

基于 UFORE 模型的上海城市森林对大气 PM_{2.5} 的削减量估算

曹宏亮^{1,2,3}, 殷 杉^{1,2,3,4}, 章旭毅^{1,2,4}, 熊 峰^{1,2}, 朱鹏华^{1,3,4}, 刘春江^{1,2,3,4}

(1. 上海交通大学 农业与生物学院; 2. 上海城市森林生态系统国家定位观测研究站;
3. 农业部都市农业(南方)重点实验室; 4. 上海交通大学 低碳农业研究中心, 上海 200240)

摘 要: 细颗粒物(PM_{2.5})是城市大气污染的重要来源,严重威胁居民健康。城市森林可以通过削减大气中的 PM_{2.5} 来提升空气质量,为城市环境提供重要的生态系统服务,本文采用美国农业部开发的 UFORE (Urban Forest Effect)模型的核心方法,估算了上海城市森林对大气中 PM_{2.5} 的削减量。结果显示,2013 年上海城市森林对大气 PM_{2.5} 削减总量为 442.4 t,小时浓度削减量为 0.44 μg/m³,大气中 PM_{2.5} 浓度的改善率为 0.07%。2013 年上海不同类型林分 PM_{2.5} 削减量排序为常绿针叶林(290.6 t) > 落叶林(76.1 t) > 混交林(56.6 t) > 常绿阔叶林(18.9 t)。本文的研究结果可为城市大气污染防控和宜居城市建设提供理论依据。

关键词: 城市森林; 细颗粒物(PM_{2.5}); 城市森林效益模型(UFORE); 生态系统服务

中图分类号: X 173; S 728.5 **文献标识码:** A

Modeled PM_{2.5} Removal by Urban Forest in Shanghai

CAO Hong-liang^{1,2,3}, YIN Shan^{1,2,3,4}, ZHANG Xu-yi^{1,2,4}, XIONG Feng^{1,2},
ZHU Peng-hua^{1,3,4}, LIU Chun-jiang^{1,2,3,4}

(1. School of Agriculture and Biology, Shanghai Jiaotong University; 2. Shanghai Urban Forest Ecosystem Research Station, State Forestry Administration; 3. Key Laboratory of Urban Agriculture (South), Ministry of Agriculture; 4. Research Center for Low Carbon Agriculture, Shanghai Jiaotong University, Shanghai 200240, China)

Abstract: Particulate matters, such as PM_{2.5}, lead to serious air pollution with adverse effects on human health. Urban forests can improve the air quality and provide significant ecosystem services to the urban environment by removing fine particles. We used UFORE (Urban Forest Effect) model to estimate the removal amount of PM_{2.5} by different types of forests in Shanghai. In 2013, the total PM_{2.5} reduction was 442.4 t with 0.44 (μg/m³) hourly concentration reduction and 0.07% PM_{2.5} concentration improvement. This research provides a theoretical basis for urban air pollution management and livable city construction.
Key words: urban forest; fine particulates (PM_{2.5}); Urban Forest Effect (UFORE) model; ecosystem services

收稿日期: 2015-11-23

基金项目: 国家自然科学基金(31400605); 上海市自然科学基金(12ZR1445800); 上海交通大学现代农业交叉基金(2014007)

作者简介: 曹宏亮(1989-), 男, 硕士生, 研究方向: 城市生态学, E-mail: hongliangcao@foxmail.com;

殷杉(1982-)为本文通讯作者, 男, 助理研究员, 研究方向: 城市生态学, E-mail: yinshan@sjtu.edu.cn

PM_{2.5} 是大气中空气动力学直径小于 2.5 μm 的颗粒物。流行病学和毒理学研究已经证实 PM_{2.5} 可导致多种呼吸道和免疫系统疾病,甚至导致暴露人群的过早死亡^[1]。Franklin 等人发现,大气中 PM_{2.5} 每升高 10 μg/m³,全因死亡率、呼吸道疾病死亡率和中风死亡率会分别提高 1.21%,1.78% 和 1.03%^[2]。Schwartz 等人的研究发现下呼吸道症状与细颗粒物增量相关性显著,与粗颗粒物增量相关性不显著^[3]。越来越多的研究逐步证实,相比于粗颗粒物(空气动力学直径在 2.5 μm 以上),PM_{2.5} 对居民健康的影响更为严重^[4-7]。由于具有极高的健康风险,因此 PM_{2.5} 已成为城市大气污染的主要污染物之一。

城市森林是城市的绿色基础设施,为城市环境提供重要的生态系统服务^[8]。用森林植被来缓解大气 PM_{2.5} 污染,已经成为城市应对大气污染、提升空气质量的措施之一^[9-11]。森林植物通过在叶面吸收或叶表面捕获细颗粒物,可直接削减大气中细颗粒物的浓度^[12];树冠层可以阻挡颗粒物^[10]使树冠内部的大气颗粒物浓度比树冠边缘的浓度低^[13];另外,不同的林分类型也会对大气颗粒物的削减作用产生不同的影响^[14]。

为了量化城市森林的功能,全球科学家进行了不同的尝试。其中由美国农业部东北森林研究中心开发的森林效益(UFORE)模型是近年来较为权威的模型。UFORE 模型适用的范围可以从林分样地尺度延伸到景观和区域尺度,因此特别适用于定量城市森林和绿地的结构和功能,并已在城市森林研究领域得到了较广泛的应用^[15-16]。UFORE 中计算大气污染物净化效益的模块是依据美国 Oak Ridge 国家实验室在 1988 年建立的大气污染沉降及植物气孔扩散模型组成,可以计算城市植被对 NO₂、SO₂ 和 PM₁₀ 等大气污染物净化总量,其中植物气孔扩散模型是基于植物叶片通过呼吸作用和气体交换吸收大气污染物的生理现象而开发的。尔后,UFORE 模型开始在美国的城市中应用,并有学者对非美国城市的模型参数进行了校正^[17-18]。如 Tiwary 等人提出在 10 km×10 km 范围拥有 25% 的森林覆盖率的森林,每年可削减 90.4 t PM₁₀^[19];城市森林在北京和美国的 PM₁₀ 年削减总量分别为 772 t^[20]和 21.5 万 t^[10]。但估算城市森林对 PM_{2.5} 的削减量的研究还不多见,其原因是 PM_{2.5} 的浓度监测和空间分布、沉降速率、森林叶面积分布等参数的获取和尺度转化上存在一定的困

难。Nowak 等人用 UFORE 模型估算了全年美国 10 个城市的 PM_{2.5} 削减量^[21];肖玉等人估算了北京城市绿地对 PM_{2.5} 的削减作用^[22]。

上海是中国特大型城市之一,正面临着严重的空气污染,大气中有着较高的悬浮颗粒物浓度^[23]。过去十几年间,上海城市森林建设取得了巨大的发展,森林覆盖率从 1999 年的 3.17% 上升至 2014 年底的 14.04%^[24]。大规模的人工造林,其发挥的环境生态功能有待进一步研究和量化。本文采用 UFORE 模型的核心方法来对上海不同城市森林类型对 PM_{2.5} 的削减量进行估算,为城市大气污染防控和宜居城市建设提供决策依据。

1 材料与方法

1.1 基于 UFORE 模型的 PM_{2.5} 削减量估算方法

本文采用 UFORE 模型大气污染干沉降部分的核心方法来对 2013 年上海城市森林削减 PM_{2.5} 的量进行估算。计算方程为:

$$M = F \times LA \times T \quad (1)$$

M 为单位时间内森林削减 PM_{2.5} 的总量, F 为单位时间内 PM_{2.5} 的沉降通量, LA 为植物的叶面积, T 为森林削减 PM_{2.5} 的时间。因此,基于 UFORE 模型的 PM_{2.5} 估算可分为以下 3 个部分分别进行统计计算:1)上海地区大气 PM_{2.5} 的小时通量,2)上海地区植被总叶面积的分布及年度变化(每 4 d),3)年净化时数(即非降水时数)。在此基础上,可以建立模型并估算上海城市森林净化 PM_{2.5} 的总量及大气 PM_{2.5} 浓度的改变量。

1.2 PM_{2.5} 的小时通量

用 UFORE 模型中的大气污染干沉降部分(UFORE-D)来对城市森林对 PM_{2.5} 的小时沉降量进行计算。与沉降通量或削减量相关的方程为:

$$F = V_d \times C \quad (2)$$

V_d 是 PM_{2.5} 在叶片表面的干沉降速率(cm/s 或 m/h), C 是该地点污染物的浓度(μg/m³)。在模型中, V_d 被估算为污染物在叶片表面到内部迁移阻力之和的倒数^[25]:

$$V_d = (R_a + R_b + R_c)^{-1} \quad (3)$$

其中 R_a 为空气动力学阻力, R_b 为准流边界层阻力(quasi-laminar boundary layer resistance),它们都主要与风速有关; R_c 为树冠层阻力。

$$R_a = u(z)/u_*^2 \quad (4)$$

$$R_b = 2(S_c)^{2/3} (P_r)^{-2/3} (ku_*)^{-1} \quad (5)$$

其中 u 为风速, u_* 为稳态风速, S_c 是施密特数 (Schmidt number), P_r 是普朗特数 (Prandtl number), k 为范卡曼常数 (von Karman constant)。

$$1/R_c = 1/(r_s + r_m) + 1/r_t + 1/r_{soil} \quad (6)$$

树冠层阻力 R_c 与 4 个因素有关, 分别为气孔阻力 r_s 、叶肉阻力 r_m 、表皮阻力 r_t 和土壤阻力 r_{soil} 。 R_c 计算模型中涉及的植物生理参数诸多来自于文献报道或经验公式^[26]。

然而, 植物叶片上 $PM_{2.5}$ 的沉降速率无法由经验公式等方法获取, 因此本文中采用的各林分对 $PM_{2.5}$ 的沉降速率来源于参考相关文献的报道^[27-29]。由于 $PM_{2.5}$ 的沉降速率受风速的影响较大, 我们从文献中得到了 17 个树种分别在 1、3、6、8、9 和 10 m/s 风速下的 $PM_{2.5}$ 沉降速率, 并按照林分类型的不同, 取各风速下的沉降速率平均值作为各林分类型在此风速下的 $PM_{2.5}$ 沉降速率值(表 1)。其中, 混交林的值为其他 3 种林分类型的平均值。

上海地区 $PM_{2.5}$ 的小时浓度从华东区域环境气

象信息共享平台 (<http://222.66.83.20:801/ECAEnvMeteInfo/index.aspx>) 获得。此数据是由上海市城市环境气象中心、上海市气象局和华东区域气象中心共同开发完成, 利用气象研究与预测模型和区域多尺度空气质量模型双模型获得的气象和大气污染数据。按照华东区域化学天气数值预报系统 (WRF-CMAQ) 提供的站点要素预报, 统计并收集 2013 年上海市 14 个站点每日、每小时的 $PM_{2.5}$ 浓度数据, 站点包括: 浦东、徐家汇、宝山、金山、崇明、青浦、嘉定、松江、奉贤、闵行。每小时 $PM_{2.5}$ 浓度值是由前一天的 $PM_{2.5}$ 浓度实测值得到的预测值。

每日风速数据来自于中国天气网 (<http://www.tianqi.com/>), 按照上海市的区县域划分统计了 10 区域的每日风力等级, 包括: 浦东、徐家汇、宝山、金山、崇明、青浦、嘉定、松江、奉贤、闵行将每日风力等级与风速转换, 以每日的平均风速作为日风速的数据进行记录。

表 1 各树种和林分在不同风速下的 $PM_{2.5}$ 沉降速率

Tab. 1 $PM_{2.5}$ deposition velocities (cm/s) on leaves of different tree species

中文名 Chinese name	树种拉丁名 Latin name	树种类型 Forest type	风速/($m \cdot s^{-1}$) Wind speed				
			1	3	6	8.5	10
无梗花栎	<i>Quercus petraea</i>	落叶阔叶		0.831	1.757	3.134	
欧洲桤木	<i>Alnus glutinosa</i>	落叶阔叶		0.125	0.173	0.798	
欧洲白蜡	<i>Fraxinus excelsior</i>	落叶阔叶		0.178	0.383	0.725	
欧亚槭	<i>Acer pseudoplatanus</i>	落叶阔叶		0.042	0.197	0.344	
栓皮槭	<i>Acer campestre</i>	落叶阔叶	0.03	0.08		0.46	0.57
中间(型)花楸	<i>Sorbus × intermedia</i>	落叶阔叶	0.04	0.39		1.82	2.11
美洲黑杨	<i>Populus deltoides</i>	落叶阔叶	0.03	0.12		1.05	1.18
蓝桉	<i>Eucalyptus globulus</i>	常绿阔叶		0.018	0.029	0.082	
雅榕	<i>Ficus nitida</i>	常绿阔叶		0.041	0.098	0.234	
北美黄杉	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	常绿针叶		1.269	1.604	6.04	
南欧黑松	<i>Pinus nigra</i>	常绿针叶	0.13	1.15		19.24	28.05
杂交金柏	<i>Cupressocyparix leylandii</i>	常绿针叶	0.08	0.76		8.24	12.2
北美乔松	<i>Pinus strobus</i>	常绿针叶	0.0108				
东部铁杉	<i>Tsuga canadensis</i>	常绿针叶	0.0193				
日本铁杉	<i>Tsuga japonica</i>	常绿针叶	0.0058				
欧洲云杉	<i>Picea abies</i>	常绿针叶	0.0189				
欧洲云杉	<i>Picea abies</i>	常绿针叶	0.038				
常绿针叶林			0.04	1.06	1.6	11.17	20.13
常绿阔叶林				0.03	0.06	0.16	
落叶林			0.03	0.25	0.63	1.19	1.29
混交林			0.04	0.42	0.61	3.51	8.82

1.3 植被叶面积

上海地区植被总叶面积, 是用上海森林覆盖面

积与叶面积指数(LAI)的乘积计算得到的。森林覆盖数据来自美国 NASA Land Processes Distributed

Active Archive Center (LP DAAC)提供的每2年更新一次的MODIS 3级产品数据集(MCD12Q1,最新数据更新至2012年),选取数据集中IGBP全球植被方案,将森林类型划分为常绿阔叶林、常绿针叶林、落叶林以及混交林4个林分类型,面积分别为367、213、287和135 km²,空间分辨率为500 m。

叶面积指数数据来自于美国地质勘探局(USGS)网站提供的2013年每4d更新一次的MODIS 4级产品数据集(MCD15A3, <http://earthexplorer.usgs.gov/>),空间分辨率为1000 m。利用Arcgis 10.1软件,按照林分类型分类分别对森林覆盖数据进行矢量提取和面积计算,从而得到上海不同类型森林的分布与面积。将所得到的森林覆盖数据结果与LAI数据进行矢量相乘,获得2013年间每4d上海市森林植被的叶面积分布及总叶面积。计算公式为:

$$LA = LAI \times S \quad (7)$$

LA为叶面积(m²),LAI为叶面积指数,S为森林覆盖面积(m²)。

其后再分别按月份统计不同类型的上海城市森林的叶面积分布。

1.4 净化时数

在没有降雨时,PM_{2.5}始终在叶面上进行着干沉降过程;在降雨期间,根据降水量的大小来确定PM_{2.5}是否被雨水从叶面上冲刷到地面^[21]。根据文献报道,单位面积的叶片储水深度为2 mm,也就是说植物叶片的储水量大小等于0.2×LAI^[30]。因此,当降雨量大于叶片储水量时,我们认为PM_{2.5}从叶片上被冲刷掉;当降雨量小于叶片储水量时,PM_{2.5}没有被冲刷掉落,而是保留在叶片表面;在降雨停止后,叶片将继续捕获PM_{2.5},叶片上残留的雨水对PM_{2.5}的再次聚集不产生影响。因此,需要对全年上海区域内的降雨时数和强度进行统计,再对比每个计算单元内的降水量是否达到了叶片储水量,以此来确定一年内植物对PM_{2.5}的净化时数。

每小时的降水量数据是由华东区域环境气象信息共享平台获得。统计2013年上海市14个站点(浦东、徐家汇、宝山、金山、崇明、青浦、嘉定、松江、奉贤、闵行)每日每时降水量(mm),并与当地叶片储水量进行对比计算。当降雨量大于叶片储水量时保留当次降雨数据,反之则以无降雨排除当次降雨数据。

1.5 城市森林净化PM_{2.5}的总量及大气PM_{2.5}浓度的改变量

在得到前述所有指标数据之后,利用Arcgis

10.1软件进行矢量计算,从而得到2013年上海城市森林对大气PM_{2.5}的净化总量,并分别计算不同月份、不同林分的净化量。

PM_{2.5}浓度的改变量是指经过森林的吸纳作用之后,在城市上空的大气中PM_{2.5}浓度的降低值。计算公式如下:

$$C' = P_i(BL \times CA)^{-1} \quad (8)$$

C'为PM_{2.5}浓度的改变量,P_i城市森林吸纳削减PM_{2.5}的量(μg),BL是边界层高度(m),CA是上海市市域面积(m²)。

PM_{2.5}浓度提高百分比为:

$$\Delta\% = \Delta P_i(\Delta P_i + P_a)^{-1} \quad (9)$$

P_a是大气中PM_{2.5}的量(μg):

$$P_a = C \times BL \times CA \quad (10)$$

式中C为大气中PM_{2.5}浓度(μg/m³)。由于国内关于边界层高度的研究还较少,因此,根据Nowak等人的报道,在夜晚最小边界层高度为150 m,在白天的最小边界层高度为250 m^[21]。认为全天的边界层高度都与白天的边界层高度同样完全均匀混合^[31]。因此,本研究中取边界层高度BL为200 m。

2 结果

2.1 各月份上海城市森林对PM_{2.5}削减量

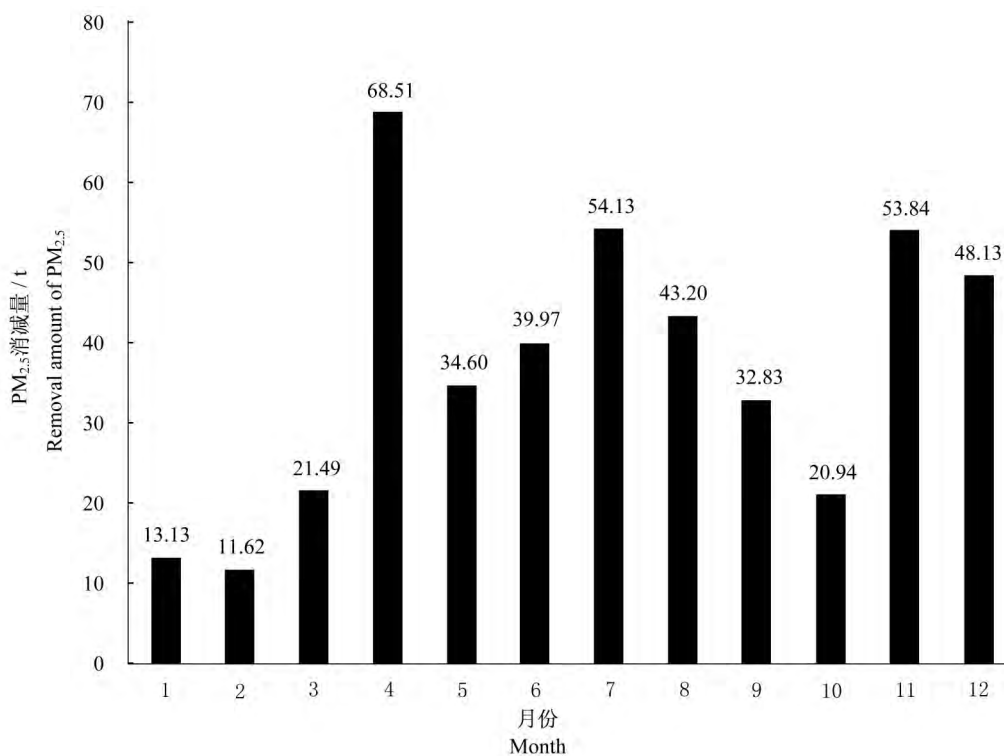
2013年各月份上海城市森林对PM_{2.5}的净化量如图1所示。2013年全年上海城市森林对PM_{2.5}削减总量为442.4 t,其中4月份削减量最高为68.51 t,2月份最低为11.62 t。削减量在其他月份呈波动状,在7月和11月分别达到较高水平。

3 讨论

3.1 PM_{2.5}的浓度及气象因子的影响

2013年各月份上海的气象环境条件如表2所示。2013年上海最低的月均PM_{2.5}浓度(21.58 μg/m³)出现在2月份;由于2月份正值落叶季节,森林叶面积大小处于全年较低水平;另外,2月的平均风速值也处于全年平均风速以下,而降雨时数又处于全年较高的水平,因此种种条件决定了2月的削减量处于全年最低水平。各气象因子与PM_{2.5}削减量相关分析的结果表明,月平均PM_{2.5}浓度与月削减量的相关系数为0.727,呈极显著相关(P<0.01)。

由图1可知,4月份的PM_{2.5}削减量为全年最高,然而其PM_{2.5}的平均浓度(58.38 μg/m³)却甚至

图1 2013年各月份上海城市森林削减PM_{2.5}量Fig. 1 Removal amount of PM_{2.5} by Shanghai's urban forest in different months, 2013

还略低于全年的平均水平($53.58 \mu\text{g}/\text{m}^3$),并且与月平均PM_{2.5}浓度较高的11、12月份的平均浓度值相差很大。由表2可知,4月份的降水量(47.59 mm)和降雨时数(70 h)均处于全年中下水平,即在此条件下,PM_{2.5}有更多的时间可以通过在城市森林叶片上的干沉降进行净化和去除。此外,4月份的上海城市森林叶面积(58.10 km^2)虽然小于5~9月份的,但平均风速(7.13 m/s)处于全年最高水平,且

远大于其他月份,尤其在此风速下落叶林叶面积的增加会大大提高PM_{2.5}的削减量。

总的来说,PM_{2.5}浓度是影响城市森林对PM_{2.5}削减总量的最关键因素,但削减总量也受其他因素(叶面积、风速和降雨)的影响。当风速和叶面积增加时,总PM_{2.5}削减量增加;当降水量和降雨时数增加时,PM_{2.5}削减量减小。

表2 2013年上海各月份气象条件、叶面积数据及各气象因子与削减量相关系数

Tab. 2 Meteorological condition and leaf area in different months in Shanghai, 2013

月份 Month	月均PM _{2.5} 浓度/ $(\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})$ Monthly PM _{2.5} concentration	月均风速/ $(\text{m} \cdot \text{s}^{-1})$ Monthly wind speed	叶面积/ km^2 Leaf area	降水量/mm Precipitation	降雨时数/h Rainfall times
1	42.94	6.29	20.46	34.97	48
2	32.37	6.71	30.19	73.02	137
3	34.56	6.75	40.33	88.37	70
4	58.38	7.13	58.10	47.59	55
5	54.64	6.29	67.21	101.44	120
6	58.62	6.02	77.21	204.76	143
7	49.01	6.71	103.88	87.18	51
8	42.02	6.73	109.64	129.88	50
9	44.87	6.55	85.76	68.05	59
10	34.82	6.92	56.92	120.52	67
11	72.81	6.94	41.59	12.23	22
12	117.94	6.69	29.04	37.24	47
Spearman 相关系数	0.727**	0.294	0.434	-0.154	-0.448

注:**. 在0.01水平上显著相关。

Note: **. Correlation is significant at 0.01 level.

3.2 林分类型的影响

2013 年,上海城区常绿针叶林、常绿落叶林、落叶林以及混交林在不同季节的 PM_{2.5} 削减量如图 2 所示。四种森林类型削减总量所占总数的百分比分别为:常绿针叶林 65.7%,常绿阔叶 4.3%,落叶林 17.2%以及混交林 12.8%。其中在 4~6 月份以及 7~9 月份的削减量占全年总量的较高份额,而 1~3 月份的削减量则为全年最低。

沉降速率的差异是导致拥有较少叶面积的常绿针叶林对 PM_{2.5} 削减量远远大于拥有更多叶面积的常绿阔叶林削减量的主要因素。在相同风速条件下,针叶林的沉降速率要比阔叶林的沉降速率大得多(表 1)。而随着风速增大,常绿针叶林对 PM_{2.5} 沉降速率的提高量也要比其他森林类型的更为显著。2013 年上海的平均风速为 6.65 m/s,在此风速下,常绿针叶林的沉降速率(1.6 cm/s)约是常绿阔叶林平均沉降速率(0.06 cm/s)的 25 倍,是落叶林(0.63 cm/s)和混交林(0.61 cm/s)的 3 倍。因此,拥有较少叶面积的常绿针叶林比其他类型的森林对削减大气 PM_{2.5} 有更大的贡献。

3.3 与国外城市对比

与美国 10 个城市^[21] 相比,上海城市森林对

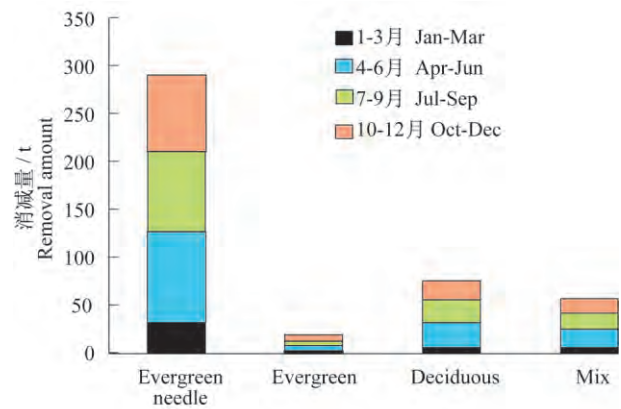


图 2 不同类型林分对 PM_{2.5} 削减量

Fig. 2 PM_{2.5} removal amount of different tree types in different periods

PM_{2.5} 的削减总量要大得多(表 3)。美国 10 个城市的 PM_{2.5} 削减量从最少的锡拉丘兹 4.7 t 到最多的亚特兰大 64.5 t,而 2013 年上海城市森林的削减量为 442.4 t,是美国各城市的 6.5 到 90 倍。此外,上海每平方米森林的净化量(0.44 μg/m²/y)也高于美国 10 个城市 20% 以上,但空气质量改善率(0.07%)比旧金山(0.05%)和洛杉矶(0.07%)以外的美国其他城市要小。

表 3 上海与美国 10 个城市森林净化 PM_{2.5} 值比较

Tab. 3 Purification of PM_{2.5} by forests in Shanghai and 10 US cities

城市名称 City name	行政面积/km ² Area	森林面积/km ² Forest area	削减总量/ (t·y ⁻¹) Total	削减量 ^a / (g·m ⁻² /y) Effect ^a	浓度削减值 ^b / (μg·m ⁻³) ΔC ^b	PM _{2.5} 浓度改善率 ^c /% AQ ^c
亚特兰大	350	182	64.5	0.36	0.030	0.24
巴尔的摩	238	67	14.0	0.24	0.010	0.09
波士顿	100	28	12.7	0.32	0.020	0.19
芝加哥	606	109	27.7	0.26	0.011	0.09
洛杉矶	1215	250	32.2	0.13	0.009	0.07
明尼阿波里斯	143	49	12.0	0.23	0.010	0.08
纽约	1214	239	37.4	0.24	0.010	0.09
费城	334	70	12.3	0.17	0.006	0.08
旧金山	116	19	5.5	0.29	0.006	0.05
锡拉丘兹	71.7	19	4.7	0.27	0.009	0.10
上海	6340	1002	442.4	0.44	0.040	0.07

注:^a平均每平方米森林削减 PM_{2.5} 量;^b平均小时 PM_{2.5} 浓度削减值;^cPM_{2.5} 浓度改善率(Δ% = ΔP_t/(ΔP_t+P_a)⁻¹)。

Note:^a Average effects per square meter of tree cover per year; removal in grams and dollar value;^b Average annual reduction in hourly concentration;^c Average percent air quality improvement (Δ% = ΔP_t/(ΔP_t+P_a)⁻¹).

上海森林对 PM_{2.5} 削减量与美国 10 个城市 PM_{2.5} 削减量的巨大差异,是由几个原因造成的:1) 森林面积的不同。上海的森林面积约为 1 000 km², 是美国 10 个城市森林面积的 4~53 倍。2)PM_{2.5} 浓度的差异。上海 2013 年平均 PM_{2.5} 浓度约为 53.6

μg/m³,美国 10 城市的平均浓度仅为 10~15 μg/m³,所以造成上海每平方米森林的净化量较高,但空气质量改善率较低。3)沉降速率的差异。本文计算采用的沉降速率数据是从文献中获得的平均值,但不同林分类型对 PM_{2.5} 沉降速率的差异很大,上

海森林种类与美国的森林种类有很大的不同,也会导致上海与美国10城市的结果不同。4) $PM_{2.5}$ 的再悬浮没有被考虑在计算过程之中,这会导致结果偏高大约10%。5)降雨的增加会降低 $PM_{2.5}$ 的削减量,而上海的平均年降水量(1 178 mm)远大于美国10城市的降水量,这会影晌上海城市森林的净化总量。以上全部因素导致了上海相比于美国10城市虽有较高的 $PM_{2.5}$ 削减量,但空气质量改善率相对较低。

在本研究中,还有很多局限的地方,包括:1)本文所用沉降速率数据皆来源于文献报道,文献中的树种与上海本土的树种沉降速率可能会存在差异;2)计算过程没有考虑再悬浮率对结果的影响;3)本文假设所有颗粒物在下雨时都被雨水冲刷掉,没有考虑剩余在叶面上的颗粒物以及通过其他形式削减掉的颗粒物,4)用美国的边界层高度数据来代替上海本土数据,这也会对结果产生一定的影响。

尽管有这些局限,本研究根据上海情况作了如下探索:1)基于UFORE模型,将森林类型分类并分别求出削减 $PM_{2.5}$ 的量;2)分析了 $PM_{2.5}$ 削减量的月季变化,讨论了4种森林类型对 $PM_{2.5}$ 削减量的不同;3)与美国10城市的结果相比较,分析了产生差异的原因;4)利用本土的降雨、风速以及 $PM_{2.5}$ 浓度数据来估测 $PM_{2.5}$ 削减量。

4 结论

总之,本研究利用UFORE模型的核心方法,在上海市域尺度上对不同城市森林削减 $PM_{2.5}$ 量进行估算,发现城市森林可以通过捕获大气中大量的 $PM_{2.5}$,达到改善空气质量的效果。不同森林类型对大气颗粒物的捕获作用有很大的差异,相对于落叶林和落叶针叶林,上海市常绿针叶林对空气质量的贡献更大。通过增加森林面积,提高沉降速率以及减少 $PM_{2.5}$ 浓度可使空气质量大大改善。在进行城市森林规划时,将不同森林类型对 $PM_{2.5}$ 削减作用的不同作为规划设计的基础理论依据,可大大提高城市森林对 $PM_{2.5}$ 的削减效率,使有限的城市森林发挥更大的生态系统服务作用。

参考文献:

[1] Schwartz J, Dockery D W, Neas L M. Is daily mortality associated specifically with fine particles? [J].

Journal of the Air & Waste Management Association, 1996, 46(10):927-939.

[2] Franklin M, Zeka A, Schwartz J. Association between $PM_{2.5}$ and all-cause and specific-cause mortality in 27 US communities[J]. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 2007, 17(3):279-87.

[3] Schwartz J, Neas L M. Fine particles are more strongly associated than coarse particles with acute respiratory health effects in schoolchildren[J]. *Epidemiology*, 2000, 11(1):6-10.

[4] Cifuentes L A, Vega J, Köpfer K, et al. Effect of the fine fraction of particulate matter versus the coarse mass and other pollutants on daily mortality in Santiago, Chile[J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2000, 50(8):1287-1298.

[5] Burnett R, Brook J, Dann T, et al. Association between particulate and gas-phase components of urban air pollution and daily mortality in eight Canadian cities[J]. *Inhalation Toxicology*, 2001, 12(4):15-39.

[6] Englert N. Fine particles and human health—a review of epidemiological studies [J]. *Toxicology Letters*, 2004, 149(1):235-242.

[7] Burnett R T, Brook J, Dann T, et al. Association between particulate and gas-phase components of urban air pollution and daily mortality in eight Canadian cities[J]. *Inhalation Toxicology*, 2000, 12(4):15-39.

[8] Jim C, Chen W Y. Ecosystem services and valuation of urban forests in China[J]. *Cities*, 2009, 26(4):187-194.

[9] Bealey W J, Nald A G, Nemitz E, et al. Estimating the reduction of urban PM_{10} concentrations by trees within an environmental information system for planners [J]. *Journal of Environmental Management*, 2007, 85(1):44-58.

[10] Nowak D J, Crane D E, Stevens J C. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States [J]. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2006, 4(3-4):115-123.

[11] McDonald A G, Bealey W J, Fowler D, et al. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM_{10} in two UK conurbations [J]. *Atmospheric Environment*, 2007, 41(38):8455-8467.

[12] Nowak D J, Hirabayashi S, Bodine A, et al. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 193:119-129.

[13] Cavanagh J A E, Zawar-Reza P, Wilson J G. Spatial

- attenuation of ambient particulate matter air pollution within an urbanised native forest patch [J]. **Urban Forestry & Urban Greening**, 2009, 8(1): 21-30.
- [14] Wang H, Shi H, Li Y. Leaf dust capturing capacity of urban greening plant species in relation to leaf morphology [C]. In Water Resource and Environmental Protection (ISWREP), 2011 International Symposium on, 2011, 2198-2201.
- [15] Nowak D J, Walton J T, Stevens J C, *et al.* Effect of plot and sample size on timing and precision of urban forest assessments [J]. **Arboriculture and Urban Forestry**, 2008, 34(6): 386-390.
- [16] Nowak D J, Crane D E, Stevens J C, *et al.* A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services [J]. **Arboriculture and Urban Forestry**, 2008, 34(6): 347-358.
- [17] Escobedo F J, Nowak D J. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest [J]. **Landscape and Urban Planning**, 2009, 90(3): 102-110.
- [18] Escobedo F J, Wagner J E, Nowak D J, *et al.* Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality [J]. **Journal of Environmental Management**, 2008, 86(1): 148-157.
- [19] Tiwary A, Sinnott D, Peachey C, *et al.* An integrated tool to assess the role of new planting in PM₁₀ capture and the human health benefits: A case study in London [J]. **Environmental Pollution**, 2009, 157(10): 2645-2653.
- [20] Yang J, McBride J, Zhou J, *et al.* The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction [J]. **Urban Forestry & Urban Greening**, 2005, 3(2): 65-78.
- [21] Nowak D J, Hirabayashi S, Bodine A, *et al.* Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten US cities and associated health effects [J]. **Environmental Pollution**, 2013, 178: 395-402.
- [22] 肖玉, 王硕, 李娜, 等. 北京城市绿地对大气 PM_{2.5} 的削减作用 [J]. **资源科学**, 2015, 37(6): 1149-1155.
- [23] Yao X, Chan C K, Fang M, *et al.* The water-soluble ionic composition of PM_{2.5} in Shanghai and Beijing, China [J]. **Atmospheric Environment**, 2002, 36(26): 4223-4234.
- [24] 张侃理. 上海森林覆盖率 14.04% 森林, 让城市和我们更美好 [EB/OL]. <http://shzw.eastday.com/shzw/G/20150526/u1ai149846.html>, 2015-05-26/2015-11-22.
- [25] Baldocchi D D, Hicks B B, Camara P. A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces [J]. **Atmospheric Environment**, 1987, 21(1): 91-101.
- [26] Nowak D J, Crane D E. The Urban Forest Effects (UFORE) Model: quantifying urban forest structure and functions [M]. In: Hansen, Mark; Burk, Tom. Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century. Gen Tech Rep NC-212. St. Paul, MN: U. S. Dept of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, 2000: 714-720.
- [27] Beckett K P, Freer-Smith P, Taylor G. Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed [J]. **Global Change Biology**, 2000, 6(8): 995-1003.
- [28] Freer-Smith P, El-Khatib A, Taylor G. Capture of particulate pollution by trees: a comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globulus*) with European and North American species [J]. **Water, Air, and Soil Pollution**, 2004, 155(1-4): 173-187.
- [29] Pullman M R. Conifer PM_{2.5} deposition and re-suspension in wind and rain events [D]. New York: Cornell University, 2009.
- [30] Wang J, Endreny T A, Nowak D J. Mechanistic simulation of tree effects in an urban water balance model [J]. **Jawra Journal of the American Water Resources Association**, 2008, 44(1): 75-85.
- [31] Colbeck I, Harrison R M. Dry deposition of ozone: some measurements of deposition velocity and of vertical profiles to 100 metres [J]. **Atmospheric Environment**, 1985, 19(11): 1807-1818.