ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第10期

Vol.37 No.10

2016

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第37卷 第10期
2016年10月15日

目　次

树木模拟燃烧排放烟尘中水溶性离子的组成

刘刚,黄柯,李久海,徐慧
(南京信息工程大学江苏省大气环境与装备技术协同创新中心, 南京　210044)

摘要: 模拟林火中生物质的两种燃烧方式,明燃和闷燃,对 10 种乔木的干树枝和绿树枝进行室内燃烧试验,测定了排放烟尘中的水溶性离子. 结果表明,干树枝明燃烟尘中水溶性离子的平均总含量为(28.88 ± 17.54) g·kg^{-1}. SO_4^{2-}、Cl^-、K^+ 是主要组分,其平均排放因子为 101.0 ~ 118.2 mg·kg^{-1}. 干树枝闷烧烟尘中水溶性离子的平均总含量为(6.38 ± 2.79) g·kg^{-1}. Na^+、SO_4^{2-}、K^+、Cl^- 是主要组分,其平均排放因子为 101.1 ~ 245.7 mg·kg^{-1}. 绿树枝明燃烟尘中水溶性离子的平均总含量为(22.13 ± 13.52) g·kg^{-1}. SO_4^{2-}、Cl^-、K^+ 是主要组分,其平均排放因子为 136.4 ~ 197.6 mg·kg^{-1}. 绿树枝闷燃烟尘中水溶性离子的平均总含量为(15.71 ± 19.09) g·kg^{-1}. Cl^-、SO_4^{2-}、Na^+ 是主要成分,其平均排放因子为 298.6 ~ 869.1 mg·kg^{-1}. 两类树枝在每种燃烧条件下产生的烟尘中,Cl^- 与 K^+ 的含量均显著正相关. 干树枝闷烧时 Cl^- 的排放因子与含水率显著正相关. 燃烧条件、树种及含水率均对森林生物质烟尘中水溶性离子的组成及排放因子有明显的影响. 这对估算大气中林火来源的污染物有参考意义.

关键词: 树枝; 燃烧; 水溶性离子; 烟尘; 排放因子
中图分类号: X513　**文献标识码**: A　**文章编号**: 0250-3301(2016)10-3737-06　**DOI**: 10.13227/j.hjkx.2016.10.009

Chemical Composition of Water-soluble Ions in Smoke Emitted from Tree Branch Combustion

LIU Gang, HUANG Ke, LI Jiu-hai, XU Hui
(Jiangsu Collaborative Innovation Center of Atmospheric Environment and Equipment Technology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: Water-soluble ions in particulate matter (PM) from tree branch combustion were determined. The results showed that the average content of total water-soluble ions in flaming PM from dry branches was (28.88 ± 17.54) g·kg^{-1}. The major components included Cl^-, SO_4^{2-}, and K^+, the mean emission factors (EFs) of which were in the range of 101.0 to 118.2 mg·kg^{-1}. In addition, the mean content of the total ions in smoldering PM was (6.38 ± 2.79) g·kg^{-1}. The main constituents contained Na^+, SO_4^{2-}, K^+, and Cl^-, the mean EFs of which varied from 101.1 to 245.7 mg·kg^{-1}. The average content of the total ions in flaming PM from green branches was (22.13 ± 13.52) g·kg^{-1}. Their major components were SO_4^{2-}, Cl^-, and K^+, with mean EFs ranging from 136.4 to 197.6 mg·kg^{-1}. Furthermore, the mean content of all ions in smoldering PM derived from green branches was (15.71 ± 19.09) g·kg^{-1}. Cl^-, SO_4^{2-}, and Na^+ were the main components, with mean EFs varying from 298.6 to 869.1 mg·kg^{-1}. Significant correlations were found between the contents of Cl^- and K^+ in PM from dry and (or) green branches burned under each condition. Similar relation also existed between EFs of Cl^- from the dry branches burned in smoldering condition and the moisture in them. The EFs of Cl^-, K^+, and Mg^{2+} were positively correlated with moisture while the green branches were burned in flaming condition. The EFs of Cl^-, Na^+, NH_4^+, and Mg^{2+} were significantly positively correlated with moisture as well when the fuels were combusted in smoldering condition. Combustion conditions, tree types, and moisture in wood fuels all had impacts on the chemical compositions and EFs of water-soluble ions in PM from tree branches. This may have significance in estimating the quantity of the pollutants from forest fires.

Key words: tree branch; combustion; water-soluble ion; smoke; emission factor

森林火灾在全球范围内经常发生. 林火是大气气溶胶的重要来源之一. 其对全球燃烧排放量的贡献高达 42%[1]. 这些排放物在大气化学和生物地球化学循环中都发挥了作用[2~6]. 其效应可达区域性规模[7~9]. 林火产生的烟羽可长距离传输,对遥远地区的空气质量具有潜在的影响[10~14]. 木柴燃烧排放颗粒物的空气动力学直径基本上均小于 1 μm[15,16]. 在林火产生的烟尘中,$PM_{2.5}$ 占 PM_{10} 质量的 91%[17]. 水溶性离子是林火烟尘中常见的成分[18,19]. Cl^-、K^+、NO_3^- 是其主要组分[20]. 在林下叶层和树干燃烧排放的烟尘中,钾含量具有明显的差别[21].

目前,就燃烧条件和生物质种类等因素对林火烟尘中水溶性离子组成及其排放因子的影响,所进行的研究鲜见报道. 本研究模拟林火中生物质的两

收稿日期: 2016-03-11; **修订日期**: 2016-05-16
基金项目: 国家自然科学基金项目(41073019)
作者简介: 刘刚(1965 ~),男,教授,主要研究方向为大气污染物组成与源识别,E-mail: liugang650104@sina.com

种燃烧方式,对 10 种乔木的干树枝和绿树枝分别开展燃烧试验,以探讨生物质种类和燃烧条件对它们的影响.

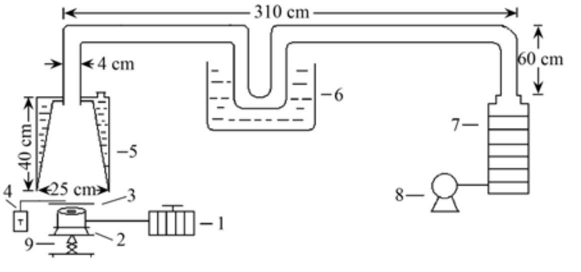
1 材料与方法

1.1 样品采集与预处理

2013 年在南京采集了梧桐、香樟、栾树、刺槐、构树、雪松、榧树、柳树、麻栎、榔榆等 10 种树的细枝(直径 10 mm). 所有树种的树枝样品分成两份,一份在室内自然风干,另一份保存于密封塑料袋中. 在燃烧前先除去树枝表面的灰尘,切至 5 mm ×5 mm×50 mm 规格. 对于含水率试验,取少量样品剪碎后在 105℃烘干至恒重,由失重计算含水率.

1.2 燃烧试验与烟尘收集

模拟林火中生物质的两种燃烧方式,明燃和闷燃,进行室内燃烧试验. 明火燃烧时取树枝 6 g,闷烧时取树枝 1 g. 所有样品均放置在 10 cm×10 cm 的铁盘上,通过电炉加热点燃(图 1). 明火燃烧时用变压器调节电炉的输入电压,使样品盘的温度保持在 650℃. 闷燃时调节电炉的输入电压使样品盘的温度保持在 350℃. 待样品盘预热 5 min 后将样品堆放在铁盘上,迅速调节升降台使电炉完全置于烟尘收集罩中. 启动真空泵(流量为 240 L·min^{-1}),使得产生的烟尘完全进入管道. 每次采样时间持续样品的整个燃烧过程,并采集排放的全部烟尘. 烟尘收集罩为双层镀锌铁质结构,事先向夹层中加入适量的水使其内表面温度不高于 100℃,以避免烟气组分之间发生化学反应. 为了使采集的烟尘温度接近常温,在不锈钢烟道上安装了一个由水制冷的 U 型冷阱. 经此降温后到达采样器的烟气温度保持在 40℃以下. 由于绝大部分生物质烟尘的动力学直径都小于 2.5 μm[15,16],本研究在采样时就没有对烟尘分级,而是将不同粒径的烟尘(PM)收集在同一张滤膜上. 在采集每个烟尘样品之前,先要抽除管道中残留的烟尘. 采样所用的玻璃纤维滤膜(规格 80 mm,孔径 0.22 μm,上海兴亚净化材料厂生产)在使用前于 500℃灼烧 2 h. 采样前和采样后的滤膜在同样的室内条件下于干燥器中平衡 24 h 后称重. 烟尘样品用铝箔(在 500℃灼烧 2 h)包裹后,在冰箱中冷冻保存. 此外,在未焚烧生物质样品的条件下进行了空白样的采集,以从实际烟尘样品中扣除本底. 每种树枝在不同燃烧条件下均模拟燃烧 2 次,并收集排放的烟尘.



1. 变压器; 2. 电炉; 3. 铁盘; 4. 热电偶;
5. 收集罩; 6. 冷阱; 7. 采样器; 8. 真空泵; 9. 升降台

图 1 生物质燃烧烟尘采样装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of biomass combustion and smoke sampling system

1.3 水溶性离子提取与测定

取烟尘采样滤膜 1/8 张,用 10 mL 去离子水超声振荡提取 30 min. 将提取液经离心机离心(3 000 r·min^{-1}) 2 min,用孔径为 0.22 μm 的亲水性滤膜过滤后测定. 此外,测定 3 个空白滤膜样,并从烟尘样的分析结果中扣除其平均值. 以离子色谱仪(ICS 2000 型和 ICS 3000 型,Dionex)分别测定阴、阳离子. 阴离子分析柱型号为 IonpacASII-HC,淋洗液为 KOH 溶液(25 mmol·L^{-1});阳离子分析柱型号为 IonpacCS16,淋洗液为甲磺酸水溶液(32 mmol·L^{-1}). 淋洗液流量为 1 mL·min^{-1},进样量 20 μL. 从每 10 个滤膜测试样品中抽取 1 个样进行重复分析,确保同一样品先后两次测量结果的相对误差小于 10%. 否则,重新分析所代表数目的样品. 每个烟尘滤膜样品仅测定 1 次.

2 结果与讨论

2.1 干树枝明燃烟尘

从干树枝的明燃烟尘中共检出了 7 种水溶性离子(图 2). 不同树种烟尘间大多数离子的含量变化很大.

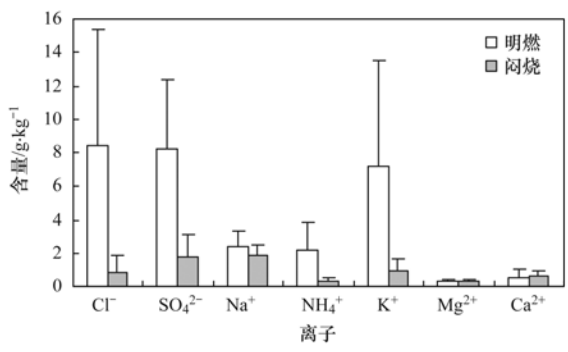


图 2 干树枝烟尘中水溶性离子含量的变化

Fig. 2 Variation of concentrations for water-soluble ions in PM from dry branches

烟尘中水溶性离子的含量取决于燃料类型、燃烧条件和土壤特性[22]．由于此 10 种树枝采自很小的地理范围，土壤因素对其影响应该较小，树种可能是引起变化的主要原因．其总含量的平均值为（28.88 ± 17.54）$g\cdot kg^{-1}$．该值稍高于野火烟尘中水溶性离子的平均含量[18]，但远小于西地中海木柴烟中的平均含量[23]．这可能是由燃烧条件或燃料类型的差别引起的．Cl^-、SO_4^{2-}、K^+ 等是水溶性离子的主要组分．这与松木燃烟中水溶性离子的组成存在差异．后者的主要组分是 NH_4^+ 和 SO_4^{2-}[16]．干树枝明火烟尘中 Cl^- 的平均含量仅是露天森林生物质烟尘的一半，而 K^+ 的平均含量与之基本相等[20]．此外，这两种离子的平均含量也远低于砖炉中烧木柴产生的烟尘[24]．这可能与树木的种类或生长环境不同有关．烟尘中 Cl^- 与 Na^+、NH_4^+、K^+ 等阳离子显著正相关（表 1）．表明 Cl^- 主要与这 3 种阳离子的化合物形式存在．SO_4^{2-} 与 Na^+、NH_4^+ 等离子也显著正相关，说明该阴离子主要与这两种阳离子相结合．

表 1　干树枝明燃烟尘中水溶性离子含量的相关矩阵1)

Table 1　Correlations of water-soluble ions in flaming PM from dry branches

	Cl^-	SO_4^{2-}	Na^+	NH_4^+	K^+	Mg^{2+}
Cl^-	1	0.53	0.70*	0.75*	0.88*	0.29
SO_4^{2-}		1	0.78*	0.82*	0.55	-0.01
Na^+			1	0.87	0.47	-0.01
NH_4^+				1	0.55	0.13
K^+					1	0.30
Mg^{2+}						1

1）* 表示在 0.05 水平上显著相关

干树枝在明燃条件下 Cl^-、SO_4^{2-}、K^+ 等离子的平均排放因子最大且其非常接近（101.0 ~ 118.2 $mg\cdot kg^{-1}$），而 Na^+、NH_4^+、Mg^{2+}、Ca^{2+} 等离子的排放因子平均值则明显偏小（表 2）．其中 Cl^-、Na^+、NH_4^+ 的排放因子与西印度农村家庭木柴的比较接近[25]．相关分析的结果显示，Cl^- 与 K^+（r = 0.80），Na^+ 与含水率（r = 0.77）均显著正相关．说明在明燃条件下既可利用 EF_{Cl^-} 或者 EF_{K^+} 估算彼此的排放量．同时也说明干树枝中较高的含水率有利于 Na^+ 的排放．

表 2　干树枝烟尘中水溶性离子的排放因子（干基）/$mg\cdot kg^{-1}$

Table 2　Emission factors of water-soluble ions for dry branches (fuel burned, dry basis)/$mg\cdot kg^{-1}$

树种	Cl^-		SO_4^{2-}		Na^+		NH_4^+		K^+		Mg^{2+}		Ca^{2+}	
	明燃	阴烧	明燃	阴烧	明燃	阴烧	明燃	阴烧	明燃	阴烧	明燃	阴烧	明燃	阴烧
榧树	122.3	50.2	63.4		33.5	198.2	31.4	12.3	53.8	32.4	5.8	46.9		56.8
香樟	197.5	97.1	116.4	88.0	35.1	158.0	45.4		144.9	82.0	1.9	38.3		89.5
构树	129.2	39.7	132.8	87.9	24.1	207.9	32.0		150.1	169.7	5.7	54.8		109.7
麻栎	36.0	28.4	127.3	285.2	32.4	288.7	23.1	26.2	41.3	62.7	2.0	54.1	9.5	109.2
榔榆	22.4	17.6	90.5	43.0	17.5	325.9	21.1	34.8	34.4	39.4	1.9	33.0		41.9
雪松	67.1	65.8	132.0	261.1	36.7	213.1	45.9	13.2	39.4	51.7	4.9	57.9		99.6
刺槐	135.0	60.7	84.5	96.1	23.2	138.0	15.6		155.7	147.6	4.0	39.4		66.5
栾树	249.6	330.5	124.3	114.6	52.9	167.6	15.8	52.1	315.4	246.3	10.4	25.8		21.7
柳树	63.3	176.4	163.0	461.1	62.8	366.7	9.1	26.7	40.1	151.2	5.9	59.5	25.8	167.9
梧桐	160.0	144.2	110.3	706.4	58.8	393.4	33.6	83.9	34.6	93.3	9.8	64.3		128.6
均值	118.2	101.1	114.4	238.2	37.7	245.7	27.3	35.6	101.0	107.6	5.2	47.4	17.6	89.1

2.2　干树枝闷燃烟尘

在干树枝的闷烧烟尘中 7 种离子的平均总含量为（6.38 ± 2.79）$g\cdot kg^{-1}$，仅为明火烟尘的 22%．Na^+、SO_4^{2-}、K^+、Cl^- 是主要离子组分（图 2）．相较于明火烟尘，闷烧烟尘中后 3 种离子的含量明显降低．烟尘中 Cl^- 与 K^+（r = 0.86）、Mg^{2+} 与 Ca^{2+}（r = 0.72）等离子对的含量均显著正相关．表明在闷燃烟尘中前两种离子主要以氯化物的形式存在，后两种离子可能以类似的可溶性盐形式存在．

闷燃条件下所有树种 Na^+、Mg^{2+}、Ca^{2+} 等离子的排放因子均比明燃显著增大（表 2），其平均值是明燃的 5.1 ~ 9.1 倍．显然，闷燃条件更有利于 3 种离子的形成和排放．然而，大部分树种在闷燃时 Cl^-、SO_4^{2-}、NH_4^+、K^+ 等的排放因子却比明燃明显减小，但对少数树种（例如栾树、柳树、梧桐）则相反．后三者含水率明显偏高．由此推断，除了燃烧

条件,树枝的含水率也影响这 4 种离子的排放. SO_4^{2-} 和 NH^{4+} 分别由烟气中的 SO_2 和 NH_3 转化而来[18]. Yokelson 等[26]认为,烟尘中水溶性离子的含量强烈依赖于有焰燃烧量. 显然,这至少不适用于 Na^+、Mg^{2+}、Ca^{2+} 等离子. 表 3 的相关分析结果显示,Cl^- 与 K^+,SO_4^{2-} 与 Na^+、Mg^{2+}、Ca^{2+} 等阳离子,Mg^{2+} 与 Ca^{2+},其排放因子均显著正相关. 这进一步说明在闷燃条件下,K^+ 主要以氯化物的形式排放,Na^+、Mg^{2+}、Ca^{2+} 等主要以硫酸盐的形式排放,硫酸镁和硫酸钙的排放量呈正比关系. 另外,Cl^- 的排放因子与含水率显著正相关. 表明在闷燃条件下干树枝中含水率的增加有利于 Cl^- 的排放.

表 3 干树枝闷燃烟尘中水溶性离子排放因子的相关矩阵1)

Table 3 Correlations of EFs for ions in smoldering PM from dry branches

	Cl^-	SO_4^{2-}	Na^+	NH_4^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	含水率
Cl^-	1	0.19	-0.02	0.47	0.74*	-0.17	-0.12	0.85*
SO_4^{2-}		1	0.73*	0.58	-0.15	0.76*	0.70*	0.49
Na^+			1	0.49	-0.25	0.43	0.56	0.38
NH_4^+				1	0.43	-0.03	0.13	0.54
K^+					1	-0.27	-0.10	0.62
Mg^{2+}						1	0.84*	0.10
Ca^{2+}							1	0.19
含水率								1

1) * 表示在 0.05 水平上显著相关

2.3 绿树枝明燃烟尘

在绿树枝的明燃烟尘中水溶性离子的平均总含量为(22.13 ± 13.52) $g\cdot kg^{-1}$,明显低于干树枝明燃烟尘的对应值. 与干树枝的明火烟尘类似,其主要离子组分包括 SO_4^{2-}、Cl^-、K^+(图 3). Cl^- 与 K^+($r = 0.92$),SO_4^{2-} 与 Na^+($r = 0.89$)、NH_4^+($r = 0.79$),以及 Na^+ 与 NH_4^+($r = 0.84$)等 3 组离子的含量均显著正相关. 这与干树枝明燃烟尘的类似. 不过两者之间也有差别. 具体表现在绿树枝明火烟尘中 Cl^- 与 Na^+、NH_4^+ 等离子的相关性均不显著. 说明两类树枝在明燃过程中生成的水溶性离子在存在形式上有一定的差异.

绿树枝明燃烟尘中 Cl^-、SO_4^{2-}、K^+ 等的排放因子远大于 Na^+、NH_4^+、Mg^{2+} 等离子(表 4). 这与干树枝的明火烟尘是类似的. 但是,绿树枝明燃烟尘中的离子,尤其是前 3 种离子,其排放因子普遍大于干树枝的明火烟尘. 其原因可能是较高的含水率延长了绿树枝在明燃条件下的闷燃阶段,从而促进这些水溶性盐的生成和排放. 表 5 的结果显示,Cl^- 与 NH_4^+、K^+ 等离子,SO_4^{2-} 与 Na^+,Na^+ 与 NH_4^+,其排

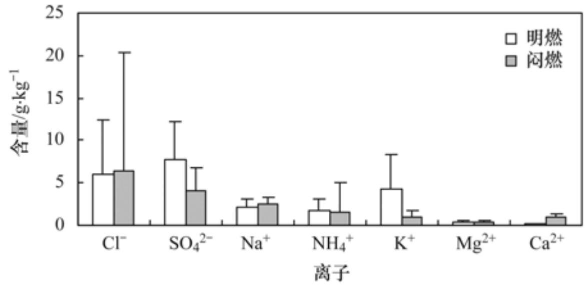


图 3 绿树枝烟尘中水溶性离子含量的变化

Fig. 3 Variation of concentrations for water-soluble ions in PM from green branches

表 4 绿树枝烟尘中水溶性离子的排放因子(干基)/$mg\cdot kg^{-1}$

Table 4 Emission factors of water-soluble ions for green branches (fuel burned, dry basis)/$mg\cdot kg^{-1}$

树种	Cl^-		SO_4^{2-}		Na^+		NH_4^+		K^+		Mg^{2+}		Ca^{2+}
	明燃	阴烧	明燃	阴烧	明燃	阴烧	明燃	阴烧	明燃	阴烧	明燃	阴烧	阴烧
榧树	830.2	6610.8	196.1	591.4	84.4	606.1	95.2	1552.0	559.9	344.6	22.4	95.4	
香樟	124.6	367.9	214.6	590.4	88.2	301.8			92.1	55.3	14.9	70.7	131.6
构树	75.3	219.9	23.2		34.1	239.7	12.2	7.0	87.0	66.1	5.8	59.1	
麻栎	34.2	49.2	152.5	226.5	28.9	149.9	24.7		31.0	32.9	11.2	54.8	111.4
榔榆	83.2	194.8	314.2	171.6	83.7	291.2	62.0	20.0	50.3	48.9	12.5	40.7	
雪松	96.6	69.8	199.0	313.5	51.7	289.2	70.3	48.5	35.4	59.5	10.4	60.7	63.1
刺槐	181.3	309.2	208.9	396.5	61.5	304.4	36.1	10.1	176.2	115.2	8.7	51.9	113.9
栾树	263.7	253.8	295.1	667.6	64.2	367.6	80.2	122.3	113.6	231.7	8.5	49.5	177.4
柳树	44.3	393.0	183.5	1330.1	38.9	217.4	11.8	38.1	109.0	141.2	15.7	39.4	112.6
梧桐	68.9	223.0	188.4	311.3	44.7	218.7	7.1	15.4	109.7	84.5	15.4	57.8	
均值	180.2	869.1	197.6	511.0	58.0	298.6	44.4	226.7	136.4	118.0	12.5	58.0	118.3

表 5　绿树枝明火烟尘中水溶性离子排放因子的相关矩阵[1)]

Table 5　Correlations of EFs for water-soluble ions in flaming PM from green branches

	Cl^-	SO_4^{2-}	Na^+	NH_4^+	K^+	Mg^{2+}	含水率
Cl^-	1	0.15	0.48	0.74*	0.96*	0.39	0.68*
SO_4^{2-}		1	0.63*	0.59	0.02	−0.06	−0.14
Na^+			1	0.82*	0.40	−0.08	0.31
NH_4^+				1	0.55	−0.10	0.31
K^+					1	0.55	0.77*
Mg^{2+}						1	0.70*
含水率							1

1）* 表示在 0.05 水平上显著相关，下同

放因子均显著正相关．此外，Cl^-、K^+、Mg^{2+} 等的排放因子还与含水率显著正相关．显然，与干树枝明燃烟尘中水溶性离子的相关性相比，绿树枝与其差异十分明显．这说明两类树枝在明燃条件下形成和排放水溶性离子的机制可能存在一定差异．

2.4　绿树枝闷燃烟尘

在绿树枝的闷燃烟尘中水溶性离子的平均总含量为（15.71 ± 19.09） $g\cdot kg^{-1}$，明显低于其明燃烟尘的对应值，但却是干树枝闷燃烟尘平均值的 2.5 倍．Cl^-、SO_4^{2-}、Na^+ 是水溶性离子的主要成分（图 3）．烟尘中 Cl^- 与 Na^+、NH_4^+、K^+ 等离子之间，Na^+ 与 NH_4^+、K^+、Mg^{2+} 等离子之间，以及 NH_4^+ 与 K^+ 之间，均存在显著的正相关关系（表 6）．说明在闷燃烟尘中氯化物是水溶性盐的主要存在形式．

大部分绿树枝在闷燃条件下 K^+ 的排放因子比明火明显减小，而其他 6 种离子均明显增大（表 4）．后者是绿树枝明燃的 2.6 ~ 5.1 倍．闷燃的温度比明燃低，不利于钾的挥发[27]，从而使钾离子的排放因子减小．除此之外，闷燃更有利于其他多数水溶性盐的生成和排放．这说明其他 6 种离子在闷燃时的生成或排放机制与 K^+ 有差别．与干树枝闷燃相比，绿树枝在闷燃时所有离子的平均排放因子均明显增大，特别是 Cl^-、SO_4^{2-}、NH_4^+．绿树枝在闷燃时比干树枝释放出更多的水蒸汽，这可能更能促进其释放的 SO_2、NH_3、HCl 等污染物与水反应而生成相应的离子．除了钙离子，闷燃条件下氯离子的排放因子与其他阳离子均显著正相关（表 7）．说明这 4 种阳离子主要以氯化物的形式排放．此外，Na^+ 与 NH_4^+、K^+、Mg^{2+}，NH_4^+ 与 K^+、Mg^{2+}，其排放因子之间均显著正相关．Cl^-、Na^+、NH_4^+、Mg^{2+} 等离子与含水率的显著相关性也表明，在闷燃条件下绿树枝中含水率的增加有利于氯化物的排放．

表 6　绿树枝闷烧烟尘中水溶性离子含量的相关矩阵

Table 6　Correlations of water-soluble ions in smoldering PM from green branches

	Cl^-	SO_4^{2-}	Na^+	NH_4^+	K^+	Mg^{2+}
Cl^-	1	0.06	0.69*	0.99*	0.71*	0.57
SO_4^{2-}		1	0.09	0.00	0.43	−0.16
Na^+			1	0.74*	0.78*	0.67*
NH_4^+				1	0.75*	0.55
K^+					1	0.35
Mg^{2+}						1

表 7　绿树枝闷烧烟尘中水溶性离子排放因子的相关矩阵

Table 7　Correlations of EFs for water-soluble ions in smoldering PM from green branches

	Cl^-	SO_4^{2-}	Na^+	NH_4^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	含水率
Cl^-	1	0.12	0.88*	0.99*	0.82*	0.84*	0.41	0.76*
SO_4^{2-}		1	0.09	0.08	0.40	−0.06	0.25	0.40
Na^+			1	0.94*	0.87*	0.76*	0.44	0.66*
NH_4^+				1	0.84*	0.89*	0.70	0.80*
K^+					1	0.58	0.71	0.60
Mg^{2+}						1	−0.12	0.80*
Ca^{2+}							1	−0.37
含水率								1

3　结论

（1）燃烧条件和含水率对树枝排放烟尘中水溶性离子的组成及排放因子具有显著的影响．在干树枝的明燃烟尘中 Cl^-、SO_4^{2-}、K^+ 是水溶性离子的主要组分．在其闷烧烟尘中，Na^+、SO_4^{2-}、K^+、Cl^- 是主要离子组分．闷燃条件下所有树种 Na^+、Mg^{2+}、Ca^{2+} 等离子的排放因子均比明燃显著增大，而大部

分树种 Cl^-、SO_4^{2-}、NH_4^+、K^+ 等的排放因子却比明燃明显减小. Cl^- 的排放因子与含水率显著正相关.

(2)在绿树枝的明燃和闷燃烟尘中,主要水溶性离子组分分别与干树枝两种烟尘的类似. 闷燃时 K^+ 的排放因子比明火明显减小,而其他 6 种离子均明显增大. 绿树枝明燃或闷燃时离子的排放因子普遍比干树枝明显增大. 明燃时 Cl^-、K^+、Mg^{2+} 等的排放因子与含水率显著正相关. 闷燃时 Cl^-、Na^+、NH_4^+、Mg^{2+} 等的排放因子与含水率显著正相关.

(3)在估算大气中林火来源的水溶性离子时,应该同时考虑燃烧条件、林木种类及其含水率等因素的影响. 这样才能得到更为可靠或准确的结论.

参考文献:

[1] Ito A, Penner J E. Historical emissions of carbonaceous aerosols from biomass and fossil fuel burning for the period 1870-2000 [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2005, **19**(2): GB2028.

[2] Furutani H, Meguro A, Iguchi H, *et al*. Geographical distribution and sources of phosphorus in atmospheric aerosol over the North Pacific Ocean [J]. Geophysical Research Letters, 2010, **37**(3): L03805.

[3] Anttila P, Makkonen U, Hellén H, *et al*. Impact of the open biomass fires in spring and summer of 2006 on the chemical composition of background air in south-eastern Finland [J]. Atmospheric Environment, 2008, **42**(26): 6472-6486.

[4] Crutzen P J, Andreae M O. Biomass burning in the tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles[J]. Science, 1990, **250**(4988): 1669-1678.

[5] Schimel D, Baker D. Carbon cycle: the wildfire factor[J]. Nature, 2002, **420**(6911): 29-30.

[6] Yokelson R J, Urbanski S P, Atlas E L, *et al*. Emissions from forest fires near Mexico City[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2007, **7**(21): 5569-5584.

[7] Alves C A, Vicente A, Monteiro C, *et al*. Emission of trace gases and organic components in smoke particles from a wildfire in a mixed-evergreen forest in Portugal[J]. Science of the Total Environment, 2011, **409**(8): 1466-1475.

[8] Jaffe D, Chand D, Hafner W, *et al*. Influence of fires on O_3 concentrations in the western U. S. [J]. Environmental Science & Technology, 2008, **42**(16): 5885-5891.

[9] Liu Y, Kahn R A, Chaloulakou A, *et al*. Analysis of the impact of the forest fires in August 2007 on air quality of Athens using multi-sensor aerosol remote sensing data, meteorology and surface observations[J]. Atmospheric Environment, 2009, **43**(21): 3310-3318.

[10] Saarikoski S, Sillanpää M, Sofiev M, *et al*. Chemical composition of aerosols during a major biomass burning episode over northern Europe in spring 2006: experimental and modelling assessments[J]. Atmospheric Environment, 2007, **41**(17): 3577-3589.

[11] Sapkota A, Symons J M, Kleissl J, *et al*. Impact of the 2002 Canadian forest fires on particulate matter air quality in Baltimore City[J]. Environmental Science & Technology, 2005, **39**(1): 24-32.

[12] Smolyakov B S, Makarov V I, Shinkorenko M P, *et al*. Effects of Siberian wildfires on the chemical composition and acidity of atmospheric aerosols of remote urban, rural and background territories[J]. Environmental Pollution, 2014, **188**: 8-16.

[13] Wotawa G, Trainer M. The influence of Canadian forest fires on pollutant concentrations in the United States[J]. Science, 2000, **288**(5464): 324-328.

[14] Youn D, Park R J, Jeong J I, *et al*. Impacts of aerosols on regional meteorology due to Siberian forest fires in May 2003[J]. Atmospheric Environment, 2011, **45**(7): 1407-1412.

[15] Kortelainen M, Jokiniemi J, Nuutinen I, *et al*. Ash behaviour and emission formation in a small-scale reciprocating-grate combustion reactor operated with wood chips, reed canary grass and barley straw[J]. Fuel, 2015, **143**: 80-88.

[16] Zhang H F, Wang S X, Hao J M, *et al*. Chemical and size characterization of particles emitted from the burning of coal and wood in rural households in Guizhou, China[J]. Atmospheric Environment, 2012, **51**: 94-99.

[17] Vicente A, Alves C, Calvo A I, *et al*. Emission factors and detailed chemical composition of smoke particles from the 2010 wildfire season[J]. Atmospheric Environment, 2013, **71**: 295-303.

[18] Alves C, Vicente A, Nunes T, *et al*. Summer 2009 wildfires in Portugal: emission of trace gases and aerosol composition[J]. Atmospheric Environment, 2011, **45**(3): 641-649.

[19] Vicente A, Alves C, Monteiro C, *et al*. Measurement of trace gases and organic compounds in the smoke plume from a wildfire in Penedono (central Portugal)[J]. Atmospheric Environment, 2011, **45**(29): 5172-5182.

[20] Balachandran S, Pachon J E, Lee S, *et al*. Particulate and gas sampling of prescribed fires in South Georgia, USA [J]. Atmospheric Environment, 2013, **81**: 125-135.

[21] Zhang Y Y, Obrist D, Zielinska B, *et al*. Particulate emissions from different types of biomass burning [J]. Atmospheric Environment, 2013, **72**: 27-35.

[22] Chen L W A, Verburg P, Shackelford A, *et al*. Moisture effects on carbon and nitrogen emission from burning of wild land biomass[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010, **10**(14): 6617-6625.

[23] Alves C, Gonçalves C, Fernandes A P, *et al*. Fireplace and woodstove fine particle emissions from combustion of western Mediterranean wood types[J]. Atmospheric Research, 2011, **101**(3): 692-700.

[24] Shahid I, Kistler M, Mukhtar A, *et al*. Chemical composition of particles from traditional burning of Pakistani wood species[J]. Atmospheric Environment, 2015, **121**: 35-41.

[25] Sen A, Mandal T K, Sharma S K, *et al*. Chemical properties of emission from biomass fuels used in the rural sector of the western region of India[J]. Atmospheric Environment, 2014, **99**: 411-424.

[26] Yokelson R J, Crounse J D, DeCarlo P F, *et al*. Emissions from biomass burning in the Yucatan[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009, **9**(15): 5785-5812.

[27] Neary D G, Klopatek C C, DeBano L F, *et al*. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis[J]. Forest Ecology and Management, 1999, **122**(1-2): 51-71.

HUANJING KEXUE Vol. 37 No. 10
Environmental Science (monthly) Oct. 15, 2016

CONTENTS

环境科学

(HUANJING KEXUE)

(月刊　1976 年 8 月创刊)

2016 年 10 月 15 日　第 37 卷　第 10 期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly　Started in 1976)

Vol. 37　No. 10　Oct. 15, 2016

主　　管	中国科学院
主　　办	中国科学院生态环境研究中心
协　　办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院
主　　编	赵进才
编　　辑	《环境科学》编辑委员会 北京市 2871 信箱(海淀区双清路 18 号,邮政编码:100085) 电话:010-62941102,010-62849343 传真:010-62849343 E-mail:hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出　　版	科学出版社 北京东黄城根北街 16 号 邮政编码:100717
印刷装订	北京北林印刷厂
发　　行	科学出版社 电话:010-64017032 E-mail:journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局
国外总发行	中国国际图书贸易集团有限公司 (北京 399 信箱)

Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
Editor-in -Chief		ZHAO Jin-cai
Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102,010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail:hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing　100717, China
Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail:journal@ mail. sciencep. com
Domestic		All Local Post Offices in China
Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号：ISSN　0250-3301 / CN　11-1895/X　　国内邮发代号：2-821

国 内 定 价：120. 00 元　　国外发行代号：M 205

国内外公开发行