

镉超富集植物球果蕹菜对镉-砷复合污染的反应及其吸收积累特征

孙约兵^{1,2}, 周启星^{1,3*}, 任丽萍¹

(1. 中国科学院沈阳应用生态研究所陆地生态过程重点实验室, 沈阳 110016; 2. 安徽师范大学重要资源保护与利用研究安徽省重点实验室, 安徽 芜湖 241000; 3. 南开大学环境科学与工程学院, 天津 300071)

摘要:采用室外盆栽模拟方法, 比较和分析了镉(Cd)-砷(As)复合污染处理对球果蕹菜(*Rorippa globosa*, 十字花科蕹菜属, 1 种从农田杂草中新发现的镉超富集植物)的生长及其对 Cd、As 吸收和积累特征的影响。结果表明, 在低浓度 Cd-As 复合污染条件下, 由于 Cd、As 的拮抗作用, 从而促进植物的生长发育, 同时也促进地上部对 Cd 的吸收和积累。在 Cd-As 复合污染处理浓度为 10 mg/kg 和 50 mg/kg 时, 株高和地上部干重达到最大(分别为 35.9 cm 和 2.2 g/盆), 叶片中 Cd 积累量高于同浓度单一 Cd 处理。Cd-As 复合污染高浓度处理表现出对球果蕹菜生长以及 Cd 的吸收和积累有协同的抑制作用。同时, 球果蕹菜根部对 As 的吸收能力大于其地上部, 相应的富集系数 ≤ 0.3 , 转移系数 ≤ 0.6 , 说明球果蕹菜对 As 有一定的排斥作用。这些结果表明, 球果蕹菜有很强的忍耐 Cd-As 复合污染的能力, 对修复 Cd-As 复合污染土壤具有一定的潜力。

关键词: 镉超富集植物; 球果蕹菜; 复合污染; 植物修复

中图分类号: X171.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2007)06-1355-06

Growth Responses of *Rorippa globosa* and Its Accumulation Characteristics of Cd and As under the Cd-As Combined Pollution

SUN Yue-bing^{1,2}, ZHOU Qi-xing^{1,3}, REN Li-ping¹

(1. Key Laboratory of Terrestrial Ecological Process, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; 2. Provincial Key Laboratory of Conservation and Exploitation of Biological Resources, College of Life Sciences, Anhui Normal University, Anhui Wuhu 241000, China; 3. College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China)

Abstract: *Rorippa globosa* has been identified as a new Cd-hyperaccumulating plant species. In the present study, growth responses of *Rorippa globosa* and its accumulation characteristics of Cd and As were examined under the condition of Cd-As combined pollution. The results showed that Cd and As had an antagonistic effect on enhancing the growth of the plants and Cd uptake and accumulation under the low concentration Cd and As treatments. When Cd and As concentrations were 10 mg/kg and 50 mg/kg, the highest height of the plants and the dry weight of shoots were up to 35.9 cm and 2.2 g/pot, respectively; and the accumulation of Cd in the leaves under the combined pollution was higher than that at the same level under single Cd pollution. However, there were synergic adverse effects on plant growth and Cd uptake under the high concentration Cd and As combined pollution. Meanwhile the accumulation of As in the roots was higher than that in the shoots, the translocation factor ≤ 0.3 and the bioaccumulation factor ≤ 0.6 , which showed that *Rorippa globosa* had an excluding effect on As uptake. These results confirmed that *Rorippa globosa* had the strong tolerance ability to the Cd-As combined pollution, and the potential applied to phytoremediation of contaminated soil by Cd and As.

Key words: Cd-hyperaccumulator; *Rorippa globosa*; combined pollution; phytoremediation

由于工业废物的排放和不合理的农业管理措施, 致使农田土壤中镉(Cd)、砷(As)污染日趋严重, 并不同程度地导致了人和动物体急性、亚急性和慢性中毒, 还可诱发引起致癌、致畸^[1~3]。由于 Cd、As 污染在土壤环境中表现为具有隐蔽性、长期性和不可逆转性的特点, 使得这 2 种金属污染土壤的治理和修复成为亟需解决的现实问题。对于具有经济高效、绿色净化和易于后续处理等优点的植物修复技术^[4~6], 其关键是选育出对污染元素有较强吸收能力的超富集植物(hyperaccumulator)。这种植物对重金属的吸收积累量超过一般植物的 100 倍而不影响其

正常生长^[7]。目前, 有关超富集植物的衡量标准有 3 个: 一是临界含量标准, 即植物茎或叶中重金属达到其临界含量, 其中 Cd 为 100 mg/kg, As 为 1 000 mg/kg^[7]; 二是富集系数标准, 即富集系数大于 1.0, 但有时甚至达 50 ~ 100^[8]; 三是转移系数标准, 即重金属在植物地上部积累量大于其根部积累量^[9], 同

收稿日期: 2006-07-10; 修订日期: 2006-08-21

基金项目: 海外青年学者合作研究基金项目(20428707); 国家自然科学基金重点项目(20337010); 中俄自然资源与生态环境联合研究中心项目

作者简介: 孙约兵(1978~), 男, 硕士, 主要研究方向为污染土壤的植物修复。

* 通讯联系人, E-mail: Zhouqx@iae.ac.cn

时还需要对它们有一定的耐受能力.但是,这些已知的超富集植物都不同程度存在着不能同时超量积累多种重金属、生物量较小、生长缓慢,且在基因工程培育理想的超富集植物方面进展也十分缓慢等缺点,从而影响植物修复技术的有效性和广泛应用^[10].

与作物相比,杂草抗逆境能力强,同时还具有较强的争光、争水和争肥的能力,是修复污染土壤较理想的种质资源.球果蕹菜(*Rorippa globosa*)是我国境内利用农田杂草发现的为数不多的1种镉超富集植物(专利号:CN 200410020981.2).已有研究表明,当土壤Cd达到25 mg/kg时,其开花期和成熟期叶片中Cd含量分别为131.6 mg/kg和150.1 mg/kg^[11],地上部Cd积累量大于其根部积累量,且地上部富集系数大于1.0,符合超富集植物的基本特征^[7].鉴于镉超富集植物对Cd-As复合污染土壤的修复以及同时对Cd、As具有超富集作用的植物鲜见报道,本试验旨在研究Cd-As复合污染条件下球果蕹菜的生长反应及其对Cd、As的吸收和积累特征,探讨它们互作的内在机制,以期对Cd-As复合污染土壤的修复和治理提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 试验地点概况

试验地点设在中国科学院沈阳生态实验站内,地理位置为东经123°41′、北纬41°31′,海拔约50 m,属温带半湿润大陆性气候,年平均温度5~9℃,无霜期为127~164 d,年降水量650~700 mm.盆栽试验土壤采自该站表土(0~20 cm),土壤类型为草甸棕壤,其理化性质为pH值6.56,有机质12.26 g/kg,全N 0.91 g/kg,全P 0.4 g/kg,全K 183 g/kg,总Cd 0.17 mg/kg,总Cu 32.9 mg/kg,总Zn 28.1 mg/kg,总Pb 11.1 mg/kg,总As 10.4 mg/kg.

1.2 试验方法

将供试土壤风干后过4 mm筛后,每盆装土2.5 kg,与一定量的污染物充分混匀后装入塑料盆($\phi = 20$ cm, $H = 15$ cm),Cd-As复合污染处理,设3个Cd水平(mg/kg): 10、25、50;2个As水平(mg/kg): 50、250;另外设1个对照,共7个处理,即为:①CK;②Cd 10 mg/kg + As 50 mg/kg;③Cd 10 mg/kg + As 250 mg/kg;④Cd 25 mg/kg + As 50 mg/kg;⑤Cd 25 mg/kg + As 250 mg/kg;⑥Cd 50 mg/kg + As 50 mg/kg;⑦Cd 50 mg/kg + As 250 mg/kg.以CdCl₂·2.5H₂O和Na₂HAsO₄·7H₂O的形式加入.平衡3周后,选择生长一致的球

果蕹菜幼苗分别移栽入各盆中,每盆3棵苗,重复3次.为了使其在自然状况下生长,不施底肥且露天栽培,根据盆中土壤缺水情况,不定期浇水(水中未检出Cd和As),使土壤含水量经常保持在田间持水量的80%左右.为防止污染物淋溶渗漏损失,在盆下放置塑料托盘并将渗漏液倒回盆中.植物生长时间为68 d.

1.3 样品分析

植物样品分为根、茎、叶和籽实4部分,分别用自来水充分冲洗以去除粘附于植物样品上的泥土和污物,然后再用去离子水冲洗,沥去水分,在105℃杀青10 min.之后,在70℃下烘干至衡重,将植物样品粉碎备用.植物样品采用HNO₃-HClO₄法消化(二者体积比为3:1),原子吸收分光光度计测定样品中的Cd含量.As的测定方法是在酸性条件下,加入20%硫脲(体积分数)将As⁵⁺还原成As³⁺,利用HG-AFS法测定^[12].

1.4 数据分析

所有检测的数据都重复3次,在计算机上用Microsoft Excel 2003进行平均值和标准差的运算,以Mean±SD形式表示.并利用最小显著性差异测验(LSD测验)进行植物样品差异显著性测验.

2 结果与讨论

2.1 球果蕹菜对Cd-As复合污染的生长反应

从外观上看,Cd-As复合污染条件下球果蕹菜生长正常,叶片没有出现如萎黄、缺绿等受胁迫症状.通过盆栽梯度实验发现,植株在株高和地上部干重对Cd-As复合污染的反应,表现为相一致的规律(图1和图2).在低浓度Cd-As复合污染条件下,球果蕹菜地上部的生长表现出一定促进效应.当Cd、As复合浓度为10 mg/kg和50 mg/kg时,植物平均株高达到最大值,为35.9 cm;地上部干重也达到最大,是对照的1.1倍,达到2.2 g/盆.随着土壤中施加Cd、As含量逐步提高,对球果蕹菜生长发育逐渐具有协同的抑制作用,表现在平均株高和地上部生物量均有所降低.然而,当Cd-As复合浓度水平增加到50 mg/kg和250 mg/kg时,株高和地上部生物量则显著降低($p < 0.05$),尤其与对照相比,其株高和地上部干重分别下降了35%和43%.当Cd投加浓度相同时,与As浓度为50 mg/kg相比较,在As浓度为250 mg/kg条件下植物株高和生物量地上部干重总体有所降低,但不太明显(只有在Cd为50 mg/kg时,株高显著下降);同样,在同一As投加浓度条件下,随

着Cd投加浓度的上升,球果苣荬菜生长发育受到抑制程度也基本上愈加明显。

作为超富集植物,其在成熟期的生物量通常是一个重要的评价指标^[13],尤其是地上部生物量,在土壤中重金属污染程度较高,但只要没有达到能够抑制植物生长的临界浓度条件下,植物地上部生物量一般不会下降;如果超过这一临界浓度,植物生长就会受到抑制,其叶色、株高等生长特性就会发生不同程度地变化,但最终集中反映在植物地上部生物量会显著降低^[14,15]。由图1和图2可知,在低浓度Cd-As复合污染条件下,由于Cd、As之间表现出拮抗作用,促进球果苣荬菜的生长和发育,株高和生物量与对照相比均有所提高;当Cd-As复合浓度增加到25 mg/kg和50 mg/kg时,株高和生物量虽然减少但并不显著,同时在Cd-As复合污染浓度梯度处理中植物根部干重受影响的程度不太明显($p > 0.05$) (如图2),说明球果苣荬菜对Cd-As复合污染有很强的耐性

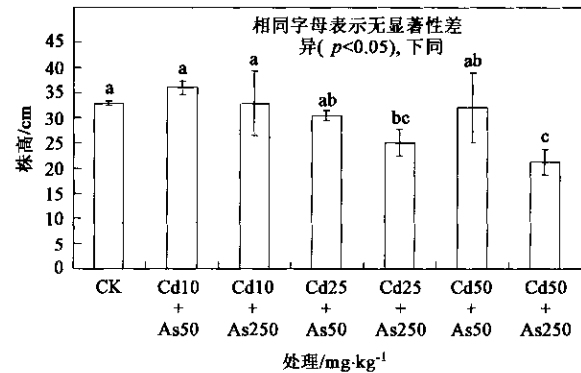


图1 Cd-As复合作用对球果苣荬菜株高的影响
Fig.1 Effects of Cd-As combined pollution on the height of *Rorippa globosa*

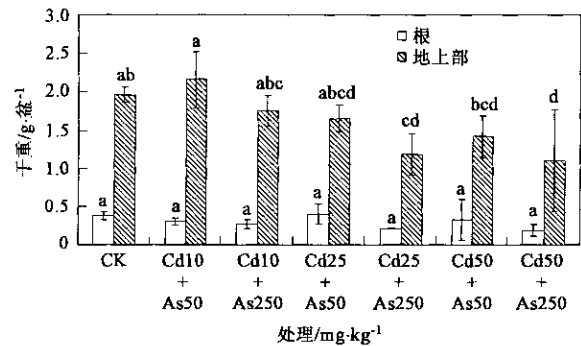


图2 Cd-As复合作用对球果苣荬菜生物量的影响
Fig.2 Effects of Cd-As combined pollution on the biomass of *Rorippa globosa*

能力.对于Cd-As复合污染土壤的植物修复有一定的潜力,因为对重金属的强耐性能力是超富集植物修复复合污染土壤的一个重要特征^[16]。

2.2 Cd-As复合污染对球果苣荬菜体内Cd积累的影响

表1表示的是Cd-As复合污染处理下球果苣荬菜根、茎、叶和籽实4个部分Cd含量.由表1可看出,随着土壤中Cd投加浓度的提高,植物体各部分Cd含量均有所增加.植物体中Cd含量表现为:叶片>茎>根>籽实,植物地上部含量大于地下部的浓度.当Cd投加浓度 ≥ 25 mg/kg时,叶片中Cd含量高于镉超富集植物临界含量标准^[7],尤其当Cd-As复合污染浓度为50 mg/kg和50 mg/kg,叶片中Cd含量达到241.8 mg/kg.可见,在较高的复合污染浓度条件下,球果苣荬菜仍然有很强的Cd吸收积累能力,对于Cd-As复合污染土壤的治理有一定的修复潜力.当Cd为同一浓度处理水平情况下,高As(250 mg/kg)条件下抑制了植物对Cd的吸收,植物体各部分中Cd含量基本上都有所减少,但在Cd为10 mg/kg和25 mg/kg浓度下,高As(250 mg/kg)浓度对Cd的吸收抑制程度不太明显($p > 0.05$);而当土壤中Cd浓度达到50 mg/kg时,与低As(50 mg/kg)浓度相比,高As(250 mg/kg)浓度下植株根、茎和叶中Cd含量显著下降($p < 0.05$).在Cd单一处理浓度为25 mg/kg时,与成熟期的球果苣荬菜叶片中Cd含量为150.1 mg/kg^[11]相比,在Cd-As复合污染处理水平为25 mg/kg和50 mg/kg时,叶片中Cd的积累量却达到180.0 mg/kg.说明了投加一定含量的As能够表现出球果苣荬菜对Cd的吸收机能的促进作用.周启星研究发现^[17],当土壤环境中同时存在Cd和As时,As有促进苜蓿吸收Cd的功能;同时,As也可促进水稻对Cd的吸收,当土壤投加As浓度为30 mg/kg时,水稻根、茎叶、籽实Cd含量水平随着土壤中As含量的增加而增加^[18].植物对Cd的吸收能力,直接受土壤中投加的Cd、As浓度及其交互作用制约,这或许是Cd-As复合污染的实质^[17].Cd、As之间交互作用表现为协同效应,Cd、As在协同作用时, $Cd_3(AsO_4)_2$ 可透过植物细胞膜,因此在复合污染条件下,一定浓度的As投加能够促进植物对Cd的吸收和积累^[18]。

转移系数(translocation factor, TF)是指地上部元素的含量与地下部同种元素含量的比值^[19],用来评价植物将重金属从地下向地上的运输和富集能力.转移系数越大,则重金属从根系向地上部器官转运能力越强.从表2可看出,Cd-As复合污染条件下球

表 1 Cd-As 复合污染对球果蕓菜体内 Cd 积累量的影响
Table 1 Effects of Cd-As combined pollution on Cd accumulation in *Rorippa globosa*

处理/mg·kg ⁻¹	Cd 积累量/mg·kg ⁻¹			
	根	茎	叶	籽实
Cd 10 + As 50	12.3 ± 12.2bc	34.1 ± 17.1cd	64.0 ± 32.0cd	17.6 ± 7.3a
Cd 10 + As 250	7.2 ± 2.1c	12.4 ± 7.8d	27.3 ± 16.2d	2.7 ± 0.1a
Cd 25 + As 50	40.8 ± 6.5b	92.4 ± 27.8b	180.0 ± 40.0ab	36.6 ± 16.5a
Cd 25 + As 250	34.0 ± 23.0bc	56.2 ± 15.2bc	120.6 ± 46.5bc	48.8 ± 10.4a
Cd 50 + As 50	91.6 ± 12.9a	176.4 ± 35.5a	241.8 ± 7.1a	70.6 ± 39.1a
Cd 50 + As 250	40.0 ± 33.6b	80.3 ± 21.5b	141.6 ± 51.2b	30.0 ± 5.2a
显著性水平(p)	<0.01	<0.01	<0.01	>0.05
F	7.1	23.3	16.5	1.9

果蕓菜对 Cd 仍然具有较强的转运和富集能力,各复合污染处理梯度水平下其 TF > 1.当 Cd 投加浓度相同时,球果蕓菜体内的转移系数随着 As 投加浓度的增加而减少,说明高 As 抑制了 Cd 向地上部转移;但在 Cd 为 50 mg/kg 时,高 As 处理下植物的富集系数则大于低 As 条件下,这可能与高 As 显著抑制根部对 Cd 的吸收积累有关;与低 As(50 mg/kg)相比,其 Cd 积累量减少了 56%(见表 1).当投加 As 浓度相同时,植物体 Cd 的转移系数随着土壤中 Cd 含量的增加而减少.

表 2 Cd-As 复合污染条件下球果蕓菜 Cd、As 的富集系数和转移系数

Table 2 Bioaccumulation and translocation factors of Cd and As in *Rorippa globosa* under the Cd-As combined pollution

处理/mg·kg ⁻¹	Cd		As	
	富集系数 (BF)	转移系数 (TF)	富集系数 (BF)	转移系数 (TF)
Cd 10 + As 50	6.4	5.2	0.2	0.5
Cd 10 + As 250	2.7	3.8	0.1	0.3
Cd 25 + As 50	7.2	4.4	0.2	0.6
Cd 25 + As 250	4.8	3.6	0.1	0.3
Cd 50 + As 50	4.8	2.6	0.3	0.4
Cd 50 + As 250	2.8	3.5	0.1	0.3

富集系数(bioaccumulation factor, BF)也称吸收系数,是指植物中某元素含量与土壤中元素含量之比^[10].富集系数表征土壤-植物体系中元素迁移的难易程度,这是反映植物将重金属吸收转移到体内能力大小的评价指标.富集系数越高,表明植物地上部重金属富集质量分数大.从表 2 可看出,当 Cd 投加浓度相同时,高 As(250 mg/kg)处理下表现出抑制球果蕓菜地上部对 Cd 的吸收效率;与低 As(50 mg/kg)处理相比,球果蕓菜叶中 Cd 的积累量分别减少了 58%、33%和 42%;当投加 As 浓度相同时,植物体的富集系数则在 Cd 为 25 mg/kg 达到最大值,这可能与植物地上部的富集系数与其土壤中污染物投加含量有关,在适宜浓度下,能够促进植物对 Cd 的吸收积

累,富集系数达到最大.总之,由于液泡的区室化作用和植物体内某些有机物(如 MTs、PCs、有机酸等)对重金属的螯合作用,降低了重金属的毒性,从而能够促进植物对重金属的吸收积累^[20~22].在复合污染处理中,球果蕓菜体内都有较高的转移系数和富集系数,显示出对 Cd 有很强的耐性和富集特征.

2.3 Cd-As 复合污染对球果蕓菜体内 As 积累的影响

从图 3 可看出,Cd-As 复合污染作用下球果蕓菜吸收的 As 主要集中在根部.在土壤 Cd-As 复合浓度为 25 mg/kg 和 250 mg/kg 时,根部 As 积累量达到 115.6 mg/kg,是地上部 As 积累量的 3.8 倍.在 Cd-As 复合污染处理条件下球果蕓菜对 As 吸收和转移能力很低,富集系数为 0.1~0.3,转移系数为 0.3~0.6(表 2),说明球果蕓菜对 As 有一定的排斥作用.在 Cd 投加浓度为 10 mg/kg 和 25 mg/kg 时,与低 As(50 mg/kg)处理相比,在高 As(250 mg/kg)处理下植物根部和地上部 As 积累量显著增加($p < 0.05$);在 Cd 处理浓度为 50 mg/kg 时,根部和地上部 As 积累量增加不太明显,可能在高 Cd 浓度下抑制了植物对 As 的吸收和积累.在 As 处理浓度为 50 mg/kg 条件下,根部和地上部 As 的积累量随着 Cd 处理浓度增加而增加;而在 As 处理浓度为 250 mg/kg 条件下,表现出低 Cd 处理浓度促进根部和地上部对 As 的吸收和积累,高 Cd 处理浓度抑制根部和地上部对 As 的吸收和积累.

植物对重金属的排斥机制通常包括 2 个方面,一是减少根部对重金属的吸收,二是重金属在根部通过区室化保存,从而限制向地上部转移^[20].排异植物最重要的特征就是植物体尤其是地上部重金属含量较低^[23],排异植物是重金属污染土壤稳定修复较理想的修复植物;与超富集植物相反,以体外抗体为主导机制,排异植物减少其向地上部转移^[24].球果蕓菜对 As 的排斥性虽然影响其对 As 的提取修

复,但却是其对 As 耐性能力的表现,根部吸收的 As 只有少量转移到地上部,从而降低了 As 对植物体的毒害.

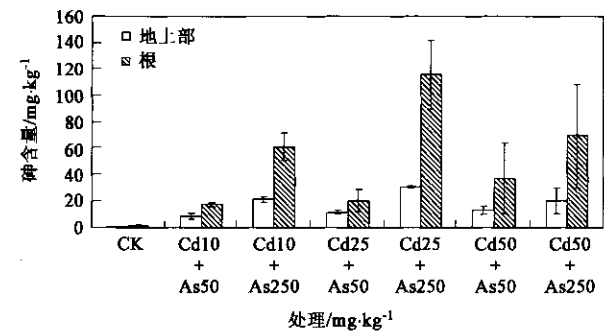


图3 Cd-As 复合污染作用对球果苣荬菜体内 As 积累量的影响
Fig.3 Effects of Cd-As combined pollution on As accumulation in *Rorippa globosa*

2.4 Cd-As 复合污染对球果苣荬菜地上部和根系中 Cd、As 吸收量的影响

超富集植物地上部积累大量的重金属有利于将其收获并妥善处理后,即可将该土壤中重金属移出土体,从而达到重金属污染治理与生态修复的目的^[25],同时地上部高含量重金属还有一定的经济效益,如通过灰化冶炼提取重金属^[26,27].球果苣荬菜从土壤中吸收的 Cd 主要积累在地上部,占整个植株的 86%~99%(图 4).当 As 投加浓度相同时,地上部 Cd 积累量随着土壤中投加 Cd 含量增加而增加;当 Cd 处理为同一浓度时,高 As(250 mg/kg)处理能显著抑制地上部 Cd 的积累,与低 As(50 mg/kg)处理相比,球果苣荬菜地上部 Cd 积累量分别减少了 69%、49%和 59%.虽然球果苣荬菜地上部 As 含量小于根部,但由于地上部生物量大,其 As 积累量则是根部的 1.2~3.5 倍.

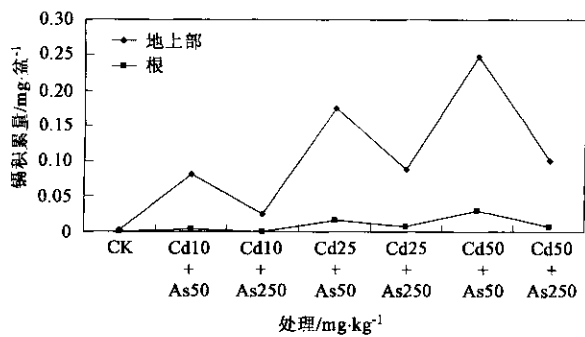


图4 Cd-As 复合污染作用下球果苣荬菜体内 Cd 的积累量
Fig.4 Accumulation of Cd in *Rorippa globosa* under the Cd-As combined pollution

植物有效数(plant effective number, PEN)和重金属提取率(metal extraction ratio, MER)被用来评价超富集植物修复重金属污染能力.其中,植物有效数是指植物体内积累 1g 重金属所需要植物地上部或整个植株的数目^[28].在 Cd-As 复合污染水平为 50 mg/kg和 50 mg/kg时,球果苣荬菜体内积累 1g 镉需要植物地上部或整个植株数分别为 > 12126 和 > 10836,球果苣荬菜体内积累 1 g砷需要植物地上部或整个植株数分别为 > 33 638和 > 240 633.重金属提取率是指植物地上部积累重金属的量与土壤中同种重金属量的比值,即^[29]:

$$MER = \frac{C_{\text{地上部重金属}} \times m_{\text{地上部干重}}}{C_{\text{土壤中重金属}} \times m_{\text{土壤重量}}} \times 100\% \quad (1)$$

在 Cd-As 复合污染不同浓度处理条件下球果苣荬菜地上部对 Cd 的提取率分别为 0.11%、0.03%、0.09%、0.05%、0.07%和 0.03%,可见由于高 As 处理抑制了植物地上部对 Cd 的吸收和积累,植物对 Cd 的提取率也相应减少;在同样复合污染处理中,As 的提取率分别为 0.007%、0.003%、0.008%、0.002%、0.007%和 0.002%.总之,Cd 超富集植物球果苣荬菜在 Cd-As 复合污染条件下对 Cd 仍然有很强的吸收富集能力,对 As 的吸收富集能力则较弱,这可能是植物体对不同污染物具有不同的耐性机制^[10],从而最大程度地适应污染的胁迫以利于植物的生存.

3 结论

(1)在 Cd-As 复合污染条件下,两者低浓度处理由于 Cd、As 的拮抗作用,能够促进球果苣荬菜的生长发育,株高和生物量都有所增加;同时,与 Cd 单一污染相比,低 As 浓度处理能够促进植物对 Cd 的吸收和积累.高浓度处理,Cd、As 两者能够表现出对球果苣荬菜有协同的抑制作用,不仅植株生长发育减缓,而且地上部 Cd 的积累量也降低.作为镉超富集植物,在复合污染条件下,地上部能够积累大量的 Cd,其富集系数和转移系数都大于 1.在 Cd-As 复合污染条件下,球果苣荬菜对 As 有一定的排斥作用,表现为植株地上部 As 的积累量明显低于根部,其富集系数和转移系数都小于 1.

(2)在本实验中,镉超富集植物球果苣荬菜对 Cd 有超富集能力,同时对 As 有一定的排斥作用,说明球果苣荬菜对 Cd-As 复合污染有很强的耐性机制,对于修复 Cd-As 复合污染土壤有一定的潜力.作为农田杂草型超富集植物的球果苣荬菜既具有野生植物的

性状,也具有作物的某些栽培特征,有很强的生态适应性和竞争能力,生长迅猛,光合作用效率高,能够在较短时间内完成其生长史,抗逆性和抗虫害能力强,具有一般超富集植物无法比拟的优势,是 Cd-As 复合污染土壤植物修复比较理想的材料.

参考文献:

[1] McGrath S P, Zhao F J, Lombi E. Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils [J]. Plant and Soil, 2001, **232**(1~2): 207~214.

[2] Reeves R D, Baker J M. Metal-accumulating plants [A]. In: Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment [C]. Eds., Raskin H and Ensley B D. London: John Wiley & Sons, Inc., 2000. 193~230.

[3] 周启星,黄国宏. 环境生物地球化学及全球环境变化[M]. 北京:科学出版社,2000.

[4] 孙铁珩,李培军,周启星. 土壤污染形成机理与修复技术[M]. 北京:科学出版社,2005.

[5] Chaney R L, Malik M, Li Y M, *et al.* Phytoremediation of soil metals [J]. Environ Biotechnology, 1997, **8**(2): 279~284.

[6] Salt D E, Smith R D, Raskin I. Phytoremediation[J]. Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol, 1998, **49**(5): 643~668.

[7] Baker A M J, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry [J]. Biorecovery, 1989, **1**(4): 811~826.

[8] Brooks R R. Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining [M]. Oxford, UK: CAB International, 1998.

[9] 魏树和,周启星,王新,等. 一种新发现的镉超积累植物龙葵 (*Solanum nigrum* L.) [J]. 科学通报, 2004, **49**(24): 2568~2573.

[10] 周启星,宋玉芳. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京:科学出版社,2004.

[11] Wei S H, Zhou Q X. Phytoremediation of cadmium-contaminated soils by *Rorippa globosa* using two-phase planting [J]. Environ Sci Pollut Res, 2006, **13**(3): 151~155.

[12] Wei C Y, Chen T B. Arsenic accumulation by two brake ferns growing on an arsenic mine and their potential in phytoremediation [J]. Chemosphere, 2006, **63**(6): 1048~1053.

[13] Ernst W H O, Nelissen H J M. Life-cycle phases of a zinc-and cadmium-resistant ecotype of *Silene vulgaris* in risk assessment of polymetallic mine soils[J]. Environ Pollution, 2000, **107**(3): 329~338.

[14] Wei S H, Zhou Q X, Wang X, *et al.* A newly-discovered Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. [J]. Chin Sci Bulletin, 2005, **50**(1): 33~38.

[15] Wei S H, Zhou Q X. Identification of weed species with hyperaccumulative characteristics of heavy metals [J]. Progress in Natural Science, 2004, **14**(6): 495~503.

[16] Yang X E, Long X X, Ye H B, *et al.* Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance) [J]. Plant and Soil, 2004, **259**(1-2): 181~189.

[17] 周启星. 镉-砷污染苜蓿的联合效应及机理的研究 [J]. 应用基础与工程科学学报, 1994, **2**(1): 81~87.

[18] 周启星. 复合污染生态学 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 1995.

[19] Fayiga A O, Ma L Q, Cao X D, *et al.* Effects of heavy metals on growth and arsenic accumulation in the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. [J]. Environmental Pollution, 2004, **132**(2): 289~296.

[20] Barceló J, Poschenrieder C. Phytoremediation: principles and perspectives [J]. Contributions to Science, 2003, **2**(3): 333~344.

[21] 孙瑞莲,周启星. 高等植物重金属耐性与超积累特性及其分子机理研究 [J]. 植物生态学报, 2005, **29**(3): 497~504.

[22] Alkorta J, Hernández-Allica J M, Becerril I, *et al.* Chelate-enhanced phytoremediation of soils polluted with heavy metals [J]. Environmental Science and Bio/Technology, 2004, **3**(1): 55~70.

[23] Baker A J M. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals [J]. Journal of Plant Nutrition, 1981, **3**(4): 643~654.

[24] 顾继光,周启星,王新. 土壤重金属污染的治理途径及其研究进展 [J]. 应用基础与工程科学学报, 2003, **11**(2): 143~151.

[25] Anderson T A, Guthrie E A, Walton B T. Bio-remediation in the rhizosphere [J]. Environ Sci Technol, 1993, **27**(4): 673~676.

[26] Brooks R R. Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining [M]. Oxford, UK: CAB International, 1998.

[27] Anderson C W N, Brooks R R, Chiarucci A, *et al.* Phytomining for nickel, thallium and gold [J]. Journal of Geochemical Exploration, 1999, **67**(1-3): 407~415.

[28] García G, Faz Á, Cunha M. Performance of *Piptatherum miliaceum* (SmiLo grass) in edaphic Pb and Zn phytoremediation over a short growth period [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2004, **54**(2-3): 245~250.

[29] Mertens J, Luyssaert S, Verheyen K. Use and abuse of trace metal concentrations in plants tissue for biomonitoring and phytoextraction [J]. Environmental Pollution, 2005, **138**(1): 1~4.