

深圳市清水河垃圾焚烧厂周围地区优势植物的汞污染研究

赵宏伟¹, 钟秀萍¹, 刘阳生^{1, 3}, 王俊坚¹, 洪渊⁴, 招康赛⁴, 曾辉^{1, 2*}

(1. 北京大学深圳研究生院城市与环境学院, 深圳 518055; 2. 北京大学城市与环境学院, 北京 100871; 3. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871; 4. 深圳市环境监测中心站, 深圳 518049)

摘要: 为研究垃圾焚烧厂对周围植物的汞污染状况, 分析了深圳市清水河垃圾焚烧厂周围优势植物茎叶以及土壤的总汞浓度. 结果表明, 该垃圾焚烧厂周围的优势植物均受到一定程度的汞污染, 叶总汞浓度为 $0.030\ 9 \sim 0.246\ 7\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值为 $0.094\ 8\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 所选择的 6 种优势植物叶总汞的浓度: 台湾相思 > 豺皮樟 > 马占相思 > 大叶相思 > 木荷 > 梅叶冬青; 茎总汞浓度为 $0.007\ 4 \sim 0.119\ 6\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值为 $0.041\ 7\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 同种植物茎叶总汞浓度呈显著正相关, 而植物茎叶的总汞浓度与土壤总汞浓度并无显著相关性; 在该垃圾焚烧厂主导风向的下风向, 距污染源的距离和地形差异共同对烟气扩散浓度产生影响, 而植物茎叶总汞浓度变化则与烟气扩散浓度的空间分异格局基本吻合. 上述结果充分证明, 本研究区内烟气-叶的交互作用在植物与环境的汞交换中占据主导地位.

关键词: 汞; 垃圾焚烧; 植物; 累积

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)09-2786-06

Mercury Pollution Investigation in Predominant Plants Surrounding Shenzhen Qingshuihe Municipal Solid Waste Incineration Plant

ZHAO Hong-wei¹, ZHONG Xiu-ping¹, LIU Yang-sheng^{1, 3}, WANG Jun-jian¹, HONG Yuan⁴, ZHAO Kang-sai⁴, ZENG Hui^{1, 2}

(1. College of Environmental and Urban Science, Shenzhen Graduate School of Peking University, Shenzhen 518055, China; 2. College of Environmental and Urban Science, Peking University, Beijing 100871, China; 3. College of Environmental Science and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China; 4. Shenzhen Environmental Monitoring Center, Shenzhen 518049, China)

Abstract: In order to investigate the effects of mercury emission from municipal solid waste incineration (MSWI) on the surrounding plants and soils, the mercury concentrations were examined in the plant samples including leaves and stems and the soil samples around Shenzhen Qingshuihe MSWI Plant. Results show that, these plants are significantly polluted by mercury, the mercury concentrations of the plant leaves are $0.030\ 9 \sim 0.246\ 7\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, with the mean value $0.094\ 8\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, among the local prominent plants, the mercury concentrations in the leaves are in the order of: *Acacia confuse* > *Litsea rotundifolia* > *Acacia mangium* > *Acacia auriculaeformis* > *Schima superb* > *Ilex asprella*. The mercury concentrations of the plant stems are $0.007\ 4 \sim 0.119\ 6\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, with the mean value $0.041\ 7\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. For the same plant, the mercury concentration in its leaf correlates positively with that in its stem, but presents little correlation with that in the soil where it grows. Under the direction of the dominant wind, the concentration of smoke diffusion is often influenced by the distance from the stack and the difference of terrain. The mercury concentrations of the plant leaves and stems vary almost in accordance with spatial heterogeneity patterns of smoke diffusion. These results demonstrate that the interaction of the smoke and plant leaves play the leading role in the mercury exchange between plants and environment.

Key words: mercury; municipal solid waste incineration; plant; accumulation

随着我国城市化进程的不断加快, 城市生活垃圾总量急剧增长. 在众多垃圾处理工艺中, 焚烧处理在垃圾减量化、无害化、资源化方面具有明显的比较优势^[1, 2]. 但是在垃圾焚烧处理过程中不可避免地排放出二次污染物. 其中, 有毒有机污染物已经引起了人们的高度重视和广泛研究^[3~5], 而对挥发性重金属汞污染的关注却较少. 事实上, 生活垃圾的焚烧已经成为部分地区大气中汞的主要污染源之一. 研究表明, 在北美地区汞的垃圾焚烧释放量占

当地总汞排放比例达到 40%, 中南美约 34%, 西欧约 28%, 非洲约 30%^[6]. 虽然我国生活垃圾焚烧污染控制标准 GB 18485-2001 规定, 烟气汞的排放限值为 $0.2\ \text{ng}/\text{m}^3$ ^[7], 但由于我国城市生活垃圾采用混合收集的方式, 大量的含汞废物如废电池、荧光灯、

收稿日期: 2008-10-13; 修订日期: 2009-03-10

基金项目: 国家自然科学基金项目(40830747); 深圳市科技局“双百计划”项目

作者简介: 赵宏伟(1983~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为城市生态学, E-mail: zhwszpk@163.com

* 通讯联系人, E-mail: zengh@szpk. edu. cn

温度计等均混入生活垃圾,使得烟气汞的排放浓度较高。

已有研究表明,植物是陆地生态系统中汞的重要输入输出环节^[8~13],植物对汞的吸收机制复杂,受许多因素影响^[10]。不同的植物,以及同种植物的不同器官对汞的吸收能力有明显的差异。目前,国内已有垃圾焚烧厂汞污染的相关报道,研究表明垃圾焚烧厂的运行对周围环境造成了一定程度的汞污染^[14],但对垃圾焚烧厂周围植物汞污染的空间分布特征鲜见详细阐述。为了全面认识垃圾焚烧厂周围植物汞的污染特征及环境分布情况,本研究以深圳市清水河垃圾焚烧厂为例,在系统分析焚烧厂周围不同植物和土壤污染程度的同时,详细探讨了汞污染的空间分布,以期解析垃圾焚烧过程的汞排放与厂区周围植物汞污染之间的关联关系。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

深圳市位于我国南部沿海地带,地理坐标为东经 113°46′~114°37′,北纬 22°27′~22°52′.属亚热带季风气候,夏季盛行东南季风,冬季以东北季风为主,图 1 为深圳市风玫瑰图。近 20 年来年平均气温位于 22.5~23.9℃ 之间,年降雨量为 1 299.4~2 747.3 mm,年日照时间为 1 574.0~1 975.0 h,年平均湿度为 70.0%~76.0%^[15]。

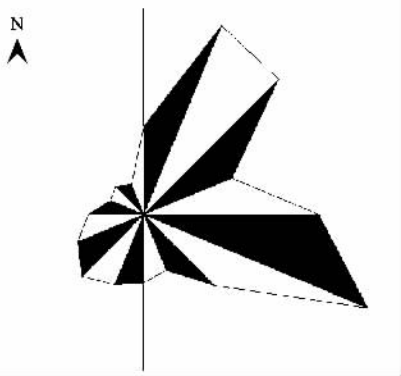


图 1 深圳市风玫瑰图
Fig.1 Wind rose of Shenzhen

清水河垃圾焚烧厂位于深圳市罗湖区清水河街道,是国内第一座采用焚烧发电技术处理城市生活垃圾的污水处理厂。该厂始建于 1985 年,目前日处理生活垃圾约 600 t^[16],发电厂内烟囱主体高度 60 m。厂区南方、西方和北方三面环山,东面地形相对平坦,为居民生活区;西北方向隔山约 1~2 km 为日均处理生活垃圾 3 500 t 的深圳市下坪垃圾填埋场。

1.2 采样布点

根据深圳市风玫瑰图所示,当地主导风向为东南偏东和东北偏北。为考察风向对可挥发性汞污染分布的影响,结合垃圾焚烧厂周边地形特征,以污染源为中心,以 2 个主导风向的下风向为轴,按垂直十字交叉的方式确定东北(NE)、东南(SE)、西南(SW)和西北(NW) 4 个采样方向。取样点设置以主导风向的下风向为主,并根据植物分布特点,在距污染源 200 m~2 km 范围内,在 NE、SW、NW 3 个采样方向分别选取了 4、11 和 11 个采样点如图 2 所示,使用 GPS 导航系统定位,并记录各采样点的高程信息(精确至 1 m)。

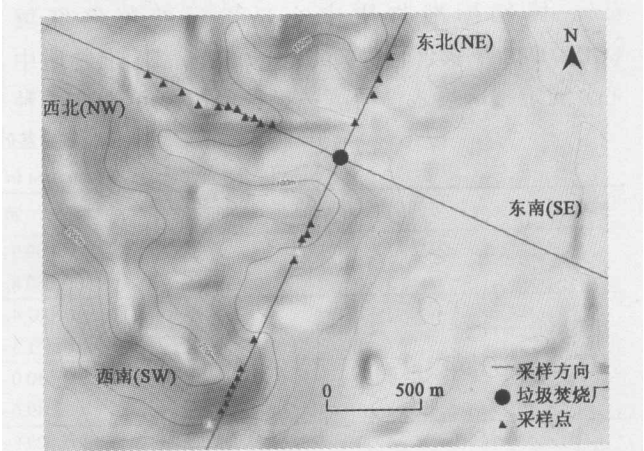


图 2 研究区域等高线图及采样布点示意
Fig.2 Sampling distribution in the contour map of research area

1.3 样品采集

在考察 4 个方向上植物分布特征后,选取较常见的 6 种优势树种:大叶相思(*Acacia auriculaeformis*)、台湾相思(*Acacia confuse*)、马占相思(*Acacia mangium*)、梅叶冬青(*Ilex asprella*)、豺皮樟(*Litsea rotundifolia*)、木荷(*Schima superb*)。在各采样点 10 m×10 m 范围内,每个树种选择 3~4 棵,树龄在 5 a 以上,其中树叶为老叶,树茎<1.5 cm,每棵分别采集茎、叶各约 0.5 kg,总共采集茎、叶各 2 kg,分别混合均匀后装入密封袋内保存,采集茎叶样品共 88 个。同时在各样点采集土壤样品,土壤样品分两层采样,上层为 0~10 cm,记作 A 层;下层 10~20 cm,记作 B 层,采集土壤样品共 52 个。以深圳市仙湖植物园为对照点,采集大叶相思(*Acacia auriculaeformis*)、台湾相思(*Acacia confuse*)、马占相思(*Acacia mangium*)、梅叶冬青(*Ilex asprella*)、豺皮樟(*Litsea rotundifolia*) 5 种植物的茎和叶,对照点内各树种分别选择 2~4 样点,将不同样点的各树种茎、

叶样品分别混匀后进行分析.

1.4 样品分析

植物样品采集后,先后用自来水和去离子水冲洗干净表面灰尘,然后烘干(65~70℃)至恒重,再粉碎过60目筛,取0.25 g用硝酸-双氧水在最佳的消解条件下进行微波消解.土壤样品经自然风干、磨碎过100目筛,取0.20 g用反王水-双氧水在最佳的消解条件下进行微波消解.利用日本岛津FIMS400测汞仪(检测下限0.02 ng/mL)分析样品中的汞浓度.每批(12个)样品同时用相同方法测定空白和平行样品,每个样品测定3次,误差在±5%之内.用标准柑橘叶(GSB-11,汞含量(158±24) ng/g,国家标准物质中心)和标准黄色红壤(GBW07406,汞含量(72±7) ng/g,国家标准物质中心)测定精确度.每消解一批样品分别用上述2种

标准物质进行质量控制,测定值在标准值范围内.

1.5 数据分析

利用SPSS 15.0 统计分析软件进行相关分析,相关分析以显著性水平达到0.05为显著(标记为*),达到0.01为极显著(标记为**).

2 结果与分析

2.1 植物总汞浓度分析

不同植物对汞的吸收能力差异较大(见表1).从茎总汞浓度来看,台湾相思最高,豺皮樟、梅叶冬青、木荷差异不大,最低的2种植物是马占相思和大叶相思.从叶总汞浓度来看,台湾相思最高,其次为豺皮樟和马占相思,梅叶冬青最低.由此可见,在6种优势植物中,台湾相思的汞吸收能力最强,豺皮樟次之.

表 1 植物茎叶总汞浓度/mg·kg⁻¹

Table 1 Total mercury concentration in leaves and stems of different plants/mg·kg ⁻¹						
植物	样品数/个	植物器官	范围	平均值	标准差	对照点
大叶相思	8	茎	0.009 9~0.045 8	0.023 4	0.012 1	0.011 8
		叶	0.060 8~0.114 8	0.082 4	0.018 4	0.053 5
台湾相思	11	茎	0.007 4~0.119 6	0.059 4	0.039 0	0.014 1
		叶	0.071 3~0.246 7	0.137 6	0.051 9	0.057 6
马占相思	6	茎	0.010 0~0.041 5	0.027 0	0.011 0	0.018 6
		叶	0.049 6~0.153 5	0.097 9	0.038 4	0.026 6
梅叶冬青	7	茎	0.023 8~0.059 4	0.043 4	0.011 4	0.012 9
		叶	0.030 9~0.074 8	0.053 2	0.014 3	0.029 8
豺皮樟	8	茎	0.020 5~0.066 2	0.045 1	0.016 8	0.024 9
		叶	0.053 7~0.172 7	0.099 7	0.033 9	0.051 3
木荷	6	茎	0.015 8~0.076 9	0.042 1	0.019 9	
		叶	0.039 4~0.116 0	0.072 0	0.026 9	

该厂区周围优势植物茎叶总汞浓度显著高于对照点同种植物茎叶总汞浓度,研究区优势植物茎叶总汞浓度平均值与对照点同种植物总汞浓度比值范围:茎为1.45~4.21,叶为1.54~3.68.这表明该垃圾焚烧厂周围植物已受到一定程度的汞污染.

汞在植物茎叶中的富集也具有明显的差异(见图3),通常为叶总汞浓度大于茎总汞浓度.二者的比值范围为1.22~3.63,比值大小依次为马占相思>大叶相思>台湾相思>豺皮樟>木荷>梅叶冬青.统计检验结果显示,叶总汞浓度与茎总汞浓度呈显著正相关,相关系数为0.588**,各优势植物的相关系数分别为:大叶相思0.831*、台湾相思0.675*、豺皮樟0.732*、梅叶冬青0.961**.上述结果表明,植物叶对周围环境中的汞吸收能力较强,且叶、茎对汞的吸收有一定的相互作用.

2.2 植物总汞的富集系数分析

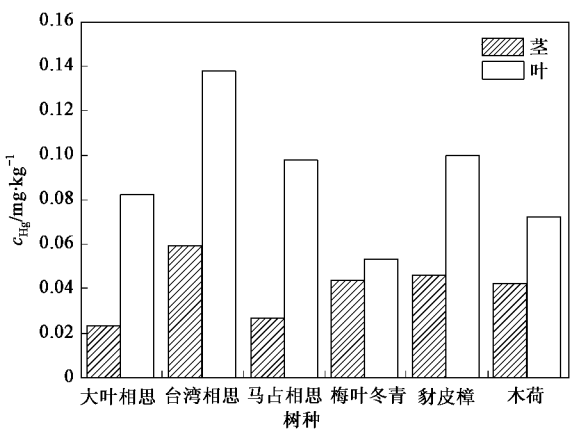


图 3 不同植物茎叶总汞浓度

Fig.3 Total mercury concentration in leaves and stems of different plants

富集系数是指植物体内某种重金属浓度与土壤中同种重金属浓度的比值^[17].富集系数反映植物对

重金属的富集能力, 富集系数越大, 则富集能力越强. 表 2 为研究区内植物茎叶对 A 层土壤(0 ~ 10 cm) 和 B 层土壤(10 ~ 20 cm) 总汞的富集系数. 结果显示, 茎对 A、B 2 层土壤总汞的富集系数较低, 且不同植物没有明显的差异, 只有台湾相思对 A、B 层土壤总汞的富集系数 > 1, 分别为 1.20、1.39. 而叶对 A、B 2 层土壤总汞的富集系数较高, 最高为台湾相思, 分别为 2.80、3.39.

表 2 植物茎叶总汞富集系数

Table 2 Coefficient of bioaccumulation of leaves and stems in selective plants						
植物	样品数/个	植物器官	位置	范围	平均值	标准差
大叶相思	8	茎	A 层	0.12 ~ 0.98	0.58	0.30
			B 层	0.22 ~ 1.22	0.62	0.32
		叶	A 层	0.59 ~ 3.58	2.20	1.04
			B 层	1.03 ~ 4.51	2.39	1.30
台湾相思	11	茎	A 层	0.12 ~ 4.21	1.20	1.20
			B 层	0.21 ~ 5.44	1.39	1.57
		叶	A 层	0.72 ~ 9.76	2.80	2.42
			B 层	1.26 ~ 12.63	3.39	3.30
马占相思	6	茎	A 层	0.12 ~ 0.65	0.43	0.20
			B 层	0.14 ~ 0.79	0.45	0.22
		叶	A 层	0.62 ~ 3.23	1.63	0.95
			B 层	0.69 ~ 2.65	1.64	0.77
梅叶冬青	7	茎	A 层	0.30 ~ 0.84	0.56	0.18
			B 层	0.33 ~ 1.10	0.67	0.23
		叶	A 层	0.38 ~ 1.08	0.69	0.24
			B 层	0.43 ~ 1.39	0.82	0.30
豺皮樟	8	茎	A 层	0.39 ~ 0.94	0.61	0.19
			B 层	0.37 ~ 1.15	0.73	0.31
		叶	A 层	0.67 ~ 2.45	1.42	0.64
			B 层	0.78 ~ 3.01	1.64	0.79
木荷	6	茎	A 层	0.30 ~ 1.51	0.69	0.43
			B 层	0.28 ~ 1.32	0.72	0.37
		叶	A 层	0.54 ~ 4.49	1.44	1.51
			B 层	0.65 ~ 3.95	1.43	1.26

虽然富集系数能够反应植物对土壤中重金属的富集能力, 但是相关分析表明, 研究区内土壤和植物茎叶总汞浓度不具有明显的相关性. 由此可见, 虽然植物可以从土壤中吸收富集汞, 但土壤并不是植物吸收富集汞的唯一来源.

2.3 植物总汞的空间分布特征

生长在不同地点的同种植物总汞浓度同样存在空间差异, 对其空间分布特征进行研究, 可以从另一个角度分析该垃圾焚烧厂对周围植物的影响. 所采集的 6 种植物主要分布在主导风向下风向, 即西北和西南方向; 东北方向只采集了大叶相思和台湾相思, 且样品数量较少. 所以, 本研究只讨论主导风向下风向西北、西南 2 个方向植物总汞的空间分布特征.

2.3.1 西北方向

西北方向采样点分布在人为干扰较小的山林中, 且与山脊走向基本一致. 在西北方向上主要采集了梅叶冬青、豺皮樟、木荷和马占相思. 图 4(a)

为这 4 种植物叶总汞浓度的空间分布特征, 可以看出梅叶冬青和豺皮樟叶总汞浓度最高值出现在西北 550 m, 而木荷和马占相思由于在西北 550 m 处没有分布, 其叶总汞浓度的最高值分别出现在西北 500 m 和 600 m. 随着距该厂烟囱距离的增加, 梅叶冬青、豺皮樟、马占相思叶总汞浓度为一个先升高后降低的过程, 而木荷叶总汞浓度则呈下降趋势.

4 种植物茎总汞浓度[图 4(b)] 与叶总汞浓度变化情况大致相同, 但在 900 m 处豺皮樟茎总汞浓度有所增加. 总之, 在西北方向上, 随着距该厂烟囱距离的增加, 植物叶和茎总汞浓度均呈现先升高后降低的趋势, 最大值出现在距离烟囱约 550 m 处.

2.3.2 西南方向

西南方向植物样品主要在受人为干扰较小的山上采集, 所采集植物为台湾相思. 图 5 中台湾相思茎叶总汞浓度变化出现 2 个峰值, 第 1 个出现在西南 400 ~ 500 m, 第 2 个峰值出现在西南 1 100 ~ 1 500 m, 结合采样点高程数据分析显示, 汞的扩散

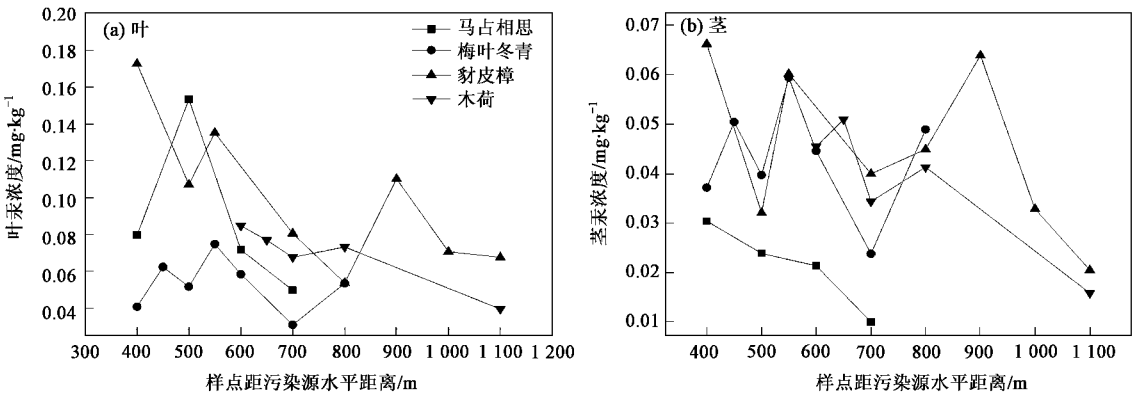


图 4 西北方植物茎叶总汞浓度

Fig.4 Total mercury concentration of leaves and stems of different plants in southwest area

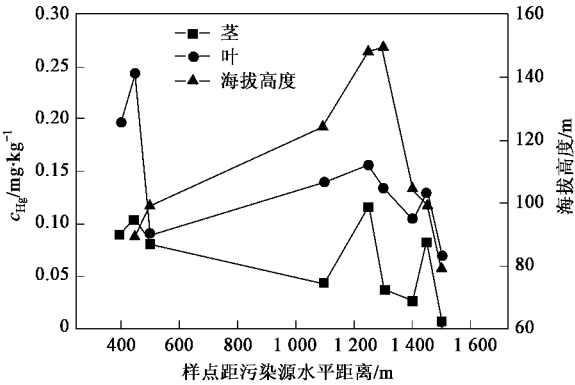


图 5 西南方台湾相思茎叶总汞浓度及采样点高程变化

Fig.5 Total mercury concentration of *Acacia confuse* in southwest area with terrain curve

与周边地形密切相关. 在西南方向1 100~1 250 m为迎风坡, 随着海拔高度的上升, 植物茎叶总汞浓度也在增加; 通过山脊后, 在1 300~1 400 m处茎叶总汞浓度随着海拔高度的降低而降低, 在西南1 450 m处地形坡度有所放缓, 茎叶总汞浓度有小幅回升; 之后又随着海拔高度降低而下降.

3 讨论

3.1 植物茎叶汞污染状况

初步对比分析不难发现, 清水河垃圾焚烧厂周围植物叶总汞浓度显著高于 Rasmussen 等^[18]研究的 Ontario 地区植物叶总汞含量. 国外大多数地区所报道的植物总汞浓度集中在 0.010~0.015 mg·kg⁻¹, 平均值在 0.024 mg·kg⁻¹^[18~21]. 清水河垃圾焚烧厂周围 6 种优势植物茎叶总汞浓度平均值均显著高于国外同类报道的平均值, 同时显著高于背景值, 表明研究区内的植物已经受到一定程度的汞污染.

3.2 植物茎叶总汞浓度与土壤总汞浓度的关系

植物可以通过根吸收土壤中的汞并将其运输到茎和叶, 而叶还可以通过气孔与大气中的汞进行交换^[22]. 研究表明^[10], 大气-叶之间的相互作用占植物中汞输入输出的主导地位. 茎的气孔比叶的气孔小, 所以对汞的吸附性明显降低. 本研究中叶总汞浓度均高于茎总汞浓度, 且叶与茎总汞浓度与土壤总汞浓度没有显著相关性, 进一步证实了上述研究结论. 不同植物种类茎叶总汞浓度的显著差异则表明植物对汞的吸收, 还与植物自身种类等因素有关^[23].

3.3 植物茎叶总汞浓度的空间关系

鉴于大气-叶之间的相互作用占植物对环境汞输入输出的主导地位, 本研究中植物茎叶中的汞应主要来源于垃圾焚烧厂所排放的烟气, 样点距离污染源的水平距离和风向是植物汞污染的重要影响因素^[24, 25]. 根据高斯模型推算, 本研究中烟囱高度为 60 m, 烟尘最大落地浓度点应出现在离污染源 500~700 m 之间.

实测结果显示, 在样点环境条件基本均匀的西北方向上, 4 种植物茎叶总汞浓度呈先升高后降低的空间变化趋势, 最大值出现在距离烟囱 550 m 处, 与上述最大烟尘落地浓度估算较为吻合. 然而在地形变化较为复杂的西南方向上, 植物茎叶总汞浓度出现 2 个峰值, 且与局部地形变化基本吻合, 表明地形条件差异影响了烟气扩散浓度的空间分异格局, 进而影响了植物茎叶总汞浓度的空间分异格局. 植物茎叶总汞浓度的空间分异格局也从另一个侧面证明了大气-叶之间的汞交换对植物汞污染的显著影响.

4 结论

(1) 本研究所调查的垃圾焚烧厂周围植物受到

了一定程度的汞污染,所选择的几种优势植物茎叶总汞浓度均显著高于对照点同类植物茎叶总汞浓度.

(2)不同种植物对汞的吸收能力不同,台湾相思对汞的吸收能力最强,同种植物茎叶总汞浓度呈现显著正相关.

(3)植物叶对汞的富集系数较高,茎对汞的富集系数较低.植物茎叶总汞浓度与土壤总汞浓度没有显著相关性,大气-叶之间的相互作用占植物中汞输入输出的主导地位.

(4)焚烧厂主导风向的下风向,地表环境条件较为均匀区域,植物茎叶总汞浓度主要受烟气落地浓度空间分异的影响;地形条件差异较大区域,植物茎叶总汞浓度变化与高程的空间分异趋势基本一致.

参考文献:

[1] Klein R, Baumann T, Kahapka E, *et al.* Temperature development in a modern municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash landfill with regard to sustainable waste management[J]. *J Hazard Mater*, 2001, **83**(3): 265-280.

[2] 陈海滨, 邓成, 毛毅. 城镇生活垃圾资源化处理方案的技术经济比选研究[J]. *环境工程学报*, 2007, **1**(1): 130-133.

[3] Chang M B, Cheng Y C, Chi K H. Reducing PCDD/ F formation by adding sulfur as inhibitor in waste incineration processes[J]. *Sci Total Environ*, 2006, **366**(2-3):456-465.

[4] Lothgren C J, van Bavel B. Dioxin emissions after installation of a polishing wet scrubber in a hazardous waste incineration facility[J]. *Chemosphere*, 2005, **61**(3):405-412.

[5] 李超, 皇甫艺. 垃圾焚烧与二噁英的污染和防治[J]. *重庆环境科学*, 2003, **25**(11):181-183.

[6] Pirrone N, Keeler G J, Nriagu J O. Regional differences in worldwide emissions of mercury to the atmosphere [J]. *Atmos Environ*, 1996, **30**(17):2981-2987.

[7] GB 18485-2001, 生活垃圾焚烧污染控制标准[s].

[8] Hanson P J, Lindberg S E, Tabberer T A, *et al.* Foliar exchange of mercury vapor: evidence for a compensation point[J]. *Water Air Soil Poll*, 1995, **80**(1-4):373-382.

[9] Guentzel J L, Landing W M, Gill G A, *et al.* Mercury and major ions in rainfall, throughfall, and foliage from the Florida Everglades [J]. *Sci Total Environ*, 1998, **213**(1-3):43-51.

[10] Ferrara R, Maserti B E, Breder R. Mercury in abiotic and biotic compartments of an area affected by a geochemical anomaly[J]. *Water Air Soil Poll*, 1991, **56**(1):219-233.

[11] Grigal D F. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review[J]. *Environ Rev*, 2002, **10**: 1-39.

[12] Barghigiani C, Ristori T, Bauleo R. Pinus as an atmospheric Hg biomonitor [J]. *Environ Technol*, 1991, **12**(12): 1175-1181.

[13] 刘汝海, 王起超, 吕宪国, 等. 小兴安岭泥炭藓沼泽湿地生态系统中的汞[J]. *环境科学*, 2002, **23**(4): 102-106.

[14] 汤庆合, 丁振华, 江家骅, 等. 大型垃圾焚烧厂周边环境汞影响的初步调查[J]. *环境科学*, 2005, **26**(1): 196-199.

[15] 蒙敬杭. 深圳年鉴[M]. 深圳: 深圳年鉴社, 2006. 80.

[16] 欧阳培, 向洋. 城市垃圾焚烧及发电技术大有作为——对深圳市市政环卫综合处理厂等单位的调查[J]. *再生资源研究*, 2004, (6): 27-30.

[17] Bakera J M. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals[J]. *J Plant Nutr*, 1981, **3**(1-4): 643-654.

[18] Rasmussen P E, Mierle G, Nriagu J O. The analysis of vegetation for total mercury[J]. *Water Air Soil Poll*, 1991, **56**(1): 379-390.

[19] Fleck J A, Grigal D F, Nater E A. Mercury uptake by trees: an observational experiment[J]. *Water Air Soil Poll*, 1999, **115**(1-4): 513-523.

[20] Grigal D F, Kolka R K, Fleck J A, *et al.* Mercury budget of an upland-peatland watershed [J]. *Biogeochemistry*, 2000, **50**(1): 95-109.

[21] Moore T R, Bubier J L, Heyes A, *et al.* Methyl and total mercury in boreal wetland plants, experimental lakes area, northwestern Ontario [J]. *J Environ Qual*, 1995, **24**: 845-850.

[22] 张磊, 王起超, 李志博, 等. 中国城市汞污染及防治政策[J]. *生态环境*, 2004, **13**(3): 410-413.

[23] 卢静, 程金平, 胡晓芳, 等. 上海市吴泾工业区周边土壤和叶中汞污染调查[J]. *环境化学*, 2006, **25**(1): 101-103.

[24] 郑冬梅, 王起超, 郑娜. 锌冶炼-氯碱复合污染区木本植物中的汞[J]. *环境科学*, 2007, **28**(1): 189-193.

[25] 万奇, 冯新斌, 郑伟, 等. 长白山地区大气气态总汞含量的季节性特征研究[J]. *环境科学*, 2008, **29**(2): 296-299.