

惠州城市植被的滞尘效应

邱媛^{1,2}, 管东生^{1,*}, 宋巍巍¹, Peart M. R.³

(1. 中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275; 2. 广西工业职业技术学院, 南宁 530001; 3. 香港大学地理系, 香港)

摘要:城市植被对城市环境质量的改善发挥了巨大作用。研究了广东省惠州市不同功能区 4 种主要绿化乔木(大叶榕、小叶榕、高山榕、紫荆)的滞尘能力, 比较了不同功能区叶面降尘的重金属和 S 含量差异, 并利用遥感影像技术估算了惠州城市植被的地面总生物量及叶总生物量, 推算了惠州市的总滞尘量。结果表明: 在达到饱和之前, 4 种绿化乔木叶面滞尘量随时间延长而增长, 大叶榕、高山榕与紫荆、小叶榕两组植物的滞尘能力存在显著性差异 ($p < 0.05$), 滞尘能力差异为 1.2 ~ 2.44 倍, 不同植物滞尘量由大到小排列为: 高山榕 > 大叶榕 > 小叶榕 > 紫荆; 不同植物滞尘能力的差异尤其与植株的叶面积、叶倾角、枝条硬度、枝条伸展角度等相关。不同功能区植物滞尘量差异显著 ($p < 0.01$), 4 种植物在不同功能区的滞尘总量排序为: 工业区 > 商业交通区 > 居住区 > 清洁区。不同功能区植物叶面降尘的重金属和硫含量存在显著性差异 ($p < 0.05$), 降尘综合污染指数由大到小为: 工业区(包括电厂)、商业交通区、居住区、清洁对照区; 降尘中重金属含量高负荷。惠州建成区植被的地面生物量为 3.2×10^5 t, 叶面积总量为 808.4 km², 全年滞尘量达 4430.7 t, 可去除大气中 Cr、Cu、Zn、Cd、Pb、S 的量分别为 1.63, 2.70, 5.54, 0.04, 1.84, 19.52 t。

关键词:城市植被; 滞尘能力; 重金属; 硫; 遥感

文章编号: 1000-0933(2008)06-2455-08 中图分类号: Q948, X171 文献标识码: A

The dust retention effect of urban vegetation in Huizhou, Guangdong Province

QIU Yuan^{1,2}, GUAN Dong-Sheng^{1,*}, SONG Wei-Wei¹, Peart M. R.³

1 School of Environmental Science and Engineering, SunYat-sen University, Guangdong Province, Guangzhou 510275, China

2 The Guangxi Vocational & Technical Institute of Industry, Nanning, 530001, China

3 Geography Department of Hongkong University, Hongkong

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(6): 2455 ~ 2462.

Abstract: Urban vegetation plays an important role in improving the urban atmospheric environment. The dust retention capacities of four urban tree species (*Ficus virens* var. *sublanceolata* (Miq.) Corner, *Ficus microcarpa*, *Ficus altissima*, *Bauhinia blakeana*) in Huizhou, Guangdong Province have been determined. The heavy metal and sulfur content of foliar dust in different urban areas are compared. Total urban vegetation biomass in Huizhou was calculated by analysis of remote sensing images, whilst the total leaf area of vegetation in Huizhou and the amount of dust retention by the urban vegetation over a year has been estimated. The results indicated that the amount of dust retention by the four tree species increased

基金项目:国家自然科学基金资助项目(49571064); 广东省自然科学基金资助项目(021740); 国家 985“GIS 与遥感的地质应用科技创新平台”资助项目(105203200400006); 惠州市科技局资助项目

收稿日期:2007-03-05; **修订日期:**2007-11-07

作者简介:邱媛(1972~), 女, 博士, 广西人, 主要从事区域环境与生态研究. E-mail: annieqiyu@163.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: eesgds@mail.sysu.edu.cn

致谢:感谢惠州市环境监测在野外采样中提供的大力协助

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China(No. 49571064); Natural Science Foundation of Guangdong Province(No. 021740); “985 Project” of GIS and Remote Sensing for Geosciences from the Ministry of Education of China(No. 105203200400006); Project of Science and Technology Bureau of Huizhou

Received date:2007-03-05; **Accepted date:**2007-11-07

Biography: QIU Yuan, Ph. D., mainly engaged in regional environment and ecology. E-mail: annieqiyu@163.com

with time before the foliar dust amount reached their maximum. Dust retention capacities between *F. altissima*, *F. virens* var. *sublanceolata* (Miq.) Corner and *F. microcarpa*, *B. blakeana*. were significant different by 1.2 — 2.44 times ($p < 0.05$), following the trend of *F. altissima* > *F. virens* var. *sublanceolata* (Miq.) Corner > *F. microcarpa* > *B. blakeana*. Trees species dust retention ability is especially related to their leaf area, leaf inclination angle, branch hardness, the angle of branch extension and so forth. Cr, Cu, Zn, Cd, Pb, S contents in foliar dust and the amount of foliar dust for a given tree species in urban areas demonstrated remarkable differences between landuse ($p < 0.05$), decreasing in the following order: the industrial area (IA), the commercial and transport infrastructure (CTA), the residential area (RA), and the control area (CA). There were extremely high loadings of heavy metals in the foliar dust in the urban areas, with the pollution index following the trend according to landuse: IA > CTA > RA > CA. The overall aboveground biomass of urban vegetation in the Huizhou built-up area was estimated to be 3.2×10^5 t, and its total leaf area, 808.4 km². The dust retention capacity was calculated at 4430.7 t per year. It could potentially remove approximately 1.63 t, 2.70 t, 5.54 t, 0.04 t, 1.84 t, 19.52 t of Cr, Cu, Zn, Cd, Pb and S from the atmosphere, respectively.

Key Words: urban vegetation; dust retention capacity; heavy metal; sulfur; remote sensing

大气颗粒物沉降一直被认为是一种潜在的、影响显著的非点源污染^[1]。珠江三角洲是典型的城市群区域,区域性大气复合性污染如颗粒物污染等日益突出,不仅使空气质量下降,引发光化学烟雾^[2],还可引发呼吸道、支气管、肺功能等疾病,增加死亡率等。城市区域,大气颗粒物主要来源于铺装路面扬尘及机动车排放^[3]。国内外对城市植被的降尘机制、作用、能力等作了大量研究,认为气象条件、不同物种的冠形、枝叶密度、叶片形态特征等是滞尘功能的制约因子^[4],尤其低矮植被对城市街道机动车排放和地面扬尘颗粒物的抑制作用较大^[5]。植物可作为大气污染物的吸收器,降低大气粉尘浓度,是一种从大气环境去除颗粒物的有效途径^[6]。但以往对绿地生态效益的研究大多集中在中、小面积区域,对整个城市区域大尺度范围的植被叶面降尘重金属的累积和滞尘效益报道较少。本研究对位于珠三角,经济快速发展区域的广东省惠州市的不同功能区城市绿化树种的滞尘能力,叶面降尘的重金属特征进行了研究,并对整个城市植被的滞尘效益进行了探讨。

1 材料与方法

1.1 样品采集

(1) 采样点 根据分层随机抽样调查法,按土地利用性质对惠州市进行功能分区布点,共设 9 个采样点。分别为工业区 (IA) (区域内主要规划工业企业部门,主要有:寿华科技园、古塘坳工业园、惠城热电厂 (PS)); 商业交通区 (CTA) (主要为交通与人流繁华区域,如东平广汕路段、环城西二路、下角中路), 居住区 (RA) (主要为居住小区,如东湖花园四区、紫荆苑), 清洁对照区 (CA) (主要为交通与人为干扰少区域,如:体育公园), 详见图 1。

(2) 采样树种 对惠州市内 30 条主要街道、3 个公园、5 处公共绿地、5 个居住区的绿化树种进行调查统计,结果表明:大叶榕 (*Ficus virens* var. *sublanceolata* (Miq.) Corner)、小叶榕 (*Ficus microcarpa*)、高山榕 (*Ficus altissima*)、紫荆 (*Bauhinia blakeana*) 4 种树占全市绿化树种的 49.76%,故选取这 4 类较有代表性树种作为供试树种。采样植株胸径为:20 ~ 45 cm,树高为 8 ~ 15 m。

(3) 采样方法 当降雨量大于 15 mm,或风速大于 17 m/s 时,可认为植物叶片上的降尘被冲刷干净^[7],植物可重新滞尘。根据惠州市降雨特点,于 2005 年 9 ~ 10 月,雨后 (降雨量 = 18 mm) 每隔 4 d,连续进行 20 d 采样。每树种约采集 5 m 高树冠四周成熟健康叶片 500 g,样品经纯净水清洗,用微孔滤膜 ($\Phi 0.45 \mu\text{m}$) 抽滤洗液,收集降尘,烘干,称重。按功能区合并有 27 个降尘样品。

(4) 样方调查 在不同功能区设置 14 个样方群落,样方大小 30 m × 30 m,记录树高、胸径、种类、株数及植物生长状况,枝叶密度、叶片倾角等。

(5)样方的生物量估算 根据样方调查的树木胸径和高度资料,利用管东生研究的华南亚热带常绿阔叶树生物量模型,计算植被地面生物量。

1.2 样品测定

(1)所收集降尘样品于烘箱 70°C 烘干至恒重,称取过 60 目筛样品 0.5g,用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ 法消解,用 ICP-AES (IRIS Advantage (HR) (美国) Thermo Jarrell Ash Corporation) 测定降尘的重金属 Cr、Cu、Zn、Cd、Pb 和 S 含量。

(2)叶面积测定:对每种植物随机选取 20 片洗净自然晾干叶片,用打孔器钻取 20 个圆形叶,对 20 张圆形叶片称重,量取孔直径(即圆叶片直径),计算圆叶片面积;由此推算所采集叶片面积。另外,分别选取每树种的较大和较小叶片 5~6 片,描其外形于方格纸上,量出不同树种单片叶面积,并称重。

1.3 数据与影像处理方法

实验结果应用 SPSS 11.0 统计软件进行 t 检验、ANOVA 方差分析、Pearson 相关分析等。图像由 MapInfo. 7.0 和 Origin6.10 制作完成。

以内梅罗污染指数 P_n 计算降尘重金属污染强度:

$P_n = \{[(P_{i均}^2) + (P_{i最大}^2)]/2\}^{1/2}$, $P_i = C_i/C_j$, 式中 $P_{i均}$ 和 $P_{i最大}$ 分别是平均单项污染指数和最大单项污染指数; C_i 为降尘实测值, C_j 为广东省土壤元素背景值^[8], n 是测定元素的数目。

惠州城区的卫星影像来源是 2005 年 7 月 18 日摄取的 Landsat TM 影像(Path122 Row44),平均云量覆盖为 0,影像是经过辐射校正和系统级几何校正处理的系统校正产品;影像获取当天惠州市 API 指数为 67,达到二级标准,大气状况良好。研究采用的 30m 空间分辨率数字高程模型(Digital Elevation Model, DEM)由 1:50000 数字化等高线生成。影像预处理包括:利用 DEM 与已有正射校正影像对其进行正射校正(WGS84 大地坐标系,UTM 投影),校正精度在 0.5 个像元以内;其次进行辐射标定;采用黑体减法对其进行大气校正;最后进行地形校正。采用 NDVI 作为反演生物量的遥感植被指数。

1.4 建立生物量反演模型

依据 14 个样方的坐标提取样方对应的 NDVI,运用 SPSS 软件对遥感植被指数 NDVI 与样方生物量进行回归分析,建立生物量反演模型后,在惠州市 4 个功能区内的植被覆盖区域内随机选择 4 个独立样方,测量其生物量并与模型模拟结果进行精度分析,保证反演的生物量精度。

2 结果与分析

2.1 植物的滞尘量是时间的函数

由表 1 可见,5 次采样期间,在达到饱和之前,4 种绿化乔木叶面滞尘量随时间延长而增长。雨后 4 d 的叶面滞尘量均小于 0.5 g/m^2 ,到达第 20 天时,不同功能区内的几个树种滞尘量都达到或接近饱和。经 Post Hoc 多重比较 LSD 方差检验,除商业交通区外,不同功能区植物叶面滞尘量在第 16 天和第 20 天无显著性差异($p > 0.05$),即这些树种的叶面滞尘量达到平衡的时间约为 20d。据研究,植物叶面饱和滞尘量在不同城市有所差异。王赞红等^[5]研究的石家庄干道旁大叶黄杨单叶滞尘量,15 d 达到饱和,而张新献等^[9]研究的北京居住区内国槐等 10 个树种的滞尘能力在 4 周后仍未饱和。大气中粉尘总量是影响叶片滞尘能力的一个相关因素^[10],也是影响叶片滞尘量达到饱和和时间长短的一个因素。

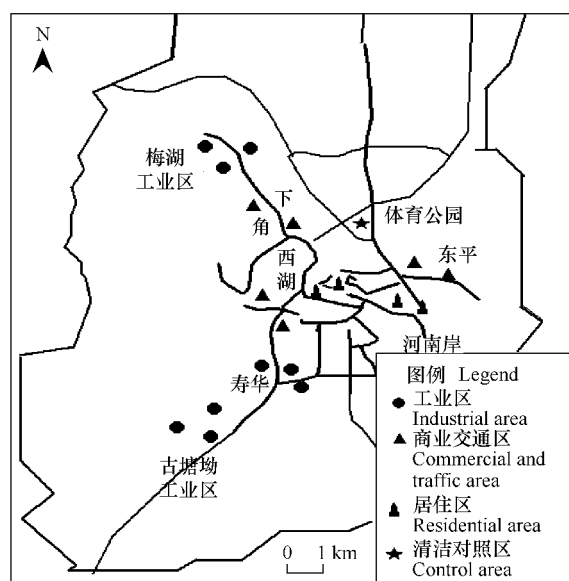


图 1 惠州市采样点示意图

Fig. 1 Sketch map of sampling sites in HuiZhou

表 1 不同功能区不同树种叶面滞尘量

Table 1 The amount of retention foliar dust of tree species in urban areas (g/m^2)

采样点 Site	样本数 No. samples	树种 Tree species	滞尘量 Amount of dust retention (mean S. D.)				
			4 d	8 d	12 d	16 d	20 d
商交区 CTA	9	高山榕 <i>F. altissima</i>	0.457 $\pm$ 0.03a	0.474 $\pm$ 0.03a	0.543 $\pm$ 0.03a	0.786 $\pm$ 0.04a	1.051 $\pm$ 0.12a
		大叶榕 <i>F. virens</i>	0.301 $\pm$ 0.03b	0.515 $\pm$ 0.03b	0.535 $\pm$ 0.04b	0.757 $\pm$ 0.04b	0.845 $\pm$ 0.04b
		小叶榕 <i>F. microcarpa</i>	0.178 $\pm$ 0.02c	0.388 $\pm$ 0.02c	0.445 $\pm$ 0.03c	0.508 $\pm$ 0.03c	0.556 $\pm$ 0.03
		紫荆 <i>B. blakeana</i>	0.139 $\pm$ 0.003d	0.24 $\pm$ 0.02d	0.279 $\pm$ 0.03d	0.363 $\pm$ 0.03d	0.431 $\pm$ 0.03d
工业区 IA	9	高山榕 <i>F. altissima</i>	0.280 $\pm$ 0.03a	0.535 $\pm$ 0.03a	0.645 $\pm$ 0.03a	1.173 $\pm$ 0.15a	1.259 $\pm$ 0.19a
		大叶榕 <i>F. virens</i>	0.314 $\pm$ 0.02b	0.545 $\pm$ 0.03b	0.836 $\pm$ 0.03b	0.913 $\pm$ 0.03b	1.058 $\pm$ 0.16b
		小叶榕 <i>F. microcarpa</i>	0.186 $\pm$ 0.03c	0.488 $\pm$ 0.03c	0.747 $\pm$ 0.03c	0.868 $\pm$ 0.03c	0.839 $\pm$ 0.03c
		紫荆 <i>B. blakeana</i>	0.175 $\pm$ 0.02d	0.218 $\pm$ 0.02d	0.326 $\pm$ 0.03d	0.548 $\pm$ 0.02d	0.615 $\pm$ 0.04d
居住区 RA	6	高山榕 <i>F. altissima</i>	0.127 $\pm$ 0.003a	0.461 $\pm$ 0.02a	0.501 $\pm$ 0.01a	0.823 $\pm$ 0.04	1.024 $\pm$ 0.10
		大叶榕 <i>F. virens</i>	0.144 $\pm$ 0.01b	0.381 $\pm$ 0.04b	0.641 $\pm$ 0.05b	0.788 $\pm$ 0.03b	0.785 $\pm$ 0.02b
		小叶榕 <i>F. microcarpa</i>	0.10 $\pm$ 0.02c	0.383 $\pm$ 0.03c	0.508 $\pm$ 0.03c	0.712 $\pm$ 0.04c	0.705 $\pm$ 0.04c
		紫荆 <i>B. blakeana</i>	0.0497 $\pm$ 0.02	0.238 $\pm$ 0.03d	0.254 $\pm$ 0.04d	0.305 $\pm$ 0.03	0.308 $\pm$ 0.03
清洁区 CA	3	高山榕 <i>F. altissima</i>	0.058 $\pm$ 0.003	0.214 $\pm$ 0.004	0.301 $\pm$ 0.03	0.436 $\pm$ 0.03	0.584 $\pm$ 0.03
		大叶榕 <i>F. virens</i>	0.086 $\pm$ 0.004	0.133 $\pm$ 0.003	0.26 $\pm$ 0.003	0.329 $\pm$ 0.002	0.322 $\pm$ 0.02
		小叶榕 <i>F. microcarpa</i>	0.048 $\pm$ 0.003	0.176 $\pm$ 0.006	0.376 $\pm$ 0.004	0.431 $\pm$ 0.02	0.447 $\pm$ 0.04
		紫荆 <i>B. blakeana</i>	0.041 $\pm$ 0.002	0.150 $\pm$ 0.006	0.184 $\pm$ 0.004	0.280 $\pm$ 0.004	0.303 $\pm$ 0.02

a、b、c、d 4 种植物分别与清洁区相应植物比较,差异显著, $p < 0.05$

a、b、c、d show the significant difference comparing to the four sampling trees in the control area, $p < 0.05$

2.2 不同树种、不同功能区的滞尘能力比较

ANOVA 方差分析表明,大叶榕、高山榕与紫荆、小叶榕的滞尘能力存在显著性差异 ($p < 0.05$),而大叶榕和高山榕,紫荆和小叶榕两者之间差异不显著。同一功能区内,高山榕单位叶面积滞尘量最大,大叶榕次之,小叶榕较低,紫荆滞尘量最少。以紫荆为参照,比较商业交通区雨后 20d 植物叶片的滞尘能力,高山榕滞尘量是紫荆的 2.44 倍,大叶榕为 1.96 倍,小叶榕则为 1.29 倍。

此外,方差分析也表明,不同功能区植物滞尘量差异显著 ($p < 0.01$),其递减顺序为:工业区 > 商业交通区(商交区) > 居住区 > 清洁区。第 20 天惠州城市 4 个功能区的植物叶片单位总滞尘量分别达:3.771, 2.883, 2.822, 1.656 g/m^2 。

2.3 降尘重金属和硫含量

由表 2 可见,不同功能区叶面降尘的重金属和 S 含量存在显著性差异 ($p < 0.05$),Cu、Cd、Cr、S 元素含量以工业区(包括电厂)最高,Zn、Pb 以商业交通区最高,居住区、清洁对照区则负荷相对较轻。不同功能区降尘综合污染指数由大到小为:工业区(包括电厂)、商业交通区、居住区、清洁对照区。

4 种植物叶面降尘的 Cd、Pb 含量很高,不同功能区 Cd 含量达到了广东省土壤元素背景值的 120 倍以上,清洁区为 121 倍,居住区为 132 倍,商业交通区和工业区达 139 倍以上。Pb 含量则是背景值的 12 倍以上。居住区、清洁对照区降尘中 Pb 浓度也达到了背景值的 4 倍以上。

表 2 不同功能区叶面降尘的重金属和硫含量

Table 2 The heavy metal and sulfur content of foliar dust in urban areas (mg/kg)

采样点 Site	样本数 No. samples	Cr	Cu	Zn	Cd	Pb	S(mg/g)
商交区 CTA	9	241.5 $\pm$ 27.4	324.8 $\pm$ 23.6 *	1782.4 $\pm$ 61.8 *	7.8 $\pm$ 1.0	512.0 $\pm$ 27.9 *	4.63 $\pm$ 0.48 *
工业区 IA	6	237.00 $\pm$ 23.8	1313.0 $\pm$ 37.5 *	1860.0 $\pm$ 51.7 *	8.4 $\pm$ 0.9 *	462.0 $\pm$ 21.5	4.42 $\pm$ 0.52 *
电厂 PS	3	927.6 $\pm$ 27.9 *	914.6 $\pm$ 17.4 *	204.6 $\pm$ 20.6 *	12.8 $\pm$ 1.3 *	184.0 $\pm$ 15.1 *	5.26 $\pm$ 0.41 *
居住区 RA	6	215.6 $\pm$ 27.0	235.2 $\pm$ 17.3	1223.0 $\pm$ 14.3 *	7.4 $\pm$ 0.94	460.0 $\pm$ 27.7	4.24 $\pm$ 0.52 *
清洁对照区 CA	3	202.00 $\pm$ 26.8	228.80 $\pm$ 32.9	1127.0 $\pm$ 38.0	6.8 $\pm$ 0.6	434.0 $\pm$ 33.9	3.27 $\pm$ 0.59 *

* $p < 0.05$

2.4 城市植被生态系统滞尘能力推算

根据管东生^[11]的研究,常绿阔叶树生物量有如下方程:

$$\text{树干 } W_s = 0.000023324(D^2H)^{0.9750}, \text{树叶 } W_L = 0.00001936(D^2H)^{0.6779}$$

$$\text{树枝 } W_b = 0.000021428(D^2H)^{0.906}$$

对惠州不同种类绿化乔木的地面生物量和树叶生物量进行调查,拟合得方程: $W_L = 0.04389W_t + 0.03162$ ($R^2 = 0.857, n = 84$)。其中,地上总生物量 $W_t = W_s + W_L + W_b$ 。此外,根据单株树木叶总面积(U)和叶生物量(W_L)的相对生长式^[12]: $U = a \times W_L^b$,推导系数 a 、 b (表3)。

由 TM 影像提取归一化植被指数(NDVI),建立 NDVI 与地面调查的生物量数据之间的线性相关模型,有 $y = 94.109x + 11.588$ ($R^2 = 0.897, n = 14$)。根据此模型计算得惠州建成区 67.48 km^2 面积的植被地面生物量为 $3.2 \times 10^5\text{ t}$ 。

因所调查 4 种乔木占全市绿化树种总数的 49.76%,以此 4 种树估算惠州市建成区植被的叶面积总量,其值为 808.4 km^2 。以惠州城市各功能区的不同树种完成一次滞尘过程,达到平衡或近似最大滞尘量估算,其一次滞尘量可达 607.6 t 。

表 3 4 种乔木相对生长式 $U = a \times W_L^b$ 的系数 a 、 b 值和一次滞尘量

Table 3 The coefficients of a and b of the four sampling trees for the formula $U = a \times W_L^b$ (mean $\pm$ SD, $n = 22$) and the total amount of vegetation retention dust

树种 Tree species	a	b	叶面积 Leaf area (km^2)	平均最大滞尘量 Average of maximal dust retention (g/m^2)	总滞尘量 Total amount of dust retention (t)
高山榕 <i>F. altissima</i>	25.0029 ± 19.7412	1.061300 ± 0.2675	20.8	0.98	20.4
大叶榕 <i>F. virens</i>	45.0928 ± 46.15	1.148630 ± 0.9998	756.9	0.75	569.6
小叶榕 <i>F. microcarpa</i>	44.2810 ± 20.1474	1.001000 ± 0.07223	22.1	0.64	14.1
紫荆 <i>B. blakeana</i>	77.4677 ± 22.373	1.004300 ± 0.03015	8.5	0.41	3.5
总计 Total			808.4		607.6

由于降尘受大风大雨影响显著,当降雨量 $> 15\text{ mm}$,风速 $> 17\text{ m/s}$ 时^[7],可认为开始第 2 次滞尘过程。根据本研究时段,惠州 2005 年气象资料统计,一年中惠州达到上述气象条件,并且时间间隔大于 20 d 的频率为 5 次,间隔大于 4 d、8 d 的频率各为 1 次,大于 12 d 的为 2 次,以此推算惠州城市植被的全年滞尘量达 4430.7 t 。由于降尘中富集大量重金属及 S 元素,其降尘中累积的重金属及 S 元素总量是巨大的(表 4)。可见,一年中,惠州建成区的植被可通过滞尘作用累积 Cr、Cu、Zn、Cd、Pb、S 的量分别为 1.63, 2.70, 5.54, 0.0, 1.84, 19.52 t。

表 4 惠州市叶面降尘中重金属和 S 的总量

Table 4 Total amount of heavy metal and sulfur for foliar dust of vegetation in Huizhou

项目 Item	Cr	Cu	Zn	Cd	Pb	S
元素平均含量 Average content of element (mg/kg)	364.74	603.28	1239.4	8.64	410.4	4634
元素 1 次累积量 Element weight in dust retention for a period (t)	0.22	0.37	0.76	0.0053	0.25	2.69
元素全年累积量 Element weight in dust retention for a year (t)	1.63	2.70	5.54	0.04	1.84	19.52

3 讨论

3.1 植物形态特征与滞尘能力

叶面降尘量是气候、气象条件、风速、时间、人类活动、植物形态特征等因素的函数^[6,7]。同一气候条件下

树种间滞尘能力的差异是由植株的树冠结构、枝条密度、叶面倾角及叶片的形态结构特征、叶面积等决定的^[13]。叶表粗糙,具绒毛、沟状脊状突起、粘液油脂,叶柄短等植株,可吸附大量飘尘颗粒^[3]。柴一新等^[13]认为树木滞尘作用是借助滞留或停着、附着、粘附 3 种方式同时进行的。而韩轶^[14]则认为小叶或表面粗糙叶片比大叶具有更高的滞尘效益。而 Fernández Espinosa 等^[15]研究认为叶表面粗糙与否并不影响叶片的滞尘能力。张新献等^[9]研究认为以叶面积为主要特征的绿量,是决定园林绿地生态效益的最实质性因素。

本研究结果表明,4 种供试植物滞尘能力也依物种的不同形态特征而表现较大的差异。同一龄级 4 种乔木单叶面积大小顺序为:高山榕 > 大叶榕、紫荆 > 小叶榕;与滞尘能力趋势大致吻合。高山榕单片叶面积可达 300 cm²,大叶榕达 200 cm²,紫荆为 185 cm²,小叶榕则仅为 20 cm²。野外调查中发现,4 种乔木叶片均无表面分泌物、脊状突起和绒毛等特征。大叶榕、高山榕叶表面积大,叶上表面叶脉下凹,形成沟壑,较易附着尘埃颗粒。小叶榕叶片表面较光滑,叶面积小,故滞尘量也相对较低。

大叶榕、高山榕,小叶榕枝条向上伸展,枝条与水平面夹角为 25 ~ 50°,且枝条硬度大;叶片向上生长,与水平面夹角多为正值,故尘埃也不易脱落,滞尘量相对较大。尤其高山榕,其枝条、叶柄硬度相对最大,枝叶密集,枝叶空间小,气流相对较弱,可阻滞大量空气中尘埃。而紫荆的枝条较柔软,多下垂,其与水平面的夹角多为负值;叶柄较长,4 ~ 6 cm;叶片纸质柔软,易随风而动,叶表颗粒易被吹落,虽然其叶面积较大,但滞尘量却相对最低。陈芳等^[10]也认为珊瑚树因其枝叶紧密,叶片倾斜向上,是其日滞尘量高达 0.9247 g/m²的主要原因。

3.2 叶面滞尘能力比较

许多研究认为灌木的滞尘能力大于乔木,常绿针叶树大于常绿阔叶树^[5]。哈尔滨的杜松 2 周后滞尘量为 6.7566 g/m²;而白桦为 1.1964 g/m²^[13]。北京国槐 4 周后的滞尘量为 3.396 g/m²^[9],石家庄干道旁大叶黄杨单叶 15 d 饱和滞尘量为 11.6197 g/m²^[5]。比照上述这些城市,惠州植物的滞尘量相对较低。这可能与惠州市内总体降尘量较小,城区内可扬尘及大气颗粒物浓度相对较低,环境空气质量较好相关。据调查,惠州建成区绿地率达 38% 以上,城市道路绿化率达到 95% 以上,2005 年惠城区月平均降尘量 5.18 t/km²,低于广东省推荐标准(8 t/km²)^①。这可能也是惠州城市植被滞尘量达到饱和的时间相对较长的原因之一。陈芳等^[10]研究也认为大气中粉尘总量也是影响叶片的滞尘能力的一个相关因素。

惠州不同功能区植物滞尘量差异显著,工业区、商业交通区大于居住区、清洁区。这是因为工业区、交通区内粉尘排放量大,大部分(尤其粒径较大的粉尘)都在本区域或附近区域沉降;粒径较小的则随气流、风等气象载体迁移,沉降在居住区及清洁区等城市其他区域,增加该区域降尘及降尘重金属负荷。商业交通区由于机动车排放及建筑装饰涂料的腐蚀等因素,导致叶面降尘量及降尘中重金属含量 Pb、Zn 等高于其它功能区。Prusty 等^[6]研究证实降尘负荷与车流量正相关,路尘是机动车尾气颗粒物的一个主要聚集载体^[16]。值得注意的是,居住区与商业交通区第 20 天滞尘量无显著差异,并且降尘重金属含量也处于较高水平。这是因为居住区多位于交通便利处,机动车排放增加了居住区降尘及降尘重金属负荷。机动车排放和地面扬尘是近地层空气湍流携带颗粒物的主要原因^[5]。程政红等^[17]研究了岳阳市不同地段植物滞尘能力,也发现有上述规律,施工路段最高,广玉兰滞尘量达 3.7157 g/m²,在中度污染的交通路段为 2.8694 g/m²,在风景区附近较低,为 1.5903 g/m²。

3.3 净化功能

据测定,1 hm² 松林每年可滞尘 36.4 t,1 hm² 云杉林滞尘达 32 t/a^[18]。绿地的滞尘作用主要表现为减少粉尘的二次飞扬和对交通污染物的阻滞,以乔木为主的防护林滞尘率达 38.9% ~ 46.1%,多行复层绿带的滞尘率更高达 46.2% ~ 60.8%^[19]。据测定,大叶榕绿化地段含尘量相对减少 18.8%,水泥厂绿化片林比空旷地空气的粉尘量减少 37.1% ~ 60%^[18]。绿化覆盖率高、以大面积绿地斑块占优势的斑优格局对大气污染的

① 惠州市环境保护局,广东省惠州市环境质量报告书(2001 ~ 2005 年)。43

净化效果主要表现在滞尘减噪上,其平均滞尘率为 46.16%^[20]。Aksoy 等[21]指出降尘中富集了大量重金属,通过大气颗粒物沉降的方式,可去除大气中 Pb 总量的 50%。

惠州建成区植被 1 年的总滞尘量达 4430.7 t,累积在叶面降尘中的 Cr、Cu、Zn、Cd、Pb 和 S 元素分别达 1.63,2.70,5.54,0.04,1.84,19.52t。这些附着的元素可随降尘一道从大气中清除,通过降水和重力沉降作用将大气颗粒物转移到地面土壤生态系统。北京八大居住区 1639.37hm² 的绿地,1995 年滞尘量达 2177.97t^[10];郑州植被乔木层的年滞尘量为 8628.28t^[7]。武汉钢铁公司占地面积 45.02 km²,乔木层叶面积 808.28km²,与惠州 67.48 km²建成区叶面积总量 808.4km²相当,而武钢植被年滞尘量也高达 2884.5t^[22]。可见,每年经由植被截获从大气转移到土壤的颗粒物总量是巨大的。许多学者研究认为土壤是陆地生态系统中,人为污染源的主要蓄积库。大气颗粒物从气相转移到固相,提供了另一种较易处理污染的方式。重金属和硫污染多源于工业、交通等人为污染,在污染较严重的工业区和交通拥挤路段种植叶面积大、枝叶密集、枝条和叶倾角向上伸展,抗污能力强的树种对滞尘有重要意义,以吸收来自大气沉降并被冲刷到土壤的元素。

4 结论

(1)4 种绿化乔木叶面滞尘量随时间延长而增长,由于惠州城市总降尘量较少,4 种植物达到最大滞尘量的时间较长($\geq 20\text{d}$)。不同树种的滞尘量差异显著($p < 0.05$),滞尘能力差异为 1.2~2.44 倍,滞尘能力大小排序为:高山榕>大叶榕>小叶榕>紫荆。本研究中不同植物滞尘能力的差异尤其与植株的叶面积、叶倾角、枝条硬度、枝条伸展角度等相关。

(2)不同功能区植物滞尘量及其降尘重金属和硫含量存在显著性差异($p < 0.05$),降尘重金属(尤其 Cd、Pb)含量很高,植物滞尘量和降尘综合污染指数由大到小为:工业区(包括电厂)、商业交通区、居住区、清洁对照区。

(3)惠州建成区植被的地面生物量为 $3.2 \times 10^5\text{t}$,叶面积总量为 808.4 km²,全年滞尘量达 4430.7t,可去除大气中 Cr、Cu、Zn、Cd、Pb、S 的量分别为 1.63,2.70,5.54,0.04,1.84,19.52 t。

References:

- [1] Davis A P, Shokouhian M, Ni S B. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from species sources. *Chemosphere*, 2001,44,997—1009.
- [2] Wang S L, Zhang Y H, Zhong L J, *et al.* Interaction of urban air pollution among cities in Zhujiang Delta. *China Environmental Science*, 2005, 25(2):133—137.
- [3] Sabin L D, Lim J H, Venezia M T, *et al.* Dry deposition and resuspension of particle-associated metals near a freeway in Los Angeles. *Atmospheric Environment*, 2006,40:7528—7538.
- [4] Freer-Smith P H, Sophy H, Goodman A. The uptake of particulates by an urban woodland: site description and particulate composition. *Environmental Pollution*,1997, 95(1): 27—35.
- [5] Wang Z H, Li J B. Capacity of dust uptake by leaf surface of *Euonymus Japonicus* Thunb. and the morphology of captured particle in air pollution city. *Ecology and Environment*, 2006,15(2):327—330.
- [6] Prusty B A K, Mishra P C, Azeez P A. Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2005,60(2):228—235.
- [7] Zhao Y, Li S R, Yan Z P. The Effect of greenland on absorbed dust and its assessment method. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2002,21(6):582—586.
- [8] CNEMC(China National Environmental Monitoring Center). The background values of Chinese soil. Beijing: China Environmental Science Press of China,1990.334,342,346,366,378.
- [9] Zhang X X, Gu R Z, Chen Z X, *et al.* Dust removal by green areas in the residential quarters of Beijing. *Journal of Beijing Forestry University*, 1997,19(4):12—17.
- [10] Chen F, Zhou Z X, Guo E X, *et al.* Dust-retention effect of ornamental green land in urban industrial area: A case study in Wuhan Iron and Steel Company workshop area. *Chinese Journal of Ecology*, 2006,25(1):34—38.
- [11] Guang D S. Forestry ecosystem biomass in reservoir of Liuxi river. In: Dinghu Shan forest Ecosystem stationary, Academia Sinica. ed. Tropical and subtropical forest ecosystem. Beijing: Science Press,1989. 5: 123—134.

- [12] Ogawa H, Kira T. Methods of estimating forest biomass, In: Shidei T, Kire T, eds. Primary Productivity of Japanese Forests-Productivity of Terrestrial Communities, Tokyo: University of Tokyo Press, 1977. 15—25.
- [13] Chai Y X, Z N, Han H J. Dust removal effect of urban tree species in Harbin. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13(9): 1121—1126.
- [14] Han Y, Li J Yue, Guo L S, et al. Patterns of green area in residential districts. Journal of Beijing Forestry University. 2002, 24(4): 102—106.
- [15] Fernandez Espinosa A J, Rossini Oliva S. The composition and relationships between trace element levels in inhalable atmospheric particles (PM_{10}) and in leaves of *Nerium oleander* L. and *Lantana camara* L. Chemosphere, 2006, 62: 1665—1672.
- [16] Jalkanen L, Mäkinen A, Hänen E, et al. The effect of large anthropogenic particulate emissions on atmospheric aerosols, deposition and bioindicators in the eastern Gulf of Finland region. The Science of The Total Environment, 2000, 262(30): 123—136.
- [17] Cheng Z H, Wu J Y, Liu Y G. Dust retention of main greening trees in Yueyang City. Urban Forestry, 2004, 2(2): 37—40.
- [18] Feng C Q. The research of greening environment. Beijing: China Environmental Science Press, 1992, 23—54.
- [19] Zhou Z X, Shao T Y, Wang P C, et al. The spatial structures and the dust retention effects of Greenland types in the workshop district of Wuhan Iron and Steel Company. Acta Ecologica Sinica, 2002, 22(12): 2036—2040.
- [20] Shao T Y, Zhou Z X, Wang P C. Relationship between urban greenland landscape patterns and air pollution in the central district of Yichang City. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15(4): 691—696.
- [21] Aksoy A, Hale W H G, Dixon J M. *Capsella bursa-pastoris* L. Medic. as a biomonitor of heavy Metals. The Science of the Total Environment, 1999, 226: 177—186.
- [22] Chen F, Zhou Z X, Xiao R B. Estimation of ecosystem services of urban green and in industrial areas: A case study on green and in the workshop area of the Wuhan Iron and Steel Company. Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(7): 2229—2236.

参考文献:

- [2] 王淑兰, 张远航, 钟流举, 等. 珠江三角洲城市间空气污染的相互影响. 中国环境科学, 2005, 25(2): 133—137.
- [5] 王赞红, 李纪标. 城市街道常绿灌木植物叶片滞尘能力及滞尘颗粒物形态. 生态环境, 2006, 15(2): 327—330.
- [7] 赵勇, 李树人, 阎志平. 城市绿地的滞尘效应及评价方法. 华中农业大学学报, 2002, 21(6): 582—586.
- [8] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 334, 342, 346, 366, 378.
- [9] 张新猷, 古润泽, 陈自新, 等. 北京城市居住区绿地的滞尘效益. 北京林业大学学报, 1997, 19(4): 12—17.
- [10] 陈芳, 周志翔, 郭尔祥, 等. 城市工业区园林绿地滞尘效应的研究. 生态学杂志, 2006, 25(1): 34—38.
- [11] 管东生. 流溪河水库林区森林生态系统研究. 见: 中国科学院鼎湖山森林生态系统定位研究站编: 热带亚热带森林生态系统研究(5). 北京: 科学出版社, 1989. 5: 123—134.
- [13] 柴一新, 祝宁, 韩焕金. 城市绿化树种的滞尘效应——以哈尔滨市为例. 应用生态学报, 2002, 13(9): 1121—1126.
- [14] 韩轶, 李吉跃, 郭连生, 等. 居住小区生态型绿地模式的研究. 北京林业大学学报, 2002, 24(4): 102—106.
- [17] 程政红, 吴际友, 刘云国, 等. 岳阳市主要绿化树种滞尘效应研究. 城市林业, 2004, 2(2): 37—40.
- [18] 冯采芹. 绿化环境效应研究. 北京: 中国环境科学出版社, 1992. 23—54.
- [19] 周志翔, 邵天一, 王鹏程, 等. 武钢厂区绿地景观类型空间结构及滞尘效应. 生态学报, 2002, 22(12): 2036—2040.
- [20] 邵天一, 周志翔, 王鹏程, 等. 宜昌城区绿地景观格局与大气污染的关系. 应用生态学报, 2004, 15(4): 691—696.
- [22] 陈芳, 周志翔, 肖荣波. 城市工业区绿地生态服务功能的计量评价——以武汉钢铁公司厂区绿地为例. 生态学报, 2006, 26(7): 2229—2236.