

花卉植物修复剩余污泥中重金属的实验研究

白向玉^{1,2}, 刘汉湖^{1,2}, 韩宝平³, 苏晓丽⁴, 秦峰^{1,2}

(1.中国矿业大学 江苏省资源环境信息工程重点实验室; 2.中国矿业大学环境与测绘学院,江苏 徐州 221116;
3.徐州工程学院,江苏 徐州 221008; 4.徐州工业职业技术学院,江苏 徐州 221140)

摘 要 文章采用徐州四种本土花卉植物,通过盆栽试验研究花卉植物对徐州姚庄污水处理厂剩余污泥中重金属的修复效果。主要研究结论如下:① 吊兰在整个实验期内生长旺盛,污泥中重金属对其无毒害作用,相反金盏菊、矮牵牛、三色堇都受到不同程度的重金属毒害作用;② 从积累特征分析,四种花卉植物对各种重金属均表现出一定的富集效果和转运效果,但是没有达到超积累植物的标准;③ 四种花卉植物茎叶部中,吊兰对 Cu、Zn、Pb 的积累量最大,最大值分别为 2.58mg/plant、5.76mg/plant、0.29mg/plant,金盏菊对 Cd 的积累量最大,最大值为 0.200mg/plant 四种花卉植物根部中,吊兰对 Cu、Zn、Pb、Cd 的积累量最大,最大值分别为 3.12mg/plant、8.77mg/plant、0.29mg/plant、0.24mg/plant;④ 从四种花卉植物对重金属的耐性、积累特征和积累总量来看,吊兰的富集效果优于其它三种花卉植物。

关键词 剩余污泥; 重金属; 花卉植物; 植物修复

中图分类号 X132 **文献标志码** A **doi** 10.3969/j.issn.1003-6504.2010.10.009 **文章编号** 1003-6504(2010)10-0039-06

Experimental Study on Ornamental Plants Remediation of Heavy Metals in Sewage Sludge

BAI Xiang-yu^{1,2}, LIU Han-hu^{1,2}, HAN Bao-ping³, SU Xiao-li⁴, QIN Feng^{1,2}

(1.Jiangsu Key Laboratory of Resource and Environmental Information Engineering, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221116, China; 2.School of Environment Science and Spatial Informatics, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221116, China; 3.Xuzhou Institute of Technology, Xuzhou 221008, China;
4.Xuzhou College of Industrial Technology, Xuzhou 221140, China)

Abstract : 4 native ornamental plants of Xuzhou, Shandong Province were selected to study the remediation effects of heavy metals in sewage sludge of Yaozhuang Wastewater Treatment Plant through pot experiments. Results showed that heavy metals in sewage sludge had no poison to *Chlorophytum comosum* which grew well in the period of experiment, while *Calendula officinalis* L., *Petunia hybrida* Vilm and *Viola tricolor* Linn were subject to some extent poisoning effect of heavy metals. Analyzing from accumulation property, 4 ornamental plants had some effects of enriching and transfer on heavy metals, but did not reach the standard of hyperaccumulators. In the shoots of 4 ornamental plants, *Chlorophytum comosum* had the maximum amounts of accumulation on Cu, Zn, and Pb, with total amounts of 2.58mg/plant, 5.76mg/plant and 0.29mg/plant respectively. *Calendula officinalis* L had the maximum amount of accumulation on Cd, with amount of 0.200mg/plant. In the roots of 4 ornamental plants, *Chlorophytum comosum* had the maximum amounts of accumulation on Cu, Zn, Pb and Cd, with total amounts of 3.12mg/plant, 8.77mg/plant, 0.29mg/plant and 0.24mg/plant respectively. Analyzing from duration, accumulation property and total amounts of accumulation, *Chlorophytum comosum* had better phytoremediation effects than other three ornamental plants.

Key words : sewage sludge ; heavy metal ; ornamental plants ; phytoremediation

近年来,随着污水处理厂规模的不断扩大和処理程度的不断提高,城市污泥的产量随之增加,如此大量的污泥成为亟待解决的城市固体废弃物^[1]。城市污泥中含有的有毒有害重金属元素与其它许多污染物不同,不能被微生物所降解,一旦进入土壤,就可能长期存留,并通过扩散转移等作用影响地下水体^[2-3],

一些重金属元素甚至可以被微生物转化为毒性更强的有机态物质。重金属在作物的可食部位过量积累后易于通过食物链传递给人或动物,给人类健康带来严重危害^[4-5]。2009 年住房和城乡建设部印发了《城镇污水处理厂污泥处理处置及污染防治技术政策》,指出污泥处理处置应遵循“减量化、稳定化、无害化”原则,

收稿日期 2010-03-17 修回 2010-05-14

基金项目 中国矿业大学青年科研基金项目(OP080269) 江苏省教育厅普通高校研究生科研创新计划(CX08B_1402)

作者简介 白向玉(1978-),男,讲师,博士研究生,主要从事环境污染生态修复方面研究,(电话) 0516-83885826 (电子信箱) cumtbxy@126.com。

污泥农用前须经过稳定化和无害化处理,任何一种重金属含量超标时,均不得进行农业利用。因此,污泥中重金属的去除研究对环境的改善有重大意义。

对于剩余污泥中重金属的处理,目前的主要方法有稳定化技术、化学试剂提取技术、微生物淋滤技术和植物修复技术等^[6-7]。然而,污泥重金属的稳定化技术、化学试剂提取技术、微生物淋滤技术存在价格昂贵,难以大规模施用等不足,因此有必要寻找和开发价格低廉、绿色实用的技术。

植物修复是解决重金属污染问题的有效途径之一^[8-9],植物修复重金属的效果取决于超积累植物的选择。目前,虽然已经发现了一些对不同重金属具有超积累或富集效果的植物,但是种类仍然非常有限,超积累或富集花卉植物的报道则更是少之又少。

本研究依托中国矿业大学青年科研基金项目(OP080269)和江苏省普通高校研究生科研创新计划项目(CX08B_140Z),以徐州市姚庄污水处理厂的剩余污泥为研究对象,采用徐州本土常见花卉植物,通过盆栽实验筛选对重金属(Cu、Cd、Pb、Zn)具有超积累能力或富集能力的花卉植物,研究成果具有重要的理论意义和潜在的应用价值。

1 材料与方法

1.1 供试材料

(1) 供试花卉 选择徐州本土一、二年生草本花卉植物,参试植物共 4 种。分别为吊兰(*Chlorophytum comosum*,百合科,吊兰属)、金盏菊(*Calendula officinalis* L,菊科,金盏菊属)、矮牵牛(*Petunia hyhrida* Vilm,茄科,矮牵牛属)、三色堇(*Viola tricolor* Linn,堇菜科,堇菜属)。

(2) 供试污泥与土壤 供试污泥取自徐州市姚庄污水处理厂的剩余污泥,取得的污泥在自然条件下风干、去味,同时使污泥中的各种重金属形态、各种理化性质达到平衡,时间为 15 天。供试土壤取自学校附近未受污染田地中的土壤。供试污泥和土壤中重金属含量见表 1,城镇污水处理厂污泥农用时重金属控制限值(GB18918-2002)见表 2。

表 1 供试土壤和城市污泥重金属含量
Table 1 Content of heavy metals in soil and sewage sludge tested (mg/kg)

	Cu	Cd	Pb	Zn
土壤	37	3.6	48	115
城市污泥	1190	45.8	76	2050

表 2 污泥农用时重金属控制限值
Table 2 Control limit of heavy metals in sewage sludge for agriculture use (mg/kg)

	Cu	Cd	Pb	Zn
在酸性土壤上(pH<6.5)	800	5	300	2000
在中性和碱性土壤上(pH≥6.5)	1500	20	1000	3000

1.2 实验设计

将徐州市姚庄污水处理厂的污泥和土壤风干后过 2mm 筛,测定重金属含量背景值(见表 1)。分别按污泥和土壤的质量比为 1:2、2:1、3:0,进行 3 种处理,装入塑料钵中(直径 Φ =23cm,钵高 H =22.5cm),每钵装 6kg,以不加污泥的为对照(CK,即泥土比为 0:3),平衡 2 周。选择生长一致的吊兰、三色堇、金盏菊和矮牵牛幼苗分别移栽入对照(CK)和泥土比 1:2、2:1、3:0 处理的钵中,吊兰每钵 5 株,其它植物每钵 1 株,土壤含水量保持在田间持水量的 60%~70%。生长时间从 2008 年 3 月 15 日至 2008 年 5 月 15 日,共 60d,每 15 天取样一次。

在花卉植物生长过程中,观察花卉植物的表观变化,比如长势、叶片变化、花色等等,并注意病虫害的发生。

1.3 分析测试方法

花卉中重金属的测定 收获的植株用去离子水反复冲洗干净,将植株分成地上部分和地下部分,沥去水分,于 105℃下杀青 20min,然后在 70℃下烘至恒重。烘干后的植物样品粉碎后采用浓 HNO₃-HClO₄ 法消化(二者体积比 3:1),并用原子吸收分光光度计(TAS990)测定其中的重金属含量。

污泥中重金属的测定 采集污泥样品(一般不少于 500g),将样品置于室内阴凉通风处风干,混匀后用四分法缩分至约 100g。轻缓研碎,过 120 目筛,弃去筛上物,筛出部分装瓶备用。研碎样品采用王水—氢氟酸—高氯酸方法对样品进行消解,并用原子吸收分光光度计(TAS990)测定其中的重金属含量。

2 实验结果与分析

2.1 剩余污泥对花卉植物生长的影响

2.1.1 剩余污泥对花卉植物干物质量的影响

通过整个实验期间的观察发现,吊兰在生长前期部分植株叶片生长不开,但随后生长旺盛,叶片肥厚,根系发达,无受害症状。三色堇表现出一定的受毒害特征 部分叶片发黄,边缘干枯,根系不够发达,花小等植株生长受抑现象,随着处理时间的延长,部分植株出现死亡现象。金盏菊在实验前期生长旺盛,花大艳丽,具有很好的观赏价值,在生长后期出现底部叶片失绿干枯现象。矮牵牛在实验初期未见明显受害症状,花色鲜艳,花多且花期长,但是根系纤细不发达,在生长后期叶片发黄、干枯,部分植株死亡。表 3 为不同泥土比处理时花卉植物的干物质量(DW)。

由表 3 可知,吊兰和矮牵牛的生物量随着泥土比的增加呈先降后升的趋势,在泥土比 3:0 时生物量最

表 3 不同处理对花卉植物生物量的影响
Table 3 Effect of different treatments on biomass of ornamental plants (g/plantDW)

泥土比	吊兰	三色堇	金盏菊	矮牵牛
0 : 3(CK)	35.90	6.61	19.03	8.85
1 : 2	35.09	7.12	21.07	8.21
2 : 1	35.97	5.57	25.68	8.77
3 : 0	38.28	4.60	21.89	9.89

大,分别比对照(CK)增加了 6.63%、11.75%;三色堇的生物量随泥土比的增加呈先升后降的趋势,在泥土比 2 : 1 和 3 : 0 时生物量分别比对照减少了 15.73%、30.41%;金盏菊的生物量随泥土比的增加呈先增后降的趋势,但均高于对照,在泥土比 2 : 1 时生物量最大,比对照增加了 34.94%。

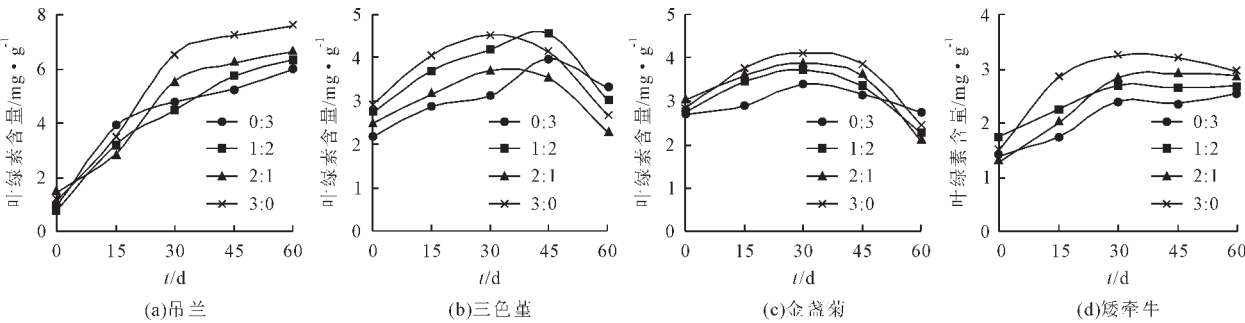


图1 四种花卉植物叶绿素含量与时间的关系曲线
Fig.1 Curves of chlorophyll content of four ornamental plants vs time

不同泥土比处理下吊兰叶绿素含量随着时间均呈上升趋势。在第 15 天时,各泥土比处理的吊兰叶绿素含量均小于对照 在第 45 以后,各处理浓度的叶绿素含量均高于对照 在第 60 天时,各泥土比处理的叶绿素含量均达到最大值,且随着泥土比例的增加而升高,泥土比 3:0 处理的叶绿素含量最大,其次是泥土比 2 : 1 处理,泥土比 1 : 2 处理的叶绿素含量最小,它们分别高于对照 27.23%、11.76%、6.22%。由此可见,吊兰叶绿素含量并未受到污泥处理的影响,而且均高于对照,这可能是污泥中丰富的营养元素促进了吊兰的生长。

各泥土比处理的三色堇叶绿素含量均随着时间呈先升后降的趋势。在第 0~30 天,泥土比 2 : 1、3 : 0 处理的叶绿素含量随处理时间的延长而增加,第 30 以后开始下降;泥土比 1 : 2 处理的叶绿素含量在第 45 天时达到峰值,随后缓慢下降 在第 60 天时,泥土比 1 : 2、2 : 1、3 : 0 处理的叶绿素含量分别低于对照 8.43%、31.33%、19.88%。由此可见,在实验初期,污泥处理促进了三色堇叶绿素的合成,随着处理时间的延长,三色堇受到一定的毒害,其叶绿素含量有所降低。

各泥土比处理的金盏菊叶绿素含量均随着时间呈先升后降趋势,生长过程中不同泥土比处理的叶绿素含量大小顺序依次为 泥土比 3 : 0>2 : 1>1 : 2。各泥土比

2.1.2 剩余污泥对花卉植物叶绿素的影响

叶绿素作为植物进行光合作用的主要色素,含量的高低能够反映植物光合作用水平的强弱。叶绿素下降主要有两方面的原因:一是重金属抑制叶绿素酸酯还原酶合成;二是影响氨基酮戊酸的合成。因此,可以由叶绿素含量的多少判断该植物的光合作用进行的强弱水平,从而判断该植物的新陈代谢的快慢和生长活性及其营养物质的供给情况。

本实验分别对花卉植物生长期第 0 天、15 天、30 天、45 天、60 天植株叶片中的叶绿素含量进行测定。各时期花卉植物的叶绿素含量变化见图 1。

处理的叶绿素含量均在第 30 天时达到峰值 在第 60 天时,泥土比 1 : 2、2 : 1、3 : 0 处理的叶绿素含量分别比对照降低 16.18%、23.53%、9.93%。由此可见,金盏菊在生长过程中未见明显受毒害症状,在实验后期可能是金盏菊进入衰亡期,所以叶绿素含量较前期有所下降。

矮牵牛叶绿素含量在泥土比 2 : 1、3 : 0 处理下随处理时间呈先升后降趋势,在泥土比 1 : 2 处理时呈上升趋势。在第 0~30 天内各处理的叶绿素含量增加速度明显,随后缓慢增加。在第 15 天时,叶绿素含量多少依次为 泥土比 3 : 0>1 : 2>2 : 1 在第 30 天以后,叶绿素含量多少依次为 泥土比 3 : 0>2 : 1>1 : 2 在第 60 天时,泥土比 1 : 2、2 : 1、3 : 0 处理的叶绿素含量分别比对照增加 4.69%、11.72%、15.63%。由此可见,污泥对矮牵牛的叶绿素合成没有明显的抑制作用。

2.2 花卉植物对剩余污泥中重金属的积累特征

2.2.1 花卉植物对不同重金属的积累量

植物对重金属的积累量是一种植物是否对某种重金属具有超积累特性的重要评判标准之一。一般而言,超积累植物体内重金属的临界含量为 Zn 10000mg/kg,Cu、Pb 1000mg/kg,Cd100mg/kg^[10]。本实验所采用的四种花卉植物地上部分和地下部分对各种重金属的积累量见表 4。

表 4 四种花卉植物对重金属的积累量
Table 4 Contents of heavy metals in four ornamental plants (mg/kgDW)

		吊兰		金盏菊		矮牵牛		三色堇	
		地上部分	地下部分	地上部分	地下部分	地上部分	地下部分	地上部分	地下部分
Cu	CK	17.0	24.1	15.9	26.8	12.5	22.3	17.4	24.1
	1 : 2	44.5	170.6	60.2	120.3	59.6	125.6	50.4	120.3
	2 : 1	98.5	189.5	81.3	126.3	102.3	178.6	85.8	136.9
	3 : 0	120.3	185.6	120.3	175.3	145.8	286.3	102.5	303.2
Cd	CK	0.48	1.0	0.51	1.8	0.96	1.6	0.8	1.3
	1 : 2	2.3	4.8	3.4	11.3	4.0	6.7	3.6	6.3
	2 : 1	3.8	7.6	4.9	13.6	6.2	8.9	7.3	10.2
	3 : 0	4.7	14.5	9.6	17.6	7.8	12.3	11.3	14.9
Pb	CK	5.1	13.5	3.1	6.9	3.2	9.8	3.6	6.8
	1 : 2	6.2	11.6	7.1	9.3	12.3	15.6	6.3	10.2
	2 : 1	9.6	13.5	9.5	12.3	15.6	17.8	7.9	13.6
	3 : 0	13.6	17.3	11.3	15.2	18.4	27.5	12.5	15.9
Zn	CK	44.8	90.1	42.6	69.8	21.3	44.3	35.7	78.9
	1 : 2	126.5	212.3	167.3	224.1	134.3	215.3	145.3	235.6
	2 : 1	198.4	341.8	178.2	356.8	162.3	245.6	162.3	305.2
	3 : 0	268.3	521.3	224.6	425.8	245.3	325.6	198.6	445.2

由表 4 可以看出，四种花卉植物对重金属 Cu、Zn、Cd、Pb 都有一定的富集能力，大部分花卉植物富集重金属的含量都是根部>茎叶部，且随污泥比例的增加重金属富集含量呈上升趋势。四种花卉植物对重金属 Cu、Zn 的吸收能力明显高于对 Cd、Pb 的吸收，这主要是因为污泥中 Cu、Zn 含量相对较高和 Cu、Zn 本身的易迁移性^[11]。

四种花卉植物(泥土比 3 : 0)茎叶部中,矮牵牛对 Cu、Pb 的富集量最大,最大值分别为 145.8mg/kg、18.4 mg/kg ;吊兰对 Zn 的富集量最大,最大值为 268.3mg/kg ;三色堇对 Cd 的富集量最大,最大值为 11.3mg/kg。根部中,矮牵牛对 Pb 的富集量最大,最大值为 27.5mg/kg ;吊兰对 Zn 的富集量最大,最大值为 521.3mg/kg ;金盏菊对 Cd 的富集量最大,最大值为 17.6mg/kg ;三色堇对 Cu 的富集量最大,最大值为 303.2mg/kg。在对各种重金属的富集总量中，矮牵牛对 Cu、Pb 的富集量最

大,最大值分别为 432.1mg/kg、45.9mg/kg ;金盏菊对 Cd 的富集量最大,最大值为 27.2mg/kg ;吊兰对 Zn 的富集量最大,最大值为 789.6mg/kg。

2.2.2 花卉植物对不同重金属的富集系数和转运系数

除植物对重金属的积累量指标外,富集系数和转运系数是确定超积累植物的又一重要参考指标。所谓富集系数 (bioaccumulation coefficient,BC) 是指植物体内某种重金属含量与土壤中该种重金属含量的比值,即 $BC=地上部分(地下部分) 重金属含量 (mg/kg) /土壤中重金属富含量 (mg/kg)$ 。它反映了植物对某种重金属元素的富集能力。富集系数越大,其富集能力越强。所谓生物转移系数 (Biological Transfer Factor,BTF) 是指植物吸收重金属后,从根部向植物地上部分的转移能力,即 $BTF=地上部分重金属的含量 (mg/kg) /根部该重金属的含量 (mg/kg)$ ^[12]。本研究中,四种花卉对污泥中重金属的富集系数和转运系数见表 5 和表 6。

表 5 花卉植物对重金属元素的富集系数
Table 5 The enrichment coefficients of heavy metals in ornamental plants

花卉植物	处理	富集系数							
		Cu		Zn		Cd		Pb	
		茎叶	根部	茎叶	根部	茎叶	根部	茎叶	根部
吊兰	1 : 2	0.111	0.425	0.194	0.326	0.130	0.272	0.107	0.200
	2 : 1	0.123	0.236	0.165	0.284	0.125	0.249	0.154	0.216
	3 : 0	0.101	0.156	0.145	0.282	0.103	0.317	0.179	0.228
三色堇	1 : 2	0.126	0.255	0.223	0.362	0.204	0.357	0.109	0.176
	2 : 1	0.107	0.171	0.135	0.254	0.239	0.334	0.126	0.218
	3 : 0	0.086	0.255	0.107	0.241	0.247	0.325	0.165	0.209
金盏菊	1 : 2	0.150	0.300	0.257	0.344	0.193	0.640	0.123	0.161
	2 : 1	0.101	0.157	0.148	0.297	0.161	0.446	0.152	0.197
	3 : 0	0.101	0.147	0.121	0.230	0.210	0.384	0.149	0.200
矮牵牛	1 : 2	0.148	0.313	0.206	0.331	0.227	0.380	0.212	0.269
	2 : 1	0.128	0.223	0.135	0.204	0.203	0.292	0.250	0.285
	3 : 0	0.123	0.241	0.133	0.176	0.170	0.269	0.242	0.362

表 6 花卉植物对重金属元素的转运系数

花卉植物		转运系数			
		Cu	Zn	Cd	Pb
吊兰	1 : 2	0.261	0.596	0.479	0.535
	2 : 1	0.520	0.581	0.500	0.711
	3 : 0	0.648	0.515	0.324	0.786
三色堇	1 : 2	0.493	0.617	0.571	0.618
	2 : 1	0.627	0.532	0.716	0.581
	3 : 0	0.338	0.446	0.758	0.786
金盏菊	1 : 2	0.500	0.747	0.301	0.763
	2 : 1	0.644	0.499	0.360	0.772
	3 : 0	0.686	0.528	0.546	0.743
矮牵牛	1 : 2	0.475	0.624	0.597	0.789
	2 : 1	0.573	0.661	0.697	0.876
	3 : 0	0.509	0.753	0.634	0.669

由表 5 可知,不同花卉植物以及同一花卉植物不同器官对各种重金属的吸收富集能力有明显的差异。四花卉植物茎叶和根部重金属富集系数均小于 1。从花卉植物茎叶和根部对重金属的富集系数看,花卉植物体内重金属主要积累于根部,茎叶部分含量相对较低,这与以往诸多报道基本一致^[13]。

四种花卉植物(泥土比 3 : 0)茎叶部各元素富集系数大小顺序为 :Cu 矮牵牛>金盏菊、吊兰>三色堇 ; Zn :吊兰>矮牵牛>金盏菊>三色堇 ;Cd :三色堇>金盏菊>矮牵牛>吊兰 ;Pb 矮牵牛>吊兰>三色堇>金盏菊。根部各元素富集系数大小顺序为 :Cu :三色堇>矮牵牛>吊兰>金盏菊 ;Zn :吊兰>三色堇>金盏菊>矮牵牛 ;Cd :金盏菊>三色堇>吊兰>矮牵牛 ;Pb 矮牵牛>吊兰>三色堇>金盏菊。

由表 6 可知,不同花卉植物对不同的重金属元素的转运能力不同,没有任何一种花卉植物同时对四种重金属元素均表现出最强的吸收能力,转运系数均不大于 1。四种花卉植物(泥土比 3 : 0)对各元素的转运系数大小顺序为 :Cu :金盏菊>吊兰>矮牵牛>三色堇 ; Zn 矮牵牛>金盏菊>吊兰>三色堇 ;Cd :三色堇>矮牵牛>金盏菊>吊兰 ;Pb :吊兰、三色堇>金盏菊>矮牵牛。

2.3 花卉植物对剩余污泥中不同重金属的积累总量

据文献报道,有些植物虽然达不到超积累植物的各项指标,但比起一般的植物能忍耐一定程度的重金属,多称为富集植物^[10]。富集植物的选择应采用重金属积累总量(即重金属含量×干生物量)来衡量^[14]。四种花卉植物对重金属的积累总量见图 2~图 5。

由图 2 可知,四种花卉植物对 Cu 的积累量有如下特点:四种花卉植物茎叶部和根部对 Cu 的积累量均随着泥土配比的增加而增加。除吊兰外,其它三种花卉植物对 Cu 的积累量在任一泥土配比中均表现出茎叶部大于根部,这是因为三种花卉植物茎叶部生物量大于根部生物量。

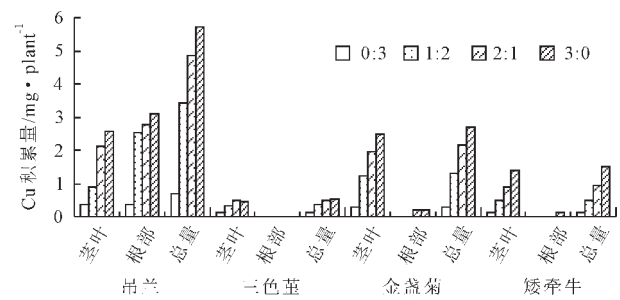


图2 四种花卉植物对Cu的积累量
Fig.2 Total amounts of accumulation of Cu in four ornamental plants

四种花卉植物(泥土比 3 : 0)茎叶部对 Cu 积累量的大小顺序是 :吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇,最大积累量分别为 2.58mg/plant、2.48mg/plant、1.37mg/plant、0.44mg/plant。根部对 Cu 积累量的大小顺序是 :吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇,最大积累量分别为 3.12mg/plant、0.22mg/plant、0.14mg/plant、0.09mg/plant。茎叶部和根部对 Cu 总积累量的大小顺序是 :吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇,最大积累量分别为 5.70mg/plant、2.70mg/plant、1.51mg/plant、0.53mg/plant。

由图 3 可知,四种花卉植物对 Zn 的积累量有如下特点:四种花卉植物对 Zn 均有一定的吸收富集能力,茎叶部吸收积累量均超过了对照植株 3.86~12.78 倍,根部吸收积累量超过了对照植株 6.44~13.5 倍。四种花卉植物中,只有吊兰和矮牵牛的茎叶部和根部对 Zn 的积累量随泥土配比的增加而增加。除吊兰外,其它三种花卉植物对 Zn 的积累量在任一泥土配比中均表现出茎叶部大于根部。

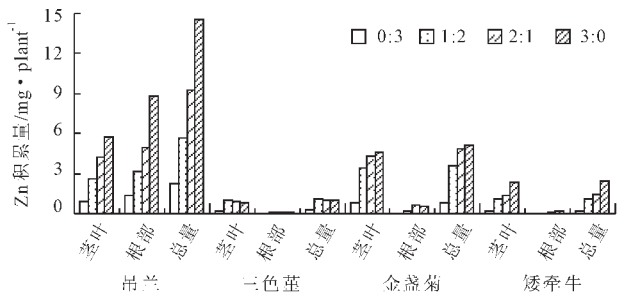


图3 四种花卉植物对Zn的积累量
Fig.3 Total amounts of accumulation of Zn in four ornamental plants

四种花卉植物(泥土比 3 : 0)茎叶部对 Zn 积累量大小顺序是 :吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇,最大积累量分别为 5.76mg/plant、4.60mg/plant、2.30mg/plant、0.85mg/plant。根部对 Zn 积累量的大小顺序是 :吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇,最大积累量分别为 8.77mg/plant、0.54mg/plant、0.16mg/plant、0.13mg/plant。茎叶部和根部对 Zn 总积累量的大小顺序是 :吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇,最大积累量分别为 14.53mg/plant、5.14mg/plant、2.46mg/plant、0.98mg/plant。

由图 4 可知，四种花卉植物对 Cd 的积累量有如下特点：四种花卉植物茎叶部和根部对 Cd 的富集量均随着泥土比的增加而增加。金盏菊茎叶部对 Cd 的积累速度增加最快，积累量也最大，吊兰次之；吊兰根部对 Cd 积累速度增加最快且积累量最大，金盏菊次之，这说明金盏菊吸收的 Cd 能够很快转运到茎叶部分，吊兰根系则容易把重金属 Cd 阻滞在根部。

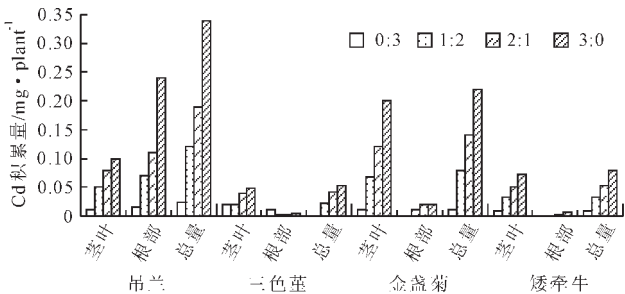


图4 四种花卉植物对Cd的积累量
Fig.4 Total amounts of accumulation of Cd in four ornamental plants

四种花卉植物(泥土比 3 : 0) 茎叶部对 Cd 积累量大小顺序依次是 :金盏菊>吊兰>矮牵牛>三色堇，最大积累量分别为 0.200mg/plant、0.100mg/plant、0.073mg/plant、0.049mg/plant。根部对 Cd 积累量的大小顺序是 :吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇，最大积累量分别为 0.240mg/plant、0.02mg/plant、0.006mg/plant、0.004mg/plant。茎叶部和根部对 Cd 总积累量的大小顺序是 :吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇，最大积累量分别为 0.340mg/plant、0.220mg/plant、0.079mg/plant、0.053mg/plant。

由图 5 可知，四种花卉植物对 Pb 的积累量有如下特点：除吊兰外，其它三种花卉植物茎叶部和根部对 Pb 的富集量随着泥土比的增加而增加。吊兰茎叶部和根部对 Pb 的积累量相差不大，三色堇、金盏菊和矮牵牛三种花卉植物茎叶部对 Pb 的积累量远远大于根部。

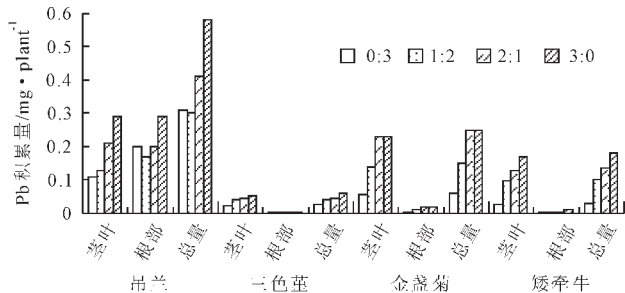


图5 四种花卉植物对Pb的积累量
Fig.5 Total amounts of accumulation of Pb in four ornamental plants

四种花卉植物(泥土比 3 : 0) 茎叶部对 Pb 积累量大小顺序依次是：吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇，最大积累量分别为 0.29mg/plant、0.23mg/plant、

0.17mg/plant、0.05mg/plant。根部对 Pb 积累量的大小顺序是 :吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇，最大积累量分别为 0.290 mg/plant、0.020mg/plant、0.013mg/plant、0.005mg/plant。茎叶部和根部对 Pb 总积累量的大小顺序是 :吊兰>金盏菊>矮牵牛>三色堇，最大积累量分别为 0.580mg/plant、0.250mg/plant、0.183mg/plant、0.055mg/plant。

3 结论

(1) 吊兰在整个实验期内生长旺盛，对污泥有很好的耐性，金盏菊、矮牵牛、三色堇都受到不同程度的污泥毒害作用。

(2) 四种花卉植物虽然没有达到超积累植物的标准，但对各种重金属均表现出一定的富集效果和转运效果。通过花卉植物茎叶部和根部富集系数大小比较可知，矮牵牛对 Cu 的富集效果最好，吊兰对 Zn 的富集效果最好，金盏菊对 Cd 的富集效果最好，矮牵牛对 Pb 的富集效果最好。通过转运系数比较可知，金盏菊对 Cu 的转运效果最好，矮牵牛对 Zn 的转运效果最好，三色堇对 Cd、Pb 的转运效果最好，吊兰对 Pb 的转运效果最好。

(3) 四种花卉植物茎叶部中，吊兰对 Cu、Zn、Pb 的积累量最大，最大值分别为 2.58mg/plant、5.76 mg/plant、0.29mg/plant，金盏菊对 Cd 的积累量最大，最大值为 0.200mg/plant 四种花卉植物根部中，吊兰对 Cu、Zn、Pb、Cd 的积累量最大，最大值分别为 3.12mg/plant、8.77mg/plant、0.29mg/plant、0.24mg/plant ；四种花卉植物茎叶部和根部中，吊兰对 Cu、Zn、Pb、Cd 的积累量最大，最大值分别为 5.70mg/plant、14.53mg/plant、0.58 mg/plant、0.34mg/plant。

(4) 从四种花卉植物对重金属的耐性、积累特征和积累总量来看，吊兰在四类花卉植物中的富集效果最好。

[参考文献]

[1] Gjsbert C,Ros R,Haro AD. A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation[J]. Biochemical and Biophysical Research Communications,2003,303 (2) 440-445.
[2] Vratislav ednarik,Milan Vondrudk,Marek Sild.Stablization/ solidification of wastewater treatment sludge[J]. Journal of Environmental Engineering,2004 1527-1531.
[3] Salt D E, Baker A J M. Phytoremediation of metals [J]. Biotechnol,2001,11 386-397.
[4] Dushenkov V, Kumar N P B A,Motto H. Rhizofiltration : The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams[J]. Environ Sci Technol, 1995, 29 1239-1245.

(下转第 105 页)

[参考文献]

- [1] 奚旦立,孙裕生,刘秀英. 环境监测(第三版)[M]. 北京:高等教育出版社,2008.
Xi Dan-li, Sun Yu-sheng, Liu Xiu-ying. Environmental Monitoring[M]. Third Edition. Beijing: Higher Education Press, 2008. (in Chinese)
- [2] Anke M, Angelow L, Gleit M, et al. The biological importance of nickel in the food chain, fresenius[J]. J Anal Chem, 1995, 325 (1-2): 92-96.
- [3] 陈海春. 分光光度法同时测定镀液中钴和镍[J]. 电镀与精饰, 2008, 30 (5): 36-38.
Chen Hai-chun. Spectrophotometric simultaneous determination of cobalt and nickel bath[J]. Plating & Finishing, 2008, 30 (5): 36-38. (in Chinese)
- [4] Chen Z Z, Zhang M, Zhao L H, et al. Catalytic kinetic methods for photometric or fluorometric determination of heavy metal ions[J]. Microchim Acta, 2008, 64: 48-55.
- [5] 徐小艳,孙远明,田兴国. 微波消解-火焰原子吸收光谱法测定土壤中镍[J]. 华南农业大学学报, 2008, 29 (3): 112-114.
Xu Xiao-yan, Sun Yuan-ming, Tian Xing-guo. Determination of nickel in soil by flame atomic absorption spectrometry with microwave digestion[J]. Journal of South China Agricultural University, 2008, 29 (3): 112-114. (in Chinese)
- [6] Marcos de A B, Andre L B, Spengio L C. Doehlert matrix for optimisation of procedure for determination of nickel

in saline oil-refinery effluents by use of flame atomic absorption spectrometry after preconcentration by cloud-point extraction[J]. Anal Bioanal Chem, 2004, 378 (3): 798-803.

- [7] 韦连喜, 典平鸽. ICP-AES 法测定煤矸石中的 Ni Fe Cr[J]. 环境科学与技术, 2010, 33 (5): 124-125.
Wei Lian-xi, Dian Ping-ge. ICP-AES determining Ni Fe Mn and Cr in coal gangue[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 33 (5): 124-125. (in Chinese)
- [8] 杨桂珍, 杨建男. 灰化消解-极谱法测定油料中五个重金属元素[J]. 理化检验-化学分册, 2007, 43 (4): 267-269.
Yang Gui-zhen, Yang Jian-nan. Polarographic determination of 5 heavy metals in oil with ashing digestion of sample[J]. Physical Testing and Chemical Analysis (Part B: Chemical Analysis), 2007, 43 (4): 267-269. (in Chinese)
- [9] Lyndon L E Salins, Elizabeth S Goldsmith, Mark S, et al. A fluorescence-based sensing system for the environmental monitoring of nickel binding protein from *Escherichia coli* [J]. Anal Bioanal Chem, 2003, 372 (1): 174-180.
- [10] Imre V, Agnes S, Norbert S, et al. Determination of trace elements in human liver biopsy samples by ICP-MS and TXRF in hepatic steatosis and nickel accumulation[J]. Anal Bioanal Chem, 2005, 383 (5): 476-482.
- [11] Fernando O T, Marcelo F O, Valdir R B, et al. Determination of nickel in fuel ethanol using a carbon paste modified electrode containing dimethylglyoxime[J]. Microchimica Acta, 2006, 155 (3-4): 397-401.

(上接第 44 页)

- [5] 任理想. 土壤重金属形态与溶解性有机物的环境行为[J]. 环境科学与技术, 2008, 31 (7): 69-73.
Ren L X. Heavy metal species in soil and environment behavior of dissolved organic matter[J]. Environmental Science and Technology, 2008, 31 (7): 69-73. (in Chinese)
- [6] C N Mulligan, R N Yong, B F Gibbs. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation[J]. Engineering Geology, 2001, (60): 193-207.
- [7] 魏树和, 周启星. 重金属污染土壤植物修复基本原理及强化措施探讨[J]. 生态学杂志, 2004, 23 (1): 65-72.
Wei S H, Zhou Q X. Discussion on basic principles and strengthening measures for phytoremediation of soils contaminated by heavy metals[J]. Chinese Journal of Ecology, 2004, 23 (1): 65-72. (in Chinese)
- [8] Zhou Q X, Song Y F. Technological connotation of phytoremediation and its prospects[J]. J Safe and Environ, 2001, 1 (3): 48-53. (in Chinese)
- [9] Wei S H, Zhou Q X, Zhang K S, et al. Roles and mechanisms of rhizosphere in the remediation of contaminated soils [J]. China J Appl Ecol, 2003, 14 (1): 143-147. (in Chinese)
- [10] 李法云, 曲向荣, 吴龙华. 污染土壤生物修复理论基础与技

术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006.

- Li F Y, Qu X R, Wu L H. Biological Repair Rationale and Technology of Contaminated Soil[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2006. (in Chinese)
- [11] Yang X E, Long X-X, Ni W-Z. Physiological and molecular mechanisms of heavy metal uptake by hyperaccumulating plants[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2002, 8 (1): 3-15. (in Chinese)
- [12] 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.
Zhou Qi-xing, Song Yu-fang. Principle and Method of Contaminated Soil Repairing[M]. Beijing: Science Press, 2004. (in Chinese)
- [13] 魏树和, 周启星, 王新. 农田杂草的重金属超积累特性研究[J]. 中国环境科学, 2004, 24 (1): 105-109.
Wei Shu-he, Zhou Qi-xing, Wang Xin. Studies on the characteristics of heavy metal hyperaccumulation of weeds in farmland[J]. China Environmental Science, 2004, 24 (1): 105-109. (in Chinese)
- [14] Wang X F, Zhou Q X. Ecotoxicological effects of cadmium on three ornamental plants[J]. Chemosphere, 2005, 60 (1): 16-21.