

杨亚琴. 不同园林绿化植物对土壤重金属的吸收富集研究[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(3): 364–368.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.03.102

不同园林绿化植物对土壤重金属的吸收富集研究

杨亚琴

(黔东南民族职业技术学院, 贵州凯里 556000)

摘要:以贵州凯里市道路园林绿化植物为试材, 分析其对 Mn、Zn、Cu、Ni、Cd、Pb 等 6 种重金属元素的吸收富集特征。结果发现: (1) 不同园林植物土壤 6 种重金属的平均含量由高到低的顺序为 $Zn > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd$, 土壤重金属含量均表现为乔木 > 灌木 > 草本。 (2) 不同园林植物相同器官同种重金属的含量不尽一致, 相同器官重金属含量均表现为乔木 > 灌木 > 草本; 相同器官重金属的平均含量基本表现为 $Zn > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd$; 同种植物重金属含量在不同器官基本表现为叶 > 茎 > 根。 (3) 3 种类型园林植物各器官对 6 种重金属元素的富集能力存在一定的差异, 由大到小依次基本表现出叶 > 茎 > 根, 相同器官中重金属含量均表现为乔木 > 灌木 > 草本, 局部有所波动。 (4) 草本植物对 6 种重金属的转移能力最大, 其次是灌木和乔木; 同种植物对不同重金属的转移能力具有较大差异, 其中 3 种园林植物对 Cd、Ni 和 Pb 的吸收能力高于 Zn、Mn 和 Cu; 草本植物对 Cd、Pb、Mn 和 Cu 的吸收能力高于灌木和乔木。 (5) 相关性分析表明, 土壤重金属 Cu、Ni、Cd、Pb 元素的来源可能相同, 3 种类型园林植物体内的重金属含量主要依赖于土壤重金属含量, 同时对于土壤重金属的吸收也保持一定的独立性。

关键词: 园林植物; 土壤重金属; 吸收; 富集

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)03-0364-05

土壤是人类赖以生存的重要自然资源, 随着城市化和工业化的迅速发展, 土壤重金属污染给人类带来了生存危机, 通过食物链危及人类的生命和健康, 也对城市本身的生存与发展提出严峻的挑战^[1-3]。园林绿化植物是城市-自然-景观复合生态系统的一部分, 在减少阳光辐射、净化空气、重金属修复、改善城市生态环境等方面有着重要的作用^[4-6]。通过种植园林植物逐步吸收土壤中的重金属元素, 进而修复污染土壤的方法——植物修复技术, 已成为人们研究的热点^[1-3, 7-8]。研究城市园林绿化植物对重金属的修复是促进城市绿化高效发展的有效途径之一, 将其作为特色经济植物用于土壤重金属修复具有重要的实用和经济意义^[5-7]。不同植物因其本身的生物学特性的差异, 其修复能力也有较大的差异, 选择适合城市发展的绿化树种, 是城市绿地设计的基础, 也是改善城市环境质量的重要保障^[5-6, 8]。近年来, 重金属超富集植物的筛选倍受国内外科学家们的广泛关注, 有关园林植物对土壤重金属元素吸收富集特征的研究在不断涌现^[9-11]。笔者以贵州凯里市区主要绿化植物为研究对象, 对城市道路中 3 种类型园林植物体内不同器官和土壤重金属进行研究比较, 为不同植物在园林景观功能性配置方面提供基础数据, 以期对重金属污染土壤修复提供更多的植物种类和理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

贵州凯里市地处云贵高原向中部丘陵过渡地带, 属亚热带

带湿润气候, 冬无严寒, 夏无酷暑, 气候温暖湿润, 西北部、西南部和东南部较高, 中部和东北部较低, 最高处海拔 1 447 m, 最低处海拔 529 m, 年平均气温 15 ℃, 最高气温 37 ℃, 最低气温 -7 ℃, 年降水量 1 240.4 mm, 年均日照 1 289 h, 无霜期 282 d, 四季分明, 湿度较大, 又属高原山区, 地势差异悬殊, 为多种植物生长提供了丰富多彩的环境条件。植物种类繁多, 可开发利用的园林观赏植物资源丰富, 园林观赏植物约有 56 科 113 属 312 余种 (含变种、变型和亚种), 基本形成了形式多样、物种丰富、布局合理, 与自然环境协调一致的园林绿化格局。主要包括: 乔木类 (黄枝油杉、青岩油杉、翠柏、光叶木兰、乐东拟单性木兰、香樟、光叶木兰、川含笑、乐东拟单性木兰等)、灌木类 (豆科、葡萄科、蔷薇科、茜草科等)、草本类 (铁线蕨科、凤尾蕨科、胡椒科、马兜铃科、荨麻科等)。

1.2 采样方法

2014 年 8 月中旬, 根据凯里市城区道路园林绿化植物的分布及种类, 分别在凯里市区不同街道采集乔木 (香樟和桂花)、灌木 (女贞和黄杨)、草本 (麦冬和葱兰) 3 种类型植物, 采集和挖取整株植物 (乔木挖取部分根, 修剪部分茎和叶片, 灌木和草本挖取整个植株带回实验室), 在挖取植株的同时四分法采集 3 种植物根系周围的土壤 (0~20 cm), 土壤经自然风干, 去除石块、植物残体等残杂物, 研磨后过 60 目筛后备用。叶片分别从东、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、茎和叶), 晾干, 在 105 ℃ 条件下杀青 30 min, 70 ℃ 烘干至恒重, 烘干样品粉碎过 40 目筛。

1.3 测定指标

1.3.2 植物及土壤样品重金属的测定 称取粉碎后的植物或者土壤样品 0.2 g, 放入聚四氟乙烯消解罐中, 润湿后加入混合酸 (HNO_3 和 $HClO_4$ 体积比为 5:1) 6 mL, 新仪 MDS6 型

收稿日期: 2015-03-31

作者简介: 杨亚琴 (1973—), 女, 土家族, 贵州石阡人, 副教授, 研究方向为园林植物栽培与养护。E-mail: yangyaqing1973@163.com。

微波消解仪消解,消解后的样品经加热赶酸后蒸馏水定容,采用等离子体原子发射光谱法(ICP-AES)测定 Zn、Mn、Pb、Cu、Ni、Cd 含量^[9-11]。

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^[12-13]

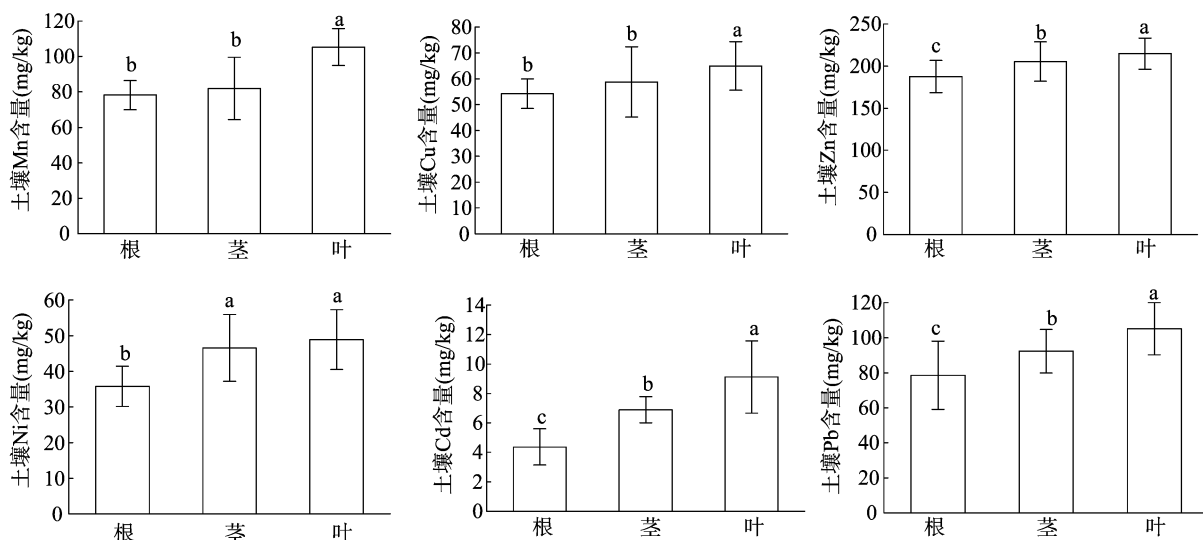
转移系数 = 植物地上(茎和叶的平均值)重金属含量/地下(根)重金属含量^[12-13]

1.3 数据处理

统计分析:Excel 2007 数据统计,SPSS 18.0 方差分析,LSD 多重比较($P < 0.05$ 和 $P < 0.01$),单因素方差比较不同植物重金属含量的差异显著性(One-way ANOVA),Pearson 分析土壤与植物重金属含量的相关性($P < 0.05$ 和 $P < 0.01$),Origin 7.5 作图。

2 结果与分析

2.1 不同类型园林植物土壤重金属含量



不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$); 图2同。

图1 不同类型园林植物重金属含量

2.2 不同类型园林植物不同器官重金属含量

不同园林植物同一器官中同一种重金属的含量不尽一致(表1),同一器官中重金属含量均表现为乔木>灌木>草本,局部有所波动;不同园林植物在相同器官重金属的平均含量由高到低的顺序为 $Zn > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd$;即使是同一种植物,同一种重金属在不同器官中的含量也不尽相同,同种植物重金属含量在不同器官基本表现为叶>茎>根;草本植物 Mn 含量的变化范围在 98.87~135.42 mg/kg 之间,灌木 Mn 含量的变化范围在 75.23~91.27 mg/kg 之间,乔木 Mn 含量的变化范围在 109.74~121.54 mg/kg 之间;草本植物 Cu 含量的变化范围在 79.58~91.37 mg/kg 之间,灌木 Cu 含量的变化范围在 61.78~71.25 mg/kg 之间,乔木 Cu 含量的变化范围在 59.12~76.19 mg/kg 之间;草本植物 Zn 含量的变化范围在 259.87~293.15 mg/kg 之间,灌木 Zn 含量的变化范围在 256.87~283.13 mg/kg 之间,乔木 Zn 含量的变化范围在 263.41~283.91 mg/kg 之间;草本植物 Ni 含量的变化范围在 21.36~36.18 mg/kg 之间,灌木 Ni 含量的变化范围

不同园林植物土壤 6 种重金属的平均含量由高到低的顺序为 $Zn > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd$,草本平均含量分别为 78.23、54.23、187.54、35.78、4.37、78.54 mg/kg,灌木平均含量分别为 81.96、58.74、205.37、46.58、6.89、92.37 mg/kg,乔木平均含量分别为 105.32、64.98、214.78、48.92、9.12、105.11 mg/kg(表1)。不同园林植物土壤重金属含量均表现为乔木>灌木>草本,其中土壤 Zn、Cd、Pb 含量在不同园林植物之间差异均显著;土壤 Ni 含量在灌木和乔木之间差异不显著,二者显著高于草本;土壤 Mn、Cu 含量在草本和灌木之间差异不显著,显著低于乔木。与草本相比较,灌木和乔木 Mn 含量分别高出 4.77%、34.63%,Cu 含量分别高出 8.32%、19.82%,Zn 含量分别高出 9.51%、14.52%,Ni 含量分别高出 30.18%、36.72%,Cd 含量分别高出 57.67%、108.70%,Pb 含量分别高出 17.61%、33.83%。结果表明,不同园林植物各种重金属含量变异程度不一致,其中 Cd 的变异程度较大,而 Zn 的变异程度较小。

在 26.79~49.53 mg/kg 之间,乔木 Ni 含量的变化范围在 39.54~50.13 mg/kg 之间;草本植物 Cd 含量的变化范围在 1.23~3.98 mg/kg 之间,灌木 Cd 含量的变化范围在 1.98~5.25 mg/kg 之间,乔木 Cd 含量的变化范围在 2.85~6.17 mg/kg 之间;草本植物 Cd 含量的变化范围在 1.23~3.98 mg/kg 之间,灌木 Cd 含量的变化范围在 1.98~5.25 mg/kg 之间,乔木 Cd 含量的变化范围在 2.85~6.17 mg/kg 之间;草本植物 Pb 含量的变化范围在 33.45~59.41 mg/kg 之间,灌木 Pb 含量的变化范围在 38.52~51.54 mg/kg 之间,乔木 Pb 含量的变化范围在 49.52~54.13 mg/kg 之间;其中不同植株体内平均 Zn 含量差异不显著;不同植株体内平均 Ni、Cd、Pb 含量差异均显著,草本和灌木植株体内 Mn 含量差异不显著,但显著高于乔木;草本植株体内 Cu 含量显著高于灌木和乔木。

2.3 不同类型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 2 个重要特征,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

表 1 不同类型园林植物不同器官重金属含量

| 类型 | 器官 | Mn 含量 (mg/kg) | Cu 含量 (mg/kg) | Zn 含量 (mg/kg) | Ni 含量 (mg/kg) | Cd 含量 (mg/kg) | Pb 含量 (mg/kg) |
|----|----|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| 草本 | 根 | 98.87 ± 8.56 | 79.58 ± 6.54 | 263.56 ± 26.54 | 21.36 ± 2.78 | 1.23 ± 0.52 | 33.45 ± 6.25 |
| | 茎 | 105.97 ± 10.37 | 89.53 ± 7.95 | 259.87 ± 38.72 | 27.36 ± 3.65 | 3.56 ± 1.03 | 52.17 ± 5.52 |
| | 叶 | 135.42 ± 13.41 | 91.37 ± 11.27 | 293.15 ± 29.17 | 36.18 ± 2.94 | 3.98 ± 0.98 | 59.41 ± 8.21 |
| | 平均 | 113.42 ± 19.38a | 86.83 ± 6.34a | 272.19 ± 18.24a | 28.30 ± 7.45c | 2.92 ± 1.48c | 48.34 ± 13.40b |
| 灌木 | 根 | 75.23 ± 7.16 | 64.05 ± 9.15 | 256.87 ± 42.03 | 26.79 ± 4.65 | 1.98 ± 0.57 | 38.52 ± 4.31 |
| | 茎 | 89.35 ± 9.52 | 61.78 ± 8.57 | 283.13 ± 35.55 | 38.94 ± 3.96 | 3.98 ± 0.99 | 43.78 ± 3.78 |
| | 叶 | 91.27 ± 15.78 | 71.25 ± 9.98 | 274.54 ± 41.20 | 49.53 ± 5.10 | 5.25 ± 1.32 | 51.54 ± 5.12 |
| | 平均 | 85.28 ± 8.76b | 65.69 ± 4.94b | 271.51 ± 13.39a | 38.42 ± 11.38b | 3.74 ± 1.65b | 44.61 ± 6.55c |
| 乔木 | 根 | 116.37 ± 12.38 | 69.37 ± 11.41 | 263.41 ± 37.15 | 39.54 ± 4.18 | 2.85 ± 0.45 | 49.52 ± 4.01 |
| | 茎 | 121.54 ± 7.41 | 59.12 ± 6.54 | 269.57 ± 28.17 | 47.29 ± 4.03 | 3.96 ± 0.73 | 56.38 ± 6.74 |
| | 叶 | 109.74 ± 11.47 | 76.19 ± 7.39 | 283.91 ± 34.08 | 50.13 ± 6.89 | 6.17 ± 1.28 | 54.13 ± 5.23 |
| | 平均 | 115.88 ± 5.92a | 68.23 ± 8.59b | 272.30 ± 10.52a | 45.65 ± 5.48a | 4.33 ± 1.69a | 53.34 ± 3.50a |

注:同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。表 2 同。

不同,更能够反映植物对重金属的富集和吸收能力^[9-11,14]。3 种类型园林植物各器官对 6 种重金属元素的平均富集能力分别为 1.10、0.89、0.89,草本植物对 6 种重金属的吸收富集显著高于灌木和乔木,灌木和乔木对 6 种重金属的吸收富集系数相等,并且差异不显著;且 3 种园林植物均表现出对 Zn 含量的富集能力最强,平均富集系数分别为 1.45、1.32、1.27,对 Cd 和 Pb 的富集能力最小,Cd 的富集系数分别为 0.67、0.54、0.47,Pb 的富集系数分别为 0.62、0.48、0.51。草本对 6 种重金属的富集能力从高到低次序为 Cu > Mn = Zn > Ni >

Cd > Pb,灌木为 Zn > Cu > Mn > Ni > Cd > Pb,乔木为 Zn > Mn > Cu > Ni > Pb > Cd;3 种类型园林植物对 6 种重金属元素富集能力基本表现为草本 > 灌木 > 乔木;草本植物对 Mn、Zn、Pb 含量的富集系数均显著高于灌木和乔木,灌木和乔木对 Mn、Zn、Pb 含量的富集系数差异不显著;草本、灌木和乔木对 Cu 和 Cd 的富集系数差异均显著。3 种植物各器官对 6 种重金属元素的富集能力存在着一定的差异,由大到小依次基本表现出叶 > 茎 > 根(表 2)。

表 2 不同类型园林植物重金属的富集系数

| 类型 | 器官 | 富集系数 | | | | | | 平均 |
|----|----|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | Mn | Cu | Zn | Ni | Cd | Pb | |
| 草本 | 根 | 1.26 ± 0.14 | 1.47 ± 0.28 | 1.41 ± 0.07 | 0.60 ± 0.32 | 0.28 ± 0.09 | 0.43 ± 0.15 | 1.10 ± 0.45a |
| | 茎 | 1.35 ± 0.18 | 1.65 ± 0.13 | 1.39 ± 0.16 | 0.76 ± 0.15 | 0.81 ± 0.23 | 0.66 ± 0.13 | |
| | 叶 | 1.73 ± 0.32 | 1.68 ± 0.09 | 1.56 ± 0.11 | 1.01 ± 0.16 | 0.91 ± 0.11 | 0.76 ± 0.08 | |
| | 平均 | 1.45 ± 0.25a | 1.60 ± 0.12a | 1.45 ± 0.10a | 0.79 ± 0.21b | 0.67 ± 0.34a | 0.62 ± 0.17a | |
| 灌木 | 根 | 0.92 ± 0.06 | 1.09 ± 0.41 | 1.25 ± 0.24 | 0.58 ± 0.15 | 0.29 ± 0.08 | 0.42 ± 0.11 | 0.89 ± 0.33b |
| | 茎 | 1.09 ± 0.08 | 1.05 ± 0.32 | 1.38 ± 0.13 | 0.84 ± 0.08 | 0.58 ± 0.11 | 0.47 ± 0.17 | |
| | 叶 | 1.11 ± 0.13 | 1.21 ± 0.27 | 1.34 ± 0.37 | 1.06 ± 0.24 | 0.76 ± 0.24 | 0.56 ± 0.23 | |
| | 平均 | 1.04 ± 0.11b | 1.12 ± 0.08b | 1.32 ± 0.07b | 0.82 ± 0.24b | 0.54 ± 0.24b | 0.48 ± 0.07b | |
| 乔木 | 根 | 1.10 ± 0.07 | 1.07 ± 0.14 | 1.23 ± 0.15 | 0.81 ± 0.23 | 0.31 ± 0.05 | 0.47 ± 0.13 | 0.89 ± 0.33b |
| | 茎 | 1.15 ± 0.13 | 0.91 ± 0.23 | 1.26 ± 0.19 | 0.97 ± 0.17 | 0.43 ± 0.13 | 0.54 ± 0.25 | |
| | 叶 | 1.04 ± 0.16 | 1.17 ± 0.24 | 1.32 ± 0.27 | 1.02 ± 0.34 | 0.68 ± 0.16 | 0.51 ± 0.16 | |
| | 平均 | 1.10 ± 0.06b | 1.05 ± 0.13c | 1.27 ± 0.05b | 0.93 ± 0.11a | 0.47 ± 0.19c | 0.51 ± 0.03b | |

2.4 不同类型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的运输和富集能力。转移系数越大,则重金属从根系向地上器官转运能力越强^[9-11,14]。本研究采用植物叶和茎平均元素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。考查不同类型园林植物各器官对 6 种重金属元素的转移系数,草本植物对 6 种重金属的转移能力最大,其次是灌木,最后是乔木(图 2)。同种植物对不同重金属的转移能力存在较大差异,草本植物对 6 种金属元素的转移系数均大于 1,其中对 Cd 的转移能力最高,达到 3.07,其次为 Pb(1.67)和 Ni(1.49),而对 Zn 的转移能力最低(1.05);灌木对 6 种金属元素的转移系数也均大于 1,对 6 种重金属的吸收能力依次表现为 Cd >

Ni > Pb > Mn > Zn > Cu;乔木对 6 种重金属的吸收能力依次表现为 Cd > Ni > Pb > Zn > Mn > Cu。3 种不同类型园林植物对 Cd、Ni 和 Pb 的吸收能力高于 Zn、Mn 和 Cu;草本植物对 Cd、Pb、Mn 和 Cu 的吸收能力高于灌木和乔木;草本、灌木和乔木对 Zn 的吸收能力差异不显著;3 种植物对 Ni 的吸收能力依次表现为灌木 > 草本 > 乔木,并且 3 种植物之间差异均显著。

2.5 土壤重金属含量的相关性分析

土壤重金属的相关性可以推测土壤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,否则来源不止一个^[9-11,14]。相关性分析结果表明:Mn 与 Cd 呈显著正相关,Cu 与 Ni 和 Cd 呈极显著正相关,Zn 与 Ni 和 Cd 呈极显著正相关,Cd 与 Pb 呈显著正相关(表 3)。以上结果表明,Cu、Ni、Cd、Pb 元素的来源可能相同。

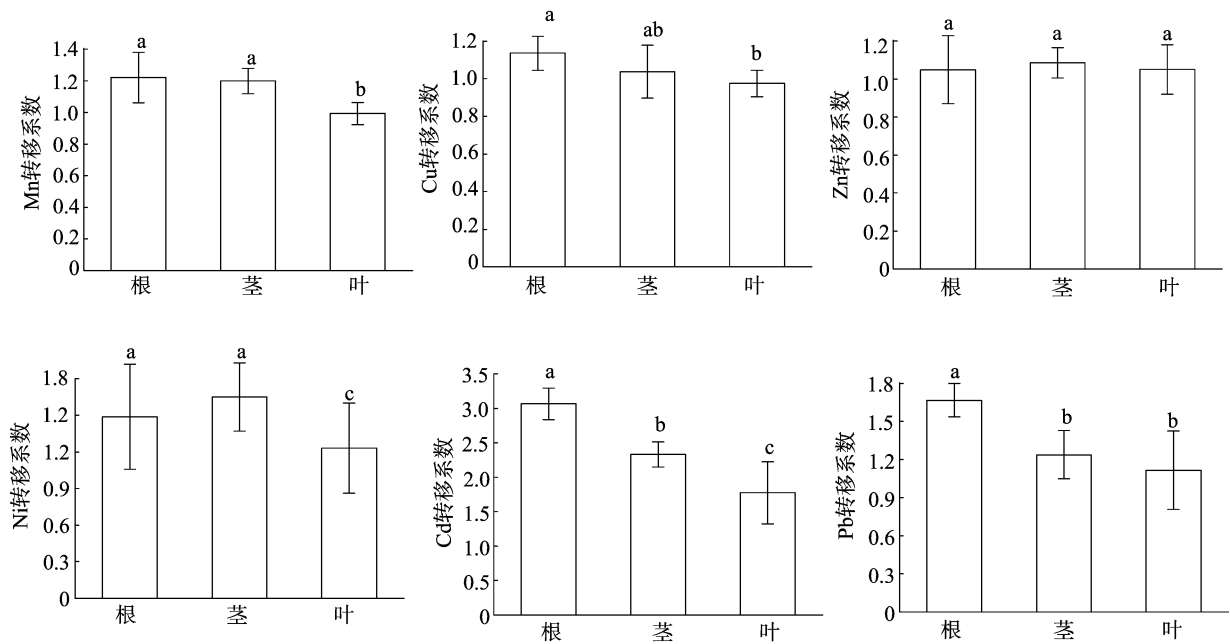


图2 不同类型园林植物重金属的转移系数

表 3 土壤重金属含量的相关性分析

| 名称 | 相关系数 | | | | | |
|----|---------|----------|----------|-------|---------|-------|
| | Mn | Cu | Zn | Ni | Cd | Pb |
| Mn | 1.000 | | | | | |
| Cu | 0.254 | 1.000 | | | | |
| Zn | 0.317 | 0.569 * | 1.000 | | | |
| Ni | 0.123 | 0.876 ** | 0.889 ** | 1.000 | | |
| Cd | 0.498 * | 0.914 ** | 0.863 ** | 0.298 | 1.000 | |
| Pb | 0.307 | 0.352 | 0.357 | 0.431 | 0.542 * | 1.000 |

注：“**”表示相关性在 0.01 水平上显著（双尾），“*”表示相关性在 0.05 水平上显著（双尾）。

2.6 不同器官与土壤重金属含量的相关性分析

对不同类型园林植物各器官中重金属的含量与土壤重金属含量相关性进行分析发现,草本植物根 Cu、Zn 和 Ni 与土壤中 Cu、Zn 和 Ni 呈极显著正相关;草本植物茎 Cu、Zn 和 Ni 与土壤中 Cu、Zn 和 Ni 呈极显著正相关;灌木根 Cu、Zn 和 Ni 与土壤中 Cu、Zn 和 Ni 呈极显著正相关;灌木茎 Cu 和 Ni 与土壤中 Cu 和 Ni 呈极显著正相关;乔木根 Cu 和 Zn 与土壤中 Cu 和 Zn 呈极显著正相关;乔木茎 Cu、Zn、Ni 和 Pb 与土壤中 Cu、Zn、Ni 和 Pb 呈极显著正相关(表 4)。以上结果表明,3 种植物体内的重金属含量主要依赖于土壤重金属含量,同时对于土壤重金属的吸收也保持一定的独立性。

表 4 不各器官与土壤重金属含量的相关性

| 植物类型 | 器官 | 相关系数 | | | | | |
|------|----|---------|----------|----------|----------|---------|----------|
| | | Mn | Cu | Zn | Ni | Cd | Pb |
| 草本 | 根 | 0.521 * | 0.756 ** | 0.832 ** | 0.914 ** | 0.423 | 0.387 |
| | 茎 | 0.403 | 0.655 ** | 0.713 ** | 0.697 ** | 0.528 * | 0.523 * |
| | 叶 | 0.327 | 0.550 * | 0.552 * | 0.237 | 0.314 | 0.298 |
| 灌木 | 根 | 0.462 | 0.652 ** | 0.698 ** | 0.789 ** | 0.298 | 0.506 * |
| | 茎 | 0.564 * | 0.753 ** | 0.512 * | 0.773 ** | 0.387 | 0.457 |
| | 叶 | 0.209 | 0.410 | 0.387 | 0.503 * | 0.441 | 0.259 |
| 乔木 | 根 | 0.302 | 0.913 ** | 0.841 ** | 0.564 * | 0.324 | 0.413 |
| | 茎 | 0.189 | 0.882 ** | 0.732 ** | 0.605 ** | 0.523 * | 0.602 ** |
| | 叶 | 0.275 | 0.432 | 0.563 * | 0.513 * | 0.289 | 0.378 |

注同表 3。

3 讨论

有关重金属植物修复的研究,国内外已经取得了大量的进展^[9-11]。本试验对不同园林植物对土壤重金属的修复效果进行了研究,发现与国家土壤环境质量(GB 15618—1995)二级标准比较(表 5),除 Mn 外,土壤中 Zn、Pb、Cu、Ni 平均含量均没有超标,但 Cd 含量超过国家土壤环境质量二级标准

表 5 国家土壤环境质量标准及土壤背景值

| 项目 | 含量(mg/kg) | | | | | |
|----------|-----------|------|------|------|-------|------|
| | Mn | Cu | Zn | Ni | Cd | Pb |
| 国家二级标准 | | 100 | 250 | 50 | 0.6 | 300 |
| 贵州省土壤背景值 | 360 | 27 | 83.5 | 31.6 | 0.086 | 27.1 |
| 中国土壤平均值 | 583 | 22.6 | 74.2 | 26.9 | 0.097 | 26.0 |

的 10.32 倍,与贵州省土壤重金属背景值比较,除 Mn 外,Cu、Zn、Ni、Cd、Pb 分别超过贵州省土壤背景值的 1.20、1.43、0.38、77.95、2.40 倍;除 Mn 外,Cu、Zn、Ni、Cd、Pb 含量分别超过中国土壤重金属平均值的 1.62、1.73、0.63、69.03、2.54 倍。比较结果表明,贵州省存在较为严重的重金属污染,其中以 Cd 的污染最为严重。这种现象主要是由城市园林植物土壤受人类活动影响程度不同或是栽培园林植物过程中土壤来源不同所造成的,也可能是由环境的污染所导致的^[15-16]。

从本研究结果来看,不同类型园林植物在相同器官重金属的平均含量由高到低的顺序基本为 Zn > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd,同一器官中重金属含量均表现为乔木 > 灌木 > 草本,局部有所波动;同种植物重金属含量在不同器官基本表现为叶 > 茎 > 根;3 种植物各器官对 6 种重金属元素的富集能力存在着一定的差异,由大到小依次基本表现出叶 > 茎 > 根,并且 3 种类型园林植物对 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乔木 > 灌木 > 草本,局部有所波动。说明了不同植物即使是同一种植物对不同元素吸收迁移、累积不一样,不同器官对不同重金属元素吸收、富集和吸收特性也不同;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^[15-16]。相关性分析表明,土壤重金属 Cu、Ni、Cd、Pb 元素的来源可能相同,而 3 种类型园林植物根和叶 Cu、Zn、Ni 与土壤 Cu、Zn、Ni 呈极显著正相关,而其他元素与土壤则并不相关,表明 3 种类型园林植物体内的重金属含量主要依赖于土壤重金属含量,同时对于土壤重金属的吸收也保持一定的独立性。

3 种类型园林植物对 Zn 的富集系数最大,但对 Zn 的转移系数并不是最大,表明了 3 种类型园林植物对 Zn 元素同时具有超富集植物的 2 个基本特征,同时也说明 3 种类型园林植物对土壤 Cd 污染比较敏感,即植物能将重金属 Zn 大量的富集在地下部,表现出一定的富集重金属的能力;3 种类型园林植物对 Cd 富集系数较小,对 Cd 转移系数最大。可见,富集系数和转移系数有一定的区别,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^[9-11,15-16]。Stalt 认为地上部分重金属含量大于根部(转移系数大于 1)的植物对重金属超富集植物的筛选可能更有意义^[17]。因此,对于园林植物,转移系数越大说明其对土壤重金属的修复效应越大。本研究发现,草本和灌木对 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 的吸收能力最强(3 种类型园林植物 Cd 的转移系数最大);而乔木对 Mn 和 Cu 的转移系数均小于 1,并且小于草本和灌木。因此,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。综合结果表明,草本植物对土壤重金属的吸收能力均较强,具备超富集植物的潜能,植物叶片的贡献相对较大。不同园林植物均具有修复重金属污染土壤的潜力,今后应再进一步对它们所存在的环境风险进行评估。

参考文献:

[1] Li Z Y, Ma Z W, van der Kuijp T J, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment

- [J]. Science of the Total Environment, 2014, 468/469: 843 - 853.
- [2] Xie Y F, Chen T B, Lei M, et al. Spatial distribution of soil heavy metal pollution estimated by different interpolation methods: accuracy and uncertainty analysis[J]. Chemosphere, 2011, 82(3): 468 - 476.
- [3] Bai J H, Xiao R, Zhang K J, et al. Arsenic and heavy metal pollution in wetland soils from tidal freshwater and salt marshes before and after the flow - sediment regulation regime in the Yellow River Delta, China [J]. Journal of Hydrology, 2012, 450/451: 244 - 253.
- [4] Najafi P, Shams J, Shams A. Evaluation of urban treated wastewater and irrigation method on growth indices of landscaping plants in arid and semi - arid regions[J]. Research on Crops, 2014, 15(3): 710 - 714.
- [5] Mlcek J, Rop O. Fresh edible flowers of ornamental plants - A new source of nutraceutical foods [J]. Trends in Food Science & Technology, 2011, 22(10): 561 - 569.
- [6] Joseph D, Thomas B, Arumugam R. Potential ornamental plants and their contribution to the domestic gardens and landscape architecture practices[J]. Research in Plant Biology, 2013, 3(4): 1 - 13.
- [7] Oh K, Cao T, Li T, et al. Study on application of phytoremediation technology in management and remediation of contaminated soils[J]. Journal of Clean Energy Technologies, 2014, 2: 216 - 220.
- [8] Ying W, Zhun X, Hongzao H, et al. Research progress of phytoremediation technology on soils polluted by heavy metals in mining areas [J]. Agricultural Science & Technology - Hunan, 2012, 13(10): 2133 - 2136.
- [9] Cheng Z Q, Lee L, Dayan S, et al. Speciation of heavy metals in garden soils: evidences from selective and sequential chemical leaching [J]. Journal of Soils and Sediments, 2011, 11(4): 628 - 638.
- [10] Luo C L, Liu C P, Wang Y, et al. Heavy metal contamination in soils and vegetables near an e - waste processing site, South China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(1): 481 - 490.
- [11] Abdu N, Abdulkadir A, Agbenin J O, et al. Vertical distribution of heavy metals in wastewater - irrigated vegetable garden soils of three West African cities [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2011, 89(3): 387 - 397.
- [12] 马利民, 陈玲, 马娜, 等. 几种花卉植物对污泥中铅的富集特征[J]. 生态学杂志, 2005, 24(6): 644 - 647.
- [13] 金文芬, 方晰, 唐志娟. 3 种园林植物对土壤重金属的吸收富集特征[J]. 中南林业科技大学学报, 2009, 29(3): 21 - 25.
- [14] Garcia - Gomez A, Bernal M P, Roig A. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes [J]. Bioresource Technology, 2002, 83(2): 81 - 87.
- [15] Avery P B, Kumar V, Xiao Ying Fang, et al. Selecting an ornamental pepper banker plant for *Amblyseius swirskii* in floriculture crops [J]. Arthropod - Plant Interactions, 2014, 8(1): 49 - 56.
- [16] Wang Y B, Yan A, Dai J, et al. Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in *Chlorophytum comosum*: a popular ornamental plant and potential Cd hyperaccumulator [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2012, 184(2): 929 - 937.
- [17] Salt D E. Phytoextraction: present applications and future promise [C]. Environmental Science and Pollution Control Series, 2000: 729 - 743.