

方松林. 不同园林植物对土壤重金属的吸收及修复效应[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(14): 210–214, 222.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.14.056

不同园林植物对土壤重金属的吸收及修复效应

方松林

(西安石油大学人文学院设计系, 陕西西安 710065)

摘要:以西安市城区不同公园绿化植物为试验材料,采用等离子体原子发射光谱法(ICP-AES)分析它们对6种重金属元素[锰(Mn)、锌(Zn)、铜(Cu)、镍(Ni)、镉(Cd)、铅(Pb)]的吸收富集特征。结果表明,不同园林植物土壤6种重金属含量的平均值表现为 $Zn > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd$,土壤重金属含量的平均值在植物中基本表现为棕榈>广玉兰>夹竹桃>海桐。土壤中Zn、Pb、Cu、Ni含量的平均值均没有超标,但Cd含量的平均值是国家土壤环境质量二级标准的2.17倍。不同园林植物相同器官中重金属含量基本表现为棕榈>广玉兰>夹竹桃>海桐,同一植物中重金属含量的平均值基本表现为 $Zn > Mn > Cu > Pb > Ni > Cd$,重金属含量在各器官中基本表现为叶>茎>根。不同园林植物各器官对重金属元素的富集能力存在着一定的差异,基本表现为叶>茎>根;不同园林植物对Mn、Ni、Zn的平均富集系数相近,且均大于1,对Cd的平均富集系数最大,对Cu的平均富集系数接近1,而对Pb的平均富集系数均小于1。不同园林植物对重金属的转移能力表现为 $Cd > Pb > Ni > Cu > Mn > Zn$,同种植物对不同重金属的转移能力具有较大的差异,海桐、广玉兰对重金属的转移能力普遍较高;不同园林植物对Cd、Ni、Pb的吸收能力高于对Zn、Mn、Cu的吸收能力。相关性分析结果表明,不同园林植物体内重金属含量主要依赖于土壤重金属含量,而根和茎对Cu、Zn、Cd的吸收起着主要的依赖作用。总体看出,海桐、广玉兰对重金属的吸收和富集效果较好。

关键词:园林植物;土壤重金属;吸收;富集;修复效应

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)14-0210-05

重金属元素是一类难降解、污染严重、累积性元素,它们可以通过生物链的富集作用危及人类健康,对生态系统构成了潜在的威胁,也对城市本身的生存与发展提出严峻的挑战^[1-2]。随着现代化农业生产中各种含有重金属的农药、化肥的大量使用,城市生活污水和垃圾处理不当以及工业“三废”的不合理排放,导致土壤重金属污染日趋严重^[3]。土壤重金属元素通过食物链危及人类的生命和健康,重金属污染土壤的修复和治理成为全球面临的一个亟待解决的环境问题^[4-6]。植物提取是利用植物将土壤中的重金属吸收、转移到植物的可收获部分,通过收获植物来减少土壤重金属含量,是目前研究较多且有发展前景的一种植物修复技术^[7]。目前较为完善的土壤重金属污染治理技术主要通过植物修复、利用超富集植物吸收土壤中大量富集重金属、通过定期收割植物将重金属元素从土壤中带走以达到清除土壤污染的效果^[8]。就目前的研究成果来看,寻找对重金属具有较高吸收能力,同时又能够耐受重金属毒性的植物成为植物修复技术的关键。据不完全统计,目前全世界发现了大约400种超富集植物,我国陆续报道的超富集植物有蜈蚣草[富集砷(As)]、东南景天[富集锌(Zn)]、商陆[富集锰(Mn)]、龙葵[富集镉(Cd)]等^[9]。园林植物是城市景观复合生态系统的重要组成部分,对大气中的粉尘、颗粒物有过滤、阻挡和吸附的作用,在净化空气、重金属修复、调节气候、改善城市生态环境等方面起着除污吐新的作用,通过种植园林植物修复重金

属污染土壤已成为近年来的研究热点^[9-10]。为建立良性的城市生态系统,迫切需要认识园林植物与生态环境之间的关系,尤其是园林植物在土壤重金属修复方面^[10]。有研究表明,通过种植园林植物修复土壤的方法——植物修复技术已成为城市进程研究的热点^[4-6]。因此,城市园林植物对重金属的富集和修复效应是促进城市绿化高效发展的有效途径之一,将园林植物作为特色经济植物用于土壤重金属富集及修复具有重要的实用和经济意义^[11-12]。而不同园林植物有其本身的生物学差异,选择适合城市发展的园林树种是城市绿地建设的基础,也是改善城市环境质量的重要保障。因此,选择适合城市发展的园林绿化树种,促进土壤中重金属的溶解、运输和转移,提高其修复效率已经成为当前该领域研究的新热点^[13]。近年来,有关园林植物对重金属元素吸收和富集特征的研究报道不断涌现,而人们关注的焦点也主要集中在对城市生态系统园林植物种类、区系等方面的研究,忽视了园林植物在城市建设过程中发挥的重要作用。因此,本研究以陕西省西安市城区主要园林植物为研究对象,对不同园林植物和土壤重金属含量的变化进行比较,为园林植物在景观功能性配置、土壤污染防治、重金属的富集及修复方面的应用提供更多的物种资源和理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

西安市作为我国北方交通枢纽中心城市之一,日益严重的交通阻塞和城市热岛效应带来了严重的尘埃污染。自改革开放以来,西安市的园林绿化得到逐渐恢复和发展,1983年西安市政府提出“四季长青,三季有花”和“绿化、净化、美化”

收稿日期:2016-03-24

作者简介:方松林(1980—),男,湖北荆门人,博士,副教授,主要从事环境科学研究。E-mail: Fangsonglin80@163.com。

的绿化奋斗目标;1985 年开始建设三桥至秦俑馆的万里风景路;2004 年建成了青龙寺公园、西郊公园、文景公园等,随着西安城区的扩大,西安市人口已达 800 多万人,不仅对道路进行了绿化,还增加了张家堡绿化广场数、南门、大雁塔南、北广场以及曲江芙蓉园等;2012 年西安市政府组织编制了《西安市创建国家生态园林城市实施方案》,继续以广栽乔木、多植花卉、增加公园广场、提升绿地景观档次为重点,未来 3 年内,拟建成 350 条林荫路,进一步提高绿地乔木比重,拓展城市发展空间,同时建设迎宾景观大道。2013 年,西安市又出台新的园林规划,3 年内要全部达到评估指标,全面完成创建任务,借力生态提升,建设绿色家园。到 2015 年西安市将建成国家森林城市,将新增公园、绿地 2 043.9 hm²,到 2020 年,人均公园绿地面积超过 12 m²。

西安市位于黄河流域中部的关中盆地(107°40′~109°49′ E,33°39′~34°45′ N),东西长约 204 km,南北跨度 92 km,总面积 9 983 km²,市区面积 1 066 km²,海拔约 424 m。西安市属于暖温带半湿润的季风气候,气候温和,四季分明,雨量适中,春季温暖干燥多风,夏季炎热多雨,秋季凉爽,冬季寒冷多雾,无霜期 227 d,年平均气温 13.6℃,年极端最低气温 -20.6℃,年极端最高气温 43.4℃,年降水量 507.7~

719.8 mm,降水集中在 7—9 月,由北向南递增。年平均湿度 69.6%,年平均降雪日为 13.8 d,年日照时数 1 983~2 267 h。土壤类型复杂多样,多由石灰岩、玄页岩等成土母岩发育而成,主要有棕壤、红壤、石灰岩土、水稻土、黄棕壤、沼泽土等,多呈弱酸性,红壤为基带土壤。截至 2013 年统计显示,西安市有 578 条道路和 165 条分车绿带,经过多年建设已全部进行了绿化,其中市管道路 38 条,绿化养护面积 228 万 m²,区管道路 540 条,行道绿化树约 42 万株,人均公共绿地面积约 7.15 m²,建成区绿地率约 19.95%,建成区绿化覆盖率 30.43%。据不完全统计,西安市园林植物种类繁多,可利用的园林观赏植物资源丰富,园林植物约有 56 科 113 属 312 余种(含变种、变型和亚种)。

1.2 试验方法

2014 年 8 月中旬,根据西安市城区道路园林绿化植物的分布及种类,分别在西安市的莲湖公园、革命公园、儿童公园、雁塔西苑、春晓园、新纪元公园采集棕榈、广玉兰、夹竹桃和海桐,采集和挖取整株植物(挖取部分根,枝剪部分茎和叶片),在挖取植株的同时用四分法采集不同植物根系周围(0~20 cm)的土壤混合样品,不同园林植物基本生长特征如表 1 所示。

表 1 不同园林植物基本生长特征

植物	冠幅 (m)	株高 (m)	茎粗 (cm)	土壤有机质含量 (g/kg)	土壤全氮含量 (g/kg)	土壤全钾含量 (g/kg)
棕榈	1.69 ± 0.23b	1.83 ± 0.64c	8.69 ± 1.23b	15.32 ± 2.35a	1.34 ± 0.23a	35.68 ± 3.69a
海桐	1.23 ± 0.35c	2.34 ± 0.52b	7.53 ± 0.58c	13.24 ± 1.69c	1.13 ± 0.45b	31.54 ± 4.28c
广玉兰	1.69 ± 0.46b	2.98 ± 0.51a	9.12 ± 0.64a	14.16 ± 2.04b	1.16 ± 0.26b	33.56 ± 3.12b
夹竹桃	2.36 ± 0.28a	2.46 ± 0.48ab	8.74 ± 0.79b	14.78 ± 1.56b	1.27 ± 0.31a	34.91 ± 2.17ab

注:同列数据后不同小写字母表示在 0.05 水平上差异显著。表 3、表 4 同。

土壤经自然风干,去除石块、植物残体等残杂物,研磨后过 60 目筛备用。分别从东、西、南、北均匀收集大量成熟叶片,将叶片小心封存于锥形瓶内,蒸馏水洗净整个植株(分为根、茎、叶),晾干,在 105℃杀青 30 min,70℃烘干至恒质量,烘干样品粉碎过 40 目筛。

1.3 测定指标

称取粉碎后的植物或自然晾干的土壤样品 0.2 g,放入聚四氟乙烯消解罐中,加入混合酸 HClO₄-HNO₃-HF(HNO₃、HClO₄ 体积比为 5:1)后,用新仪 MDS6 型微波消解仪消解,消解后的样品经加热赶酸后用蒸馏水定容,采用等离子体原子发射光谱法(ICP-AES)测定 Zn、Mn、铅(Pb)、铜(Cu)、镍(Ni)、Cd 的含量,冷原子吸收微分测仪为 ICP 配置氢化物发生器,确保所需仪器的灵敏度。

植物各器官重金属含量富集系数 = 各器官重金属含量/土壤重金属含量^[8];转移系数 = 植物地上重金属含量(茎、叶的平均值)/地下(根)重金属含量^[10]。

1.4 数据统计与分析

采用 Excel 2009 统计数据,用 SPSS 18.0 进行方差分析、LSD 多重比较(α=0.05、0.01)、分析土壤与植物重金属含量的 Pearson 相关系数。

2 结果与分析

2.1 不同园林植物土壤重金属含量

由表 2 可知,不同园林植物土壤中 6 种重金属的平均含量表现为 Zn>Mn>Pb>Cu>Ni>Cd,6 种土壤重金属含量基本表现为棕榈>广玉兰>夹竹桃>海桐。与国家土壤环境质量二级标准(GB15618—1995《土壤环境质量标准》)^[14]比较,土壤中 Zn、Pb、Cu、Ni 的平均含量均没有超标,土壤中 Cd 的含量是国家土壤环境质量二级标准的 2.17 倍;除 Mn 外,Cu、Zn、Ni、Cd、Pb 的含量分别是我国土壤平均值的 2.80、2.56、1.20、13.40、2.91 倍。综合比较可知,西安市土壤重金属污染较严重,其中以 Cd 的污染较为严重,造成这种现象的原因可能是由于城市园林植物土壤受人类活动的影响程度不同,或是栽培园林植物过程中土壤来源不同,也可能是由环境和大气污染所导致的。

2.2 不同园林植物不同器官重金属含量

由表 3 可知,不同园林植物的相同器官中重金属含量差异较大,不同园林植物各器官中重金属含量的变化趋势一致,基本表现为棕榈>广玉兰>夹竹桃>海桐,局部有所波动;不同园林植物重金属含量的平均值基本表现为 Zn>Mn>Cu>Pb>Ni>Cd;重金属在同一植物不同器官中的含量也不尽相同,基本表现为叶>茎>根,且重金属在叶、茎中的含量远高于根中,表现出明显的富集作用。不同园林植物的 Mn 含量变化范围在 123.4~135.2 mg/kg 之间,Cu 含量变化范围在 62.4~81.3 mg/kg 之间,Zn 含量变化范围在 253.9~362.1 mg/kg 之间,Ni 含量变化范围在 37.1~48.3 mg/kg 之

表 2 土壤环境质量标准及园林植物土壤背景值

项目	mg/kg					
	Mn 含量	Cu 含量	Zn 含量	Ni 含量	Cd 含量	Pb 含量
棕榈	96.5 ± 6.3	69.5 ± 3.6	201.3 ± 15.9	36.8 ± 3.4	1.5 ± 0.2	86.3 ± 8.5
海桐	71.3 ± 8.7	51.3 ± 6.5	173.5 ± 23.7	26.7 ± 2.8	1.1 ± 0.6	61.7 ± 9.1
广玉兰	89.2 ± 5.6	63.2 ± 3.8	198.7 ± 18.4	35.4 ± 3.9	1.3 ± 0.3	83.5 ± 7.2
夹竹桃	82.4 ± 7.2	68.7 ± 4.4	186.2 ± 35.6	29.7 ± 4.2	1.2 ± 0.2	71.4 ± 6.3
平均值	84.9 ± 7.4	63.2 ± 4.9	189.9 ± 26.8	32.2 ± 3.7	1.3 ± 0.3	75.7 ± 7.9
GB15618—1995《土壤环境质量标准》		100.0	250.0	50.0	0.6	300.0
我国土壤平均值	583.00	22.600	74.200	26.900	0.097	26.000

表 3 不同园林植物不同器官重金属含量

植物	器官	mg/kg					
		Mn 含量	Cu 含量	Zn 含量	Ni 含量	Cd 含量	Pb 含量
棕榈	根	127.8 ± 26.3	71.5 ± 8.6	262.1 ± 16.9	41.6 ± 8.3	4.2 ± 0.8	58.1 ± 9.3
	茎	132.1 ± 23.4	76.4 ± 9.3	265.9 ± 23.8	45.2 ± 5.2	4.6 ± 0.6	61.3 ± 8.4
	叶	135.2 ± 18.9	81.3 ± 4.5	274.3 ± 35.7	48.3 ± 3.7	5.3 ± 0.5	62.5 ± 6.3
	平均	131.7 ± 22.7a	76.4 ± 6.8a	267.4 ± 29.1a	45.0 ± 5.8a	4.7 ± 0.7a	60.6 ± 7.1a
海桐	根	123.4 ± 29.3	62.4 ± 5.9	254.2 ± 18.7	37.1 ± 3.6	3.4 ± 0.6	47.1 ± 5.6
	茎	128.3 ± 32.7	72.1 ± 7.2	261.7 ± 36.9	41.2 ± 4.5	4.3 ± 0.9	51.8 ± 6.2
	叶	129.7 ± 26.7	73.5 ± 8.3	265.3 ± 25.4	44.9 ± 6.2	4.6 ± 1.2	55.4 ± 7.3
	平均	127.1 ± 29.3b	69.3 ± 7.1d	260.4 ± 28.7c	41.1 ± 5.5c	4.1 ± 0.9c	51.4 ± 6.8d
广玉兰	根	126.1 ± 36.5	69.1 ± 5.1	253.9 ± 23.8	38.9 ± 6.2	3.6 ± 1.1	52.3 ± 5.8
	茎	128.7 ± 25.4	75.3 ± 6.3	261.3 ± 26.7	42.0 ± 5.7	4.8 ± 0.6	57.6 ± 6.3
	叶	131.6 ± 19.1	79.2 ± 7.8	273.5 ± 35.4	46.3 ± 4.3	5.1 ± 0.8	60.2 ± 6.2
	平均	128.8 ± 26.7ab	74.5 ± 6.9b	262.9 ± 29.6b	42.4 ± 5.2b	4.5 ± 0.9b	56.7 ± 5.9b
夹竹桃	根	123.7 ± 16.8	65.3 ± 4.3	256.7 ± 39.1	37.4 ± 3.6	3.5 ± 0.6	51.7 ± 4.2
	茎	126.4 ± 23.6	72.1 ± 6.2	362.1 ± 23.3	41.3 ± 5.3	4.3 ± 0.7	53.2 ± 6.5
	叶	130.2 ± 29.8	76.2 ± 8.1	268.7 ± 25.8	45.8 ± 5.2	4.8 ± 0.9	58.9 ± 4.8
	平均	126.8 ± 25.4c	71.2 ± 6.7c	295.8 ± 31.5c	41.5 ± 4.8bc	4.2 ± 0.8c	54.6 ± 4.9c

间,Cd 含量变化范围在 3.4 ~ 5.3 mg/kg 之间,Pb 含量变化范围在 47.1 ~ 62.5 mg/kg 之间。其中,棕榈和广玉兰植株体内 Mn 含量的平均值差异不显著,夹竹桃植株体内 Mn 含量的平均值显著低于其他园林植物 ($P < 0.05$);不同园林植物体内 Cu、Pb 含量的平均值差异均显著 ($P < 0.05$);棕榈植株体内 Zn、Ni、Cd 含量的平均值显著高于其他园林植物 ($P < 0.05$),广玉兰植株体内 Zn、Ni、Cd 含量的平均值多数显著高于海桐和夹竹桃 ($P < 0.05$),夹竹桃和海桐植株体内 Zn、Ni、Cd 含量的平均值差异不显著。

2.3 不同园林植物重金属的富集系数

富集系数是衡量超富集植物的重要特征,不同植物种类以及同一植物的不同器官对重金属的吸收富集作用明显不同,更能够反映植物对重金属的富集和吸收能力。结合表 2 和表 3 可计算出不同园林植物各器官对 6 种重金属元素的富集系数。如表 4 所示,不同园林植物对 6 种重金属的吸收富集规律不尽相同,不同园林植物对 Mn 的富集系数变化范围在 1.32 ~ 1.82 之间,对 Cu 的富集系数变化范围在 0.95 ~ 1.43 之间,对 Zn 的富集系数变化范围在 1.28 ~ 1.94 之间,对 Ni 的富集系数变化范围在 1.10 ~ 1.68 之间,对 Cd 的富集系数变化范围在 2.75 ~ 4.05 之间,对 Pb 的富集系数变化范围在 0.63 ~ 0.90 之间。不同园林植物对 Mn 的平均富集系数差异显著 ($P < 0.05$);海桐和广玉兰对 Cu 的富集系数显著高于其他园林植物 ($P < 0.05$),棕榈和夹竹桃对 Cu 的富集系数差异不显著;海桐和夹竹桃对 Zn、Ni 的富集系数显著高于其他园林植物 ($P < 0.05$),棕榈和广玉兰对 Zn、Ni 的富集系

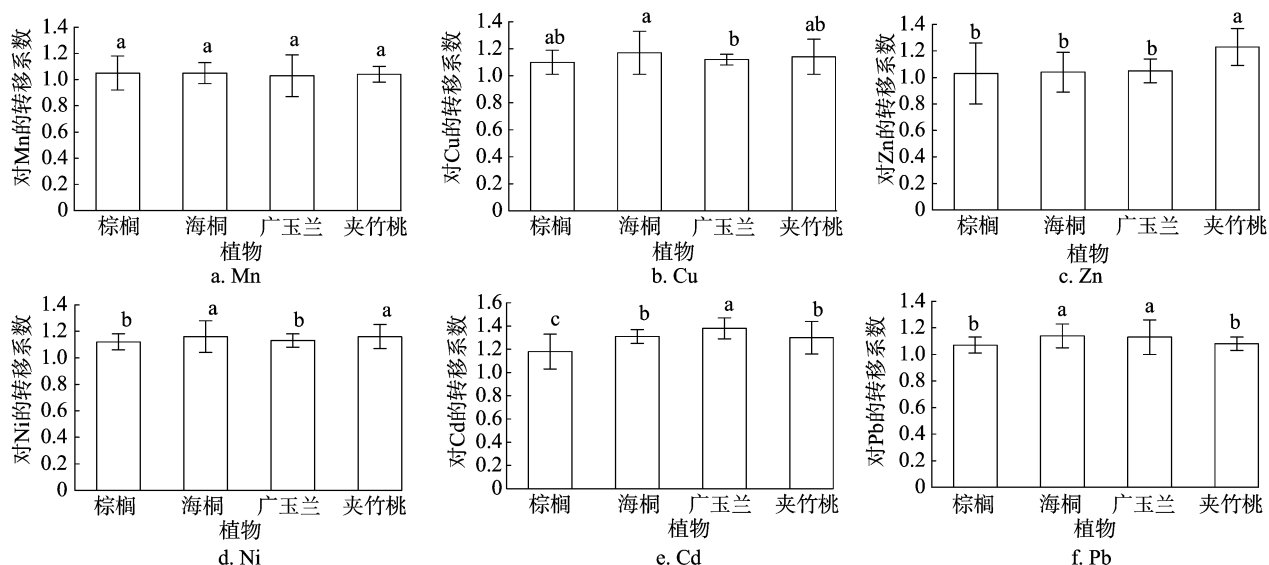
数差异不显著;海桐、广玉兰、夹竹桃对 Cd 的富集系数差异不显著,三者均显著高于棕榈对 Cd 的富集系数 ($P < 0.05$);海桐和夹竹桃对 Pb 的富集系数显著高于其他园林植物 ($P < 0.05$),广玉兰和棕榈对 Pb 的富集系数差异不显著。不同园林植物各器官对重金属元素的富集系数存在着一定的差异,基本表现为叶 > 茎 > 根;不同园林植物对 Mn、Zn、Ni 的平均富集系数相近,且均大于 1,对 Cd 的平均富集系数最大,对 Cu 的平均富集系数接近 1,而对 Pb 的平均富集系数均小于 1。

2.4 不同园林植物重金属的转移系数

转移系数是植物地上部分元素的含量与地下部分同种元素含量的比值,用来评价植物将重金属从地下向地上运输和富集的能力。转移系数越大,则重金属从根系向地上器官转运的能力越强^[7]。本研究采用植物叶、茎中元素的平均含量与植物根系中元素含量的比值作为该元素的转移系数。由图 1 可知,不同园林植物对 Mn 的转移系数变化范围在 1.03 ~ 1.05 之间,对 Cu 的转移系数变化范围在 1.10 ~ 1.17 之间,对 Zn 的转移系数变化范围在 1.03 ~ 1.23 之间,对 Ni 的转移系数变化范围在 1.12 ~ 1.16 之间,对 Cd 的转移系数变化范围在 1.18 ~ 1.38 之间,对 Pb 的转移系数变化范围在 1.07 ~ 1.14 之间。不同园林植物对 Mn 的转移能力差异并不显著,海桐对 Cu 的转移能力较高,夹竹桃对 Zn 的转移能力较高,海桐和夹竹桃对 Ni 的转移能力较高,广玉兰对 Cd 的转移能力较高,海桐和广玉兰对 Pb 的转移能力较高。综合比较可知,海桐和广玉兰对重金属的转移能力较高,不同园林植物对

表 4 不同园林植物重金属的富集系数

植物	器官	富集系数					
		Mn	Cu	Zn	Ni	Cd	Pb
棕榈	根	1.32 ± 0.15	1.03 ± 0.15	1.30 ± 0.16	1.13 ± 0.05	2.75 ± 0.23	0.67 ± 0.06
	茎	1.37 ± 0.08	1.10 ± 0.05	1.32 ± 0.14	1.23 ± 0.09	3.01 ± 0.28	0.71 ± 0.09
	叶	1.40 ± 0.06	1.17 ± 0.06	1.36 ± 0.12	1.31 ± 0.06	3.46 ± 0.16	0.72 ± 0.16
	平均	1.36 ± 0.09d	1.10 ± 0.08c	1.33 ± 0.14c	1.22 ± 0.08c	3.07 ± 0.19b	0.70 ± 0.11c
海桐	根	1.73 ± 0.12	1.22 ± 0.05	1.47 ± 0.08	1.39 ± 0.08	2.98 ± 0.19	0.76 ± 0.05
	茎	1.80 ± 0.13	1.41 ± 0.06	1.51 ± 0.06	1.54 ± 0.07	3.77 ± 0.31	0.84 ± 0.15
	叶	1.82 ± 0.08	1.43 ± 0.09	1.53 ± 0.13	1.68 ± 0.17	4.04 ± 0.25	0.90 ± 0.10
	平均	1.78 ± 0.09a	1.35 ± 0.07a	1.50 ± 0.11b	1.54 ± 0.12a	3.60 ± 0.32a	0.83 ± 0.10a
广玉兰	根	1.41 ± 0.11	1.09 ± 0.16	1.28 ± 0.05	1.10 ± 0.09	2.86 ± 0.35	0.63 ± 0.14
	茎	1.44 ± 0.16	1.19 ± 0.13	1.32 ± 0.08	1.19 ± 0.06	3.81 ± 0.36	0.69 ± 0.19
	叶	1.48 ± 0.13	1.25 ± 0.04	1.38 ± 0.06	1.31 ± 0.08	4.05 ± 0.24	0.72 ± 0.11
	平均	1.44 ± 0.13c	1.18 ± 0.07b	1.32 ± 0.07c	1.20 ± 0.07c	3.57 ± 0.28a	0.68 ± 0.13c
夹竹桃	根	1.50 ± 0.09	0.95 ± 0.06	1.38 ± 0.14	1.26 ± 0.09	2.94 ± 0.31	0.72 ± 0.08
	茎	1.53 ± 0.08	1.05 ± 0.16	1.94 ± 0.13	1.39 ± 0.16	3.61 ± 0.42	0.75 ± 0.16
	叶	1.58 ± 0.15	1.11 ± 0.11	1.44 ± 0.05	1.54 ± 0.13	4.03 ± 0.35	0.82 ± 0.13
	平均	1.54 ± 0.13b	1.04 ± 0.12c	1.59 ± 0.11a	1.40 ± 0.12b	3.53 ± 0.38a	0.76 ± 0.12b



不同小写字母表示在0.05水平上差异显著

图1 不同园林植物对重金属的转移系数

Cd、Ni、Pb 的吸收能力高于对 Zn、Mn、Cu 的吸收能力。

2.5 不同器官与土壤重金属含量的相关性分析

由土壤与植物体内重金属的相关性可以推测植株重金属的来源是否相同,如果重金属含量有显著的相关性,说明其同源的可能性较大,对不同园林植物各器官中重金属含量与土壤中重金属含量的相关性进行分析。如表 5 所示,棕榈根部与土壤中 Cu、Zn、Cd、Pb 的含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与土壤中 Mn 的含量呈显著正相关 ($P < 0.05$);棕榈茎部与土壤中 Cu、Zn、Cd 的含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$);棕榈叶片与土壤中 Cu 的含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与土壤中 Cd 的含量呈显著正相关 ($P < 0.05$)。海桐根部与土壤中 Cu、Zn、Cd、Pb 的含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与土壤中 Mn、Ni 的含量呈显著正相关 ($P < 0.05$);海桐茎部与土壤中 Cd 的含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与土壤中 Cu、Zn 的含量呈显著正相关 ($P < 0.05$);海桐叶片与土壤中 Cu、Zn、Cd 的含

量呈显著正相关 ($P < 0.05$)。广玉兰根部与土壤中 Cu、Zn、Cd 的含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与土壤中 Ni、Pb 的含量呈显著正相关 ($P < 0.05$);广玉兰茎部与土壤中 Cu、Zn 的含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与土壤中 Cd 的含量呈显著正相关 ($P < 0.05$);广玉兰叶片与土壤中 Cu、Zn、Cd 的含量呈显著正相关 ($P < 0.05$)。夹竹桃根部与土壤中 Cu、Cd 的含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与土壤中 Mn、Zn 的含量呈显著正相关 ($P < 0.05$);夹竹桃茎部与土壤中 Zn、Cd 的含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与土壤中 Cu 的含量呈显著正相关 ($P < 0.05$);夹竹桃叶片与土壤中 Cd、Pb 的含量呈显著正相关 ($P < 0.05$)。

3 讨论与结论

本研究中,不同器官重金属含量的平均值基本表现为 Zn > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd,同一器官中重金属含量基本表现

表 5 植物各器官中重金属含量与土壤重金属含量的相关性

植物	器官	与土壤中重金属含量的相关系数					
		Mn	Cu	Zn	Ni	Cd	Pb
棕榈	根	0.569 *	0.836 **	0.895 **	0.523	0.903 **	0.756 **
	茎	0.236	0.750 **	0.856 **	0.253	0.813 **	0.369
	叶	0.378	0.712 **	0.317	0.369	0.601 *	0.158
海桐	根	0.548 *	0.882 **	0.789 **	0.589 *	0.787 **	0.699 **
	茎	0.036	0.596 *	0.623 *	0.473	0.712 **	0.345
	叶	0.358	0.678 *	0.521 *	0.256	0.569 *	0.124
广玉兰	根	0.214	0.788 **	0.773 **	0.635 *	0.704 **	0.536 *
	茎	0.156	0.758 **	0.812 **	0.047	0.658 *	0.189
	叶	0.247	0.624 *	0.559 *	0.234	0.620 *	0.247
夹竹桃	根	0.637 *	0.713 **	0.535 *	0.257	0.817 **	0.332
	茎	0.244	0.527 *	0.723 **	0.102	0.779 **	0.047
	叶	0.312	0.426	0.156	0.469	0.539 *	0.514 *

注：“*”“**”分别表示在 0.05、0.01 水平上显著、极显著相关。

为棕榈>广玉兰>夹竹桃>海桐,局部有所波动;重金属含量在同种植物不同器官中基本表现为叶>茎>根。不同植物各器官对 6 种重金属元素的富集能力存在着一定的差异,基本表现为叶>茎>根,并且不同园林植物对 6 种重金属的吸收富集规律不尽相同,同一器官中重金属含量均表现为棕榈>广玉兰>夹竹桃>海桐,局部有所波动。说明同一种植物对不同金属元素吸收、迁移、累积的能力不同,不同器官对不同重金属元素吸收、富集、吸收的特性也不同。一方面反映植物本身的特性,另一方面也反映重金属对植物的影响及其在植物体内的迁移能力^[7,10,15-16]。相关性分析结果表明,不同园林植物体内重金属含量主要依赖于土壤重金属含量,而根和茎对 Cu、Zn、Cd 的吸收起着主要的依赖作用,海桐和广玉兰对重金属的吸收、富集效果较好。

不同园林植物对 Zn 的富集系数较大,但对 Zn 的转移系数并不大,表明不同植物对 Zn 元素同时具有超富集植物的 2 个基本特征,同时也表明不同园林植物对土壤 Cd 污染比较敏感,即植物能将重金属 Zn 大量地富集在地下部,表现出一定的富集重金属的能力;相反,不同植物对 Cd 的富集系数较小,但对 Cd 的转移系数最大。可见,富集系数和转移系数具有一定的区别,分别表征植物的富集能力和转运能力,与植物的生理生化 and 遗传变异关系密切^[17-18]。有研究表明,地上部分重金属含量大于根部(转移系数大于 1)的植物对于重金属超富集植物的筛选可能更有意义^[17-18],因此,园林植物对重金属的转移系数越大说明它们对土壤重金属的修复效应越大。本研究中,不同园林植物对 6 种重金属的转移系数均大于 1,对于植物修复来说非常有利,是良好的土壤修复效应的园林绿化植物;并且对 Cd 的吸收能力较强(不同园林植物 Cd 的转移系数最大),从土壤重金属修复意义来看,园林草本植物更具有土壤修复意义。综合分析可知,西安市不同园林植物对土壤重金属的吸收能力均较强,具备超富集植物和修复重金属污染土壤的潜力,今后应进一步对它们所存在的环境风险进行评估。

不同园林植物土壤重金属含量的平均值表现为 Zn>Mn>Pb>Cu>Ni>Cd,不同园林植物土壤重金属含量基本表现为棕榈>广玉兰>夹竹桃>海桐,其中土壤 Pb 含量在不同园林植物之间差异显著($P<0.05$)。

不同园林植物相同器官中重金属含量差异较大,不同园林植物各器官重金属含量变化趋势一致,基本表现为棕榈>广玉兰>夹竹桃>海桐;不同园林植物重金属含量平均值基本表现为 Zn>Mn>Cu>Pb>Ni>Cd;同种植物重金属含量在各器官间基本表现为叶>茎>根。

不同园林植物各器官对重金属元素的富集能力基本表现为叶>茎>根,其中不同园林植物对 Mn、Ni、Zn 的平均富集系数相近,并且均大于 1,对 Cd 的平均富集系数最大,对 Cu 的平均富集系数接近 1,而对 Pb 的平均富集系数均小于 1。同种植物对不同重金属的转移能力具有较大差异,海桐和广玉兰对重金属的转移能力较高,不同园林植物对 Cd、Ni、Pb 的吸收能力高于对 Zn、Mn、Cu 的吸收能力。

相关性分析结果表明,不同园林植物体内重金属含量主要依赖于土壤重金属含量,而根和茎对 Cu、Zn、Cd 的吸收起着主要的依赖作用,海桐和广玉兰对重金属的吸收、富集效果较好。

参考文献:

[1]Chen H Y,Teng Y,Lu S J,et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China [J]. Science of the Total Environment,2015,512-513:143-153.

[2]Olawoyin R,Oyewole S A,Grayson R L. Potential risk effect from elevated levels of soil heavy metals on human health in the Niger delta [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety,2012,85(3):120-130.

[3]Chen L,Luo S L,Li X J,et al. Interaction of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and functional endophyte *Pseudomonas* sp. Lk9 on soil heavy metals uptake [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014,68(1):300-308.

[4]Liu X M,Song Q J,Tang Y,et al. Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system:a multi-medium analysis [J]. Science of the Total Environment,2013,463/464:530-540.

[5]Ali H,Khan E,Sajad M A. Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications[J]. Chemosphere,2013,91(7):869-881.

[6]Ogunkunle C O,Fatoba P O. Pollution loads and the ecological risk assessment of soil heavy metals around a mega cement factory in southwest Nigeria [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2013,22(2):487-493.

- 中吊兰生长的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(2): 631–639.
- [8] 韩少华, 唐浩, 黄沈发. 重金属污染土壤螯合诱导植物修复研究进展[J]. 环境科学与技术, 2011(增刊1): 157–163.
- [9] 喻森. 含锌和钕金属环糊精的合成及其生物活性[D]. 天津: 南开大学, 2010.
- [10] Norkus E. Metal ion complexes with native cyclodextrins: an overview [J]. Journal of Inclusion Phenomena, 2009, 65(3/4): 237–248.
- [11] Wang X, Brusseau M L. Simultaneous complexation of organic compounds and heavy metals by a modified cyclodextrin [J]. Environmental Science & Technology, 1995, 29(10): 2632–2635.
- [12] Maturi K, Reddy K R. Simultaneous removal of organic compounds and heavy metals from soils by electrokinetic remediation with a modified cyclodextrin [J]. Chemosphere, 2006, 63(6): 1022–1031.
- [13] Vulava V M, Seaman J C. Mobilization of lead from highly weathered porous material by extracting agents[J]. Environ Sci Technol, 2000, 34(22): 4828–4834.
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [15] 宋金春, 邓睿园, 陈佳丽, 等. 羟丙基- β -环糊精对葛根素的增溶作用及其包合物的研制[J]. 中国医院药学杂志, 2008, 28(13): 1070–1074.
- [16] 陈亚华, 李向东, 刘红云, 等. EDTA 辅助下油菜修复铅污染土壤的潜力[J]. 南京农业大学学报, 2002, 25(4): 15–18.
- [17] 张晏深, 陈宏. EDTA 与柠檬酸释放土壤中 Cd、铅的影响研究[J]. 环境科学与管理, 2012, 37(2): 64–66, 71.
- [18] 林立, 李光德, 敬佩, 等. EDTA 及有机酸对污染土壤中铅去除效应的研究[J]. 安全与环境学报, 2009, 9(4): 51–53.
- [19] 李玉红, 宗良纲, 黄耀. 螯合剂在污染土壤植物修复中的应用[J]. 土壤与环境, 2002, 11(3): 303–306.
- [20] 李剑敏, 杨劲松, 杨晓英, 等. EDTA 对铅污染土壤上芥菜生长及铅积累特性的影响[J]. 土壤通报, 2007, 38(6): 1178–1181.
- [21] Ding Z H, Wang Q Y, Hu X. Extraction of heavy metals from water-stable soil aggregates using EDTA [J]. Procedia Environmental Sciences, 2013, 18(18): 679–685.
- [22] Zhang T, Liu J M, Huang X F, et al. Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils using new selective EDTA derivatives [J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 262(8): 464–471.
- [23] 丁竹红, 胡忻, 张宇峰. 螯合剂对小麦幼苗吸收金属以及土壤金属形态的效应[J]. 生态环境学报, 2010, 19(1): 97–101.
- [24] 李玉双, 孙丽娜, 王升厚, 等. EDTA 对 4 种花卉富集 Cd、铅的效应[J]. 环境科学与技术, 2007, 30(7): 16–17, 34.
- [25] 杨晓英, 杨劲松, 黄铮, 等. 螯合剂对铅污染土壤上玉米幼苗生长及铅积累特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 482–486.
- [26] Hu P J, Yang B F, Dong C X, et al. Assessment of EDTA heap leaching of an agricultural soil highly contaminated with heavy metals [J]. Chemosphere, 2014, 117(1): 532–537.
- [27] 刘金, 殷宪强, 孙慧敏, 等. EDDS 与 EDTA 强化苧麻修复镉铅污染土壤[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(7): 1293–1300.
- [28] 邓红侠, 李珍, 杨亚莉, 等. 皂苷与 EDTA 复合淋洗污染壤土中 Cu、铅的效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2015(3): 461–470.
- [29] Wu L H, Luo Y M, Xing X R, et al. EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2004(102): 307–318.
- [30] 陶涛, 詹德昊, 芦秀青, 等. 味精废水治理的现状与进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2002, 3(1): 69–73.
- [31] Nascimento C W, Amarasingiwardena D, Xing B H. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multimetal contaminated soil [J]. Environmental Pollution, 2006, 140(1): 114–123.
- [32] Papassiopi N, Tambouris S, Kontopoulos A. Removal of heavy metals from calcareous contaminated soils by EDTA leaching [J]. Water Air and Soil Pollution, 1999, 109(1/2/3/4): 1–15.
- (上接第 214 页)
- [7] Chabukdhara M, Nema A K. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India: probabilistic health risk approach[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 2013, 87(1): 57–64.
- [8] Zhao H R, Xia B C, Fan C, et al. Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine, Southern China [J]. Science of the Total Environment, 2012, 417/418: 45–54.
- [9] Salomons W, Forstner U, Mader P. Heavy metals: problems and solutions[M]. Berlin: Springer, 2012.
- [1] Cui S, Zhang T A, Zhao S L, et al. Evaluation of three ornamental plants for phytoremediation of Pb-contaminated soil [J]. International Journal of Phytoremediation, 2013, 15(4): 299–306.
- [11] Jelusic M, Lestan D. Remediation and reclamation of soils heavily contaminated with toxic metals as a substrate for greening with ornamental plants and grasses[J]. Chemosphere, 2015, 138: 1001–1007.
- [12] Sharma S, Singh B, Manchanda V K. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(2): 946–962.
- [13] Olaniran A O, Balgobind A, Pillay B. Bioavailability of heavy metals in soil: impact on microbial biodegradation of organic compounds and possible improvement strategies [J]. International Journal of Molecular Sciences, 2013, 14(5): 10197–10228.
- [14] 国家环境保护局, 国家技术监督局. 国家土壤环境质量标准: GB15618—1995[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995.
- [15] Ali H, Khan E, Sajad M A. Phytoremediation of heavy metals – concepts and applications [J]. Chemosphere, 2013, 91(7): 869–881.
- [16] Sun Y, Zhou Q, Xu Y, et al. Phytoremediation for co-contaminated soils of benzo [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(2): 2075–2082.
- [17] Saradhi P P. Proline accumulation under heavy metal stress [J]. Journal of Plant Physiology, 1991, 138(5): 554–558.
- [18] Liu J N, Zhou Q X, Sun T, et al. Growth responses of three ornamental plants to Cd and Cd-Pb stress and their metal accumulation characteristics [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 151(1): 261–267.