

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw201609001

引文格式: 王爱霞, 方炎明. 杭州市六种常见绿化树种叶片累积空气重金属特征及与环境因子的相关性 [J]. 广西植物, 2017, 37(4):470-477
WANG AX, FANG YM. Characteristics of the accumulation of heavy metals in the leaves of six common green tree species and its correlation with environment factors in Hangzhou City, China [J]. Guihaia, 2017, 37(4):470-477

杭州市六种常见绿化树种叶片累积空气重金属特征及与环境因子的相关性

王爱霞^{1*}, 方炎明²

(1. 内蒙古工业大学 建筑学院, 呼和浩特 010051; 2. 南京林业大学 生物与环境学院, 南京 210037)

摘要: 该研究选取杭州市 2 个污染区常见的 6 种绿化树种叶片作为材料, 以清洁区为对照, 采用电感耦合等离子体发射光谱法, 测定受试树种叶内及对应样点降尘、土壤中 Pb、Cd、Cr、Cu、Ni 和 Zn 的含量, 分析叶片的吸污能力以及重金属含量与土壤、降尘的相关性。结果表明: (1) 污染区树种重金属含量明显高于对照区, 绿化树种对环境重金属污染物有一定的吸收能力, 重金属含量在不同的树种中具有明显差异; 所测树种叶内 Zn 含量最大, Pb 次之, Cd 最小, 指示能力则以枸骨 (*Ilex cornuta*) 对 Cd 和 Pb、圆柏 (*Juniperus chinensis*) 对 Cu、茶花 (*Camellia japonica*) 对 Ni、广玉兰 (*Magnolia grandiflora*) 对 Zn 为最强。(2) 3 个样点树种叶片与对应样点土壤、降尘中重金属元素含量的相关性分析和回归分析表明, 叶片重金属含量与土壤重金属含量的相关性较小, 而与降尘呈显著正相关。因此, 绿化树种叶片作为空气重金属污染的累积器和监测器是科学合理的, 且上述 4 种树种对杭州市空气中 6 种重金属污染的指示作用具有一定参考价值, 可作为监测城市空气质量的特型树种。该研究结果为减少城市空气重金属污染提供了科学依据和理论支持。

关键词: 绿化树种, 重金属, 累积, 降尘, 土壤

中图分类号: Q948.12 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2017)04-0470-08

Characteristics of the accumulation of heavy metals in the leaves of six common green tree species and its correlation with environment factors in Hangzhou City, China

WANG Ai-Xia^{1*}, FANG Yan-Ming²

(1. Inner Mongolia University of Technology, Hohhot 010051, China; 2. College of Biology and the Environment, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China)

Abstract: In order to detect the heavy metal accumulation ability and the effects of environmental factors on the green tree species leaves, six common green tree species were selected for analyzing six heavy metal elements (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn) concentrations in samples. Three areas were chosen for this research in Hangzhou, China, two industry areas for heavy metal pollution treatments and one natural area for control. Afterwards, leaf, soil and dust fall samples were collected to test the six heavy metal element concentrations using the element analyzer (ICP-AES). The re-

收稿日期: 2016-09-27 修回日期: 2016-10-23

基金项目: 内蒙古工业大学科学研究项目 (117-841011); 国家“十一五”科技支撑计划项目 (2006BAD03A1702) [Supported by the Science Research Program of Inner Mongolia University of Technology (117-841011); “The Eleventh Five-year” the National Technology R & D Program of China (2006BAD03A1702)].

作者简介: 王爱霞 (1979-), 女, 博士, 讲师, 主要从事环境生物学研究, (E-mail) 690236482@qq.com。

* 通信作者

sults were as follows: (1) According to the accumulation factors and correlation indexes, we suggested that heavy metal concentrations in the leaves from pollution areas were obviously higher than those in the control. Generally, Zn accumulated the highest concentration in those plants, followed by Pb, and Cd of the lowest. However, different species had inequable abilities on heavy metal accumulation. We inferred that *Ilex cornuta* could be a bio-monitor on Cd, Pb. *Juniperus chinensis*, *Camellia japonica* and *Magnolia grandiflora* could be indicators on Cu, Ni and Zn, respectively. (2) The correlation and regression factors of the six heavy metal concentrations between three collecting areas and leaf samples showed that the heavy metals absorbed in leaf samples had more positive correlation with dust from atmosphere than that from the soil samples. Therefore, it is reasonable and scientific that these trees could be selected as accumulators and bio-monitors of the atmospheric heavy metal pollution. The results provides important references on the indicators and bio-monitors searching about the atmospheric heavy metal pollution.

Key words: green trees, heavy metal, accumulation, dust fall, soil

随着我国城市化和工业化的速度加快,车辆保有量不断上升,化工污染释放加剧,雾霾困扰着人们的日常生活,空气污染问题已经成为人们极为关注的环境问题之一。空气污染物中危害最大的就是重金属离子,如铅(Pb)、镉(Cd)、铜(Cu)、锌(Zn)等,它们均会附着于空气颗粒物(Particulate matter, PM)上,会直接影响植物的生长发育和人体的健康状况(Rühling & Tylea, 1968)。目前,利用植物来监测空气重金属污染,为环境污染分析补充了一条有效的途径(刘玲等,2014)。应用最为广泛的是苔藓类植物,这类植物因假根不能吸收附着于基质中的物质而使用较多,利用树木来监测空气污染则相对较少。树木的各个器官都可以吸收环境中的污染物(王爱霞和方炎明,2015)。但是,木本植物种类多、叶片形态差异大,而且直接与空气重金属污染物接触,叶片表面通过气孔、裂隙等对重金属污染物可以持续吸收(刘玲等,2013)。因此,通过测定叶内重金属的含量也可以反映环境的污染状况。

国内大多研究判断树种叶片的监测能力都是以重金属污染因子为依据的(刘玲等,2013),但很少研究论证所处环境中空气降尘、土壤对监测材料的影响,尤其是作为监测空气污染的叶片重金属含量与空气重金属含量之间的关系目前尚无实验依据,这势必影响监测材料的选择和科学性。此外,关于杭州市及其周边地区利用绿化树种监测空气重金属污染的研究资料目前尚未见有报道。因此,开展此项研究工作显得紧迫而必要。本研究选择杭州市主要的常绿绿化树种作为研究对象,分析不同污染区树种叶片累积重金属能力以及与采样区土壤、空气降尘的相关性,旨在为减少城市空气重金属污染提供科学依据与理论支持。

1 材料与amp;方法

1.1 采样点选择及周边环境

对照区选择浙江杭州西天目山自然保护区附近,交通污染区选择杭徽高速公路杭州段两侧,工业区选择杭州西的工业园区。3个采样区相距较近,小区域气候状况保持一致,地势平坦且海拔高度保持一致,环境干扰小。自然保护区位于杭州临安城北,远离市镇,地理位置偏僻,无污染源,空气相对清洁,故作为对照区。交通污染区因为其交通流量大,且无其它污染源影响,可作为监测样点。其地理坐标约为119°41' E,30°06' N。工业区内主要是以生产二盐基亚磷酸铅、二盐基硬脂酸铅、三盐基硫酸铅、硬脂酸铅、粒(粉)氧化铅、染料、洗化等产品为主的工厂,此污染区空气污染源主要以重金属为主。

1.2 材料

依据前期野外调查结果,在各受试区采集生长环境一致、树龄相同的6种绿化树种叶片作为研究材料,树种分别是广玉兰(*Magnolia grandiflora*)、茶花(*Camellia japonica*)、圆柏(*Juniperus chinensis*)、香樟(*Cinnamomum camphora*)、桂花(*Osmanthus fragrans*)、枸骨(*Ilex cornuta*),用于分析测定各测试区绿化树种叶内的重金属含量。

1.3 方法

1.3.1 植物样品的采集、处理与测定方法 采样时间选择在2014年8-10月期间,采样前一周无降雨,采样时天气晴朗无风,以避免天气的影响,每个月采集2次,连续采集3个月。在每个采样区选择林带宽度、种植状况基本一致的植物样地3块,每块约为10 m × 10 m。在每块样地中随机选取每种植物10

株,株高 3 m,树龄 5 a。每个样株从东、南、西、北四个方位同龄枝条的相同部位采集叶片,每次每种植物采集叶片约为 400 g。叶片样品用自来水刷洗干净,再用蒸馏水漂洗,置于烘干箱中杀青,杀青温度为 105 ℃,时间为 10 min,然后降温到 70 ℃烘干至恒质量,冷却后粉碎,过筛(孔径为 1 mm),样品粉末放入清洁密封袋中备用。

样品采用王水-高氯酸($\text{HNO}_3\text{-HCl-HClO}_4$)开放式消煮法(中国土壤学会农业化学专业委员会,1983)。先用万分之一天平称取烘干粉碎样品 0.500 0 g(精确到 0.000 1 g),每个样品设置 3 个重复,然后放入 50 mL 的三角瓶中,滴入 2~3 滴的去离子水润湿样品,加入 10 mL 体积比为 5:1 的 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ ($\text{HNO}_3 \rho \approx 1.42 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, $\text{HClO}_4 \rho \approx 1.60 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,优级纯)的混合溶液。将电热板升温到 100 ℃后,把样品置于电热板上消煮 12 h,接着升高温度到 140 ℃,直到瓶内消煮液持续有小气泡逸出,消煮至大量白烟冒尽,取下三角瓶冷却。再向瓶中加入 2 mL 的 $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}$ (浓硝酸与去离子水体积比为 1:1)混合溶液,加热溶解残留物。最后将三角瓶中液体用去离子水洗入 25 mL 的容量瓶中,冷却后定容,同时做空白试验和标准样品(GBW10020,国家标准物质研究中心)消煮,用以保证样品消解和分析的准确度和样品回收率的计算。

采用美国 Perkin Elmer 公司 4300DV 型电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP)测定消煮液中的元素 Cd、Cr、Ni、Cu、Pb、Zn(中国土壤学会,1983),样品回收率 $\geq 98.5\%$ 。

1.3.2 降尘样品的收集、处理与测定方法 在不同采样点各植物所处的地段收集降尘与土壤,在每个样点 $10 \times 10 \text{ m}^2$ 的范围内随机选择 3 个小样方,每个小样方为 1 m^2 ,每个样点按对角线法用毛刷和塑料铲子采集 5 个点位 0~10 cm 的土壤,混合均匀后约为 500 g。将土壤样以密封袋包装,期间严禁接触金属器皿,封口贴好标签,记录采样的时间、地点。

带土样回实验室摊开,避光自然风干,磨碎后过 100 目土壤筛,置于塑料袋中编号、保存、待用。消煮前称取 0.500 0 g 土样,每个样品设 3 个重复。

空气降尘是在上述采集点放置降尘缸(500 mL 的塑料缸),每个位点 6 个降尘缸。采样前,降尘缸里面加入乙二醇 60 mL,加水 50 mL。降尘连续收集 3 次,每月 1 次,带回实验室用坩埚煮干备用。用 1.3.1 的实验方法测定降尘与土壤中重金属含量。

1.3.3 数据统计分析 采用 SPSS 11.5 统计分析软件对不同采样点绿化树种叶片中的重金属含量数据进行方差分析。数据处理和表格绘制采用 Microsoft Office Excel 2003 工具,回归分析图采用软件 SigmaPlot 12.1 绘制。重金属污染因子=污染区树种叶内重金属含量/对照区对应树种叶内重金属含量;采用测试区树种叶内 6 种重金属含量与对应测试区降尘内 6 种重金属含量做相关性线性回归。

2 结果与分析

2.1 叶内重金属元素的含量及污染因子

生长于空气污染环境之中的绿化树种具有累积空气中重金属污染物的能力,本文分析了对照区与工业区、交通污染区 6 种绿化树种叶片中 6 种重金属的含量(表 1),并对各样本数值进行了方差分析,各样本数值符合正态分布,未进行数据转换。结果表明,两污染区与对照区各树种叶片中同一重金属的含量不同,除对照区圆柏、桂花对 Ni,工业区香樟、桂花对 Cd,交通污染区广玉兰、圆柏对 Cd 以及圆柏、枸骨、桂花对 Cu 无显著差异外,不同树种叶片中 6 种重金属含量均存在显著差异。同一树种叶片内 6 种重金属的含量也不相同,Zn 的含量最高($10.24 \sim 76.991 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),Cd 的含量最低($0.03 \sim 0.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。两污染区 6 种树种叶片的重金属含量均显著高于对照区。

重金属污染因子是反映大气污染的指标,通过计算污染区与清洁区植物叶内重金属含量的比值,评定植物累积重金属的能力,并估量大气污染程度。表 1 显示,各树种对同种元素的污染因子在工业区和交通污染区各不相同,且大多存在显著差异,对于 Cd、Pb(除广玉兰)、Ni(除桂花)元素,交通污染区高于工业区,而 Cr 元素(除圆柏和香樟),则工业区高于交通污染区;不同树种指示 6 种金属的能力也不相同,对 Cd 的污染因子,交通污染区的香樟最高(11.00),工业区的茶花最低(3.40);对 Cr 的污染因子,工业区茶花最高,香樟最低;对 Cu 的污染因子,交通污染区圆柏的最高,广玉兰叶最低;对 Ni 的污染因子,交通污染区的茶花最高,工业区的香樟最低;对 Pb 的污染因子,交通污染区的枸骨叶最高,工业区的桂花最低;对 Zn 的污染因子,交通污染区的圆柏最高,以工业区的桂花最低。同一树种对 6 种重金属元素的平均污染因子也不相同,污染因子

表 1 6 种不同绿化树种叶片内重金属元素的含量及数据分析

Table 1 Concentrations and data analysis of heavy metals in the leaves of six different green tree species ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$)

元素 Element	树种 Tree species	元素含量(平均值±标准差) Element content ($\bar{x} \pm s$)			元素污染因子 Element pollution factor capacity		
		CK	CZ	TZ	CZ/CK	TZ/CK	平均值 Mean
Cd	广玉兰 <i>Magnolia grandiflora</i>	0.04±0.00bc	0.15±0.00cd *	0.20±0.00d *	3.75e	5.00e	4.38
	茶花 <i>Camellia japonica</i>	0.05±0.00a	0.17±0.00c *	0.27±0.00c *	3.40f	5.40d	4.40
	圆柏 <i>Juniperus chinensis</i>	0.03±0.00c	0.13±0.01d *	0.19±0.00d *	4.33d	6.33f	5.33
	香樟 <i>Camellia camphora</i>	0.05±0.00a	0.23±0.00b *	0.55±0.02a *	4.60c	11.00a	7.80
	桂花 <i>Osmanthus fragrans</i>	0.04±0.00abc	0.22±0.00b *	0.27±0.01c *	5.50b	6.75c	6.13
	枸骨 <i>Ilex cornuta</i>	0.05±0.00a	0.31±0.01a *	0.48±0.00b *	6.20a	9.60b	7.90
Cr	广玉兰 <i>Magnolia grandiflora</i>	0.13±0.01d	3.92±0.02f *	3.14±0.01f *	30.15d	25.15e	27.65
	茶花 <i>Camellia japonica</i>	0.11±0.02e	5.36±0.01a *	4.93±0.02c *	48.73a	44.82a	46.78
	圆柏 <i>Juniperus chinensis</i>	0.16±0.01b	4.11±0.01d *	5.16±0.14a *	25.69d	32.25c	28.97
	香樟 <i>Camellia camphora</i>	0.30±0.01a	4.09±0.03e *	5.10±0.07b *	13.63e	17.00f	15.32
	桂花 <i>Osmanthus fragrans</i>	0.10±0.03f	4.21±0.05c *	3.64±0.01e *	42.10b	36.40b	39.25
	枸骨 <i>Ilex cornuta</i>	0.15±0.02c	5.22±0.01b *	4.82±0.02d *	34.80c	32.13d	33.47
Cu	广玉兰 <i>Magnolia grandiflora</i>	3.36±0.13c	4.99±0.05f *	7.32±0.02b *	1.49e	2.18c	1.84
	茶花 <i>Camellia japonica</i>	2.93±0.11e	5.70±0.02d *	5.54±0.09d *	1.95c	1.89d	1.92
	圆柏 <i>Juniperus chinensis</i>	3.14±0.10d	5.85±0.03c *	9.75±0.02a *	1.86d	3.11a	2.49
	香樟 <i>Camellia camphora</i>	2.72±0.00f	5.19±0.01e *	6.05±0.07c *	1.91c	2.22b	2.07
	桂花 <i>Osmanthus fragrans</i>	5.22±0.03a	11.34±0.02a *	9.87±0.06a *	2.17b	1.89d	2.03
	枸骨 <i>Ilex cornuta</i>	4.35±0.03b	10.21±0.03b *	9.77±0.02a *	2.35a	2.25b	2.30
Ni	广玉兰 <i>Magnolia grandiflora</i>	0.10±0.0d	2.75±0.03e *	4.23±0.02e *	27.50b	42.30b	34.90
	茶花 <i>Camellia japonica</i>	0.10±0.00e	3.91±0.07c *	4.54±0.01d *	39.10a	45.40a	42.25
	圆柏 <i>Juniperus chinensis</i>	0.15±0.02c	2.50±0.03f *	5.53±0.03c *	16.67e	36.87c	26.77
	香樟 <i>Camellia camphora</i>	0.30±0.01a	3.07±0.02d *	6.64±0.04a *	10.23f	22.13f	16.18
	桂花 <i>Osmanthus fragrans</i>	0.15±0.02c	4.08±0.03b *	3.88±0.07f *	27.20c	25.87d	26.54
	枸骨 <i>Ilex cornuta</i>	0.25±0.01	4.49±0.02a *	5.99±0.06b *	17.96d	23.96e	20.96
Pb	广玉兰 <i>Magnolia grandiflora</i>	0.53±0.00c	5.99±0.01a *	4.92±0.03f *	11.30d	9.28e	10.29
	茶花 <i>Camellia japonica</i>	0.32±0.00d	4.24±0.01f *	5.72±0.05d *	13.25c	17.88b	15.56
	圆柏 <i>Juniperus chinensis</i>	0.30±0.01e	4.82±0.01c *	5.24±0.02e *	16.07b	17.47c	16.77
	香樟 <i>Camellia camphora</i>	0.75±0.00b	4.45±0.00e *	7.20±0.08a *	5.93f	9.60d	7.77
	桂花 <i>Osmanthus fragrans</i>	0.83±0.00a	4.57±0.00d *	6.01±0.02c *	5.51e	7.24f	6.38
	枸骨 <i>Ilex cornuta</i>	0.09±0.00f	5.61±0.01b *	6.75±0.11b *	62.33a	75.00a	68.67
Zn	广玉兰 <i>Magnolia grandiflora</i>	10.24±0.24f	55.94±0.14e *	52.83±0.05f *	5.46a	5.16b	5.31
	茶花 <i>Camellia japonica</i>	12.47±0.13d	62.36±0.30d *	53.15±0.25e *	5.00c	4.26f	4.63
	圆柏 <i>Juniperus chinensis</i>	11.94±0.06e	54.61±0.25f *	69.00±0.67d *	4.57e	5.78a	5.18
	香樟 <i>Camellia camphora</i>	14.88±0.10c	77.87±1.11a *	75.99±1.21b *	5.23b	5.11c	5.17
	桂花 <i>Osmanthus fragrans</i>	16.22±0.32a	65.61±0.94c *	73.26±0.81c *	4.05f	4.52e	4.29
	枸骨 <i>Ilex cornuta</i>	15.36±0.22b	72.33±0.21b *	76.99±0.50a *	4.71d	5.01d	4.86

注: 同列不同小写字母之间表示在 5% 水平上存在显著性差异; * 表示两污染区与对照区植物重金属含量在 5% 水平上存在显著性差异。CK. 对照区; CZ. 工业区; TZ. 交通污染区。下同。

Note: Different lower-case letters in the same column indicate significant differences at 0.05 level; * in the same line indicate significant differences between pollution zones (chemical industry zone and traffic polluted zone) and control zone at 0.05 level; CK. Control zone; CZ. Chemical industry zone; TZ. Traffic polluted zone. The same below.

较高的是 Cr、Ni、Pb, 范围分别是 46.78~15.32、42.25~16.18、68.87~7.77, 污染因子最小的是 Cu, 范围是 2.30~1.84; 各树种对同种重金属元素的平均污染因子也不相同, Cd 污染因子最高的是枸骨 (7.90), Cr 以桂花 (39.25) 为最高, Cu 以圆柏 (2.49) 为最高, Ni 以茶花 (42.25) 为最高, Pb 以枸骨 (68.67) 为最高, 且该树种对 Pb 的污染因子远远高于其它树种, 是良好的污染物累积器和指示植物, 而 Zn 以广玉兰 (5.31) 为最高。

2.2 叶内重金属元素的平均含量

从表 2 可以看出, 污染区重金属元素平均含量 (PZ)=工业区 (CZ) 与交通污染区 (TZ) 各受试树种中对应元素含量的平均值, 元素相对累积量=污染区树种叶内重金属元素平均含量 (PZ)-对照区受试树种对应元素含量的平均值 (CK)。污染区和对照区各树种叶内 6 种重金属元素平均含量存在显著差异, 污染区与对照区均以 Zn 含量最高, 而 Cd 含量最低, 这可能与空气中各重金属污染物的浓度有关。污染区 6 种重金属的平均含量明显高于对照区, 表明重金属污染物的释放在逐渐加重。与对照区相比, 污染区 6 树种对 6 种重金属都有不同程度的累积, 累积量最高的是 Zn (52.31 mg·kg⁻¹), 其余依次为 Pb>Cr>Ni>Cu>Cd。

2.3 采样点土壤与地表降尘中的重金属含量

将采样地土壤与降尘样品中的 Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 和 Ni 6 种重金属元素含量的测定结果与国家环保总局颁布的《土壤环境质量标准》(Environmental quality standard for soils) (GB15618-1995) 中规定的标准值进行对比, 结果见表 3。

2.4 绿化树种叶与空气降尘、土壤重金属含量的相关性

从表 4 可以看出, 对照区、交通污染区绿化树种叶内测定的 6 种重金属元素与相应样地土壤中重金属含量的相关性各不相同, 但 T-检验分析发现, 对照区的 6 树种叶内重金属含量与土壤重金属含量具有显著相关性, 相关系数范围为 0.900~0.930, 且 $P < 0.05$, 而其它检验结果无显著相关性 ($P > 0.05$), 即相关性无意义。

从表 4 还可以看出, 对照区 6 种植物叶内重金属含量与降尘重金属含量具有显著相关性 ($P < 0.05$), 相关系数范围为 0.862~0.978, 且交通污染区的 6 种绿化树种的叶内重金属含量与空气降尘重金属含量达到极显著正相关 ($P < 0.01$); 观察发现, 绿化树种叶内重金属含量与降尘重金属含量的相关性

表 2 6 种不同绿化树种叶片内重金属元素平均含量及数据分析

Table 2 Average contents and data analysis of heavy metal in the leaves of six green tree species (mg·kg⁻¹DW)

项目 Item	重金属元素 Heavy metals					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
对照区 (CK) Control area	0.04f	0.16e	3.62b	0.18d	0.47c	13.52a
污染区重金属平均 含量 Average contents in contaminated area	0.26f	4.47d	7.63b	4.30e	5.46c	65.83a
重金属相对累积量 Relative accumulation of elements	0.22f	4.32c	4.01e	4.12d	4.99b	52.31a

注: 同行不同小写字母间表示在 5% 水平上差异显著。PZ. 污染区。

Note: Different lower-case letters in the same line indicate significant differences between different study sites at 0.05 level. PZ. Contaminated zone.

则是对照区高于污染区。对绿化树种叶内重金属元素含量与降尘重金属含量作线性回归分析 (图 1) 显示, 6 树种中重金属元素含量与降尘重金属含量都呈正相关, 对照表 4 可以看出, 交通污染区、工业区树种叶内重金属含量与降尘中重金属含量的相关性高于与土壤重金属元素含量的相关性。

3 讨论

3.1 不同测试区绿化树种叶片内重金属含量的比较

本研究通过分析 3 个受试区 6 树种叶内的 6 种重金属含量发现, 污染区树种叶内重金属含量及平均含量明显高于对照区, 说明植物体内重金属含量的累积与其生长环境的污染程度密切相关, 这与 De Nicola et al (2008) 和 Gratanil et al (2000) 的研究结果一致。本研究在 3 个受试区叶内重金属含量均以 Zn 较高, 其次为 Pb, 而 Cd 较低。因为 Zn 是植物的必需元素, 且通过根部吸收、体表沉积空气中的一些元素, 从而导致含量较高; Pb 不是植物的必需元素, 叶内 Pb 含量也反映出环境污染的状况。

树种对污染物的累积与植物叶表面特征 (刘玲等, 2013)、生长速率 (Echeister et al, 2003)、含水量、pH 值变化 (刘家尧等, 1997; 吴玉环等, 2002)、生长季节 (Couto et al, 2003; Markert et al, 1989) 等因素有关, 而且一种重金属含量的变化会影响植物对

表 3 土壤、降尘样品重金属含量与国家环境质量标准值的比较

Table 3 Comparison of heavy metals among soil and dust in investigate quadrat and the value of the national environmental quality standards ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ DW)

		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
标准 Standard	一级 Grade 1	0.20	9.00	35.00	40.00	35.00	100.00
	二级 Grade 2	0.30	15.00	50.00	40.00	250.00	200.00
	三级 Grade 3	1.00	30.00	400.00	200.00	500.00	500.00
土壤 Soil	CK	0.010	6.52	15.70	13.07	16.52	54.69
	CZ	0.23	16.86	28.02	33.01	67.45	115.31
	TZ	0.25	12.08	30.15	37.91	83.36	105.97
空气降尘 Dust fall	CK	0.21	8.08	16.99	19.24	12.35	54.69
	CZ	0.42	28.86	105.02	53.01	97.45	229.31
	TZ	0.55	32.08	97.15	46.91	141.36	324.70

注: 表中的各标准值均引自《土壤环境质量标准(GB15618-1995)》。

Note: Standard values in the table are quoted from the "Soil Environmental Quality Standard" (GB15618-1995).

表 4 测试点 6 种不同绿化树种叶片内重金属与土壤、降尘中对应元素之间的相关性系数

Table 4 Pearson correlation coefficient matrix between elements in the leaves of six green tree species and soil and dust fall in the study areas

树种 Tree species	土壤 Soil			降尘 Dust fall		
	CK	CZ	TZ	CK	CZ	TZ
广玉兰 <i>Magnolia grandiflora</i>	CK	0.909 **		0.876 **		
	CZ		0.780		0.812 *	
	TZ			0.587		0.862 **
茶花 <i>Camellia japonica</i>	CK	0.915 **		0.893 **		
	CZ		0.745		0.801 *	
	TZ			0.585		0.872 **
圆柏 <i>Juniperus chinensis</i>	CK	0.911 **		0.891 **		
	CZ		0.761		0.822 *	
	TZ			0.558		0.865 **
香樟 <i>Camellia camphora</i>	CK	0.930 **		0.904 **		
	CZ		0.750		0.803 *	
	TZ			0.586		0.866 **
桂花 <i>Osmanthus fragrans</i>	CK	0.905 **		0.879 **		
	CZ		0.739		0.844 *	
	TZ			0.571		0.877 **
枸骨 <i>Ilex cornuta</i>	CK	0.900 **		0.886 **		
	CZ		0.746		0.832 *	
	TZ			0.574		0.873 **

注: * 表示在 5% 水平上差异显著; ** 在 1% 水平上差异显著。

Note: * Correlation is significant at the 0.05 level; ** Correlation is significant at the 0.01 level.

其他金属的吸收(Albasel et al, 1985), 粒子大小也会影响元素的分配(Gidhagen et al, 2003)。因此, 工业区、交通污染区 6 树种叶内重金属含量明显高于对照区, Zn、Pb 含量及累积量较高, 从一定程度上反映了化工厂、车辆交通等人为活动对绿化树种的影响。

3.2 不同绿化树种污染因子的比较

重金属污染因子可反映树种指示空气污染的能力及测试区的空气污染状况。本研究中, 两污染区都受到不同程度的空气重金属污染, 各树种叶内不同种类重金属元素的污染因子因污染区的不同而有所差别, 比较各区污染因子的平均值发现, Cd、Pb、Ni 等以交通污染区为高, 而 Cr 则以工业区为高, 这可能与两污染区重金属元素的释放量有关, 交通污染区重金属污染因子较高的原因与金属镀层、燃料等添加 Cd、Ni 以及含 Pb 汽油的使用有关(Satake et al, 1996), 且释放量远远超过工业区, 而 Cr 元素以化工区较高。总之, 这些金属在污染区的显著升高, 很大程度上反映了机动车辆等人为因素是造成金属上升的主要原因(Tayel et al, 2002)。本研究各树种叶内重金属污染因子的表现也不同, 其中以枸骨对 Cd、Pb 元素、圆柏对 Cu 元素、茶花对 Ni 元素、广玉兰对 Zn 的指示能力最强。绿化树种叶片重金属指示能力不同可能受雨水径流(杨清海等, 2008)、物候期、测试区环境风向(Veranth et al, 2003)及测试叶片的内外结构(刘玲等, 2013)、内部生理生化特征

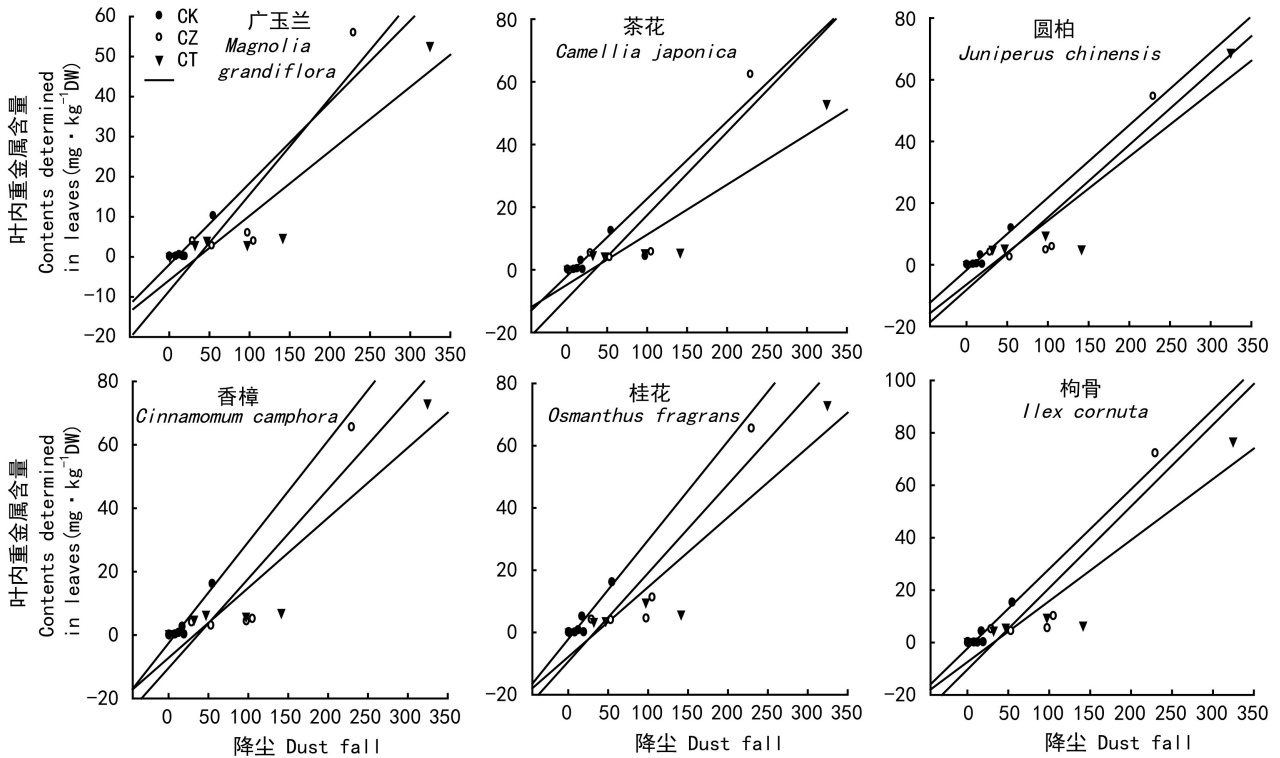


图 1 树种叶内重金属含量和降尘重金属含量的回归比较

Fig. 1 Regression comparison of the element contents determined in leaves of trees and dust fall

及基因差异 (Dockery, 2001) 等内外因素影响。

3.3 测试树种叶内重金属含量与土壤、降尘的相关性比较

本研究在所调查的三个区域中,对照区土壤样品中 6 种重金属元素的含量仍在国家控制的一级标准之内 (Cd 除外),工业区和交通污染区土壤样品中 Cr、Cu、Pb、Zn 在二级标准与三级标准之内;工业区和交通污染区降尘样品中 Cu、Ni、Pb、Zn 元素都超出了国家控制二级标准,而两污染区 Cd 元素、交通污染区 Cr 元素的污染超标最为严重,已超过国家规定的三级标准,这反映出人为活动对环境造成的影响,即使在空气较为洁净的自然保护区,由于开发旅游等因素,随着车流量、人流量的加大,环境也受到了污染,这些恶果会表现在生物体上。

本研究中,不同树种叶内重金属含量与土壤、降尘重金属含量的相关性各不相同,对照区 6 树种叶内重金属含量与土壤重金属含量、降尘重金属含量均具显著相关性 ($P < 0.01$),相关系数范围为 0.801 ~ 0.978,数值分布均匀且较高,表明在清洁区监测材料体内的重金属元素受土壤、空气颗粒物的共同作

用,是树种叶内重金属元素的主要来源,与 Onder & Dursun (2006) 的研究结果一致。污染区植物重金属元素含量与土壤的相关性低于与降尘的相关性,说明 6 树种吸附大气污染物与降尘沉积空气颗粒物具有一致性。本研究中,交通污染区的叶内重金属含量与降尘达到极显著正相关 ($P < 0.01$)。调查树种叶内重金属含量与降尘重金属含量呈正相关性,说明叶内重金属含量与降尘重金属含量具有同源性,降尘重金属含量的多少与该地区绿化树种叶内的重金属含量直接相关,说明空气重金属污染的颗粒物沉降对树种叶内的重金属含量影响更大。王爱霞 (2010) 在南京进行的树叶重金属含量与空气中 PM_{10} 浓度的相关性研究中也得出类似结果,均证明了空气污染对树种叶内重金属的重要影响,为树种叶片监测重金属污染提供了依据。

4 结论

(1) 化工区、交通污染区树种叶内 6 种重金属含量明显高于对照区, Zn、Pb 含量及累积量较高,从

一定程度上反映了化工厂、车辆交通等人为活动对绿化树种的影响。(2)测试区各绿化树种累积同种金属的能力因树木种类的不同而存在显著差异,相同树种对6种重金属的累积能力也不相同,其中以Zn含量和累积量最大,Pb次之,Cd最小。(3)在所调查的三个区域中,对照区土壤样品中6种重金属元素的含量仍在国家控制的一级标准之内(Cd除外),化工区和交通污染区土壤样品中Cr、Cu、Pb、Zn在二级标准与三级标准之内;化工区和交通污染区降尘样品中Cu、Ni、Pb、Zn元素都超出了国家控制二级标准,而两污染区Cd元素、交通污染区Cr元素的污染超标最为严重,已超过国家规定的三级标准。(4)除对照区植物叶内重金属与土壤相关性较高外,树种叶内重金属含量与土壤重金属含量的相关性小于与降尘重金属含量的相关性,相关系数和回归分析表明,降尘对树种叶内金属的影响大于土壤,而交通污染区降尘对树种叶内金属含量具有极显著影响。综上所述,园林绿化过程中,应根据周围环境,有针对性的选择空气重金属污染指示能力强的树种,为营造生态城市进行合理的配置。

参考文献:

ALBASEL N, COTTENIE A, 1985. Heavy metal constration near major highways, industrial and urban area in Beigian Grassland [J]. *Water Air Soil Poll*, 24 (6): 103-109.

Chinese Society of Soil Science Agricultural Chemical Professional Committee Editor, 1983. Soil agricultural chemical routine analysis method [J]. Beijing: Science Press; 47-54. [中国土壤学会农业化学专业委员会, 1983. 土壤农业化学常规分析方法 [M]. 北京: 科学出版社: 47-54.]

COUTO JA, FEMÁNDEZ JA, ABOAL JR, et al, 2003. Annual variability in heavy-metal bioconcentration in moss; Sampling protocol optimization [J]. *Atmos Environ*, 37 (2): 3517-3528.

DE NICOLA F, MAISTO G, PRATI MV, et al, 2008. Leaf accumulation of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in *Quercus ilex* L. [J]. *Environ Poll*, 153 (3): 376-383.

DOCKERY DW, 2001. Ep idemiological evidence of cardiovascular effects of particulate air pollution [J]. *Environ Health Persp*, 109 (2): 483-486.

ECHHEISTER HG, HOHEN WD, RISSA, et al, 2003. Variations in heavy metal concentrations in the moss species *Abietinella abietina* (Hedw.) Fleisch, according to sampling time, within site variability and increase in biomass [J]. *Sci Total Environ*, 301 (7): 55-65.

GIDHAGEN L, JOHANSSON C, STRÖM J, et al, 2003. Model simulation of ultrafine particles inside a road tunnel [J]. *Atmosph Environ*, 37 (5): 2023-2036.

GRATANI L, CRESCENTE MF, PETRUZZI M, 2000. Relationship between leaf life-span and photosynthetic activity of

Quercus ilex in polluted urban areas (Rome) [J]. *Environ Poll*, 110 (5): 19-28.

LIU JY, SUN SB, YING YJ, 1997. The indication of bryophytes to air pollution [J]. *J Qufu Norm Univ*, 23 (1): 92-96. [刘家尧, 孙淑斌, 衣艳君, 1997. 苔藓类植物对大气污染的指示作用 [J]. 曲阜师范大学学报, 23 (1): 92-96.]

LIU L, FANG YM, WANG SC, et al, 2013. Leaf micro-morphology and features in adsorbing air suspended particulate matter and accumulating heavy metals in seven tress species [J]. *Environ Sci*, 34 (6): 2361-2367. [刘玲, 方炎明, 王顺昌, 等, 2013. 7种树木的叶片微形态与空气悬浮颗粒吸附及重金属累积特征 [J]. 环境科学, 34 (6): 2361-2367.]

LIU L, FANG YM, WANG SC, et al, 2014. Analysis and assessment of atmospheric pollution based on accumulation characterization of heavy metals in *Platanus acerifolia* leaves [J]. *Environ Sci*, 35 (3): 839-846. [刘玲, 方炎明, 王顺昌, 等, 2014. 基于悬铃木叶片重金属累积特性的大气污染分析和评价 [J]. 环境科学, 35 (3): 839-846.]

MARKERT TB, WECKERT V, 1989. Fluctuations of element concentrations during the growing season of *Polytrichum formosum* Hedw [J]. *Water Air Soil Poll*, 43 (1): 177-189.

ONDER S, DURSUN S, 2006. Airborne heavy metal pollution of *Cedrus libani* (A. Rich.) in the city center of Konya (Turkey) [J]. *Atmosph Environ*, 40 (7): 1122-1133.

RÜHLING A, TYLEA G, 1968. An ecological approach to the lead problem bot [J]. *Notisker*, 121 (3): 321-342.

SATAKE K, TANAKA A, KINURA K, 1996. Accumulation of lead in tree bark pockets as pollution time capsules [J]. *Sci Total Environ*, 181 (2): 25-30.

TAYEL EH, HAMZEH AO, ANWAR J, et al, 2002. Cypress tree (*Cupressus semervirens* L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman City, Jordan [J]. *Environ Int*, 28 (4): 513-519.

WU YH, GAO Q, CHENG GD, et al, 2002. Response of bryophytes to global change and its bioindicatoration [J]. *Chin J Appl Ecol*, 13 (7): 895-900. [吴玉环, 高谦, 程国栋, 等, 2002. 苔藓类植物对全球气候改变的反应及其指示作用 [J]. 应用生态学报, 13 (7): 895-900.]

VERANTH JM, PARDYJAK ER, SESHADRI G, 2003. Vehicle generated fugitive dust transport: analytic models and field study [J]. *Atmosph Environ*, 37 (8): 2295-2303.

WANG AX, 2010. Mosses and trees as indicators for heavy metal pollution in the atmosphere of Nanjing City, China [D]. Nanjing: Nanjing Forestry University; 113-116. [王爱霞, 2010. 南京市空气重金属污染的藓类和树木监测 [D]. 南京: 南京林业大学; 113-116.]

WANG AX, FANG YM, 2015. Study on accumulation of air heavy metal elements in organs of *Platanus hispanica* [J]. *J Plant Resour Environ*, 24 (2): 73-79. [王爱霞, 方炎明, 2015. 二球悬铃木各器官对空气中金属元素的累积研究 [J]. 植物资源与环境学报, 24 (2): 67-72.]

YANG QH, LÜ SH, LI XY, et al, 2008. Reduction functions of runoff contaminants by the urban greenbelt [J]. *J E Chin Norm Univ (Nat Sci Ed)*, 41 (2): 41-47. [杨清海, 吕淑华, 李秀艳, 等, 2008. 城市绿地对雨水径流污染物的削减作用 [J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 41 (2): 41-47.]