



中文核心期刊/CSCD
请通过网上投稿系统投稿
网址: <http://www.aes.org.cn>

不同化学生态型紫苏的镉耐性及镉富集能力研究

韩博伦, 肖清铁, 谢惠玲, 游武, 郑新宇, 林瑞余

引用本文:

韩博伦, 肖清铁, 谢惠玲, 等. 不同化学生态型紫苏的镉耐性及镉富集能力研究[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(10): 2106–2113.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0161>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

[微塑料和镉及其复合对水稻种子萌发的影响](#)

王泽正, 杨亮, 李婕, 付东东, 胡维薇, 范正权, 彭丽成

农业环境科学学报. 2021, 40(1): 44–53 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0560>

[镉胁迫对姬松茸菌丝生理指标与镉吸收的影响](#)

刘朋虎, 陈华, 李波, 王义祥, 翁伯琦

农业环境科学学报. 2020, 39(8): 1675–1682 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0469>

[重金属Pb与抗生素对发光菌的联合毒性研究](#)

李孟涵, 贺子琪, 苗家赫, 王风贺

农业环境科学学报. 2020, 39(9): 1925–1936 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0103>

[长期不同耕作方式与秸秆还田对稻田镉生物有效性的影响](#)

龙泽东, 孙梅, 罗尊长, 孙耿, 李超, 肖小平

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 1888–1896 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0152>

[不同小麦品种灌浆期生长和镉积累的差异研究](#)

潘建清, 陆敏, 杨肖娥

农业环境科学学报. 2021, 40(4): 756–765 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0967>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

韩博伦, 肖清铁, 谢惠玲, 等. 不同化学生态型紫苏的镉耐性及镉富集能力研究[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(10): 2106–2113.

HAN Bolun, XIAO Qingtie, XIE Huiling, et al. Cadmium tolerance and accumulation ability of different chemical ecological types of *Perilla frutescens*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(10): 2106–2113.



开放科学 OSID

不同化学生态型紫苏的镉耐性及镉富集能力研究

韩博伦¹, 肖清铁^{1,2}, 谢惠玲¹, 游武¹, 郑新宇^{1,2}, 林瑞余^{1,2*}

(1.福建农林大学生命科学学院,福建省农业生态过程与安全监测重点实验室,福州 350002; 2.福建农林大学生命科学学院,福建省作物生态与分子生理重点实验室,福州 350002)

摘要:为探究不同化学生态型紫苏的镉耐性与镉富集能力差异,设置不同浓度镉处理,测定了4种化学生态型紫苏种子的萌发指标及其幼苗的镉含量与镉富集特性。结果显示,10.0 mg·L⁻¹镉处理对PKPA型、EK型和PK-I型紫苏种子的发芽率、发芽势无显著影响,但显著抑制了PK-II型紫苏种子的萌发。不同浓度镉处理下,不同生态型紫苏各部位的镉含量均表现为:根(1 052.0~5 337.1 mg·kg⁻¹)>茎(327.6~807.9 mg·kg⁻¹)>叶(104.8~343.3 mg·kg⁻¹),全株镉含量在348.1~1 416.73 mg·kg⁻¹,远高于镉超富集植物的标准(100 mg·kg⁻¹)。不同生态型紫苏的镉富集系数(BCF)存在显著差异,PAPK型、PK-II型、EK型紫苏的BCF在2.0 mg·L⁻¹镉处理时最高,依次为252.0、300.5、295.3,显著高于PK-I型,后者的BCF在5.0 mg·L⁻¹镉处理时最高(265.5),显著高于PAPK型、PK-II型和EK型。不同生态型紫苏的镉富集量均以5.0 mg·L⁻¹镉处理时最高,PK-I型紫苏镉总富集量为454.0 μg·株⁻¹,分别是PAPK型、PK-II型和EK型的2.48、1.69倍和2.05倍。不同化学生态型紫苏的镉耐性间存在显著差异,镉胁迫下PK-I型紫苏具有较高镉耐性及镉富集能力,可用于后续研究紫苏镉耐性作用机制以及镉污染稻田修复的主要种质资源。

关键词:紫苏;化学生态型;镉耐性;镉富集作用

中图分类号:X173;X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)10-2106-08 doi:10.11654/jaes.2021-0161

Cadmium tolerance and accumulation ability of different chemical ecological types of *Perilla frutescens*

HAN Bolun¹, XIAO Qingtie^{1,2}, XIE Huiling¹, YOU Wu¹, ZHENG Xinyu^{1,2}, LIN Ruiyu^{1,2*}

(1.Fujian Provincial Key Laboratory of Agroecological Processing and Safety Monitoring, School of Life Sciences, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 2. Key Laboratory of Crop Ecology and Molecular Physiology of Fujian Province, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China)

Abstract: This study explored differences in the cadmium tolerance and accumulation capacity of various chemical ecological types of *Perilla frutescens*. In this context, *P. frutescens* was treated with different cadmium concentrations and the germination indices of four chemical ecological types of *P. frutescens* seeds were determined. The cadmium content and cadmium enrichment characteristics of the subsequent seedlings were quantified. The results showed that the germination rate and potential of PKPA, EK, and PK-I *P. frutescens* seeds were not significantly affected by a 10.0 mg·L⁻¹ cadmium treatment, whereas this treatment significantly inhibited the germination of

收稿日期:2021-02-07 录用日期:2021-06-11

作者简介:韩博伦(1997—),男,山东淄博人,硕士研究生,研究方向为植物生态学。E-mail:1604654214@qq.com

*通信作者:林瑞余 E-mail:lrylin2004@163.com

基金项目:国家重点研发计划项目(2017YFD0800900);福建省自然科学基金项目(2013J01083, 2015J01081, 2019J01383);福建农林大学科技创新专项基金项目(CXZX2018053)

Project supported: The National Key Research and Development Program of China (2017YFD0800900); The Natural Science Foundation of Fujian Province, China (2013J01083, 2015J01081, 2019J01383); The Fujian Agriculture and Forestry University Science and Technology Innovation Special Fund(CXZX2018053)

PK-II *P. frutescens* seeds. Under different cadmium concentrations, the cadmium content in each part of different ecotypes of *P. frutescens* in descending order was: root (1 052.0~5 337.1 mg·kg⁻¹) > stem (327.6~807.9 mg·kg⁻¹) > leaf (104.8~343.3 mg·kg⁻¹). The cadmium content of the entire plant was between 348.1~1 416.73 mg·kg⁻¹, which is higher than standard cadmium hyperaccumulators (100 mg·kg⁻¹). There were significant differences in the cadmium enrichment coefficient (BCF) of different *P. frutescens* ecotypes. The BCF ranged between 127.9 and 300.5, and the BCF of PAPK, PK-II, and EK *P. frutescens* were 252.0, 300.5, and 295.3, respectively, which were significantly higher than PK-I when treated with 2.0 mg·L⁻¹ cadmium. The BCF of PK-I was highest (265.5) when treated with 5.0 mg·L⁻¹ cadmium, which was significantly higher than PAPK, PK-II, and EK. The cadmium enrichment of different ecological *P. frutescens* was the highest with a 5.0 mg·L⁻¹ cadmium treatment. The total cadmium enrichment of the PK-I *P. frutescens* was 454.0 μg·plant⁻¹, which was 2.48, 1.69 and 2.05 times higher than that of PAPK, PK-II, and EK *P. frutescens* types, respectively. Studies have shown that there are significant differences in the cadmium tolerance of different chemical ecotypes of PK-I *P. frutescens* under cadmium stress. *P. frutescens* has high cadmium tolerance and enrichment ability, with great potential for cadmium pollution eradication; thus, it may be used for future research on cadmium tolerance in *P. frutescens*.

Keywords: *Perilla frutescens*; chemical ecological type; cadmium tolerance; cadmium enrichment

土壤重金属污染防控是当前生态学的研究热点。利用超富集植物修复土壤重金属污染土壤具有廉价高效、操作简单、安全可靠和环境友好等优点,被认为是最具应用前景的修复技术之一^[1]。迄今,人们已经鉴定了500多种重金属超富集植物,如镉超富集植物遏蓝菜(*Thlaspi arvense* L.)、宝山堇菜(*Viola baoshanensis* Shu, Liu et Lan.)、印度芥菜(*Brassica juncea* L.)、灰杨[*Populus canescens* (Ait.) Smith.]、白蜡树(*Fraxinus chinensis* Roxb.)、商陆(*Phytolacca acinosa* Roxb.)、东南景天(*Sedum alfredii* Hance.)、龙葵(*Solanum nigrum* L.)和鬼针草(*Bidens pilosa* L.)等^[2-5]。田间修复试验表明,龙葵、东南景天和鬼针草等^[6-8]多种超富集植物生长较慢,生物量小,修复效果不理想。紫苏 *Perilla frutescens* (L.) Britt 是唇形科的一年生草本植物,是我国传统的药食两用作物,广布全国各地^[9],紫苏茎、叶以及籽粒均可作食材,其叶含挥发油和多酚类等活性物质,具有抗衰老、抗菌、消炎和抑制肿瘤的作用;紫苏籽富含ω-3不饱和脂肪酸,具有降血压、降血脂和预防动脉粥样硬化功效^[10];紫苏梗含木犀草素,具有抗氧化、抗炎和抗菌作用^[11]。因此,紫苏广泛用于医药、油用、香料、食用和保健等方面^[12]。一些研究表明,紫苏还具有较强的镉富集能力,生物量大、适应性强,具备修复镉污染土壤的潜力^[13-14],但如何安全处置收获的镉污染植株限制了紫苏修复技术的应用。富集镉的紫苏可通过水蒸气蒸馏分离出无镉污染的挥发油,还可制备成高性能活性炭,有效钝化生物质中的镉,制备的活性炭表现出良好的对水中Pb²⁺和Cd²⁺去除效果^[15],这为污染植株的后置化处理提供了思路。同时,已有研究表明,不同生态型的植物,其适应性往往存在明显差异^[16]。紫苏的种质资源一般分

为4个变种,即栽培类型的紫苏 *Perilla frutescens* var. *frutescens* (L.) Britt. (原变种)和回回苏 *P. frutescens* var. *crispa*,野生类型的野生紫苏 *P. frutescens* var. *acuta* 和耳齿紫苏 *P. frutescens* var. *auriculata-dentata*^[17]。根据紫苏挥发油主要成分不同,对不同生态型紫苏进行分类,可分为紫苏醛型(PA)、紫苏酮型(PK)和香薷酮型(EK)等多种化学生态型^[18]。目前有关紫苏化学生态型的研究主要集中在其挥发油化学活性成分上^[19],对其镉污染适应性及镉富集能力的研究尚未见报道。探讨不同化学生态型紫苏的镉富集能力及镉污染对其挥发油化学成分的影响,对建立镉污染修复技术及其修复植物资源的综合利用具有重要意义。因此,本研究选择4种化学生态型(PKPA型、EK型、PK-I型、PK-II型)的4个紫苏资源,评价镉污染下紫苏的种子萌发特性、镉含量及其镉吸收能力,以期为获得修复稻田镉污染的适宜资源提供理论依据。

1 材料和方法

1.1 试验材料

供试4份紫苏资源属于3种化学生态型。(1)PK-PA型:赤苏(*Perilla frutescens* L. var. *acuta*),产自河北保定,叶片较小,卵形,叶面与叶背均为紫色,精油主要含柠檬烯、紫苏酮、紫苏醛和石竹烯。(2)EK型:白苏(*Perilla frutescens* L. Britt),产自甘肃庆阳,叶片宽卵形,叶面与叶背均为绿色,精油主要含薄荷脑、紫苏酮、2-呋喃甲酸酐、石竹烯。(3)PK型:紫苏 A(*Perilla frutescens* L. Britt. var. *arguta*),产自江西会昌,叶片长椭圆形,叶面平且多茸毛,叶背紫色,叶面绿色,叶柄茎秆绿色,分枝较少,精油主要含紫苏酮、石竹烯,记为PK-I;紫苏 B(*Perilla frutescens* L. Britt. Var. *argu-*

ta),产自江苏沐阳,叶片长椭圆形,叶面绿色,叶背紫色,精油主要含紫苏酮、石竹烯,记为PK-II。

1.2 种子萌发试验

分别挑选30粒籽粒饱满的紫苏种子置于培养皿,将培养皿置于培养箱中,保持相对湿度70%,温度25℃,每日添加等量CdCl₂溶液于培养皿,镉浓度设置为0、0.5、1.0、2.0、5.0、10.0 mg·L⁻¹。连续培养7 d后,测定紫苏发芽率,每皿中随机挑选10粒萌发种子,测量每株紫苏幼苗的根长和芽长,3次重复,以平均值表示。

发芽势=(第4 d发芽种子数/供试种子数)×100%;发芽率=(第7 d发芽种子数/供试种子数)×100%;根长、芽长抑制率(Inhibitory rate, IR)=[(处理-对照)/对照]×100%,IR>0表示生长受到促进,IR<0表示生长受到抑制。

1.3 紫苏水培培养与采样

挑选饱满紫苏种子,用0.05% NaClO浸泡消毒30 min,蒸馏水洗净后用0.5 mg·L⁻¹赤霉素处理2 h,播种于温室试验地土壤中育苗。待幼苗长至10 cm时,选择长势一致的幼苗,移至40 cm×30 cm×15 cm的塑料盆中,植株以塑料泡沫板和海绵固定,每盆培养紫苏24株,每盆加入10 L Hoagland完全营养液,调节pH在5.5左右。紫苏适应性水培7 d后,进行外源添加CdCl₂溶液处理,设置镉浓度为0.0、2.0、5.0 mg·L⁻¹和10.0 mg·L⁻¹ 4个处理,各处理3次重复,每周更换1次营养液。连续培养3周后,采样测定生物量、镉含量^[20]。

1.4 生物量测定

采样时,将紫苏全株取出,用去离子水洗净根部,测定株高、根长后,将植株分为根、茎、叶3个组分,样品经烘箱105℃杀青1 h,后于72℃烘干48 h,测定干质量,生物量以干质量表示。烘干样品经粉碎、过60目筛后,用于测定镉含量。

1.5 镉含量测定及镉吸收能力

镉含量测定采用火焰原子吸收(WFX-130A)方法,样品采用V_{HNO₃}:V_{HClO₄}=4:1的混合酸消解。紫苏的镉富集量=各器官镉含量(mg·kg⁻¹)×生物量(kg),总镉富集量为根、茎和叶富集量之和;镉富集系数(BCF)=植株镉含量(mg·kg⁻¹)/培养液镉含量(mg·kg⁻¹);转移系数(TF)=地上部镉含量(mg·kg⁻¹)/根部镉含量(mg·kg⁻¹)。

1.6 统计分析方法与数据处理

统计分析使用DPS 7.05软件(杭州睿封信息技术有限公司),采用LSD法比较不同处理间的差异显

著性水平,P<0.05;数据处理和作图使用Excel 2003进行。

2 结果与分析

2.1 镉污染对紫苏种子萌发的影响

如表1所示,镉污染对EK型和PK-I型紫苏种子的发芽率、发芽势无显著影响,对PAPK型紫苏的发芽率、发芽势影响较小,对PK-II型紫苏种子的萌发有明显抑制作用。5.0 mg·L⁻¹镉处理显著抑制了PAPK型紫苏的发芽率和发芽势,10.0 mg·L⁻¹镉处理显著抑制了PK-II型紫苏的发芽率和发芽势(表1)。

镉胁迫对PAPK型、EK型、PK-I型和PK-II型紫苏的根长有显著性抑制作用(表2)。不同化学生态型紫苏的根长、芽长与对照组相比,随镉处理浓度的升高总体呈显著下降趋势,PAPK型和PK-I紫苏在10.0 mg·L⁻¹镉处理条件下,根长和芽长受到抑制最显著,PAPK型抑制率分别为30.3%和21.4%,PK-I型抑制率分别为54.1%和44.2%;EK型紫苏在10.0 mg·L⁻¹镉处理条件下根长抑制最显著,抑制率为66.3%,在5.0 mg·L⁻¹镉处理条件下,芽长抑制最显著,抑制率为37.2%;PK-II型紫苏在0.5 mg·L⁻¹镉处理条件下,根长和芽长受到抑制最显著,抑制率分别为50.4%和16.7%。

2.2 不同化学生态型紫苏的镉含量及其镉吸收能力

方差分析(表3)表明,紫苏不同部位镉含量在不同化学生态型和不同镉处理间存在显著差异,且紫苏不同部位镉含量在两因素之间存在显著的交互作用。不同化学生态型及不同镉处理显著影响紫苏的镉富集系数和转移系数,且紫苏镉富集系数和转移系数在两因素之间存在显著的交互作用(P<0.05)。

由表4可知,不同化学生态型紫苏各器官以及全株镉含量均随镉污染浓度的升高而增大,全株镉含量变幅为348.1~1 489.4 mg·kg⁻¹,各部位镉含量从高到低为:根>茎>叶,其中PK-I型紫苏相较于PAPK型、EK型和PK-II型紫苏植株镉含量较高;各生态型紫苏的镉富集系数为127.9~300.5;转移系数为0.04~0.12(表4)。镉处理条件下PAPK型、EK型、PK-I型和PK-II型紫苏的富集系数存在显著差异,总体表现为随镉处理浓度升高,富集系数下降。在2.0 mg·L⁻¹镉处理条件下PK-II型紫苏富集系数最高,为300.5;在5.0 mg·L⁻¹镉处理条件下PK-I型紫苏富集系数最高,为265.5;在10.0 mg·L⁻¹镉处理条件下EK型紫苏富集系数最高,为148.9。

表1 不同化学生态型紫苏种子的萌发系数(%)

Table 1 Germination coefficient of *Perilla frutescens* seeds with different chemical ecotypes(%)

镉浓度 Cadmium concentration/ (mg·L ⁻¹)	PAPK		EK		PK-I		PK-II	
	发芽势 Germinability	发芽率 Germination rate	发芽势 Germinability	发芽率 Germination rate	发芽势 Germinability	发芽率 Germination rate	发芽势 Germinability	发芽率 Germination rate
0	92.2±1.9ab	93.3±0.0ab	66.7±8.8a	70.0±3.3a	77.8±12.6a	78.9±10.7a	87.8±3.9a	87.8±3.9a
0.5	95.6±2.0ab	96.7±3.4ab	70.0±5.8a	70.0±5.8a	66.7±26.0a	66.7±26.0a	65.6±10.2abc	66.7±8.8abc
1.0	96.7±0.0ab	96.7±0.0ab	71.1±8.4a	71.1±8.4a	80.0±3.3a	80.0±3.3a	54.4±8.4bc	56.7±5.8bc
2.0	96.7±0.0a	98.9±1.9a	67.8±6.9a	68.9±5.1a	81.1±8.4a	82.2±8.4a	65.6±20.1abc	65.6±20.1abc
5.0	90.0±8.8b	91.1±7.0b	65.6±3.9a	65.6±3.9a	71.1±5.1a	71.1±5.1a	73.3±20.0ab	73.3±20.0ab
10.0	92.2±5.1ab	93.3±3.4ab	66.7±8.8a	66.7±3.4a	77.8±3.9a	78.9±5.1a	46.7±10.0c	47.8±11.7c

注:同一列数据后面的不同小写字母代表显著差异($P<0.05$)。下同。

Note: Different lowercase letters after the data in the same column represent significant differences at $P<0.05$. The same below.

表2 镉污染下不同生态型紫苏的根长和芽长

Table 2 Root and bud length of different ecotype *Perilla frutescens* under cadmium pollution

镉浓度 Cadmium concentration/ (mg·L ⁻¹)	PAPK		EK		PK-I		PK-II	
	根长 Root length/ cm	芽长 Bud length/ cm	根长 Root length/ cm	芽长 Bud length/ cm	根长 Root length/ cm	芽长 Bud length/ cm	根长 Root length/ cm	芽长 Bud length/ cm
0	6.61± 0.76a	— 0.29a	3.10± 0.75ab	— 0.24a	7.11± 0.75ab	— 0.17a	4.87± 0.26a	— 0.257± 0.90a
	— 1.04ab	— 0.25a	— 0.51a	— 0.15ab	+12.1 0.51a	+6.2 0.80a	+20.0 0.52a	+50.4 0.60a
0.5	6.21± 1.04ab	— 0.25a	2.70± 0.39ab	— 0.22ab	7.51± 0.34a	2.53± 0.42ab	5.77± 0.42ab	— 0.19a
	— 0.54ab	— 0.27a	— 0.39ab	— 0.22ab	-12.1 0.34a	-1.6 0.42ab	+10.6 0.42ab	-50.4 0.29a
1.0	5.91± 0.54ab	— 0.27a	2.75± 0.39ab	— 0.22ab	6.93± 0.34a	2.44± 0.42ab	5.25± 0.42ab	— 0.29a
	— 0.54ab	— 0.27a	— 0.39ab	— 0.22ab	-10.2 0.34a	-8.5 0.42ab	+10.6 0.42ab	-48.9 0.29a
2.0	4.68± 0.54b	— 0.25a	2.49± 1.21b	— 0.43bc	5.12± 1.97ab	1.92± 0.59ab	3.70± 0.59ab	— 0.216± 0.60a
	— 0.54b	— 0.25a	— 1.21b	— 0.43bc	-19.4 0.95ab	-28.0 0.52ab	-19.7 0.52ab	-25.6 1.23a
5.0	4.70± 0.52b	— 0.23a	2.57± 0.49c	— 0.16c	16.4 0.49c	-57.3 0.16c	1.69± 0.95ab	-22.8 0.52ab
	— 0.52b	— 0.23a	— 0.49c	— 0.16c	-16.4 0.49c	-37.2 0.16c	-37.2 0.95ab	-17.4 1.80a
10.0	4.60± 0.41b	— 0.40a	2.40± 0.70c	— 0.08abc	21.4 0.70c	-66.3 0.08abc	2.18± 0.22b	-19.1 0.19b
	— 0.41b	— 0.40a	— 0.70c	— 0.08abc	-21.4 0.70c	-54.1 0.22b	-54.1 0.19b	-44.2 0.31a

注:“-”代表抑制效果,“+”代表促进效果。

Note: “-” refers to inhibition effect, “+” refers to promoting effect.

表3 紫苏不同部位镉含量、BCF、TF、镉富集量及镉分配比方差分析

Table 3 Variance analysis of cadmium content in different parts of *Perilla frutescens*, BCF, TF, cadmium enrichment and cadmium distribution ratio

来源 Source	镉含量 Cadmium content					镉富集量 Cadmium enrichment		
	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	地上部 Above ground	全株 Whole plant	BCF	TF	全株 Whole plant
生态型(C)Ecotype	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
镉处理(T)Cadmium treatment	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.013	0.000
C×T	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

注:表中数值代表不同因素间的差异显著性水平。

Note: Values in the form indicate significant levels of source.

2.3 不同化学生态型紫苏的镉富集量及分配比

方差分析(表3)表明,紫苏镉富集量及镉分配比在不同化学生态型和不同镉处理间存在显著差异,且紫苏镉含量在两因素之间存在显著的交互作用。由

图1可见,不同镉浓度处理下,4种不同化学生态型紫苏的根、地上部及单株的镉富集量均在镉浓度为5.0 mg·L⁻¹时最大,显著高于镉处理浓度为2.0、10.0 mg·L⁻¹时的镉富集量。地上部富集量占总富集量分配比

表4 不同镉浓度处理下紫苏各部位的镉含量及富集、转移系数

Table 4 Cadmium content, BCF, and TF in various parts of *Perilla frutescens* under different cadmium concentration treatments

镉浓度 Cadmium concentration/(mg·L ⁻¹)	生态型 Ecotype	镉含量 Cadmium content/(mg·kg ⁻¹)					BCF	TF
		根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	地上部 Above ground	全株 Whole plant		
2.0	PAPK	2 101.5±19.2f	608.9±1.0b	38.8±4.2h	197.6±8.2f	503.9±3.4i	252.0±1.7bc	0.09±0.00bc
	PK-I	1 052.0±67.7h	397.2±0.0e	50.0±4.4h	104.8±1.8h	348.1±18.7j	174.1±9.3d	0.10±0.01b
	PK-II	1 751.2±7.7g	327.6±16.4f	23.2±1.6i	116.2±2.6h	601.1±3.7h	300.5±1.9a	0.07±0.00d
	EK	1 707.4±128.7g	342.8±24.3f	49.4±7.8h	135.8±10.7g	590.6±39.8h	295.3±19.9a	0.08±0.01cd
5.0	PAPK	2 620.7±163.8e	807.4±12.8a	163.7±7.0d	320.4±9.7d	726.2±34.6g	145.2±6.9e	0.12±0.01a
	PK-I	4 575.1±233.0b	552.7±37.1cd	79.8±4.5g	202.1±12.7f	1 327.9±53.7c	265.5±10.7b	0.04±0.00f
	PK-II	3 199.8±20.7d	563.4±3.7c	96.0±6.6f	275.7±3.6e	1 158.0±10.0e	231.6±2.0c	0.09±0.00bc
	EK	3 347.4±51.3d	605.6±4.1b	113.8±0.6e	273.3±0.0e	1 088.2±13.0f	217.6±2.6c	0.08±0.00cd
10.0	PAPK	5 337.1±10.2a	807.9±11.5a	270.0±1.7a	343.1±0.0c	1 278.7±56.8d	127.9±5.7e	0.06±0.00e
	PK-I	5 434.7±10.3a	528.2±3.9d	241.6±1.0b	412.5±0.0a	1 416.7±5.8b	141.7±0.6e	0.08±0.00cd
	PK-II	3 986.1±124.6c	538.3±14.4cd	199.2±19.6c	333.3±12.8c	1 348.8±10.0c	134.9±2.7e	0.08±0.01cd
	EK	4 663.0±14.8b	606.6±11.6b	271.0±1.4a	400.0±0.0b	1 489.4±0.0a	148.9±0.0e	0.09±0.00bc

的11%~30%，根部富集量占富集量分配比的70%~89%，根部为紫苏主要的镉富集部位。不同镉浓度处理下PAPK型紫苏单株镉富集量为85.7~183.0 μg·株⁻¹，PK-I型紫苏为141.7~454.0 μg·株⁻¹，PK-II型紫苏为145.7~268.7 μg·株⁻¹，EK型紫苏单株镉富集量为134.7~145.1 μg·株⁻¹。相较于其他生态型，PK-I型紫苏在镉浓度为5.0 mg·L⁻¹时对镉的富集量最大，达到454.0 μg·株⁻¹，分别是PAPK型、PK-II型和EK型的2.48、1.69倍和2.05倍。

3 讨论

3.1 不同化学生态型紫苏的镉耐性

种子萌发和幼苗生长是植物生长过程中的关键阶段，因其防御机制尚未完全形成，对重金属污染更为敏感^[21]。研究表明，镉胁迫对PAPK型、EK型和PK-I型紫苏种子的萌发无显著的抑制作用，表明这三种生态型紫苏具有较高的镉耐性；高浓度镉胁迫显著地抑制了PK-II型紫苏种子的萌发，表明其镉耐性相对较差，这与王博等^[22]研究相似。植物胚芽及其幼苗根系的生长对环境胁迫极其敏感，随着镉处理浓度的升高，PAPK型、EK型、PK-I型和PK-II型紫苏胚根和胚芽生长受到显著抑制，镉对胚根生长的抑制作用大于胚芽，这与林必博等^[23]报道的汞离子显著抑制芝麻种子胚根的伸长、崔俊芳等^[24]报道的铅显著抑制小麦种子胚根的伸长的结果相一致，也与宋玉芳等^[25]发现的相同浓度处理下镉、锌、铜、铅对小麦根伸长的抑制率显著高于发芽抑制率的结果相一致。这可能

是由于根系最先暴露于重金属环境，其重金属累积量及受胁迫时间大于胚芽，从而诱导细胞产生自由基，过量的自由基影响了根系活力^[26]。本研究发现，PAPK型和EK型紫苏种子镉耐性高于PK-II型，这主要与不同化学生态型紫苏遗传背景及耐性形成机制差异有关^[27~28]；PK-I型紫苏种子镉耐性高于PK-II型，这主要与PK-I型及PK-II型紫苏的生存环境有关，PK-I型紫苏来自江西，地形以丘陵、山地为主，土壤多为红壤，属亚热带季风性湿润气候，水资源丰富，矿产资源丰富；PK-II型紫苏来自江苏，属亚热带季风气候-温带季风气候，地形以平原为主，地理位置沿海，多为碱性土壤，长期的基因型与环境互作影响了其对镉胁迫的适应性^[28]。

3.2 不同化学生态型紫苏的镉富集能力

富集系数（BCF）是衡量植物对重金属积累能力大小的一个重要指标，BCF越大，其富集能力越强，越利于植物对土壤重金属的提取修复^[29~30]。不同化学生态型紫苏的BCF总体上随着镉处理浓度上升而下降，但均远大于1，达到了镉超富集植物的要求，其中PAPK型、EK型和PK-II型紫苏的BCF均在镉浓度为2.0 mg·L⁻¹时达到最大，PK-I型紫苏BCF在5.0 mg·L⁻¹镉处理时达到最大，表明不同化学生态型紫苏的镉耐性和镉吸收潜力存在差异；同时，随着镉处理浓度增大，不同化学生态型紫苏的镉含量均呈上升趋势，这与谢惠玲等^[31]的研究结论一致。在镉处理下，PAPK型紫苏全株镉含量为503.9~1 278.7 mg·kg⁻¹，PK-I型为348.1~1 416.7 mg·kg⁻¹，PK-II型为601.1~

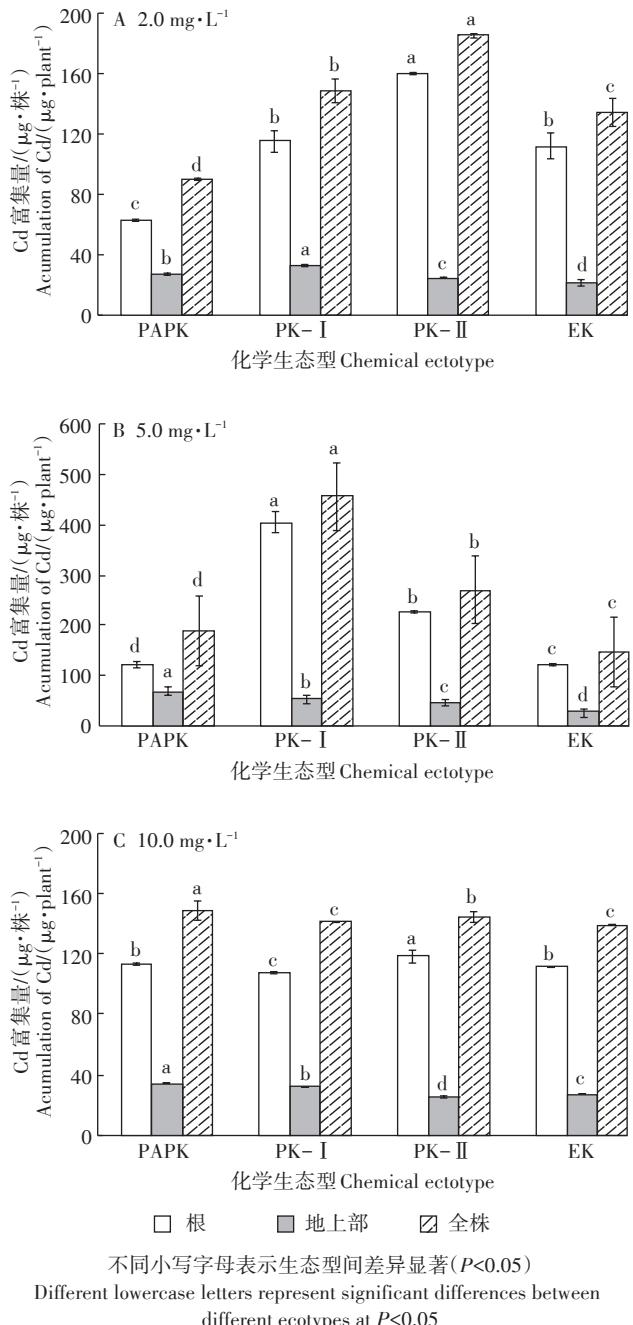
不同小写字母表示生态型间差异显著($P < 0.05$)Different lowercase letters represent significant differences between different ecotypes at $P < 0.05$

Figure 1 不同镉浓度处理紫苏各部位的镉富集量

Figure 1 The enrichment of cadmium in different parts of *Perilla frutescens* treated with different cadmium concentrations

1 348.8 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, EK型为590.6~1 489.4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 不同化学生态型紫苏的镉含量均高于镉超富集植物的标准(100 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。在不同部位间,紫苏根部的镉含量明显高于茎、叶,是镉富集的主要部位,其根系可有效阻止过多的重金属镉积累于地上部和种子中^[32]。

迁移系数(TF)是植物地上部和根部重金属含量的比值,可以体现植物从根部向地上部运输重金属的能力和重金属在植物内的分布情况。4种不同化学

生态型紫苏的转运系数均小于1,这可能是由于紫苏根部的镉含量较高,且镉进入根部细胞后,为避免其继续向植物地上部运输,根部细胞中的蛋白质等生物分子与重金属形成稳定的络合物,从而使其沉积在根部^[33]。综合分析富集系数以及转运系数两项指标,PK-I型紫苏能够适应较高浓度的镉污染环境,具有较好的镉耐性和环境修复潜力。

3.3 不同化学生态型紫苏的镉污染修复潜力

镉胁迫能够通过抑制植物水分吸收和运输来抑制呼吸作用、光合作用、氮素代谢以及细胞分裂等生理生化过程,从而影响植物的生长发育,主要表现为植株褪绿、萎黄、矮化、生物量下降甚至死亡^[34]。研究结果表明,紫苏各器官的生物量均随镉处理浓度的升高而降低,当镉浓度达到10.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,4种不同化学生态型紫苏的生长均受到明显抑制,出现叶片失绿、底部叶片变黄脱落现象。从镉富集量看,不同生态型紫苏各部位的镉富集量在5.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 镉处理时最大,不同生态型间存在显著差异,表现为PK-I型>PK-II型>EK型>PAPK型,这与PK-I型紫苏镉耐性较高,其根、茎、叶以及全株生物量在不同浓度镉处理下均较高有关(表4)。不同化学生态型紫苏镉富集量及镉污染修复潜力存在显著差异,主要是受遗传特性和环境因素影响,如植株根部吸收、积累重金属能力差异、重金属形态等^[35]。这与KUBO等^[36]和AR-DUINI等^[37]研究相似,不同品种水稻镉富集量不同,镉富集量与生物量有关,生物量越大镉富集量越大。不同化学生态型紫苏对镉耐性不同还可能与其生存环境有关,曾秀存等^[29]研究发现,少花龙葵具有较强的耐镉能力与它生活在矿山地区有关,在该地区生存的植物对重金属产生了一定的适应性。有研究表明,不同基因型的同种植物中,与重金属相关的基因表达量大小会影响其重金属耐性^[38]。在对拟南芥的研究中发现,ZIP和Nramp家族基因参与植物体内Zn和Cd等金属离子的运输过程^[39-40]。赵首萍等^[41]研究发现,不同基因型番茄对镉胁迫的响应存在差异,高镉积累品种中与镉积累相关的NRAMP1、NRAMP3和ZIP基因的高表达可能是其高镉积累的原因。因此需要对紫苏中与镉耐性相关的基因进行进一步研究,从分子层面探究其耐性机制。

4 结论

(1)不同化学生态型紫苏镉耐性存在差异,PAPK型、EK型和PK-I型紫苏种子的镉耐性高于PK-II

型紫苏种子。镉胁迫下不同化学生态型紫苏种子的胚根和胚芽生长受到显著抑制,胚根受到的抑制相较于胚芽更显著。

(2)4种不同化学生态型紫苏各器官以及全株镉含量均随镉污染浓度的升高而增大,各部位镉含量从高到低均为:根>茎>叶。其中PK-I型紫苏植株镉含量高于PAPK型、EK型和PK-II型紫苏。

(3)不同化学生态型紫苏的镉富集系数均大于1,且镉含量均高于镉超富集植物的标准($100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。PK-I型紫苏在镉处理 $5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时富集量及富集系数达到最大,分别为 $454 \mu\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$ 和265.5。

(4)相较于其他化学生态型,PK-I型紫苏修复潜力最佳,可作为镉超富集植物用于镉污染土壤的修复。

未来应当探究紫苏镉耐性的分子机制,使超富集植物紫苏在重金属土壤污染的修复中发挥更大的作用。

参考文献:

- [1] 安婧,宫晓双,魏树和.重金属污染土壤超积累植物修复关键技术的发展[J].生态学杂志,2015,34(11):3261–3270. AN J, GONG X S, WEI S H. Development of key techniques for phytoremediation of heavy metal contaminated soil by superaccumulation[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(11):3261–3270.
- [2] TANG X, LI Q, WU M, et al. Review of remediation practices regarding cadmium-enriched farmland soil with particular reference to China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 181:646–662.
- [3] 邓月强,曹雪莹,谭长银,等.有机物料对镉污染酸性土壤伴生矿景天修复效率的影响[J].农业环境科学学报:2020,39(12):2762–2770. DENG Y Q, CAO X Y, TAN C Y, et al. Effects of organic materials on the remediation efficiency of cadmium-contaminated acidic soils with mineral sedum[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(12):2762–2770.
- [4] 马超峰.灰杨(*Populus×canescens*)*PcHMA4*的基因克隆和表达分析研究[D].杨凌:西北农林科技大学,2014:6–7. MA C F. Molecular cloning and expression analysis of *PcHMA4* in *Populus×canescens*[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2014:6–7.
- [5] 商侃侃,张国威,蒋云.54种木本植物对土壤Cu、Pb、Zn的提取能力[J].生态学杂志,2019,38(12):3723–3730. SHANG K K, ZHANG G W, JIANG Y. The phytoextraction ability of 54 woody species on Cu, Pb, Zn in soil[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2019, 38(12):3723–3730.
- [6] CHEN L, LUO S, LI X, et al. Interaction of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and functional endophyte *Pseudomonas* sp. Lk9 on soil heavy metals uptake[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 68:300–308.
- [7] CAO D, ZHANG H, WANG Y, et al. Accumulation and distribution characteristics of zinc and cadmium in the hyperaccumulator plant *Sedum plumbizincicola*[J]. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 2014, 93(2):171–176.
- [8] LIN Y X, DUAN R Y, TAN Z X, et al. The complete chloroplast genome of the invasive and Cd-hyperaccumulator herb *Bidens pilosa* L. (Asteraceae)[J]. *Mitochondrial DNA Part B*, 2020, 5(1):436–438.
- [9] 梅娟,李华,郭翠花.Cd超富集植物修复污染土壤的研究进展[J].能源与节能,2013(2):80–82. MEI J, LI H, GUO C H. Research progress of Cd hyper-enrichment phytoremediation of contaminated soil [J]. *Energy and Energy Conservation*, 2013(2):80–82.
- [10] 钟萍,汪镇朝,刘英孟,等.紫苏叶挥发油化学成分及其药理作用研究进展[J].中国实验方剂学杂志,2021,27(13):215–225. ZHONG P, WANG Z C, LIU Y M, et al. Advances on chemical constituents of essential oils from *Perillaefolium* and their pharmacological effect: A review[J]. *Chinese Journal of Experimental Formulas*, 2021, 27(13):215–225.
- [11] 唐付杰,王星敏,何孟阳,等.响应面法优化水热酸控提取紫苏梗中木犀草素工艺[J].食品工业科技,2021,42(17):194–200. TANG F J, WANG X M, HE M Y, et al. Optimization of hydrothermal acid-controlled extraction of luteolin from *Perilla* stalk by response surface methodology[J]. *Food Industry Science and Technology*, 2021, 42(17):194–200.
- [12] 沈奇,商志伟,杨森,等.紫苏属植物的研究进展及发展潜力[J].贵州农业科学,2017,45(9):93–102. SHEN Q, SHANG Z W, YANG S, et al. Research progress and development potential of *Perilla frutescens* plants[J]. *Guizhou Agricultural Sciences*, 2017, 45(9):93–102.
- [13] XIAO Q T, WANG Y J, LÜ Q X, et al. Responses of glutathione and phytochelatins biosynthesis in a cadmium accumulator of *Perilla frutescens* (L.) Britt. under cadmium contaminated conditions[J]. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 2020, 201:110805.
- [14] 刘鑫,张世熔,朱荣,等.镉铜胁迫下紫苏的生长响应和富集特征研究[J].农业环境科学学报,2009,28(11):2264–2269. LIU X, ZHANG S R, ZHU R, et al. Effect of cadmium and copper stress on the growth response of *Perilla frutescens* and their accumulation characteristics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(11):2264–2269.
- [15] 郑梅琴,彭军,林瑞余,等.紫苏基活性炭对铅镉二元离子的吸附研究[J].江西农业大学学报,2019,41(5):1014–1020. ZHENG M Q, PENG J, LIN R Y, et al. Adsorption of Pb²⁺ and Cd²⁺ from contaminated water by activated carbon from *Perilla frutescens*[J]. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis*, 2019, 41(5):1014–1020.
- [16] 周玥,韩玉国,张梦,等.4种不同生活型湿地植物对富营养化水体的净化效果[J].应用生态学报,2016,27(10):3353–3360. ZHOU Y, HAN Y G, ZHANG M, et al. Purification efficiency of four different ecotypes of wetland plants on eutrophic water body[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(10):3353–3360.
- [17] 刘月秀,张卫明.紫苏属植物的分类及资源分布[J].中国野生植物资源,1998(3):3–5. LIU Y X, ZHANG W M. Classification and resource distribution of *Perilla frutescens* plants[J]. *Chinese Wild Plant Resources*, 1998(3):3–5.
- [18] 李卫萍,魏长玲,张琛武,等.紫苏栽培种质的形态分类及化学型关系研究[J].中国中药杂志,2019,44(3):454–459. LI W P, WEI C L, ZHANG C W, et al. Study on the relationship between morphological classification and chemical type of *Perilla frutescens* germplasm [J]. *China Journal of Chinese Materia Medica*, 2019, 44(3):454–459.
- [19] VERMA R S, PADALIA R C, CHAUHAN A. Volatile oil composition

- of Indian *Perilla/Perilla frutescens* (L.) Britton] collected at different phenophases[J]. *Journal of Essential Oil Research*, 2013, 25(2): 92–96.
- [20] 谢惠玲, 刘杰, 陈珊, 等. 紫苏叶片响应镉胁迫的蛋白质差异表达分析[J]. 中国生态农业学报, 2014, 22(10): 1207–1213. XIE H L, LIU J, CHEN S, et al. Analysis of differentially expressed proteins in *Perilla frutescens* (L.) Britt. leaves under cadmium stress[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2014, 22(10): 1207–1213.
- [21] 同晶, 姬文秀, 石贤吉, 等. 镉胁迫对烟草种子萌发和烟苗生长发育的影响[J]. 作物杂志, 2019(2): 142–149. YAN J, JI W X, SHI X J, et al. Effects of cadmium stress on tobacco seed germination and tobacco seedling growth[J]. *Crops*, 2019(2): 142–149.
- [22] 王博, 田杰, 龙林, 等. 重金属胁迫对白三叶种子萌发的影响[J]. 种子, 2019, 38(2): 20–24. WANG B, TIAN J, LONG L, et al. Effects of heavy metal stress on the germination of white clover seeds[J]. *Seeds*, 2019, 38(2): 20–24.
- [23] 林必博, 郑爱泉, 周济铭, 等. 汞胁迫对芝麻种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 种子, 2020, 39(8): 109–111. LIN B B, ZHENG A Q, ZHOU J M, et al. Effect of mercury stress on sesame seed germination and seedling growth[J]. *Seeds*, 2020, 39(8): 109–111.
- [24] 崔俊芳, 胡春胜, 张玉铭, 等. 重金属铅对不同品种小麦种子发芽和幼苗生长的影响[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(2): 622–623, 633. CUI J F, HU C S, ZHANG Y M, et al. Effects of heavy metal lead on seed germination and seedling growth of different varieties of wheat [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2010, 38(2): 622–623, 633.
- [25] 宋玉芳, 周启星, 许华夏, 等. 重金属对土壤中小麦种子发芽与根伸长抑制的生态毒性[J]. 应用生态学报, 2002, 13(4): 459–462. SONG Y F, ZHOU Q X, XU H X, et al. Ecotoxicity of heavy metals on the inhibition of wheat seed germination and root elongation in soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(4): 459–462.
- [26] 张亚娟, 王倩, 龙瑜菡, 等. 不同大麻品种种子萌发期耐重金属铜胁迫能力评价[J]. 中国麻业科学, 2018, 40(4): 183–191. ZHANG Y J, WANG Q, LONG Y H, et al. Evaluation of the tolerance to heavy metal copper stress of different hemp cultivars during the germination period[J]. *Plant Fiber Sciences of China*, 2018, 40(4): 183–191.
- [27] 李会珍, 张志军, 刘培培, 等. 不同基因型紫苏耐盐性比较研究[J]. 西北植物学报, 2011, 31(2): 338–344. LI H Z, ZHANG Z J, LIU P P, et al. Comparative study on salt tolerance of different genotypes of *Perilla*[J]. *Acta Boreali-Occidentalia Sinica*, 2011, 31(2): 338–344.
- [28] MLECZEK M, RISSMANN I, RUTKOWSKI P, et al. Accumulation of selected heavy metals by different genotypes of *Salix*[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2009, 66(2): 289–296.
- [29] 曾秀存, 许耀照, 张芬琴. 两种基因型龙葵对镉胁迫的生理响应及镉吸收差异[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(5): 885–890. ZENG X C, XU Y Z, ZHANG F Q. Physiological response to cadmium stress and differences in cadmium uptake between two genotypes of *Solanum sinense*[J]. *Journal of Agro-Environment Sciences*, 2012, 31(5): 885–890.
- [30] 惠峰, 王良桂. 水生植物对水体重金属污染的监测和生态修复[J]. 安徽农业科学, 2013, 41(5): 2234–2236. HUI F, WANG L G. Bio-monitoring and ecological restoring heavy metal polluted water by aquatic plants[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2013, 41(5): 2234–2236.
- [31] 谢惠玲, 陈爱萍, 张凤英, 等. 紫苏对不同浓度镉胁迫的生理响应[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(3): 672–675. XIE H L, CHEN A P, ZHANG F Y, et al. Physiological response of *Perilla frutescens* to different concentration of cadmium stress[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(3): 672–675.
- [32] 芮海云, 沈振国, 张芬琴. 土壤镉污染对箭筈豌豆生长、镉积累和营养物质吸收的影响[J]. 作物杂志, 2017(6): 104–108. RUI H Y, SHEN Z G, ZHANG F Q. The effect of soil cadmium pollution on the growth, cadmium accumulation and nutrient absorption of *Vicia sativa* L.[J]. *Crop Journal*, 2017(6): 104–108.
- [33] 陈俊任, 柳丹, 吴家森, 等. 重金属胁迫对毛竹种子萌发及其富集效应的影响[J]. 生态学报, 2014, 34(22): 6501–6509. CHEN J R, LIU D, WU J S, et al. Effects of heavy metal stress on the seed germination and enrichment of *Phyllostachys edulis*[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(22): 6501–6509.
- [34] 慈恩, 高明, 王子芳, 等. 镉对紫花苜蓿种子萌发与幼苗生长的影响研究[J]. 中国生态农业学报, 2007, 15(1): 96–98. CI E, GAO M, WANG Z F, et al. Effects of cadmium on seed germination and seedling growth of *Alfalfa*[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2007, 15(1): 96–98.
- [35] 史静, 潘根兴, 张乃明. 镉胁迫对不同杂交水稻品种Cd、Zn吸收与积累的影响[J]. 环境科学学报, 2013, 33(10): 2904–2910. SHI J, PAN G X, ZHANG N M. Effects of cadmium stress on the absorption and accumulation of Cd and Zn in different hybrid rice varieties[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(10): 2904–2910.
- [36] KUBO K, KOBAYASHI H, FUJITA M, et al. Varietal differences in the absorption and partitioning of cadmium in common wheat (*Triticum aestivum* L.)[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2016, 124: 79–88.
- [37] ARDUINI I, MASONI A, MARIOTTI M, et al. Cadmium uptake and translocation in durum wheat varieties differing in grain-Cd accumulation[J]. *Plant Soil Environment*, 2014, 60(1): 43–49.
- [38] WEBER M, HARADA E, VESS C, et al. Comparative microarray analysis of *Arabidopsis thaliana* and *Arabidopsis halleri* roots identifies nicotianamine synthase, a ZIP transporter and other genes as potential metal hyperaccumulation factors[J]. *The Plant Journal*, 2004, 37(2): 269–281.
- [39] MIYADATE H, ADACHI S, HIRAIUMI A, et al. *OsHMA3*, a P1B-type of ATPase affects root-to-shoot cadmium translocation in rice by mediating efflux into vacuoles[J]. *New Phytologist*, 2011, 189(1): 190–199.
- [40] MARCO K M S, MARKUS W, CLAUDIA F S, et al. The analysis of arabidopsis nicotianamine synthase mutants reveals functions for nicotianamine in seed iron loading and iron deficiency responses[J]. *Plant Physiology*, 2009, 150(1): 257–271.
- [41] 赵首萍, 张永志, 张棋, 等. 两种基因型番茄对镉胁迫响应差异[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(5): 1261–1268. ZHAO S P, ZHANG Y Z, ZHANG Q, et al. Differences in response of two genotypes of tomato to cadmium stress[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2015, 21(5): 1261–1268.