

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2017.0285

亓琳,王庆,王晓凌,等.2017.向日葵对锶的富集特征与耐受机制研究[J].环境科学学报,37(12):4779-4786

Qi L, Wang Q, Wang X L, et al. 2017. Strontium accumulation characteristics and tolerance mechanisms in *Helianthus annuus* L. [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 37(12): 4779-4786

向日葵对锶的富集特征与耐受机制研究

亓琳^{1,2,*}, 王庆², 王晓凌¹, 赵威¹, 田晓玉³

1. 河南科技大学 农学院 洛阳 471023
2. 中国科学院生态环境研究中心 城市与区域生态国家重点实验室 北京 100085
3. 河南科技大学 食品与生物工程学院 洛阳 471023

收稿日期: 2017-06-04 修回日期: 2017-07-19 录用日期: 2017-07-21

摘要:为探明向日葵(*Helianthus annuus* L.)对金属锶的富集特征和耐受机制,本试验施加不同浓度锶(25、150、750和1500 mg·kg⁻¹) 10 d 处理,研究了向日葵幼苗体内锶的富集和分配特征及对植物生长和膜脂过氧化产物 MDA(丙二醛)含量、SOD(超氧化物歧化酶)、POD(过氧化物酶)、CAT(过氧化氢酶)活性的影响。结果显示:①向日葵幼苗的根长、株高、根生物量和地上生物量随着土壤中金属锶浓度的升高呈先增加后降低的趋势;②向日葵的根、茎、叶均能富集金属锶,不同器官表现为根>叶>茎。向日葵的生物富集系数与不同器官金属锶富集浓度呈显著负相关,且根部金属锶浓度与富集系数的相关性最强;③MDA 含量随着锶浓度升高呈先减少后增加的趋势,而抗氧化酶 SOD、POD 和 CAT 活性均随着锶浓度升高呈先增加后减少的趋势。SOD 和 POD 活性在高浓度金属锶处理中受到了抑制,而高水平的 CAT 活性表明向日葵清除活性氧的能力增强。以上结果表明,向日葵的根、茎、叶均能积累锶,根部的富集能力最强,且根部的抗氧化酶系统对金属锶胁迫更为敏感,其中较高的 CAT 活性表明在向日葵耐受锶胁迫机制中起到关键作用。此研究为金属锶污染土壤的植物修复以及向日葵对锶的耐受机制提供理论依据。

关键词:向日葵; 锶; 富集; 抗氧化酶活性

文章编号: 0253-2468(2017)12-4779-08 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Strontium accumulation characteristics and tolerance mechanisms in *Helianthus annuus* L.

QI Lin^{1,2,*}, WANG Qing², WANG Xiaoling¹, ZHAO Wei¹, TIAN Xiaoyu³

1. Agricultural College, Henan University of Science and Technology, Luoyang 471023
2. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085
3. College of Food and Bioengineering, Henan University of Science and Technology, Luoyang 471023

Received 4 June 2017; received in revised form 19 July 2017; accepted 21 July 2017

Abstract: This study was aimed to investigate the strontium accumulation patterns and tolerance mechanisms of sunflowers (*Helianthus annuus* L.). Sunflower seedlings were chosen as experimental materials, with four concentrations of strontium (25, 150, 750 and 1500 mg·kg⁻¹) added in soil. Plants were cultivated for 30 days. The strontium accumulation and distribution characteristics, growth index, POD, SOD and CAT activity of sunflowers were determined under four strontium concentrations. The results showed: ① under different strontium concentrations, root length, plant height and plant biomass of sunflower seedlings rose first and reduced later as the strontium concentrations in soils; ② the root, stem and leaf of sunflower could absorb a certain amount of strontium, whereas accumulation pattern showed a significant difference between organs, with root > leaf > stem. Meanwhile, the strontium accumulation of organs showed significant differences under strontium treatments, and increased with the strontium concentrations. The bioconcentration factors of sunflower showed significantly negative correlation with strontium concentration of organs, while the strongest correlation was found in root; ③ the MDA content rose first and reduced later as strontium concentration increased, whereas the POD, SOD and CAT activity showed an inverse pattern as strontium concentration increased. CAT activity in the highest strontium concentration (1500 mg·kg⁻¹) was significantly higher than that in the control. The results showed that the root, stem and leaf of sunflower could accumulate strontium, and the root was the strongest enrichment organ, which was more

基金项目: 河南科技大学青年基金项目(No.2014QN065); 河南科技大学学科提升振兴 A 计划项目(No.13660001); 国家自然科学基金(No. U1304326)

Supported by the Youth Foundation of Henan University of Science and Technology (No. 2014QN065), the HAUST Discipline Improvement and Promotion Plan A (No. 13660001) and the National Natural Sciences Foundation of China (No. U1304326)

作者简介: 亓琳(1985—),女,讲师(博士),E-mail: qilinchampion@126.com; * 通讯作者(责任作者)

Biography: QI Lin (1985—), female, lecturer(Ph.D.), E-mail: qilinchampion@126.com; * Corresponding author

sensitive to strontium stress. Moreover, CAT played a key role in the strontium resistance mechanism of sunflower. This study provided theoretical basis for the phytoremediation of strontium contaminated soils and the tolerance mechanism of sunflower to strontium.

Keywords: sunflower; strontium; accumulation; antioxidant enzyme activity

1 引言(Introduction)

锶-90 是一种放射性金属,为铀-235 和钚-239 的裂变产物,形成于核武器和核反应堆爆炸(Vajda *et al.*, 2010; Jaea, 2015). 锶-90 是一种重要的长寿命放射性核素($T_{1/2} = 28.7$ 年). 在福岛核泄漏事故(2011 年)和切尔诺贝利核泄漏事故(1986 年)中,放射性锶核素释放至环境中,可以在空气、水体中弥漫扩散(Sahoo *et al.*, 2016). 空气中的放射性金属可由大气沉降或降水进入土壤,而水体中的放射性金属可通过灌溉进入土壤(Wang *et al.*, 2017). 此外,由于分布于土壤中的放射性金属的迁移能力相对较弱,最终,土壤中的放射性金属的浓度要远远高于大气和水体环境(徐辉等, 2011). 放射性同位素并不能被生物降解,被植物根部吸收后,通过食物链进入人体之中(Tsukada *et al.*, 2000). 由于放射性锶的化学形态和其同族元素钙十分相似,为一种典型的亲骨性元素,对人体的危害极大(朱茂祥, 2000). 因此,面临严峻的放射性核素土壤污染形势,开展锶-90 治理修复研究十分必要.

放射性同位素具备重金属和放射性的双重毒性. 核素污染一方面属于重金属污染,另一方面也属于放射性污染(姜晓燕等, 2014; 杨森等, 2014). 研究表明,放射性核素在环境中的行为与其稳定性元素相似(Tsukada *et al.*, 2000). Soudek 等(2006)比较了水培条件下向日葵 $^{90}\text{SrCl}_2$ 和 $^{88}\text{SrCl}_2$ 的积累和转运特征,发现锶在植物体内的吸收在放射性同位素和稳定性同位素之间没有差异. 放射性锶和稳定锶在植物体内分布具有相似性(Tsukada *et al.*, 2005). 因此,观察稳定锶-88 在环境中的行为,是一个预测模拟其放射性同位素锶-90 的方法. 国内也相继报道,唐永金等(2013a; 2013b; 2013c)研究了 13 种植物对锶的富集和响应,结果表明高浓度锶能显著降低植物种子的发芽率,且抗性和富集能力与植物类型相关.

植物体内富集积累锶之后,往往表现出受害症状(常思宇等, 2017). 在形态上主要是幼苗生长和根的生长受到了抑制(李红等, 2013). 叶片失绿,植物的干重下降. 生理生化方面,则表现为叶绿素的含量大幅度下降,光合作用降低,细胞膜受损严重

(Giannopolitiset *et al.*, 1977; 张晓雪等, 2010; 姜晓燕等, 2015; 朱靖等, 2015). 植物会在有氧呼吸和光合作用电子传递时产生具有氧化性质的自由基. 自由基的存在会导致植物中蛋白质和生物大分子变性,导致细胞膜受损,严重导致细胞被破坏,细胞死亡. 而对此,植物本身进化出了可以清除自由基的抗氧化酶系统. 而抗氧化酶主要包括 SOD、POD 和 CAT(李梅等, 2004; 郭峰等, 2014). SOD 可以将 O_2^- 转化为 H_2O_2 . POD 可以将 H_2O_2 分解成无毒的 H_2O , 而 CAT 可以直接把 H_2O_2 分解为 H_2O 和 O_2 . 同时大幅度降低细胞中的自由基,防止细胞受到自由基的损害(郭峰等, 2014). 而这种正常的生理循环过程会在锶的作用下受到破坏,导致产生大量的自由基,同时会破坏有些植物本身的抗氧化酶系统. 研究表明,植物受到锶影响时,其体内的抗氧化酶活性有所降低,低浓度时抗氧化酶活性为原来的 80%~90%,高浓度时为原来的 50%~80%,可见植物的抗氧化酶系统受到影响,自由基数量大幅度增加,虽然抗氧化酶还有一定的活性,但还是影响到了植物的生长发育,对植物有所损伤(姜晓燕等, 2014). 抗氧化酶活性的强弱代表了植物体内清除自由基的能力. 当植物暴露在金属锶环境中,其抗氧化酶活性能够在一定程度上反映植物耐受金属锶胁迫的能力.

能源植物是指直接提供能源的植物,可以提供新一代的清洁能源,减少对矿物能源的依赖. 为了降低植物修复的成本和充分利用重金属污染土壤,可将能源植物用于重金属污染土壤的治理(Shi *et al.*, 2009). 向日葵(*Helianthus annuus* L.) 是一种重要的油料作物,是生物柴油和油脂的主要来源. 向日葵在世界各地均有种植,是全球第二大油料作物,也是我国最主要的油料作物之一(王帅等, 2012). 向日葵根系发达,地上部生物量大,对铅、镉、铜等多种重金属都有很强的耐受能力和富集作用(杨洋等, 2016). 王燕燕等(2007)研究了在水培条件下向日葵对重金属镉的清除效果,表明向日葵对 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 镉溶液的清除率达到 94.5%,且吸收的镉主要集中在根部. 向日葵对土壤中重金属的富集效果与超富集植物相比虽然有一定差距,但在生物量上有显著的优势. 然而,至今未有将向日葵应用于金属锶污染土壤的修复研究.

在本试验中,通过人为添加外源金属锶至土壤中,通过测定金属锶在向日葵中的富集分配特征,生长指标及抗氧化酶活性,研究不同浓度锶对植物的生长发育的影响及其毒性效应,为金属锶污染土壤的植物修复研究提供理论依据。

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 试验材料

向日葵(*Helianthus annuus* L.)种子购于河南省洛阳市农资市场,实验用土采集于河南科技大学周山校区的农场土壤表层土(0~20 cm),采用土壤农化分析方法测定其理化性质(鲁如坤)。供试土壤基本理化性质为:pH 值为 8.05、有机质含量为 12.85 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全氮含量为 0.96 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、速效磷含量 12.52 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、速效钾含量 155 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、铵态氮含量为 2.01 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、阳离子交换量为 19.23 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、锶含量为 25.06 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

2.2 材料培养及处理

选择籽粒饱满、大小一致的向日葵种子,经 0.2% 次氯酸钠表面消毒 20 min 后,用水浸种 10 min,以去除种子表皮上的病菌,风干。在 9 月 10 号播种于河南科技大学周山校区,采用土培盆栽试验,种植于塑料盆中(高 16 cm,底径 12 cm,口径 22 cm),每盆中装的风干土 2 kg。将分析纯试剂 $\text{SrCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 溶于相应质量的水中制成溶液,与每盆的土壤充分搅拌,混匀。设置 4 个 Sr^{2+} 浓度梯度,分别为 0、125、725、1475 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,其中 Sr^{2+} 浓度为 0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的土壤为对照组。由于土壤本底值为 25.06 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,因此,最后的土壤中的金属锶浓度为 25、150、750 和 1500 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,并将所有处理设置 5 个重复。金属锶在土壤中“老化”处理 30 d。锶胁迫培养期间通过称重法添加水分,来确保必要的水分供应。每盆播种 20 粒种子。长到 20 d 后,选择性的剔除发育不好的向日葵幼苗,每盆定株为 12 株。每个处理均设置 5 个重复。在锶胁迫向日葵 30 d 后开始进行各项指标的测定,将处理材料分为 2 部分,一部分用于测定蚕豆幼苗的株高、根长、干重和 ^{88}Sr 金属含量;另一部分用于抗氧化酶活性和脂质过氧化水平的测定。

2.3 测定指标与方法

2.3.1 植物生长指标及锶含量 取不同锶浓度处理的向日葵整株幼苗,每盆取 6 株。用直尺和游标卡尺测量幼苗的株高、根长,然后在 105 $^{\circ}\text{C}$ 条件下杀青 30 min,55 $^{\circ}\text{C}$ 条件下烘干至恒重,用分析天平称取

其干重。将烘干的植株分为根、茎、叶,取 3 种器官,每种器官称取 2.0 g,在 250 $^{\circ}\text{C}$ 条件下灰化,然后温度逐渐增加至 500 $^{\circ}\text{C}$ 处理 2 h。灰化的样本在硝酸消化 1 h,灰化的样品 95 $^{\circ}\text{C}$ 条件下在 $\text{HCl-HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ 的混合物中消化 1 h(1.0 g 的灰化样品对应 6 mL 的 $\text{HCl-HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ 的混合物,比例为 1:1:1)。采用 ICP/AES 和 MS 的方法测定锶的含量(刘珠丽等,2013)(ICP-AES 仪:Varian Vista-PRO 美国,ICP-MS 仪:Agilent 7700X 美国)。测定地点为中国科学院兰州化学物理研究所。

生物富集系数(Bioconcentration factor, 简称为 BCF) = 植物地上部分锶含量 / (处理锶浓度 + 土壤本底值)。

转运系数(Translocation factor, 简称为 TLF)为根冠转移系数,即植物的地上锶富集浓度与根部锶富集浓度之比(式(1))。在富集植物中,TLF 常大于 1,然而,在非富集植物中,TLF 常小于 1(史建君等,2003)。

$$\text{TLF} = \frac{\alpha_{\text{shoot}}}{\alpha_{\text{root}}} \quad (1)$$

式中 α_{shoot} 和 α_{root} 分别为植物的地上部分锶富集浓度与根部锶富集浓度。

2.3.2 抗氧化酶活性和脂质过氧化水平的测定

取新鲜植物叶片或根部,每盆取 6 株。用于 MDA 含量和抗氧化酶活性的测定。脂质过氧化水平(MDA)测定采用硫巴比妥酸(TBA)法,超氧化物歧化酶(SOD)活性测定采用光化学氮蓝四唑(NBT)法测定,过氧化物酶(POD)活性测定采用愈创木酚法,过氧化氢酶(CAT)测定采用紫外吸收法(Wu *et al.*, 2003)。

2.3.3 植物性状的响应指数的计算 植物性状的响应指数(或核素的生物效应指数) $\text{BI} = (\text{核素处理的生物性状值} / \text{对照处理的生物性状值}) \times 100\%$ 。

$\text{BI} = 100\%$ 表示核素处理使该性状与对照相比没有变化; $\text{BI} > 100\%$ 表示核素处理使该性状与对照相比增加; $\text{BI} < 100\%$ 表示核素处理使该性状与对照相比减少(唐永金等 2013)。

2.4 数据处理

以锶添加量为固定因素(自变量),对所有参数(因变量)进行单因素方差分析。处理之间差异的显著性在 $p < 0.05$ 概率水平以最小显著性差异(LSD)进行判定。所有统计分析都是用 SPSS 软件(version 13.0; SPSS Institute Chicago, IL, USA)来进行。各图表

中的数据均为 5 次重复的平均值。

3 结果与分析(Results and analysis)

3.1 镉处理对向日葵幼苗生长的影响

由表 1 可知,向日葵的整株生物量和株高随着处理中镉浓度的增加,呈先增加后降低的趋势。向日葵的地上部分和根部对金属镉的响应一致。地上生物量随着土壤中金属镉浓度的升高呈先增加后降低的趋势,最高值在出现在中间浓度 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理。 $750 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时下降,且低于对照。根的生物量则随着土壤中金属镉浓度的升高,呈先增加后降低的趋势。在 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时达到最高。株高与根长表现的趋势一致,随土壤中金属镉浓度的升高呈先增加后降低的趋势, $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时下降,但与对照无显著性差异。

表 1 不同镉浓度对向日葵幼苗生物量、株高和根长的影响

Table 1 The biomass, height and root length of sunflower seedlings under different Sr treatments

镉处理/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	地上生 物量/mg	根生 物量/mg	株高/cm	根长/cm
25	143 ± 8^{ab}	106 ± 7^{ab}	35 ± 2^b	10 ± 1^b
150	150 ± 11^a	120 ± 6^a	40 ± 3^a	12 ± 2^a
750	123 ± 5^c	93 ± 3^c	42 ± 4^a	14 ± 2^a
1500	104 ± 7^d	61 ± 2^d	36 ± 2^b	11 ± 1^b

注: 镉浓度、生物量均以干重计。

以对照处理 ($25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 中植物性状值为 100%, 向日葵不同性状对金属镉胁迫产生不同的响应(表 2), 在高浓度镉胁迫下, 向日葵的地上生物量、根生物量、株高和根长均低于对照。研究表明, 低浓度促进了向日葵的生长, 而高浓度镉污染土壤显著影响了向日葵的正常生长发育。

表 3 不同浓度镉处理下向日葵植株各器官中镉的富集特征

Table 3 Sr accumulation characteristics in sunflower seedlings under different Sr treatments

镉处理/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	富集浓度/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)			生物富集系数 BCF	转运系数 TLF
	根	茎	叶		
25	12 ± 2^{Ad}	3 ± 3^{Ad}	5 ± 1^{Ad}	0.76 ^a	0.88 ^a
150	125 ± 5^{Ac}	55 ± 6^{Cc}	67 ± 6^{Bc}	0.61 ^b	0.87 ^b
750	256 ± 32^{Ab}	103 ± 23^{Cb}	142 ± 12^{Bb}	0.52 ^c	0.62 ^c
1500	843 ± 101^{Aa}	312 ± 33^{Ca}	542 ± 34^{Ba}	0.43 ^d	0.43 ^d

注: 同列不同小写字母表示差异显著 ($p < 0.05$); 同行不同大写字母表示差异显著 ($p < 0.05$), 下同。

如图 1 所示, 向日葵的生物富集系数与不同器官金属镉富集浓度呈显著的负相关。生物富集系数

表 2 植物性状对镉胁迫的响应指数

Table 2 The biological index of sunflower under Sr stress

镉处理/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	地上生物量	根生物量	株高	根长
150	105.4%	112.7%	114.3%	120.0%
750	81.7%	78.0%	105.0%	116.7%
1500	84.6%	65.1%	85.7%	78.6%

3.2 不同浓度镉处理下向日葵植株体内镉的富集与分配特征

如表 3 所示随着金属镉处理浓度的增加, 向日葵根、茎和叶的镉富集浓度都呈增加的趋势, 且各处理浓度之间呈现显著性差异 ($p < 0.05$)。向日葵根、茎和叶的镉富集浓度在 $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时最高, 分别约为低浓度 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时的 6.74 倍、5.67 倍和 8.09 倍。

各器官之间富集金属镉的能力也存在显著性差异 ($p < 0.05$) 根部最强, 其次是叶片, 最低为茎部。在所有浓度处理中, 根部富集金属镉的浓度最高, 在低浓度 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时, 均高于为茎部和叶片中的镉浓度。在中间浓度 $750 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时, 高于茎部的 149%, 且高于叶片 80%。在最高浓度 $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时, 约为茎部的 2.7 倍, 且高于叶片 56%。

生物富集系数 (BCF) 和转运系数 (TLF) 都随金属镉处理浓度的升高而降低。最低值都出现在最高浓度 $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时, 显著低于对照 $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($p < 0.05$)。转运系数随着土壤中金属镉浓度的升高而降低。转运系数在对照 $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时最高 ($p < 0.05$), 且大于 1。而在最高浓度 $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时最低 ($p < 0.05$), 且小于 0.5。在对照 $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时, BCF 和 TLF 分别达到了 0.76 和 0.88。最高浓度 $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时, BCF 和 TLF 分别达到了 0.43 和 0.43。

随着向日葵中富集金属镉浓度的升高而降低, 且达到显著水平 ($p < 0.05$)。不同器官与生物富集系数相

关性依次排序为: 根>叶>茎.

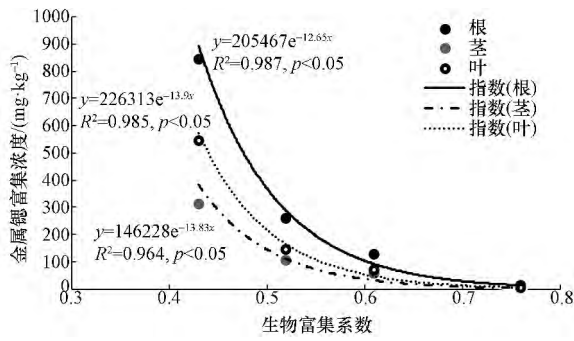


图 1 向日葵不同器官金属锶富集浓度与生物富集系数相关性
Fig.1 The correlation of Sr concentration in different organs and bioaccumulation factor

3.3 金属锶处理对向日葵幼苗叶片和根部抗氧化酶活性和膜脂过氧化作用的影响

如图 2 所示,非氧化金属引起的胁迫程度可用丙二醛(MDA)含量表示.如图 2 所示,金属锶处理显著影响了叶片和根部的 MDA 含量.叶片和根部 MDA 含量有显著性差异 ($p < 0.05$),在所有锶处理水平中,根部的 MDA 含量始终高于叶片 ($p < 0.05$).

POD 活性随金属锶浓度的升高呈先增加后降

低的趋势,均在低浓度 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时高于对照.在中间浓度 $750 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时达到最大值 ($p < 0.05$).在高浓度 $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时最低,且显著低于对照 ($p < 0.05$).叶片的 SOD 活性随金属锶浓度的升高呈先增加后降低的趋势,且不同的处理之间存在显著性差异 ($p < 0.05$).根中的 SOD 活性在 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $750 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时达到最大,且两个处理水平之间无显著性差异 ($p > 0.05$),而在 $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时达到最低,且显著低于对照 ($p < 0.05$).根和叶片中的 CAT 活性随金属锶浓度的升高呈现先增加后降低的趋势,在高浓度 $750 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时达到最大值 ($p < 0.05$).根和叶片中的 CAT 活性在 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时低于最高浓度 ($p < 0.05$),但高于对照 ($p < 0.05$),且两个处理之间差异不显著 ($p > 0.05$).

叶片和根部的 SOD、POD 和 CAT 活性表现存在差异 ($p < 0.05$).根部的 POD 和 CAT 活性在所有处理中都高于叶片 ($p < 0.05$).根部的 SOD 活性在 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $750 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时高于叶片,且在 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时达到显著性差异 ($p < 0.05$).其它处理中根和叶片的 SOD 活性差异不显著 ($p > 0.05$).

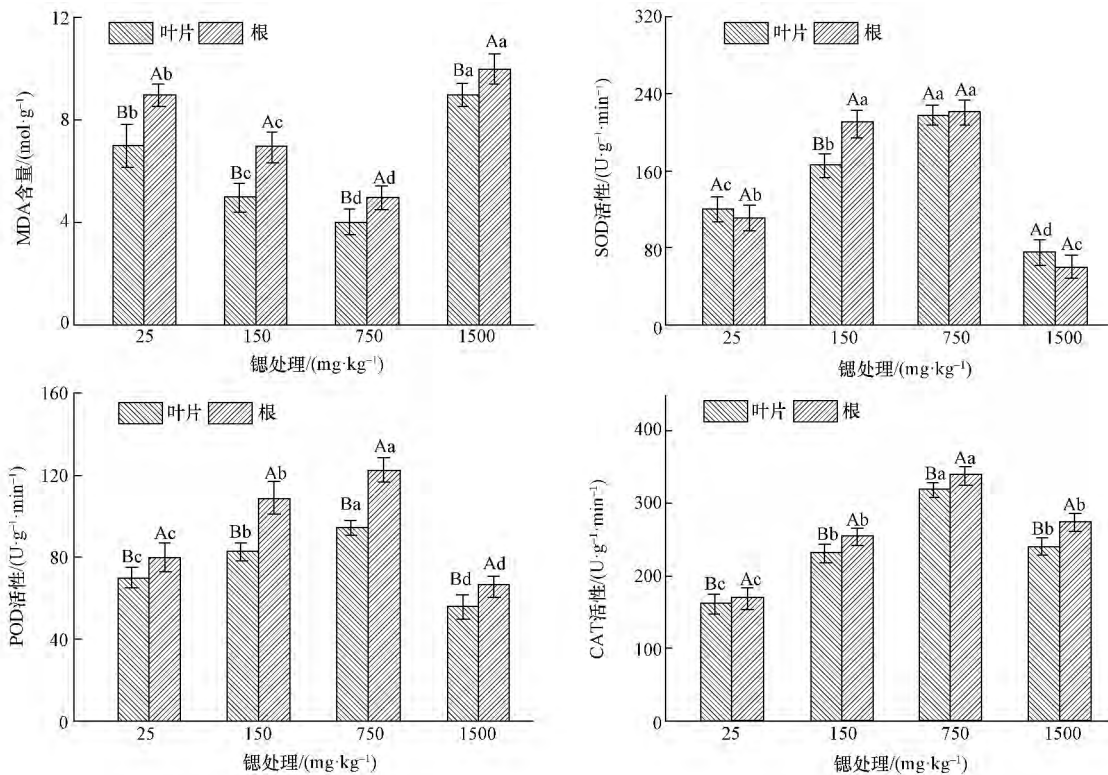


图 2 不同锶浓度处理对向日葵幼苗叶片和根部的 MDA 含量 (FW) 及抗氧化酶活性的影响.(不同小写字母表示不同处理之间差异显著 ($p < 0.05$);不同大写字母表示不同部位之间差异显著 ($p < 0.05$))

Fig.2 The antioxidant enzyme activity and MDA content in sunflower seedlings under different Sr treatments

如表 4 所示,以对照处理(25 mg·kg⁻¹)中植物性状值为 100%,随着试验组中金属锶浓度的增加,向日葵中的 SOD、POD 和 CAT 活性均呈先增加后减少的现象,而 MDA 含量则呈先减少后增加的趋势.根和叶片中的 SOD、POD 和 CAT 活性均在 150 mg·kg⁻¹和 750 mg·kg⁻¹处理时高于对照.在高浓度 1500 mg·kg⁻¹时,根中的 SOD 和 POD 活性低于对照,分别为对照的 45%和 80%;而根中的 CAT 活性高于对照,为对照的 148%.随着金属锶浓度的增加,向日葵的 MDA 含量呈先降低后增加的趋势,在高浓度 1500 mg·kg⁻¹处理时最高.根和叶片的 MDA 含量分别为对照的 129%和 111%.

表 4 向日葵的抗氧化酶活性和丙二醛含量对锶胁迫的响应指数
Table 4 The biological index of enzyme activity and MDA content in sunflower under Sr stress

酶	根			叶片		
	150 mg·kg ⁻¹	750 mg·kg ⁻¹	1500 mg·kg ⁻¹	150 mg·kg ⁻¹	750 mg·kg ⁻¹	1500 mg·kg ⁻¹
SOD	138%	180%	45%	189%	199%	29%
POD	119%	136%	80%	136%	154%	84%
CAT	143%	196%	148%	150%	200%	162%
MDA	71%	57%	129%	78%	56%	111%

4 讨论(Discussion)

4.1 金属锶对向日葵生长的影响

植物的形态和生长指标包括:株高、根长和生物量,是评价植物在逆境中受到的胁迫程度和植物抗逆能力的重要指标(杨叶等 2015).由于植物在苗期对基质环境的变化最为敏感,通过评价植物幼苗生长状况可以了解植物对核素的耐受性.大量研究显示,在逆境条件下,植物生长会受到抑制,且胁迫水平越高受到抑制的程度就越显著(郭峰等 2014).本试验中,金属锶显著影响了向日葵幼苗的生长,呈现出低浓度促进,高浓度抑制的现象.即向日葵幼苗的株高、根长和地上生物量随着处理中锶浓度的增加呈先增加后降低趋势.这一结果与先前的报道一致.锶离子在低浓度可促进向日葵种子的萌发,根和芽的伸长(唐永金等 2013b).常思宇等(2017)研究了锶对玉米生长的影响,发现高浓度锶对玉米种子的萌发,幼苗的根长和株高有强烈的抑制作用.引起这一现象的原因可能是锶胁迫通过根部吸收进入到植物体内,通过区域化分布贮存于叶绿体中,损伤了植物的光合作用(赖金龙等 2015;朱靖等, 2015).研究发现重金属和核素会影响光合作用,主

要表现在干扰光合电子的传递,破坏类囊体膜结构,损害光合系统 II 反应中心(朱靖等 2015).叶绿素荧光参数反映的是植物叶片光合系统 II 对光能的吸收和利用情况.有研究表明,金属锶显著降低光合系统 II 的最大光化学效率和快速光曲线初始斜率(李红等 2013).除此之外,高浓度锶可使蚕豆根尖细胞的有丝分裂受阻,促进 DNA 链的断裂,出现异常染色体片段(张晓雪等 2010).

4.2 金属锶在向日葵中的富集系数和富集浓度

土壤中锶的浓度为植物的外暴露浓度,而植株吸收入体内的金属锶浓度为植物的内暴露浓度,与植物的生长状况密切相关(Wang *et al.* 2012).因此分析和评价金属锶在植物体内的富集和分布特征对于评估金属锶对植物的生长发育非常有必要(Attar *et al.*, 2015; Achal *et al.*, 2012; Mehmood *et al.* 2014).有研究表明锶离子能够通过根部吸收进入到植物体内,并转运至植物体内.本研究中向日葵幼苗各器官中锶的富集浓度与土壤中锶的处理浓度呈正相关,即随着土壤中锶浓度的增加而增加;各器官富集金属锶能力排序为:根>叶片>茎,即在各个锶处理浓度下,锶在各器官中的富集浓度都为根部最高,叶片次之,茎部最低.这可能与根部是金属锶第一个接触部位有关,金属锶大量吸附于根部(元琳 2014).徐辉等(2011)研究了 7 种沙漠植物中⁹⁰Sr 的含量,结果显示沙漠植物中⁹⁰Sr 的含量与植物种类、生长发育期密切相关,且在不同的部位其含量存在差异.其中,在芦苇各部位中,根部富集锶的能力最强(徐辉等 2011).此外,根部富集锶的能力较强可能是由于植物根、茎和叶片运输锶的机制不同.植株根部运输重金属的机制是通过根部的共质体,茎部运输重金属是通过木质部,叶片内部运输重金属则是通过跨叶细胞的液泡膜间运输(何宇清等 2002;刘莹等 2003).在相同锶浓度条件下,根部的运输机制较茎部和叶片更为活跃,因此根部较茎部和叶片具有更强的锶富集能力.BCF 和 TLF 代表了植物富集金属到地上部分的能力.在本研究中,BCF 和 TLF 都随着处理中金属锶浓度的升高而降低.BCF 与根、茎和叶中富集金属锶的浓度呈显著的负相关关系.不同器官与 BCF 的相关性依次为:根>叶>茎,这一结果与金属锶在不同器官中的富集浓度结果一致.这一结果表明金属锶在地上部分的运输会随着锶浓度的增加受到抑制.

4.3 金属锶对向日葵的生理生化效应机理

低浓度的锶对向日葵的生长有促进作用,而高

浓度的锶抑制向日葵的生长发育.在本研究中,比较了向日葵在不同浓度锶处理下抗逆性的生理响应.放射性锶主要分布在生长细胞和代谢活跃的部分,放射性物质的分布会抑制植物正常的生理活动,抑制细胞酶活(常思宇等 2013; 赖金龙等 2015).根部和叶片中的 SOD 活性随着锶处理浓度的升高呈先增加后降低的趋势.SOD 活性的增长可能是由于自由基引起的 ROS 水平而引起的适应性反应.暴露在高浓度锶处理中,叶片和根部的 SOD 活性都显著下降.这一结果与锶对玉米中 SOD 活性的影响一致(常思宇等 2013).在所有锶处理中,植物的 POD 活性显著减少的原因可能是由于其合成受到抑制或 H_2O_2 引起的失活,涉及到通过金属催化的 Haber-Weiss 反应羟基自由基的形成,可能与氧化胁迫的增加有关(陶毅明等 2008),而抗氧化能力的降低,其抵御胁迫的作用可能被其它机制替代,从而造成 POD 活性的显著下降.CAT 是一个强有力的清除 H_2O_2 的抗氧化酶,CAT 活性水平的提高可能是由于金属锶胁迫下植物体内产生了大量的 H_2O_2 .研究表明锶离子在低浓度时能够激活向日葵酶活性,催化消除了自由基从而保护膜系统.而高浓度的锶离子对向日葵酶活性的损伤较大,破坏了膜防御系统,使向日葵受锶离子胁迫随着锶离子的浓度而程度加重.

5 结论(Conclusions)

向日葵中富集的锶浓度随着处理锶浓度的升高而增加,但生物富集系数和转运系数则呈减少趋势,说明金属锶在植物地上部分的富集浓度达到一定阈值,则根部向地上转运的效率降低.转运系数低于 1,说明金属锶主要富集于根部.可筛选转运系数高的品种用于锶污染土壤的修复工作,及筛选转运系数低的品种以确保锶污染土壤种植向日葵的食品安全性.锶处理在低于 $750 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时对向日葵的生长有促进作用,能够激活向日葵酶活性,催化消除了自由基从而保护膜系统.锶处理在 $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时抑制向日葵的生长发育,锶离子破坏了膜防御系统,增加了金属锶进入植物细胞的机会,对向日葵酶活性的损伤较大.CAT 可能在向日葵耐受锶胁迫机制中起到关键作用.

参考文献(References):

Attar L A, Al-Oudat M, Safia B, *et al.* 2015. Transfer factor of Sr-90 and Cs-137 to lettuce and winter wheat at different growth stage

- applications [J]. *J Environ Radioact*, 150(1): 104-110
- Achal V, Pan X L, Zhang D Y. 2012. Bioremediation of strontium (Sr) contaminated aquifer quartz sand based on carbonate precipitation induced by Sr resistant *Halomonas sp* [J]. *Chemosphere*, 89(6): 764-768
- 常思宇,王建英,王晶妍. 2017. 锶胁迫对玉米幼苗生长及生理生化响应的研究 [J]. *湖北农业科学*, 56(1): 32-34
- 郭锋,樊文华,冯两蕊,等. 2014. 镉对铜胁迫下菠菜生理特性、元素含量及镉吸收转运的影响 [J]. *环境科学学报*, 34(2): 524-531
- 姜晓燕,刘淑娟,何映雪,等. 2015. 菠菜和小白菜对核素锶的吸附与富集作用 [J]. *癌变·畸变·突变*, 27(6): 463-466
- 姜晓燕,刘淑娟,闫冬,等. 2014. 植物对核素锶的吸附与富集作用研究现状 [J]. *癌变·畸变·突变*, 26(6): 463-466
- 赖金龙,杨垒滢,付倩,等. 2015. Sr^{2+} 在印度芥菜幼苗中的富集、亚细胞分布及贮存形态研究 [J]. *农业环境科学学报*, 34(11): 2055-2062
- 李红,唐永金,曾峰. 2013. 高浓度锶、铯胁迫对植物叶绿素荧光特性的影响 [J]. *江苏农业科学*, 41(9): 349-352
- 李梅,谢望韬,刘志礼. 2004. 锶胁迫下亚心形扁藻生理生化的研究 [J]. *南京医科大学学报(自然科学版)*, 24(5): 459-463
- 刘莹,盖钧镒,吕慧能. 2003. 作物根系形态与非生物胁迫耐性关系的研究进展 [J]. *植物遗传资源学报*, 4(3): 265-269
- 刘珠丽,李洁,杨永强,等. 2013. 微波消解-ICP-AES/ICP-MS 测定沉积物中 23 种元素的方法研究及应用 [J]. *环境化学*, 32(12): 2370-2377
- Mehmood K, Berns A E, Pütz T, *et al.* 2017. No effect of digestate amendment on Cs-137 and Sr-90 translocation in lysimeter experiments [J]. *Chemosphere*, 172: 310-315
- Qi L, Qin X L, Li F M, *et al.* 2015. Uptake and distribution of stable strontium in 26 cultivars of three crop species: oats, wheat, and barley for their potential use in phytoremediation [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 17(3): 264-271
- 元琳. 2014. 麦类作物对锶的富集特征和生理响应 [D]. 兰州: 兰州大学. 5-7
- Sahoo S K, Kavasi N, Sorimachi A, *et al.* 2016. Strontium-90 activity concentration in soil samples from the exclusion zone of the Fukushima daiichi nuclear power plant [J]. *Scientific reports*, 6(1): 23925
- Shi G R, Cai Q S. 2009. Cadmium tolerance and accumulation in eight potential energy crops [J]. *Biotechnology Advances*, 27: 555-561
- 史建君,王寿祥,陈传群. 2003. 施用白垩和膨润土对降低作物吸收放射性锶和铯的有效性 [J]. *核农学报*, 17(2): 127-132
- Soudek P, Valenová Š, Vavříková Z, *et al.* 2006. ^{137}Cs and ^{90}Sr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions [J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 88(3): 236-250
- 陶毅明,陈燕珍,梁士楚,等. 2008. 铜胁迫下红树植物木榄幼苗的生理生化特性 [J]. *生态学杂志*, 27(5): 762-766
- 唐永金,罗学刚,曾峰,等. 2013a. 不同植物对高浓度 Sr、Cs 胁迫的响应与修复植物筛选 [J]. *农业环境科学学报*, 32(5): 960-965
- 唐永金,罗学刚,江世杰,等. 2013b. 三种核素对植物烂种烂芽的影响 [J]. *核农学报*, 27(4): 495-500
- 唐永金,罗学刚,江世杰,等. 2013c. 锶、铯、铀对 5 种植物种子发芽

- 的影响 [J]. 种子, 32(4): 1-4
- Tsukada H, Hasegawa H, Hisamatsu S, et al. 2002. Rice uptake and distributions of radioactive ^{137}Cs , stable ^{133}Cs and K from soil [J]. *Environmental Pollution*, 117(3): 403-409
- Tsukada H, Takeda A, Takahashi T, et al. 2005. Uptake and distribution of ^{90}Sr and stable Sr in rice plants [J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 81(2): 221-231
- Wang D, Wen F P, Xu C H, et al. 2012. The uptake of Cs and Sr from soil to radish (*Raphanus sativus* L.) potential for phytoextraction and remediation of contaminated soils [J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 110(1): 78-83
- 王帅, 吕金印, 李鹰翔, 等. 2012. 几种油料作物对铬、铅的耐受性与积累研究 [J]. *农业环境科学学报*, 31(7): 1310-1316
- Wang X, Chen C, Wang J. 2017. Phytoremediation of strontium contaminated soil by *Sorghum bicolor* (L.) Moench and soil microbial community-level physiological profiles (CLPPs) [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(8): 7668-7678
- 王燕燕, 徐镜波, 盛连喜. 2007. 不同作物种苗对水中重金属镉去除的比较研究 [J]. *环境科学*, 28(5): 988-992
- Wu F, Zhang G, Dominy P. 2003. Four barley genotypes respond differently to cadmium: lipid peroxidation and activities of antioxidant capacity [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 50(1): 67-78
- 徐辉, 金玉仁, 李伟平, 等. 2011. 放射性污染区内沙漠植物中 ^{90}Sr 的含量及分布 [J]. *核化学与放射化学*, 33(1): 18-24
- 杨森, 王永利, 黄艺, 等. 2014. 放射性核素锶在地质环境中的迁移研究 [J]. *四川有色金属*, 3(1): 7-9
- 杨洋, 陈志鹏, 黎红亮, 等. 2016. 两种农业种植模式对重金属土壤的修复潜力 [J]. *生态学报*, 36(3): 688-695
- 杨叶, 陈珂, 朱靖. 2015. 施加钙对镉胁迫下麻疯树生长及生理生化影响 [J]. *核农学报*, 29(2): 405-411
- 张晓雪, 王丹, 李卫锋, 等. 2010. ^{133}Cs 和 ^{88}Sr 在蚕豆苗中的蓄积及其辐射损伤效应 [J]. *辐射研究与辐射工艺学报*, 28(1): 48-52
- 张晓雪, 王丹, 钟钊芝, 等. 2010. 鸡冠花 (*Celosia cristata* Linn) 对 Cs 和 Sr 的胁迫反应及其积累特征 [J]. *核农学报*, 24(3): 628-633
- 朱靖, 刘建芹, 杨叶, 等. 2015. 镉胁迫对垂柳光合生理的影响 [J]. *环境科学与技术*, 38(10): 32-35
- 朱茂祥. 2011. 放射性核素的健康影响及促排措施 [J]. *癌变·畸变·突变*, 23(6): 468-472