd²⁺平均流速最小,仅为 $-5.53\text{ pmol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 。伴矿景天扦插苗根部各微区Cd²⁺流速高于同处理的组培苗,与对照组相比,施加柠檬酸和苹果酸增加了伴矿景天根部微区Cd²⁺流速,且施加柠檬酸后根部微区Cd²⁺流速增加量高于施加苹果酸。

3 讨论

3.1 基施柠檬酸和苹果酸对土壤pH和Cd有效性的影响

柠檬酸和苹果酸都属于低分子量有机酸,其官能团(如羧基)是金属的重要结合位点,含有2个或3个羧基的苹果酸和柠檬酸,可以与Cd形成具有五元环或六元环结构的Cd-有机酸螯合物,从而解吸更多的土壤Cd^[29]。土壤薄层色谱和土柱试验也表明^[30],柠檬酸和苹果酸增强了Cd的迁移。在本研究中,施加柠檬酸和苹果酸后,土壤有效态Cd含量与对照组相比

表3 不同处理伴矿景天对Cd的富集与转运特征
Table 3 Characteristics of Cd enrichment and translocation in *Sedum plumbizincicola* with different treatments

处理 Treatment	Cd 富集量 Cd accumulation/($\text{mg}\cdot\text{pot}^{-1}$)		富集系数 Bioconcentration factor	转运系数 Transportation factor		
	地下部 Aerial part	地上部 Root		TF _s	TF _{sl}	TF
ZP-CK	0.11±0.01d	1.77±0.13f	129.2±9.8e	2.20±0.05a	1.17±0.11c	2.46±0.19b
ZP-CA	0.21±0.03c	3.37±0.07d	192.0±2.3bc	1.74±0.17b	1.45±0.07ab	2.31±0.05cd
ZP-MA	0.19±0.02c	2.86±0.16e	174.7±8.1d	1.64±0.15b	1.48±0.11ab	2.20±0.12d
QC-CK	0.24±0.03c	4.47±0.24c	177.0±9.9cd	2.35±0.28a	1.42±0.05b	3.03±0.16a
QC-CA	0.47±0.05a	7.77±0.42a	229.8±11.6a	1.75±0.16b	1.62±0.09a	2.51±0.14b
QC-MA	0.40±0.04b	6.01±0.24b	195.1±7.1b	1.83±0.15b	1.41±0.11b	2.35±0.09bc

注: 同列不同小写字母表示不同处理间存在显著差异($P<0.05, n=3$)。
Note: Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among different treatments($P<0.05, n=3$).

显著增加,说明施加的有机酸可活化土壤中的Cd,提高土壤中Cd的生物利用度。柠檬酸处理组土壤有效态Cd含量高于苹果酸处理,这可能得益于柠檬酸较

大的分子量和较高的Cd-柠檬酸螯合系数。前人研究表明^[31],与分子量较小的苹果酸相比,柠檬酸带有更多的负电荷,具有更大的表面积和更强的吸附、螯

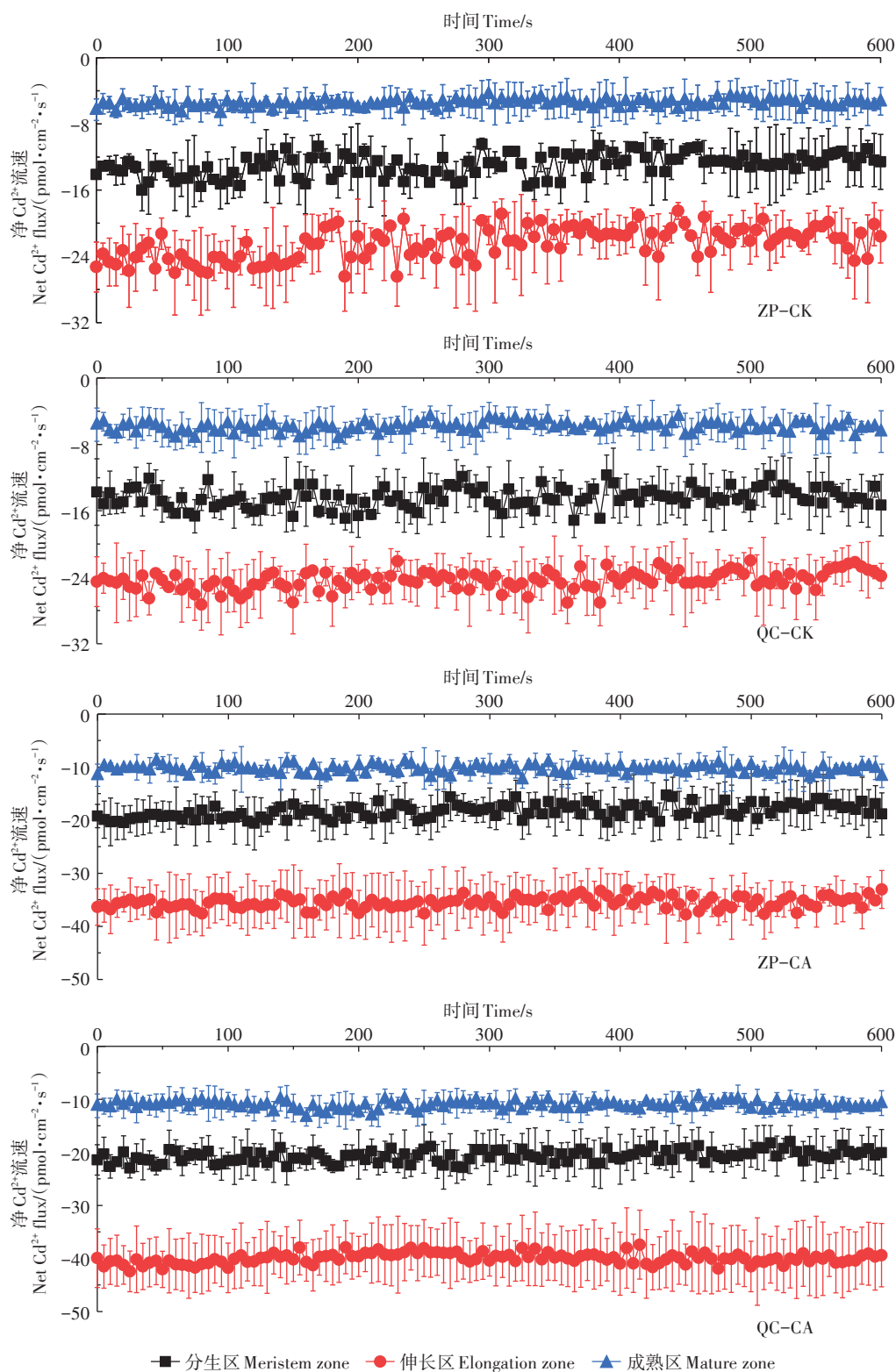


图3 不同处理伴矿景天根部微区净Cd²⁺流速

Figure 3 Net Cd²⁺ in the root micro zone of *Sedum plumbizincicola* of different treatments

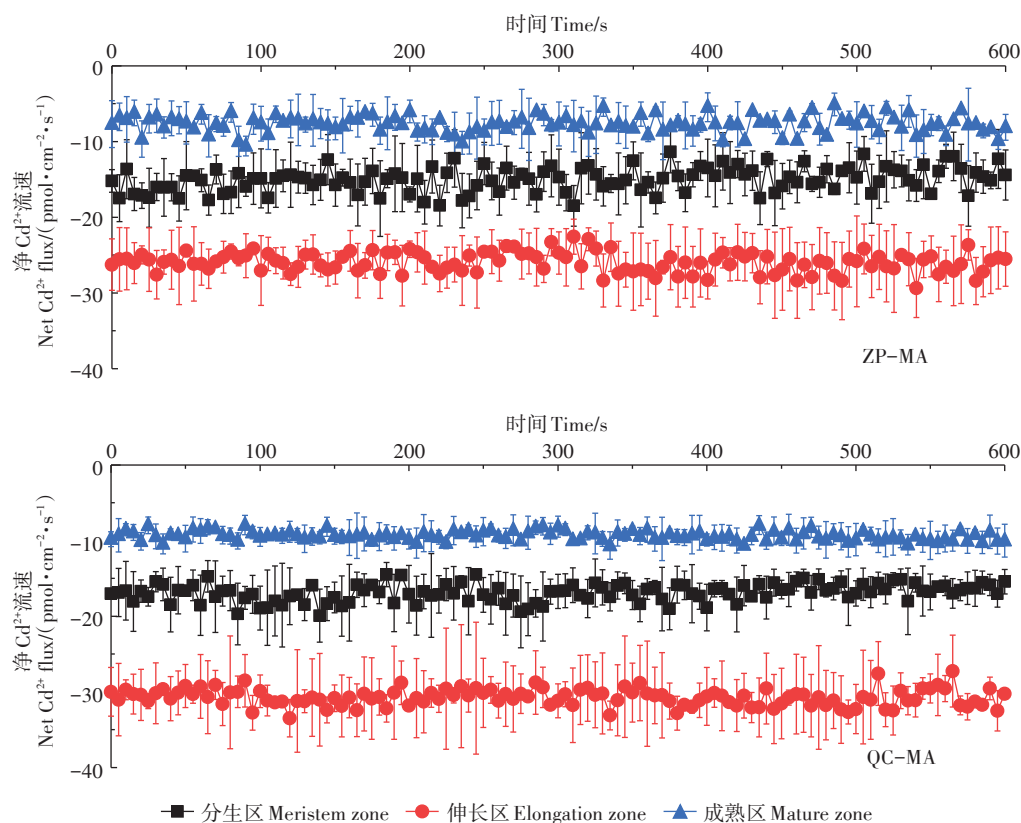
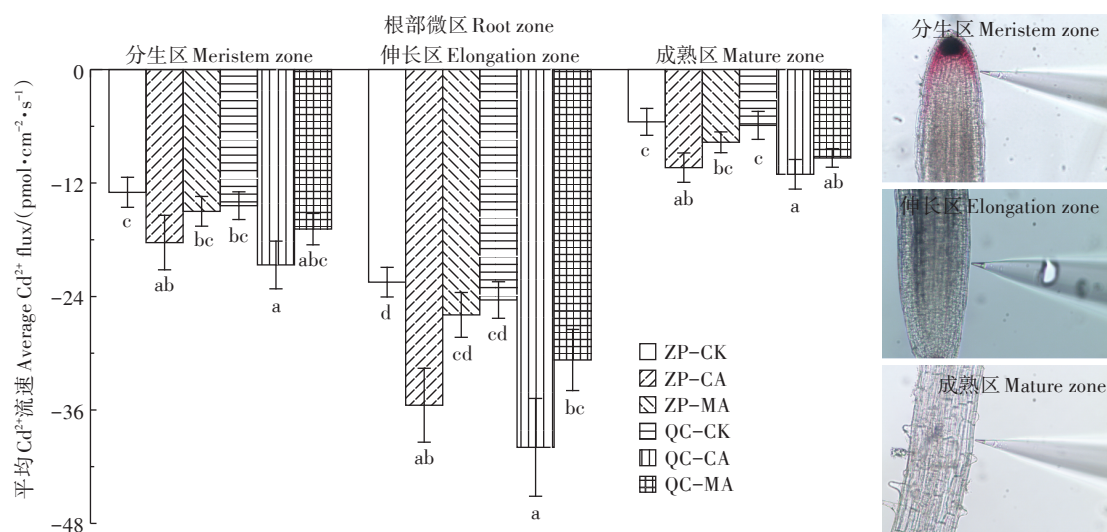


图3 不同处理伴矿景天根部微区净Cd²⁺流速

Continued figure 3 Net Cd²⁺ flux in the root micro zone of *Sedum plumbizincicola* of different treatments



同一根部微区不同小写字母表示处理间存在显著差异 ($P < 0.05, n = 3$)

Different lowercase letters in the same root microregion indicate significant differences among treatments ($P < 0.05, n = 3$)

图4 不同处理伴矿景天根部微区平均Cd²⁺流速

Figure 4 The average Cd²⁺ flux in the root micro zone of *Sedum plumbizincicola* of different treatments

合重金属的能力,柠檬酸与Cd的螯合常数又高于苹果酸^[32],因此柠檬酸螯合Cd的能力大于苹果酸。研究表明,柠檬酸对Cd迁移率的影响高于苹果酸,施加柠檬酸和苹果酸后,土壤乙酸可提取Cd的比例分别

增加6.11%~9.43%和3.06%~6.63%,而乙酸可萃取Cd又与重金属的可萃取性呈正相关关系^[30,32],表明柠檬酸在提高土壤Cd有效性方面要优于苹果酸,这与本研究结果一致。

研究表明,施加的柠檬酸和苹果酸不仅可以与金属离子形成可溶性螯合物,改变重金属的溶解度,还可以酸化土壤^[33]。本研究中,施加柠檬酸和苹果酸后,土壤pH低于对照组0.13~0.25个单位,一方面,得益于施加柠檬酸和苹果酸电离出的H⁺,另一方面,得益于伴矿景天根分泌的有机酸、离子交换作用和呼吸产生的CO₂溶解作用。SUN等^[34]的研究也表明伴矿景天和东南景天的根系土壤会被酸化。在本研究中,施加柠檬酸的土壤pH比施加苹果酸低0.07~0.08个单位,可能是因为柠檬酸比苹果酸多电离一个H⁺,和/或施加柠檬酸的伴矿景天根分泌更多的H⁺和有机酸,也可能是土壤自身的缓冲作用。随着土壤pH的降低,重金属Cd的有效性会增加^[35],这也是施加柠檬酸和苹果酸后,土壤有效态Cd含量显著增加的原因之一。

3.2 基施柠檬酸和苹果酸对伴矿景天生物量与Cd含量的影响

研究发现,添加5 mmol·kg⁻¹的草酸、柠檬酸和苹果酸显著增加了Cd、Pb污染土壤中籽粒苋的生物量^[36]。在本研究中,与对照组相比,施加柠檬酸和苹果酸后,伴矿景天的生物量显著提高,且柠檬酸处理的伴矿景天生物量高于苹果酸处理,这可能得益于施加有机酸对土壤的改善作用。研究表明,施加柠檬酸后,土壤有效磷和碱解氮含量、细菌数量,土壤酶(酸性磷酸酶和脲酶)活性和细菌群落Cd抗性均高于施加同浓度苹果酸^[32],这表明柠檬酸在活化土壤养分、增加细菌数量、提高酶活性和改善细菌群落结构方面的表现优于苹果酸,改善后的土壤有利于植物生长,增加植物生物量。微生物生物量和酶活性是衡量土壤微生态的重要生化指标^[37],施加柠檬酸和苹果酸对改善土壤微生态也具有积极作用。TAO等^[38]研究发现,25 μmol·L⁻¹ CdCl₂胁迫3 d后,东南景天根系分泌物中的有机酸(草酸、酒石酸、苹果酸和柠檬酸)增加,根系分泌的有机酸可以用于缓解Cd的毒性。有机酸可通过与根系分泌物的络合作用和与微生物生物量的协同作用来降低金属离子对植物的毒性^[39]。有研究表明,游离Cd²⁺对作物的毒性比Cd-有机酸螯合态更大^[13,40],与苹果酸和草酸相比,柠檬酸在减轻Cd的毒性作用方面效果更好^[33]。因此,有机酸与Cd形成的金属螯合物减轻了Cd对植物的毒性,缓解了Cd对植物生长的抑制作用,而与苹果酸处理相比,柠檬酸能更好地缓解Cd的毒性,这间接解释了柠檬酸处理组伴矿景天生物量高于苹果酸处理的原因(表2)。

已有研究表明,施加酒石酸、苹果酸、草酸、柠檬酸显著增加了籽粒苋、龙葵、商陆、青葙和八宝景天根部与地上部的Cd含量并提高了Cd的富集系数^[14],施加茶皂素和柠檬酸处理增加了伴矿景天根部和地上部Cd含量^[39],与苹果酸和草酸相比,柠檬酸在增强商陆对Cd的吸收方面效果更好^[33]。在本研究中,施加柠檬酸和苹果酸后的两种伴矿景天苗的根、茎、叶部Cd含量与对照组相比均有所增加,施加柠檬酸的伴矿景天各组织Cd含量高于施加苹果酸,这说明柠檬酸对提高伴矿景天吸收Cd的效果好于苹果酸。早期的研究表明,当植物暴露于重金属胁迫时,植物细胞中可能会产生有机酸作为重金属螯合的潜在配体,因此有机配体在植物的重金属耐受和解毒中发挥重要作用^[41]。TAO等^[42]研究发现,超积累型东南景天木质部汁液中的主要Cd存在形态是游离Cd²⁺(43.9%~44.5%),其次是Cd-苹果酸(22.9%~24.7%)和Cd-柠檬酸(17.6%~18.9%),该结果表明Cd主要以Cd²⁺、Cd-苹果酸或Cd-柠檬酸螯合物形式从根部转移到地上部。施加同水平的柠檬酸和苹果酸时,土壤中的Cd-柠檬酸螯合物含量高于Cd-苹果酸螯合物,这些螯合物可能直接被根部吸收利用,也可能在Cd-有机酸螯合物与根区结合时,解离并释放Cd²⁺,从而再被根部吸收,而Cd-有机酸螯合物含量越高,伴矿景天可吸收利用的Cd越多,相应的伴矿景天植株Cd含量越高。

LU等^[43]发现添加柠檬酸可提高东南景天中¹⁰⁹Cd从根到地上部的迁移率。在本研究中,施加柠檬酸和苹果酸显著提高了伴矿景天对Cd的富集系数,这表明柠檬酸和苹果酸可增强伴矿景天的土壤Cd的富集能力,柠檬酸处理的Cd富集系数高于苹果酸,这表明柠檬酸提高伴矿景天富集Cd的能力高于苹果酸。

3.3 基施柠檬酸和苹果酸对伴矿景天根系微区Cd²⁺流速的影响

研究发现,东南景天根尖0~10 mm段中的Cd浓度显著高于10~20 mm段,伴矿景天和东南景天根尖区域通常有很高的Cd²⁺吸收量,离根尖越远,净Cd²⁺吸收量减少越多^[38,44-45]。在本研究中,不同处理伴矿景天根部Cd²⁺流速表现为伸长区>分生区>成熟区,且位于根尖伸长区的Cd²⁺流速远大于远离根尖的成熟区,这与前人的研究结果一致。在本研究中,与对照组相比,施加柠檬酸和苹果酸均增加了伴矿景天根部各区域Cd²⁺流速,且柠檬酸处理的伴矿景天根部各区域Cd²⁺流速高于苹果酸处理,这表明施加柠檬酸和苹

果酸均能增加伴矿景天根部对土壤Cd的吸收速率,且柠檬酸的增加效果好于苹果酸。

目前,对于Cd在根表面进行跨细胞膜运输的方式主要有两种看法:一个是,包含Cd超富集物种在内的植物可以通过离子通道或转运蛋白吸收Cd^[46-47];另一个是,超富集植物对Cd吸收可以通过高亲和力传输系统进行转运(如特定的转运蛋白),虽然到目前为止,在植物的根细胞膜中还没有发现高亲和力的Cd转运蛋白基因,但生理学证据表明在超富集植物的根中存在特定的Cd转运蛋白^[48-49]。已有研究表明,根毛细胞质膜中丰富的转运蛋白和通道促进了Cd²⁺的吸收^[50],*NcHMA3*在拟南芥、*SaHMA3h*在烟草和东南景天中过表达显著增强了植物对Cd的耐受性和积累能力^[51-52]。施加的柠檬酸和苹果酸与土壤中Cd发生螯合反应,产生的Cd-有机酸螯合物和解离的Cd²⁺可能会刺激伴矿景天根细胞中Cd转运蛋白的过表达,进而增强了对Cd的耐受性和积累能力,促使伴矿景天吸收更多的Cd。此外,还存在许多其他的Cd转运通道,例如Cd和Zn具有相同的价态和相似的离子半径,Cd可以借助Zn的转运通道进入植物体内^[53]。根尖分生区和伸长区主要进行细胞分裂和生长,其有大量的ATP、较高的呼吸速率和基因表达水平^[54],较高的细胞活性和某些转运蛋白基因的表达可能促进了Cd的转运吸收,而成熟区已经完成细胞分化,主要进行矿质营养元素吸收,细胞膜中转运蛋白和通道对Cd也有一定的转运吸收能力。

3.4 伴矿景天组培苗和扦插苗修复Cd污染土壤的差异

在本研究中,同处理的伴矿景天扦插苗根、茎、叶Cd含量、各组织的生物量、根部微区的Cd²⁺流速和富集与转运Cd的能力均高于组培苗,这可能与所选苗的特性有关。研究采用的伴矿景天扦插苗为直径在5 mm左右、长度8~10 cm、带全量叶的营养枝条,经过预培养成为壮苗,具有生根快、生长迅速等特点,原生长期区域历经云南和广东Cd污染土壤的驯化,且原生土壤环境(pH 5.87,总Cd含量4.22 mg·kg⁻¹)与本试验移栽土壤有很高相似度,已形成高Cd耐受性和低pH抗性,因此移栽后能快速适应。组培苗直径在3 mm左右、长度4~5 cm、带全量叶,在无Cd的培养基和无污染基质(pH为7.0左右)中培养,没有形成Cd耐受性和低pH抗性,移栽后需要逐渐适应新环境,因此其生根、生长速度低于扦插苗。本试验结束时,组培苗基本已经具有一定的Cd耐受性和低pH抗性,如果对组培苗进行二次扦插移栽,其在生物量和Cd富集量

等方面应当有所提高。扦插苗容易大量获取和扩繁,成活率高达93.1%^[55],生物量和土壤Cd提取量远高于组培苗,有很高的工程应用价值。组培苗的育苗成本较高,种植前期生物量和地上部Cd含量低于扦插苗,无法大规模应用,但从长期来看,由于组培苗具有抗早衰特性,可进行多次扦插移栽,延缓扦插苗的老化问题,因此有一定应用潜力。

4 结论

(1)基施5 mmol·kg⁻¹柠檬酸或苹果酸可强化伴矿景天修复Cd污染土壤,且基施柠檬酸的土壤Cd修复效率高于基施苹果酸。

(2)基施柠檬酸或苹果酸可提高伴矿景天根系微区对土壤Cd的吸收。

(3)对于偏酸性重度Cd污染土壤,伴矿景天扦插苗的植物修复效率显著高于组培苗。

参考文献:

- [1] SIDHU G P S, SINGH H P, BATISH D R, et al. Tolerance and hyperaccumulation of cadmium by a wild, unpalatable herb *Coronopus didymus* (L.) Sm. (Brassicaceae)[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 135:209-215.
- [2] CLEMENS S, AARTS M G M, THOMINE S, et al. Plant science: The key to preventing slow cadmium poisoning[J]. *Trends in Plant Science*, 2013, 18(2):92-99.
- [3] RODRIGUES S M, CRUZ N, COELHO C, et al. Risk assessment for Cd, Cu, Pb and Zn in urban soils: Chemical availability as the central concept[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 183:234-242.
- [4] 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.
- [5] WU L H, LI Z, AKAHANE I, et al. Effects of organic amendments on Cd, Zn and Cu bioavailability in soil with repeated phytoremediation by *Sedum plumbizincicola*[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2012, 14(10):1024-1038.
- [6] ASHRAF S, ALI Q, ZAHIR Z A, et al. Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 174:714-727.
- [7] HENRY H F, BURKEN J G, MAIER R M, et al. Phytotechnologies - preventing exposures, improving public health[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2013, 15(9):889-899.
- [8] CHANEY R L, MALIK M, LI Y M, et al. Phytoremediation of soil metals[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 1997, 8(3):279-284.
- [9] GARBISU C, ALLICA J H, BARRUTIA O, et al. Phytoremediation: A technology using green plants to remove contaminants from polluted areas[J]. *Reviews on Environmental Health*, 2002, 17(3):173-188.
- [10] HUANG R, DONG M L, MAO P, et al. Evaluation of phytoremediation potential of five Cd(hyper)accumulators in two Cd contaminated

- soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 721:137581.
- [11] FAN Y, LI Z, ZHOU T, et al. Phytoextraction potential of soils highly polluted with cadmium using the cadmium/zinc hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola*[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2019, 21(8):733-741.
- [12] STROBEL B W. Influence of vegetation on low-molecular-weight carboxylic acids in soil solution: A review[J]. *Geoderma*, 2001, 99(3/4):169-198.
- [13] WU L H, LUO Y M, CHRISTIE P, et al. Effects of EDTA and low molecular weight organic acids on soil solution properties of a heavy metal polluted soil[J]. *Chemosphere*, 2003, 50(6):819-822.
- [14] YU G, LIU J, LONG Y, et al. Phytoextraction of cadmium-contaminated soils: Comparison of plant species and low molecular weight organic acids[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2020, 22(4):383-391.
- [15] 陈红纯, 吴科君, 李瑞, 等. 外源有机酸对镉胁迫下秋华柳镉积累特征的影响[J]. *生态学报*, 2019, 39(12):4510-4518. CHEN H C, WU K J, LI R, et al. Effects of exogenous organic acids on the characteristics of Cd accumulation of *Salix variegata* under Cd stress[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(12):4510-4518.
- [16] 蒋萍萍, 俞果, 姚诗音, 等. 不同螯合剂强化青葙修复土壤镉污染的效应[J]. *南方农业学报*, 2019, 50(11):2443-2449. JIANG P P, YU G, YAO S Y, et al. Remediation effects on cadmium contaminated soil by different chelating agents enhanced *Celosia argentea* Linn.[J]. *Journal of Southern Agriculture*, 2019, 50(11):2443-2449.
- [17] REEVES R D, BAKER A J M, JAFFRE T, et al. A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements[J]. *New Phytologist*, 2018, 218(2):407-411.
- [18] WU L H, LIU Y J, ZHOU S B, et al. *Sedum plumbizincicola* X. H. Guo et S. B. Zhou ex L. H. Wu (Crassulaceae): A new species from Zhejiang Province, China[J]. *Plant Systematics and Evolution*, 2012, 299(3):487-498.
- [19] 吴正卓, 刘桂华, 柴冠群, 等. 伴矿景天修复镉污染土壤研究进展[J]. *山地农业生物学报*, 2018, 37(6):70-75. WU Z Z, LIU G H, CHAI G Q, et al. Progress in remediation of heavy metal cadmium contaminated soil with *Sedum plumbizincicola* Guo et Zhou[J]. *Journal of Mountain Agriculture and Biology*, 2018, 37(6):70-75.
- [20] ARNAMWONG S, WU L H, HU P J, et al. Phytoextraction of cadmium and zinc by *Sedum plumbizincicola* using different nitrogen fertilizers, a nitrification inhibitor and a urease inhibitor[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2015, 17(4):382-390.
- [21] MA Y, ZHANG C, OLIVEIRA R S, et al. Bioaugmentation with endophytic bacterium E6S homologous to *Achromobacter piechaudii* enhances metal rhizoaccumulation in host *Sedum plumbizincicola*[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2016, 7:75-83.
- [22] WU G M, HU P J, ZHOU J W, et al. Sulfur application combined with water management enhances phytoextraction rate and decreases rice cadmium uptake in a *Sedum plumbizincicola*-*Oryza sativa* rotation[J]. *Plant and Soil*, 2019, 440(1/2):539-549.
- [23] ZOU J C, SONG F P, LU Y Y, et al. Phytoremediation potential of wheat intercropped with different densities of *Sedum plumbizincicola* in soil contaminated with cadmium and zinc[J]. *Chemosphere*, 2021, 276:130223.
- [24] 杨佳节, 游少鸿, 吴佳玲, 等. 间套轮作超积累植物技术模式修复Cd污染土壤的研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(10):2122-2133. YANG J J, YOU S H, WU J L, et al. Research progress of intercropping, interplanting, and crop rotation models on remediation of cadmium contaminated soil by hyperaccumulators[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(10):2122-2133.
- [25] HOU S Z, WANG X, SHAFI M, et al. Remediation efficacy of *Sedum plumbizincicola* as affected by intercropping of landscape plants and oxalic acid in urban cadmium contaminated soil[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, 19(10):3512-3520.
- [26] 韩存亮, 黄泽宏, 肖荣波, 等. 粤北某矿区周边镉锌污染稻田土壤田间植物修复研究[J]. *生态环境学报*, 2018, 27(1):158-165. HAN C L, HUANG Z H, XIAO R B, et al. Field phytoremediation of cadmium and zinc contaminated paddy soil around a mining area in northern Guangdong Province[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(1):158-165.
- [27] 张洁, 尹德洁, 关海燕, 等. 景天属植物研究综述[J]. *浙江农林大学学报*, 2018, 35(6):1166-1176. ZHANG J, YIN D J, GUAN H Y, et al. An overview of *Sedum* spp. research[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2018, 35(6):1166-1176.
- [28] 钱宝, 刘凌, 肖潇. 土壤有机质测定方法对比分析[J]. *河海大学学报(自然科学版)*, 2011, 39(1):34-38. QIAN B, LIU L, XIAO X. Comparative tests on different methods for content of soil organic matter[J]. *Journal of Hohai University (Natural Sciences)*, 2011, 39(1):34-38.
- [29] QIN F, SHAN X Q, WEI B. Effects of low-molecular-weight organic acids and residence time on desorption of Cu, Cd, and Pb from soils[J]. *Chemosphere*, 2004, 57(4):253-263.
- [30] SCHWAB A P, ZHU D S, BANKS M K. Influence of organic acids on the transport of heavy metals in soil[J]. *Chemosphere*, 2008, 72(6):986-994.
- [31] JIANG H, LI T Q, HAN X, et al. Effects of pH and low molecular weight organic acids on competitive adsorption and desorption of cadmium and lead in paddy soils[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, 184(10):6325-6335.
- [32] MA H, LI X, WEI M, et al. Elucidation of the mechanisms into effects of organic acids on soil fertility, cadmium speciation and ecotoxicity in contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2020, 239:124706.
- [33] LIU H, LIU Y G, ZENG G M, et al. Mitigation mechanism of Cd-contaminated soils by different levels of exogenous low-molecular-weight organic acids and *Phytolacca americana*[J]. *RSC Advances*, 2015, 5(56):45502-45509.
- [34] SUN X, LI Z, WU L H, et al. Root-induced soil acidification and cadmium mobilization in the rhizosphere of *Sedum plumbizincicola*: Evidence from a high-resolution imaging study[J]. *Plant and Soil*, 2019, 436(1/2):267-282.
- [35] WANG Y, XU Y A, LI D, et al. Vermicompost and biochar as bio-conditioners to immobilize heavy metal and improve soil fertility on cadmium contaminated soil under acid rain stress[J]. *Science of the To-*

- tal Environment, 2018, 621:1057–1065.
- [36] TAI Y, YANG Y, LI Z, et al. Phytoextraction of 55-year-old wastewater-irrigated soil in a Zn–Pb mine district: Effect of plant species and chelators[J]. *Environmental Technology*, 2018, 39(16):2138–2150.
- [37] WU B, ZHANG Y J, MAO Z M, et al. Spacer vibration for fouling control of submerged flat sheet membranes[J]. *Separation and Purification Technology*, 2019, 210:719–728.
- [38] TAO Q, HOU D D, YANG X E, et al. Oxalate secretion from the root apex of *Sedum alfredii* contributes to hyperaccumulation of Cd[J]. *Plant and Soil*, 2015, 398(1/2):139–152.
- [39] XUE Z J, WU M J, HU H X, et al. Cadmium uptake and transfer by *Sedum plumbizincicola* using EDTA, tea saponin, and citric acid as activators[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2021, 23(10):1052–1060.
- [40] ARAVIND P, PRASAD M N. Cadmium-induced toxicity reversal by zinc in *Ceratophyllum demersum* L. (a free floating aquatic macrophyte) together with exogenous supplements of amino- and organic acids[J]. *Chemosphere*, 2005, 61(11):1720–1733.
- [41] CLEMENS S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis[J]. *Planta*, 2001, 212(4):475–486.
- [42] TAO Q, ZHAO J, LI J, et al. Unique root exudate tartaric acid enhanced cadmium mobilization and uptake in Cd-hyperaccumulator *Sedum alfredii*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 383:121177.
- [43] LU L L, TIAN S K, YANG X E, et al. Improved cadmium uptake and accumulation in the hyperaccumulator *Sedum alfredii*: The impact of citric acid and tartaric acid[J]. *Journal of Zhejiang University-Science B*, 2013, 14(2):106–114.
- [44] LI L Z, TU C, WU L H, et al. Pathways of root uptake and membrane transport of Cd²⁺ in the zinc/cadmium hyperaccumulating plant *Sedum plumbizincicola*[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2017, 36(4):1038–1046.
- [45] LIU Y K, TAO Q, LI J X, et al. Ethylene-mediated apoplastic barriers development involved in cadmium accumulation in root of hyperaccumulator *Sedum alfredii*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 403:123729.
- [46] PERFUS-BARBECH L, LEONHARDT N, VAVASSEUR A, et al. Heavy metal toxicity: Cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status[J]. *Plant Journal*, 2002, 32(4):539–548.
- [47] ZHAO F J, JIANG R F, DUNHAM S J, et al. Cadmium uptake, translocation and tolerance in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*[J]. *New Phytologist*, 2006, 172(4):646–654.
- [48] LOMBI E, ZHAO F J, MCGRATH S P, et al. Physiological evidence for a high-affinity cadmium transporter highly expressed in a *Thlaspi caerulescens* ecotype[J]. *New Phytologist*, 2001, 149(1):53–60.
- [49] ZHOU J W, LI Z, LIU M S, et al. Cadmium isotopic fractionation in the soil-plant system during repeated phytoextraction with a cadmium hyperaccumulating plant species[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(21):13598–13609.
- [50] JUNGK A. Root hairs and the acquisition of plant nutrients from soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2001, 164(2):121–129.
- [51] CHAO D Y, SILVA A, BAXTER I, et al. Genome-wide association studies identify heavy metal *ATPase3* as the primary determinant of natural variation in leaf cadmium in *Arabidopsis thaliana*[J]. *PLoS Genetics*, 2012, 8(9):e1002923.
- [52] ZHANG J, ZHANG M, SHOHAG M J, et al. Enhanced expression of *SaHMA3* plays critical roles in Cd hyperaccumulation and hypertolerance in Cd hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance[J]. *Planta*, 2016, 243(3):577–589.
- [53] 刘芸君, 钟道旭, 李柱, 等. 锌镉交互作用对伴矿景天锌镉吸收性的影响[J]. 土壤, 2013, 45(4):700–706. LIU Y J, ZHONG D X, LI Z, et al. Interaction of Zn and Cd on heavy metal phytoextraction efficiency of *Sedum plumbizincicola*[J]. *Soils*, 2013, 45(4):700–706.
- [54] PANG J Y, NEWMAN I, MENDHAM N, et al. Microelectrode ion and O₂ fluxes measurements reveal differential sensitivity of barley root tissues to hypoxia[J]. *Plant Cell and Environment*, 2006, 29(6):1107–1121.
- [55] 孙永泉, 胡鹏杰, 王鹏程, 等. 不同扦插方式对伴矿景天种苗繁育的影响[J]. 现代农业科技, 2018(24):183–185, 189. SUN Y Q, HU P J, WANG P C, et al. Effect of different cuttage methods on seedling propagation of *Sedum plumbizincicola*[J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, 2018(24):183–185, 189.

(责任编辑:李丹)