

重庆主城区空气降尘中重金属的特点及其在表层土壤中的累积量研究^①

王佳¹, 刘斌^{*}, 肖柏林, 李余杰, 张田硕, 吴璜, 张玉婷

(重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400030)

摘要: 探索不同功能区空气降尘中重金属通量特征并对其进行污染评价, 对于了解空气降尘输入对土壤中重金属累积影响具有重要意义。对重庆主城区的居住区(JZ)、文教区(WJ)、商业区(SY)、郊区(JQ)、交通区(JT)和工业-居住混合区(GJ)逐月进行空气降尘通量和 Cr、Ni、Cd、Pb 含量的测定。结果表明, 工业-居住混合区的空气降尘通量平均值最高, 文教区的最低。6 类功能区秋季的降尘量相对较低。Cd、Cr、Ni 和 Pb 的平均降尘量在不同功能区分布存在差异。空气降尘中 4 种重金属元素的平均含量为: Cd 2.14 mg/kg、Cr 66.36 mg/kg、Ni 27.69 mg/kg、Pb 98.33 mg/kg。6 类功能区降尘中 Cd、Cr、Ni 和 Pb 4 种重金属含量一般冬季较高。地积累指数法的分析表明降尘中 Cd 污染最严重。经推算, 以空气降尘的方式向土壤中输入的重金属, 使重庆主城区土壤中 Cd、Cr、Ni 和 Pb 等 4 种重金属元素的浓度在累积 100 a 后仍将低于《土壤环境质量标准》中的二级标准。土壤中重金属元素增加速度最快为 Cd, 其次为 Pb 和 Cr, Ni 的增长为负值。

关键词: 重庆; 空气降尘; 重金属; 污染评价; 土壤

中图分类号: X53 **文献标识码:** A

空气降尘是地-气界面物质交换下行过程的主要途径, 也是重金属元素在环境中传输的重要途径。大量人为排放的重金属污染物进入大气后吸附在气溶胶上, 最终通过大气干湿降尘回到地表环境, 以不同形式累积于土壤、水体、灰尘、植物体内, 对生态系统造成严重影响, 且会通过灰尘摄入和食物链等途径对人类健康构成威胁^[1-2]。此外, 空气降尘在一定程度上对大气污染程度具有指示作用, 其降尘量、化学组成及各成分含量反映了大气环境的质量。城市化、工业化的不断推进使得城市空气降尘量明显增加, 同时降尘中各种金属元素的含量也逐渐增加^[3]。由于气候、自然环境、经济发展、城市化程度、产业结构等诸多因素的影响, 空气降尘中重金属的分布具有明显的时空分布差异^[4-6]。Sun 等^[7]利用苔袋法对重庆大气重金属降尘进行监测, 结果表明九龙坡区的重金属降尘量显著高于其他区域; 由于气候原因, 干降尘中重金属含量高于湿降尘。彭玉龙等^[8]对重庆主城区降水中重金属的分布特征及其降尘量进行了研究, 发现降水中重金属含量和降尘量空间差异不大, 但都有明显

的季节差异。

空气降尘的影响范围广, 是土壤重金属的主要来源之一, 对土壤中重金属元素含量有重要的影响^[5, 9]。据 Nriagu^[10]报道, 在许多工业发达国家, 空气降尘对土壤系统中重金属的累积贡献率在各种外源输入因子中排在首位。卢一富和邱坤艳^[11]对铅冶炼企业周边环境的研究发现, 空气降尘是土壤重金属污染的主要来源。张国忠^[1]对华北地区大气干湿降尘对农田土壤重金属的贡献进行了评估, 结果表明禹城站土壤中 Cu、Se、Cd、As 4 种元素分别有 78%、11%、8%、10% 来自空气降尘, 栾城站土壤中 Zn 元素有 20% 的空气降尘贡献率, 而土壤的 Cd 元素基本完全来自于空气降尘。孙春媛等^[12]对北京城区的研究发现土壤重金属与空气降尘的相关性显著, 但各元素存在差异, 主要与其降尘特性有关。此外, 重金属元素通过空气降尘降落到土壤, 还可能改变土壤中原有元素的比率, 破坏土壤中重金属元素的生态平衡浓度, 导致新的重金属氧化物出现, 从而破坏生态平衡^[13]。

目前, 对于我国城市空气降尘和其中重金属元素

基金项目: 中央高校基本科研业务费专项资金项目(106112014CDJZR210013, 106112012CDJZR210012)资助。

* 通讯作者(liubinenvi@sina.com)

作者简介: 王佳(1988—), 女, 黑龙江哈尔滨人, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤污染防治、环境与健康。E-mail:475738258@qq.com

的时空分布特点的研究尚较少,不同研究得出的结论往往存在矛盾之处。且现有的报道大多只针对湿降尘或干降尘进行研究,缺乏对于大气总降尘量的监测和分析。另一方面,目前对于城市空气降尘的污染状况及其对土壤系统的影响等问题尚缺乏全面研究和深入揭示。因此,论文选择重庆市主城区作为研究对象,通过定位监测,研究城市空气降尘的时空变化特点,评价空气降尘中主要重金属元素的污染状况,并预测和分析空气降尘对土壤中重金属累积的影响,以期为更全面地掌握城市空气降尘的特点和生态影响,从而更有效地防治环境污染提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样时间与地点

重庆位于中国内地西南部、长江上游地区,地貌以丘陵、山地为主,坡地面积较大,有“山城”之称。重庆地势由南北向长江河谷逐级降低,西北部和中部以丘陵、低山为主,东北部靠大巴山、东南部连武陵山。重庆市年平均气温 16~18℃,重庆市年平均降水量较丰富,大部分地区在 1 000~1 350 mm,降水多集中在 5—9 月,占全年总降水量的 70% 左右。

为了解空气降尘的空间分布特点,在重庆主城区选取 6 类不同的功能区进行样品采集和分析,分别为居住区(JZ)、文教区(WJ)、商业区(SY)、郊区(JQ)、交通区(JT)和工业-居住(GJ)混合区。每类功能区布置 1~2 个空气降尘采样点,每个采样点设置 3 个降尘桶,采集大气干湿总降尘样品。其中商业区布设 1 个采样点(三峡广场),居住区布设 1 个采样点(逸雅苑),文教区布设 2 个采样点(重庆大学 B 区),郊区布设 1 个采样点(虎溪),交通区布设 1 个采样点(同兴枢纽站),工业-居住混合区布设 1 个采样点(双碑会山康城)。采样时间为 2016 年 11 月—2017 年 10 月,共 252 个样品。

1.2 样品采集与分析

样品采集与处理依照 GB/T 15265-94《环境空气降尘的测定重量法》进行。

根据 GB/T 15265-94《环境空气降尘的测定重量法》,空气降尘通量的计算公式如下^[14]:

$$Q=30M/(S \cdot N) \quad (1)$$

式中: Q 为月降尘通量($\text{g}/(\text{m}^2 \cdot 30\text{d})$); M 为降尘总量(g); S 为降尘桶的面积(m^2); N 为采样天数(d)。

样品经硝酸-王水在电热板上消解后,过滤并定容在 25 ml 容量瓶中。

对所有空气降尘样品进行降尘总质量及 Cr、Cd、

Pb、Ni 元素含量的测定。重金属元素含量采用原子吸收分光光度仪(岛津 AA-6880,日本)进行测定^[15]。

所有检测样品进行平行样测定,每个样品平行测定 3 次。并用国家标准灰尘 GBW10021(GSB-12)进行分析质量控制,取国家标准灰尘按照上述样品重金属测定方法与空气降尘样品同时进行。Cd 的回收率为 93.9%~105.6%,Cr 的回收率为 97.8%~103.6%,Ni 的回收率为 98.1%~102.2%,Pb 的回收率为 96.5%~104.1%。

1.3 降尘中重金属污染评价方法

地积累指数 (geoaccumulation index) 是由德国 Muller 于 1969 年提出,被广泛应用于研究沉积物、土壤、灰尘中重金属的污染评价^[16-18]。计算公式如下:

$$I_{\text{geo}} = \log_2(C_n / 1.5B_n) \quad (2)$$

式中: C_n 表示元素 n 在降尘中的含量(mg/kg), B_n 表示降尘中该元素的地球化学背景值,本研究选择重庆市化学背景值^[19]。地积累指数分为 7 个等级^[17]。无污染: $I_{\text{geo}} \leq 0$; 无污染至中度污染: $0 < I_{\text{geo}} \leq 1$; 中度污染: $1 < I_{\text{geo}} \leq 2$; 中度污染至重度污染: $2 < I_{\text{geo}} \leq 3$; 重度污染: $3 < I_{\text{geo}} \leq 4$; 重度污染至严重污染: $4 < I_{\text{geo}} \leq 5$; 严重污染: $I_{\text{geo}} > 5$ 。

1.4 空气降尘对土壤重金属累积的估算

假定每年由空气降尘输入的重金属在土壤中全部累积而不发生迁移,则土壤中重金属含量的累积量计算公式如下:

$$W_{\pm} = \rho \cdot H \quad (3)$$

$$C = \frac{C_{\text{背景}} W_{\pm} (1 - f_{\pm}) + C_{\text{降}} M_{\text{降}} N}{W_{\pm} (1 - f_{\pm}) + M_{\text{降}} N} \quad (4)$$

式中: W_{\pm} 为土壤单位面积的质量(kg/m^2); 一般空气降尘落入土壤并在 0.2 m 内的耕作层均匀混合,则 H 取值 0.2 m; ρ 为土壤容重,取值 $1\ 200\ \text{kg}/\text{m}^3$ ^[20]。 C 为重金属含量在土壤中的年累积量($\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{a})$), $C_{\text{背景}}$ 为区域土壤重金属含量背景值^[21](mg/kg), $C_{\text{降}}$ 为降尘中重金属的含量(mg/kg), $M_{\text{降}}$ 为空气降尘通量($\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$), N 为降尘累积时间(a), f_{\pm} 为土壤含水率,一般取 20%。

1.5 数据处理

试验数据采用 Excel 2010 办公软件进行统计,采用 SigmaPlot 12.5 作图,IBM SPSS statistics 24 统计软件进行各重金属间差异显著性分析。

2 结果与分析

2.1 空气降尘中重金属元素的特点

2.1.1 空气降尘通量及其时空分布特点 不同功能

区的空气降尘量存在差异。由表 1 可见,6 类功能区空气降尘通量平均值分别为 2.74、2.04、2.81、2.21、3.16、4.70 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot 30\text{d})$,由大到小依次排序为工业-居住混合区>交通区>商业区>居住区>郊区>文教区。工业-居住混合区的降尘量一般大于其他功能区,在 1、2、7 和 8 月表现得比较明显。文教区由于植被覆盖率高,地表裸露少,固结作用强,表层土壤不容易发生

二次扬尘且高大茂密的植被具有吸滞烟尘的作用^[2],减少了空气降尘通量。郊区由于远离工业生产,车流量和人流量较小,空气降尘量一般较低。工业-居住混合区和交通区分别主要受工业生产活动、居民活动影响及车流量的影响一般空气降尘量较高。而商业区和居住区降尘量主要受车辆、人流量以及居民生活影响较大。

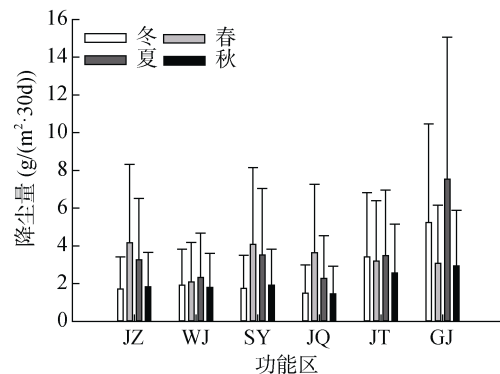
表 1 不同功能区干湿月降尘通量($\text{g}/(\text{m}^2 \cdot 30\text{d})$)
Table 1 Monthly fluxes of atmospheric deposition in different functional areas

功能区	11月	12月	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	平均值
居住区	1.71	2.00	1.42	1.70	4.59	1.72	6.18	2.87	4.52	2.38	2.21	1.57	2.74
文教区	2.45	2.42	1.64	1.68	1.51	1.24	3.52	3.49	2.18	1.32	2.16	0.80	2.04
商业区	2.38	2.24	1.68	1.32	4.68	2.03	5.51	5.12	2.70	2.76	2.62	0.74	2.81
郊区	1.62	0.64	1.90	1.94	4.16	1.15	5.58	2.16	2.46	2.18	1.08	1.67	2.21
交通区	2.52	3.28	3.29	3.65	4.16	1.63	3.81	3.53	3.53	3.37	1.87	3.33	3.16
工业-居住混合区	3.15	2.87	7.43	5.40	3.07	2.36	3.81	4.18	10.26	8.16	2.68	3.00	4.70

同一功能区不同时间的空气降尘量有波动。其中居住区在 1 月降尘量最低,而在 5 月降尘量最高,是 1 月降尘量的 4.35 倍。文教区在 5、6 月的降尘量较高,在 10 月降尘量最低,不到 5、6 月降尘量的 30%。10 月商业区的降尘量最小,仅为 0.74 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot 30\text{d})$,也是各功能区 10 月份中最低的降尘量;商业区 3 月的降尘量最高,同时也高于该月其他各功能区的降尘量。郊区的降尘量最高值 5.58 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot 30\text{d})$ 和最低值 0.64 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot 30\text{d})$ 分别在 5 月和 12 月,其最高值为最低值的 8.72 倍。交通区在 3 月出现降尘量最高值,在 4 月出现降尘量最低值,最高值高于最低值的 2 倍。工业-居住混合区的降尘量在不同月份波动较大;最高值 10.26 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot 30\text{d})$ 和最低值 2.36 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot 30\text{d})$ 分别出现在 7 月和 4 月;1 月、7 月和 8 月工业-居住混合区降尘量较高且显著高于该功能区其他月份,同时也远远高于同月份的其他功能区。5 月除工业-居住混合区外,其他各功能区降尘量普遍较高。

根据图 1 所示,各功能区秋季的降尘量相对较低。居住区、文教区、商业区和郊区春夏两季的降尘量一般较高,高于秋、冬季节。交通区和工业-居住混合区冬夏两季降尘量高于其他季节,其中工业-居住混合区夏季降尘量最为突出,远远高于其他 3 个季节,且该功能区冬夏两季的降尘量高于同期其他功能区的降尘量,并为各功能区四季降尘量的最高值。

不同季节空气降尘量有明显差异。除冬季与秋季、夏季与春季间空气降尘量不存在显著性差异外,其他各季节之间的降尘量的差异均为极显著 ($P < 0.01$)。6 类功能区在不同季节降尘量有明显波动。



(JZ: 居住区, WJ: 文教区, SY: 商业区, JQ: 郊区, JT: 交通区, GJ: 工业-居住混合区, 下同)

图 1 不同功能区各季节降尘通量的变化趋势
Fig. 1 Seasonal fluxes of atmospheric deposition in different functional areas

居住区、商业区和工业-居住混合区四季间降尘量有显著性差异 ($P < 0.05$), 而交通区、文教区和郊区四季降尘量差异不显著。

2.1.2 空气重金属降尘的时空分布特点 由图 2 所示,降尘中 Cd、Cr、Ni、Pb 4 种重金属元素含量在 6 类功能区随季节变化产生差异。

对于重金属 Cd 来说,冬季各功能区降尘中 Cd 含量一般较高,其中文教区和郊区 Cd 的冬季降尘含量最高;而各功能区春季的降尘中 Cd 含量均较低,居住区春季降尘中 Cd 的含量最低。6 类功能区降尘中 Cr 的最高含量为工业-居住混合区冬季和夏季;居住区、郊区、交通区和工业-居住混合区冬季降尘 Cr 的含量较高,均高于其他 3 个季节;文教区各季节降尘 Cr 的含量变化较小,其中春季降尘 Cr 的含量最高;

商业区降尘 Cr 的含量在秋季最高，而在冬、春季节较低。居住区和文教区秋、冬季的降尘 Ni 的含量高于其他两季，且冬季最为明显。商业区 Ni 降尘的最高含量在夏季，而春季最低；郊区降尘 Ni 的最高含量和最低含量分别在冬季和秋季，春季和夏季差异不大；交通区和工业-居住混合区均为冬、春季节降尘 Ni 的含量较高，且冬、春季节差异较小。对于重金属 Pb 来说，除郊区外，其他 5 类功能区降尘 Pb 的含量均为冬季最高；居住区、文教区、商业区和工业-居住混合区夏季降尘 Pb 的含量最低。

居住区、文教区和郊区冬季降尘中 Cd 含量与其他 3 个季节存在极显著差异($P<0.01$)；而商业区和工业-居住混合区 4 个季节间降尘中 Cd 的含量差异不显著。居住区除夏、秋季节间降尘中 Cr 的含量无

显著差异外，其他各季节间差异均显著($P<0.05$)；郊区冬季降尘中 Cr 的含量与夏、秋季节存在极显著差异，而春季与其他季节差异均不显著；交通区冬季降尘中 Cr 的含量与其他 3 个季节间均存在显著差异；工业-居住混合区降尘中 Cr 的含量在秋季和冬季与其他季节的差异均显著；文教区和商业区各季节降尘中 Cr 的含量不存在显著性差异。居住区、郊区和商业区降尘中 Ni 的含量在春夏和春秋季节间存在显著性差异；文教区、交通区和工业-居住混合区降尘中 Ni 的含量在各季节间差异均不显著。居住区、文教区和郊区冬季降尘中 Pb 的含量与其他季节间的差异均极显著，工业-居住混合区夏季与冬季和秋季间的差异显著，商业区和交通区各季节间差异不显著。

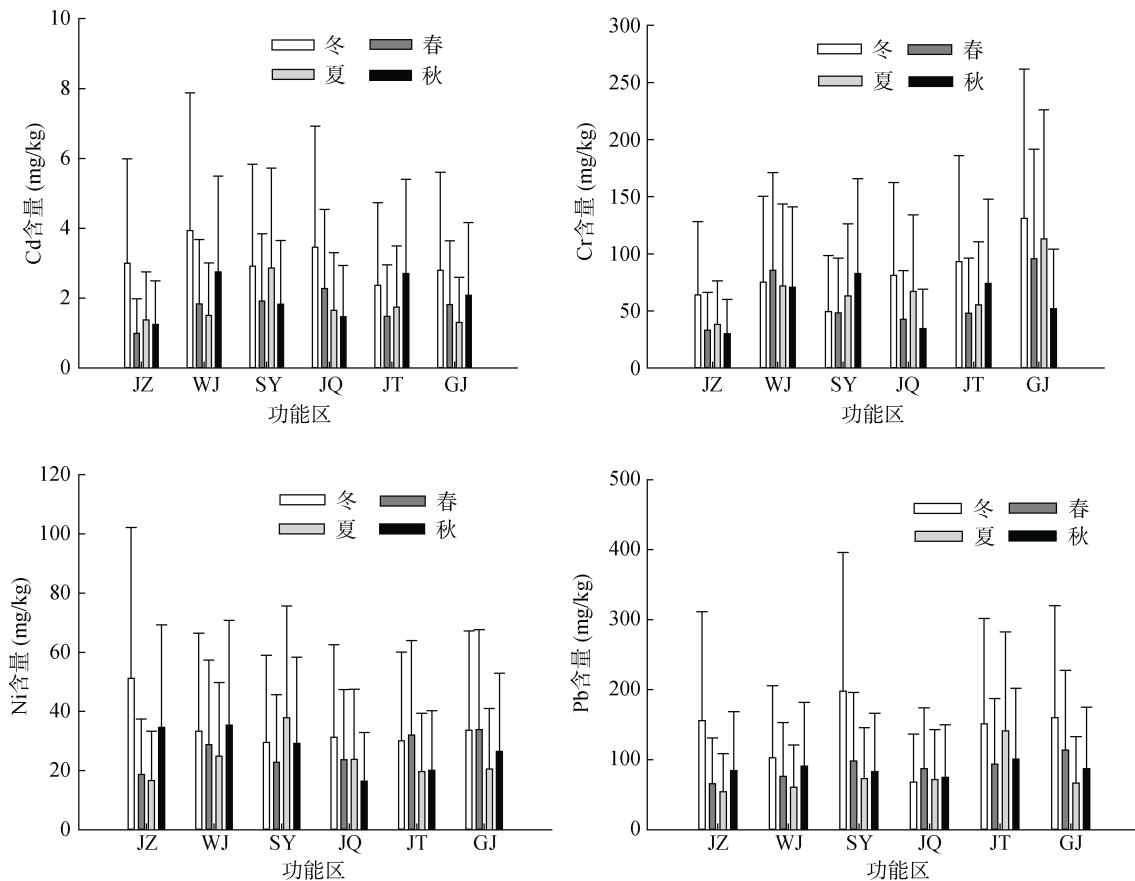


图 2 不同功能区降尘中重金属四季的含量变化

Fig. 2 Seasonal concentrations of heavy metals in atmospheric deposition in different functional areas

不同功能区空气降尘中重金属的平均含量见表 2。由表 2 可见，同一种重金属在不同功能区含量差异较大。Cd 的含量在居住区和文教区之间存在显著性差异($P=0.014$)，而其他功能区间差异不显著。居住区与文教区、工业-居住混合区和交通区间 Cr 的含量差异存在显著性($P<0.05$)，其中与前两者的 Cr 含

量存在极显著差异($P<0.01$)；文教区除与居住区之间 Cr 的含量存在显著差异外，还与郊区和工业-居住混合区的 Cr 的含量存在显著性差异；商业区仅与工业-居住混合区间 Cr 的含量差异存在显著性，郊区仅与文教区和工业-居住混合区间 Cr 的含量差异存在显著性；交通区与居住区和工业-居住混合区间 Cr 的含

量差异存在显著性,工业-居住混合区与其他功能区之间 Cr 的含量均存在显著性差异。Ni 在各功能区的含量差异不存在显著性。商业区与居住区、交通区和工业-居住混合区之间 Pb 的含量差异为显著;文教区与交通区、郊区与交通区和工业-居住混合区之间 Pb 的含量差异存在显著性,交通区与文教区、郊区和工业-居住混合区之间 Pb 的含量差异为显著,其中交通区与郊区和工业-居住混合区之间 Pb 的含量差异为极显著。

表 2 不同功能区空气降尘重金属含量(mg/kg)
Table 2 Average concentrations of heavy metals in atmospheric deposition in different functional areas (mg/kg)

功能区	Cd	Cr	Ni	Pb
居住区	1.65	41.35	30.28	90.05
文教区	2.51	75.81	30.55	82.67
商业区	2.38	60.81	29.83	113.08
郊区	2.21	56.32	23.79	75.47
交通区	2.07	67.56	25.45	121.72
工业-居住混合区	2.00	97.92	26.25	107.02
平均值	2.14	66.63	27.69	98.33
标准差	0.30	19.20	2.89	20.45
变异系数	0.14	0.29	0.10	0.21

Cd 在文教区的含量较高,在居住区的含量较低。Cr 的最高含量为 97.92 mg/kg,出现在工业-居住混合区,是其最低值的 2.37 倍。Ni 在不同功能区的含量差异相对

较小,其最高值 30.55 mg/kg 和最低值 23.79 mg/kg 分别出现在文教区和郊区。各功能区 Pb 的含量一般高于其他重金属,交通区 Pb 的含量最高,达到 121.72 mg/kg;郊区 Pb 的含量最低,为 75.47 mg/kg。从各重金属元素的平均含量来看,由大到小依次为 Pb>Cr>Ni>Cd。表中各重金属元素的变异系数较大,反映了各降尘中重金属含量的时空分布差异较大。

目前,我国对于空气降尘中重金属元素的含量限值尚未作出规定,为判断重庆主城区空气降尘重金属的含量水平,将其与国内一些典型地区的空气降尘通量及重金属元素含量进行比较,如表 3 所示。比较结果表明,除长株潭地区外,重庆主城空气降尘通量均低于国内其他地区。降尘中 Cd、Cr、Ni、Pb 含量与国内其他地区相比而言也普遍较低,Cd、Cr 含量除分别高于哈尔滨和宝鸡外,均低于其他地区;Ni 和 Pb 的含量均低于其他地区。相同地域特征的城市,降尘中重金属的含量也有明显区别,例如西南地区的攀枝花与重庆主城相比,其空气降尘中 Cd、Cr、Ni、Pb 的含量远远高于重庆主城,分别为后者的 2.2、6.5、2.7 和 2.9 倍。这主要是由于城市空气降尘通量及重金属含量不仅受气候条件等自然因素的影响,还受当地的经济水平、人口分布及产业结构等的影响。位于西北地区的宝鸡市其降尘中 Cd、Cr、Pb 的含量均远高于其他地区,这可能是由于该城市矿产资源丰富,其开发利用使该地区空气降尘的重金属含量较高。

表 3 不同地区空气降尘通量及重金属含量的比较
Table 3 Fluxes of atmospheric deposition and contents of heavy metals in different functional areas

地区	地域	降尘通量(g/(m ² ·a))	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)
重庆主城(本研究)	西南地区	35.28	2.14	66.63	27.69	98.33
长株潭地区 ^[13]	华中地区	26.13	19.14	110.22	-	329.89
长江三角洲 ^[22]	华东地区	118.35	3.29	119.80	41.49	281.10
珠江三角洲 ^[3]	华南地区	-	4.40	143.00	153.00	323.00
北京 ^[23]	华北地区	82.80	3.19	85.97	47.64	152.27
哈尔滨 ^[24]	东北地区	-	1.46	87.13	34.58	117.15
宝鸡市 ^[25]	西北地区	-	63.31	61.67	-	2344.21
攀枝花 ^[26]	西南地区	-	4.65	431.02	73.69	284.86

注:由于各参考文献中数据单位不同,部分数据经过单位换算。“-”未测。

2.2 空气降尘中重金属污染评价

通过地积累指数法对空气降尘中 Cd、Cr、Pb 和 Ni 等 4 种重金属污染程度进行评价。结果如表 4, Cd 为降尘中 4 种重金属污染程度最严重的,其次为 Pb, Ni 和 Cr 的污染程度最轻。6 类功能区的 Cd 污染程度均为重度污染。除郊区 Pb 的污染程度为无污染至中度污染外,其他各功能区的 Pb 污染程度均为

中度污染,其中交通区的污染最为严重。对于各功能区重金属 Ni 和 Cr 来说,二者均为无污染。

2.3 空气降尘对土壤重金属累积的影响

空气降尘在土壤污染元素来源的研究中往往被忽视,没有引起足够重视,通常认为与其他方式的污染相比,空气降尘输入重金属元素的总量微小,不足以对土壤生态系统构成威胁。目前,关于空气降尘对

表 4 不同功能区降尘中重金属的地积累指数
Table 4 Geoaccumulation indexes of heavy metals in atmospheric deposition in different functional areas

功能区	Cd	Cr	Ni	Pb
居住区	3.32	-1.54	-0.66	1.25
文教区	3.93	-0.66	-0.64	1.13
商业区	3.85	-0.98	-0.68	1.58
郊区	3.74	-1.09	-1.00	1.00
交通区	3.65	-0.83	-0.91	1.69
工业-居住混合区	3.60	-0.29	-0.86	1.50

土壤中重金属累积影响的相关研究逐渐受到重视。空气降尘进入土壤后,可能使土壤中重金属元素浓度增加。由于大气湿降尘一般不会影响到土壤体积,因此会使土壤中重金属元素的含量增加;而大气干降尘中重金属元素的含量若高于土壤,则会使土壤表层重金属含量增加,反之则减少^[8]。

由于土壤具有范围广、体量大、区域差异显著等特点,因此本论文以重庆市土壤背景值^[21]为基础,根据公式(4),预测重庆主城空气降尘输入对土壤重金属含量累积的影响,结果如表 5 所示。

表 5 空气降尘对重庆主城区土壤重金属累积的影响
Table 5 Effects of atmospheric deposition on soil heavy metal accumulation in main urban area of Chongqing

累积时间(a)	Cd		Cr		Ni		Pb	
	含量(mg/kg)	增加比例(%)	含量(mg/kg)	增加比例(%)	含量(mg/kg)	增加比例(%)	含量(mg/kg)	增加比例(%)
1	0.140	0.286	49.083	0.007	37.378	-0.005	23.534	0.058
3	0.141	0.786	49.087	0.015	37.375	-0.013	23.559	0.164
5	0.142	1.286	49.091	0.023	37.372	-0.022	23.583	0.269
10	0.144	2.643	49.103	0.046	37.364	-0.044	23.646	0.537
20	0.147	5.214	49.123	0.087	37.348	-0.086	23.770	1.061
50	0.158	13.071	49.183	0.209	37.300	-0.213	24.138	2.628
100	0.176	26.000	49.282	0.411	37.222	-0.424	24.748	5.223
土壤二级标准 ^[29]	0.6		250		60		350	

注：根据《土壤环境质量标准》(15618—1995)二级标准,土壤 pH>7.5 进行对比。

3 结论

1)重庆主城区空气降尘通量及 Pb、Cr、Ni、Cd 等 4 种重金属降尘量都存在明显的时空分布差异。不同功能区的平均降尘量由大到小依次为工业-居住混合区>交通区>商业区>居住区>郊区>文教区。大气干湿降尘通量的平均值为:2.94 g/(m²·30d)。6 类功能区在不同季节降尘量有较大波动。各功能区秋季的降尘量相对较低。空气降尘中 4 种重金属元素的平均含量为: Cd 2.14 mg/kg、Cr 66.63 mg/kg、Ni 27.69 mg/kg、

由表 5 可知,增加比例最多的元素为 Cd,其次为 Pb、Cr。Ni 的增加比例为负数,由于空气降尘中 Ni 的平均含量低于土壤背景值,则空气降尘中 Ni 输入土壤会使土壤中 Ni 的含量降低。该预测结果与污染评价结果一致,均为 Cd 污染程度最重,Pb 污染程度次之,Ni 和 Cr 的污染程度较低。重庆主城区的空气降尘输入重金属 Cd、Cr、Ni、Pb 在土壤中累积 100 a 时的含量仍然远低于 GB15618—1995《土壤环境质量标准》中的二级标准。

空气降尘对土壤重金属含量增加的贡献不大,这与土壤的体积和质量相比空气降尘量而言大得多有很大关系。但是另一方面,空气降尘是城市灰尘的主要来源之一^[27]。已有一些研究表明,灰尘是城市人群(尤其儿童)重金属暴露的重要途径,是造成儿童血液中 Pb 等重金属元素含量异常的原因之一^[28]。此外,空气降尘中的重金属也可能被蔬菜吸收而进入人类食物链,影响人体健康^[1-2]。因此,对大气重金属降尘的深入研究仍是十分必要的,特别是对于 Cd 等具有严重健康危害的元素应重点关注。

Pb 98.33 mg/kg。降尘中 Cd、Cr、Ni、Pb 4 种重金属含量在 6 类功能区随季节变化产生差异。6 类功能区降尘中重金属含量一般冬季较高。

2)地积累指数分析结果表明,Cd 为降尘中 4 种重金属污染程度最严重的,其次为 Pb,Ni 和 Cr 的污染程度最轻。

3)若仅考虑空气降尘的输入,且不考虑输出,则重庆市主城区土壤中 Cd、Cr、Ni 和 Pb 等 4 种重金属元素的含量在累积 100 a 后仍将低于《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)中的二级标准。空气降尘对重

庆市主城区土壤重金属含量的增加影响不大。4 种元素中, 空气降尘导致的土壤中 Cd 含量的增加最快。

参考文献:

- [1] 张国忠. 华北地区大气干湿降尘及其对农田土壤的影响研究[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2015: 30-33
- [2] 云中来. 西安市空气降尘污染特征研究[D]. 西安: 长安大学, 2015: 1-6
- [3] 黄强, 宋建中, 彭平安. 珠江三角洲大气干降尘金属元素浓度和来源分析[J]. 地球与环境, 2013, 41(5): 498-505
- [4] 汤洁, 李娜, 李海毅, 等. 大庆市大气干湿降尘重金属元素通量及来源[J]. 吉林大学学报(地), 2012, 42(2): 507-513
- [5] 姚振, 张亚峰, 董峻麟, 等. 青海省东部地区空气降尘地球化学特征[J]. 中国矿业, 2017, 26(s1): 170-172
- [6] 郑雄伟, 王俊锋, 魏凌霄, 等. 洪湖市某地区大气干湿降尘重金属及 pH 值[J]. 城市环境与城市生态, 2016(1): 18-20
- [7] Sun S Q, Wang D Y, He M, et al. Monitoring of atmospheric heavy metal deposition in Chongqing, China——based on moss bag technique[J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2009, 148(1/2/3/4): 1-5
- [8] 彭玉龙, 王永敏, 覃蔡清, 等. 重庆主城区降水中重金属的分布特征及其降尘量[J]. 环境科学, 2014, 35(7): 2490-2496
- [9] 蒋红群, 王彬武, 刘晓娜, 等. 北京市土壤重金属潜在风险预警管理研究[J]. 土壤学报, 2015, 52(4): 731-746
- [10] Nriagu J O. Changing metal cycles and human health[M]. Berlin Heidelberg: Springer, 1984: 114-142
- [11] 卢一富, 邱坤艳. 铅冶炼企业周边空气降尘中铅、镉、砷量及其对土壤的影响[J]. 环境监测管理与技术, 2014(3): 60-63
- [12] 孙春媛, 赵文吉, 郑晓霞, 等. 北京城区土壤重金属空间分布及与降尘的关联性分析[J]. 中国科技论文, 2016, 11(9): 1035-1040
- [13] 柯馨妹. 长株潭地区空气降尘中重金属污染特征及来源分析[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2015
- [14] 中华人民共和国环境保护局. 环境空气降尘的测定重量法(GB/T 15265—94)[S]. 北京: 中国标准出版社, 1994
- [15] Stihl C, Radulescu C, Dulama I D, et al. Characterization of heavy metals atmospheric deposition for assessment of environmental quality in urban and surrounding areas[J]. Revista De Chimie, 2017, 68(4): 802-804
- [16] Akbari F A. The assessment of heavy metal contamination of landfill soil of Meshgin city using index of geoaccumulation and contamination factor[J]. Toxicological Communication, 2016, 9(2): 304-308
- [17] Kouidri M, Youcef N D, Benabdellah I, et al. Enrichment and geoaccumulation of heavy metals and risk assessment of sediments from coast of Ain Temouchent (Algeria)[J]. Arabian Journal of Geosciences, 2016, 9(5): 1-9
- [18] 宋金茜, 朱权, 姜小三, 等. 基于 GIS 的农业土壤重金属风险评价研究——以南京市八卦洲为例[J]. 土壤学报, 2017, 54(1): 81-91
- [19] 成杭新, 李括, 李敏, 等. 中国城市土壤化学元素的背景值与基准值[J]. 地学前缘, 2014, 21(3): 265-306
- [20] 赵西强, 庞绪贵, 王增辉, 等. 利用原子荧光光谱-电感耦合等离子体质谱法研究济南市大气干湿降尘重金属含量及年降尘通量特征[J]. 岩矿测试, 2015, 34(2): 245-251
- [21] 李章平, 陈玉成, 杨学春, 等. 重庆市主城区土壤重金属的潜在生态危害评价[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2006, 28(2): 227-230
- [22] Huang S S, Tu J, Liu H Y, et al. Multivariate analysis of trace element concentrations in atmospheric deposition in the Yangtze River Delta, East China[J]. Atmospheric Environment, 2009, 43(36): 5781-5790
- [23] Guo L, Lyu Y, Yang Y. Concentrations and chemical forms of heavy metals in the bulk atmospheric deposition of Beijing, China[J]. Environmental Science & Pollution Research, 2017(13): 1-10
- [24] Li N, Han W Z. Analysis of trace elements concentrations in atmospheric deposition in Haerbin city, Northeast China[C]. Proceedings of the 3rd International Conference on Advances in Energy and Environmental Science, 2015: 173-178
- [25] Deng W, Li X, An Z, et al. The occurrence and sources of heavy metal contamination in peri-urban and smelting contaminated sites in Baoji, China[J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2016, 188(4): 251
- [26] 汪凝眉. 攀枝花市空气降尘源解析及风险评价[D]. 成都: 成都理工大学, 2016: 21-24
- [27] 廖磊. 沈阳经济区典型城市街道灰尘的污染特征[D]. 沈阳: 辽宁大学, 2015: 1-10
- [28] 李小平, 刘献宇, 刘洁, 等. 典型河谷城市儿童土壤与灰尘铅暴露风险[J]. 生态毒理学报, 2015, 10(2): 418-427
- [29] 中华人民共和国环境保护部. 土壤环境质量标准(GB 15618—1995)[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995

Characteristics of Heavy Metals in Atmospheric Deposition and Its Impact on Their Accumulation in Soil of Chongqing

WANG Jia, LIU Bin^{*}, XIAO Bolin, LI Yujie, ZHANG Tianshuo, WU Huang, ZHANG Yuting

(Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400030, China)

Abstract: It is crucial to explore the characteristics of heavy metals in atmospheric deposition in different functional areas and to evaluate the pollution for understanding the influences of atmospheric deposition on heavy metal accumulation in soil. Samples of atmospheric deposition were collected monthly from the residential, educational, commercial, suburban, transportation and industrial-residential areas and the fluxes of atmospheric deposition were calculated and the contents of Cr, Ni, Cd and Pb were measured. The results showed that the average flux of atmospheric deposition was the highest in industrial-residential area but the lowest in the educational areas. The atmospheric deposition in the 6 functional areas were lower in autumn. There were differences in the average contents of Cd, Cr, Ni and Pb in the atmospheric deposition between different functional areas. The average concentrations of the four heavy metals in the atmospheric deposition were 2.14 mg/kg for Cd, 66.36 mg/kg for Cr, 27.69 mg/kg for Ni, and 98.33 mg/kg for Pb, respectively. The concentrations of Cd, Cr, Ni and Pb in the atmospheric deposition in the 6 functional areas were generally higher in winter. The geoaccumulation indexes indicated that Cd pollution was most serious in the atmospheric deposition. It is forecasted that the concentrations of the four heavy metals in soil of Chongqing will remain below the 2nd grade of Soil Environmental Quality Standard after 100 a accumulation from the atmospheric deposition, among of which, Cd will increase the fastest, followed by Pb and Cr, but Ni will decrease gradually.

Key words: Chongqing; Atmospheric deposition; Heavy metals; Pollution evaluation; Soil