

杨帆, 杨和行, 王樱芝, 等. 含 Pb、Cd 细颗粒物暴露对水稻、马铃薯早期生长的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2017, 34(5): 466-472.

YANG Fan, YANG He-xing, WANG Ying-zhi, et al. Effects of Exposure to Fine Particles of Pb and Cd on Early Growth of Rice and Potatoes[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2017, 34(5): 466-472.

含 Pb、Cd 细颗粒物暴露对水稻、马铃薯早期生长的影响

杨帆¹, 杨和行², 王樱芝¹, 刘亚楠¹, 杨希晨¹

(1.上海市检测中心, 上海 201203; 2.墨尔本大学, 澳大利亚 墨尔本 3010)

摘要:大气含重金属细颗粒物对陆生植物的早期生长有负面影响。通过搭建合理的暴露场景,在植物早期生长阶段,模拟不同程度大气污染条件,评价含 Pb、Cd 重金属细颗粒物对水稻、马铃薯 2 种受试植物出苗、幼苗生长和鲜重(地上茎叶和地下块茎两部分)等生物量的影响。结果显示,暴露处理组人工土壤 Cd、Pb 元素浓度在试验结束时均有增加,其中 Cd 元素浓度比背景值增加了约 8.8 倍,Pb 元素浓度增加相比背景值不明显。水稻地上茎叶部分对 Cd、Pb 的富集量分别为 0.002 0 mg·kg⁻¹ 和 0.054 mg·kg⁻¹;马铃薯地下块茎部分对 Cd、Pb 的富集量分别为 0.185 0 mg·kg⁻¹ 和 0.074 mg·kg⁻¹。暴露处理后对水稻的各生物量终点抑制效应不明显,而对马铃薯地下块茎鲜重的抑制率达到 27%。由此可见,在模拟暴露条件下,人工土壤 Cd 污染元素浓度变化较大,马铃薯地下块茎对 Cd 元素富集效应明显。与空白对照组相比,暴露处理导致的 Pb-Cd 重金属复合污染对于马铃薯地下块茎生物量有显著的抑制效应和胁迫效应。同时,水稻地上部分对于暴露的污染物及设定浓度表现出较好的适应性和低敏感性。

关键词:细颗粒物;暴露;重金属;生物量;毒性危害

中图分类号:X503.231

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2017)05-0466-07

doi: 10.13254/j.jare.2017.0147

Effects of Exposure to Fine Particles of Pb and Cd on Early Growth of Rice and Potatoes

YANG Fan¹, YANG He-xing², WANG Ying-zhi¹, LIU Ya-nan¹, YANG Xi-chen¹

(1.Shanghai Academy of Public Measurement, Shanghai 201203, China; 2.The University of Melbourne, Parkville 3010, Australia)

Abstract:Heavy metal-containing particles in the atmosphere have negative impacts on the seedling growth and early stage growth of terrestrial plants. Exposure scenarios were established to simulate the ambient conditions with different pollution levels of airborne heavy metals. Under these scenarios, hazardous impacts of fine particles containing lead (Pb) and cadmium (Cd) on the emergence, seedling growth, and fresh weight (including both above ground stem leaf of rice and underground stem tuber of potato) were evaluated. The results showed that, for exposure treatment groups, the concentrations of Pb and Cd in the artificial soil increased at the end of the test. Compared with the background value in soil, the Cd level elevated about 8.8 times while no significant increase was observed for Pb concentration. The accumulation values of Pb and Cd were 0.002 0, 0.054 mg·kg⁻¹ in the stem leaf of rice and 0.185 0, 0.074 mg·kg⁻¹ in the stem tuber of potato. The exposure had no significant inhibition effect on all the biomass endpoints of rice, but had an inhibition rate of 27% on the fresh weight of potato underground stem tuber. Thus, under the simulation exposure, larger impact was projected to the Cd concentration in the artificial soil, and the Cd accumulative effect was more obvious in the underground stem tuber of potatoes. Compared with the control groups, the combined pollution of Pb and Cd in the exposure treatment groups indicated remarkable inhibition and stress effects. Moreover, aboveground stem leaf of rice showed better adaption and low sensitivity when exposed to pollutants at certain concentrations.

Keywords: fine particles; exposure; heavy metals; biomass; toxic hazard

20 世纪以来,随着工业的发展、城市人口的密集、煤炭和石油燃料的迅猛增长,大气环境质量日趋

恶化,大气污染已成为影响生态环境的主要危害因素之一^[1-2]。近年来,随着我国灰霾污染程度和范围的日益严重,大气颗粒物,尤其是大气细颗粒物(粒径小于 2.5 μm)污染问题受到广泛关切^[3-4]。大气细颗粒物比表面积巨大,结构复杂,通常富集有多种重金属元素和有机污染物。其中含重金属细颗粒物由于

收稿日期:2017-06-09

基金项目:上海市自然科学基金(15ZR1435200)

作者简介:杨帆(1982—),男,辽宁人,博士,工程师,主要研究方向为大气环境污染及环境危害评估。

E-mail: wukong6106@163.com

其理化性质的特殊性、来源的广泛性以及较大的生态毒性,对环境的影响和对生态安全的危害不容忽视^[5-6]。

大气细颗粒污染物大多以低浓度混合物形式暴露于水体、土壤、沉积物等各种环境介质之中,土壤环境成为大气细颗粒污染物重要的汇,同时也充当了大气污染物与生态系统交互影响的重要介质。在真实环境中,大气颗粒物通过干湿沉降汇集在土壤和植物的陆上部分,而植物通过根系或叶片直接或间接吸附了这些物质。植物的陆上部分被认为是富集大气颗粒物的被动采样平台,植物陆上部分的叶片面积、蜡质层、以及呼吸气孔等生理结构,都使得细颗粒物可通过干湿沉降进入植物系统并对其生长产生毒性影响^[7-8]。同时,植物的地下部分(根)与地上部分对某些污染物的吸收转化机制完全不同。有些研究表明,对于某类环境污染物,植物通过根系的吸收再经过木质部的传输进入植物生长系统的途径所产生的毒性影响与陆上部分的茎叶吸收产生的毒性影响有很大区别^[9]。王友保等^[10]认为大气细颗粒物,尤其含有持久性有机物及重金属等有害物质的细颗粒物,会对植物造成直接或间接的伤害。

大气复合污染发生时,多种化合物混合暴露会产生相互作用。其中,协同作用往往使混合化合物的毒性明显增强,带来更大的环境与健康危害^[11-13]。传统的风险评价体系多是在实验室模拟条件下以单一物质和单一介质的急性或慢性毒性试验为依据,往往很难正确反映实际环境中污染物混合存在时的生态行为及环境危害^[14-15]。随着科学的发展和人们认识事物本质能力的提高,低剂量复合污染的生态毒理与风险评价研究的重要性得到深刻认识,并正在成为环境与生态学的一个研究重点^[16]。鉴于此,本文选择Pb、Cd作为2种目标化合物,通过气溶胶发生器及密闭培养装置,模拟含两种重金属细颗粒物复合污染情景,在一个特定周期内,评价其对水稻、马铃薯早期生长的危害。

1 材料与方法

1.1 实验试剂

镉 ICP 标准液 $1\ 000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, Sigma-Aldrich; 铅 ICP 标准液 $1\ 000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, Sigma-Aldrich; 人工土壤[质量配比:石英砂(0.5~1 mm)70%,高岭土(进口)20%,草炭(进口)10%;有机质含量 4.9%, pH 6.52];高纯氮气,纯度 99.99%;一次性花盆(直径 12 cm,深度 10

cm)若干;不锈钢托盘(100 cm×25 cm)若干;硝酸钠(AR,上海试剂,中国);硫酸钠(AR,上海试剂,中国);碳酸氢铵(AR,上海试剂,中国);超纯水;浓硝酸(AR, Sigma, 德国);氢氟酸(AR, Sigma, 德国);双氧水(AR, Sigma, 德国)。

1.2 实验仪器

电感耦合等离子质谱仪 X Series 2(ICP-MS, Thermo Fisher, 美国);微波消解仪 Multiwave 3000(Anton-paar, 奥地利);气溶胶发生器 9302(ATOMIZER), TSI, 美国;气溶胶粒径谱仪 3321(APS TSI, 美国);玻璃转子流量计 $0\sim 100\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ (双环, 中国);自制密闭花架(不锈钢 5 层框架,长宽高各为:2 m×1.2 m×1.5 m,四周及顶端覆膜,温湿度及光照可控,移动拉门);电感耦合等离子质谱仪 ICP-MS;带压力阀高纯氮钢瓶(A-1H, 中国);水分仪 HG63(METTLER TOLEDO, 美国);电子分析天平 AL204(METTLER TOLEDO, 美国);土壤搅拌器 KMM700series(KENWOOD, 英国);照度计 LX100(KIMO, 法国);便携式温湿度计(TES610, 德国);标准量尺(Deli 50 cm, 中国)。

1.3 受试植物

单子叶植物:水稻(南粳 9108);双子叶植物:马铃薯(中薯 17 号)。购自上海科园种业公司(生产日期:2015 年 6 月,发芽率>90%);经前期试验,所有种子出苗率均>80%,满足试验需求。

1.4 气溶胶制备及粒径

9302 型气溶胶发生器可产生多分散高浓度气溶胶,粒径范围是 $0.01\sim 2\ \mu\text{m}$ 。它通过雾化溶液产生多分散系气溶胶,也可以通过雾化悬浮的单分散粒子来产生单分散气溶胶,粒子浓度可以调节雾化器的流量来改变。将 Pb、Cd 重金属标样($1\ 000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)各 10 mL,同时加入 980 mL 纯水中,搅拌均匀后配制成浓度为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的含 Pb、Cd 重金属混合溶液,同理,将 Pb、Cd 重金属标样($1\ 000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)各 2 mL,同时加入 996 mL 纯水中,搅拌均匀后配制成浓度为 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的含 Pb、Cd 重金属混合溶液。后通过气溶胶发生器产生分散系气溶胶,进气溶胶粒径谱仪进行粒径测定。经检测,以此方式产生的 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 混合标样颗粒粒径绝大部分在 $2.5\ \mu\text{m}$ 以下,峰值约为 $0.7\sim 0.9\ \mu\text{m}$ 之间(图 1),符合小于 PM_{10} 的细颗粒物标准。

1.5 实验方法

建立合理的暴露场景,通过气溶胶发生器产生一定量浓度重金属细颗粒物作为目标暴露污染物,模拟

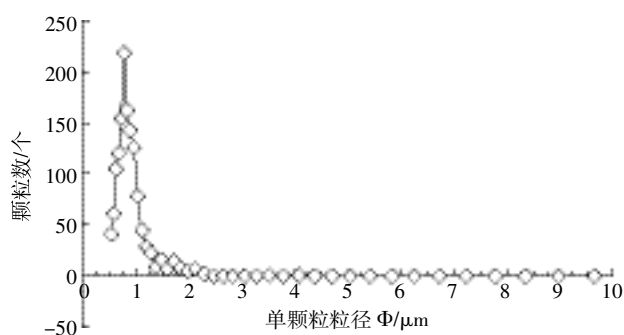
图 1 10 mg·L⁻¹ Pb、Cd 混合标准溶液粒径分布图

Figure 1 Particle size distribution of Pb, Cd mixed standard solution (10 mg·L⁻¹)

特定大气污染指数条件下(AQI, Air quality index)土壤、陆上部分的植株和叶片的暴露环境。在试验周期内,通过与未暴露的空白对照组相比较,评价重金属细颗粒物暴露后对水稻、马铃薯早期生长以及地上、地下生物量的影响。

1.5.1 试验装置

本研究采用的试验装置为自制搭建装置,由以下几个部分组成(图 2):A 密闭花架(Hermetic flower shelf)、B 纯氮气钢瓶(Pure nitrogen cylinder)、C 转子流量计(Rotor flowmeter)、D 气溶胶发生器(Aerosol generator)。氮气经钢瓶吹入气溶胶发生器,由钢瓶压力表和转子流量计同时调节流量,控制颗粒物喷出浓度。花架四周及顶面为塑料薄膜包裹,采用拉门闭合方式控制密闭性并保持暴露浓度均匀。

1.5.2 模拟参数的选择

试验所用密闭花架的长宽高分别为:2 m×1.2 m×1.5 m,绝对体积为 3.6 m³。按照中国环保部的标准,当 AQI 指数达到 500 时,大气环境细颗粒物(PM_{2.5})浓度 24 h 平均值为 500 μg·m⁻³,达到严重污染水平^[17]。照此标准,以 10 mg·L⁻¹ 溶液浓度,按照 20 mL·min⁻¹ 的流量计算,假设颗粒物没有逃逸及吸附的损失,则气

溶胶发生器工作 1 min 即可使花架空间颗粒物浓度达到 500 μg·m⁻³。在我国污染严重的京津冀地区,大气中 Pb 浓度较高,均值约为 100 ng·m⁻³,Cd 浓度较低约为 10 ng·m⁻³^[18]。在实际操作中,从试验 0 d(种子种入人工土壤当天)开始,模拟严重污染(500 μg·m⁻³)环境条件,每隔 48 h 进行 1 次模拟过程,分别为:试验第 0、2、4、6 d 共计 4 次。到空白对照组出苗率达到 50%后(约第 7 d),降低污染物浓度至 100 μg·m⁻³(轻度污染环境条件)^[17],同样每隔 48 h 进行 1 次模拟过程,分别为:试验第 8、10、12、14、16、18、20、22、24、26、28 d 共计 11 次。模拟时,即时制备样品溶液(严重污染环境溶液配制浓度 10 mg·L⁻¹,轻度污染情况溶液配制浓度 2 mg·L⁻¹),通过气溶胶发生器喷洒至密闭花架内,持续时间 1 min,停止后到下 1 h 重复进行 1 次喷洒,1 d 内共计 8 次重复,用以保持花架内污染物浓度保持相对水平。

1.5.3 试验操作

试验设置共计 2 个组别,即空白对照组和暴露处理组,每个组均包含 2 种植物,其中水稻 30 粒种子,分种在 10 个花盆内,每个花盆 3 粒种子;马铃薯因体积较大,共使用 20 颗块茎,每个花盆 2 颗带芽块茎。每 10 个花盆放在同一个不锈钢托盘内。空白对照组和暴露处理组分别放置在 2 个不同的密闭花架内。试验开始前,先将人工土壤按照水分含量约(20±2)%加纯水配制 50 kg,后装入花盆,并按种类摆入托盘中。将预先筛选的合格种子和块茎分别种入花盆中,种植深度≤1 cm,表面浮土覆盖。然后按照空白对照组和样品组区别对待,分别将种好的种子和块茎放入密闭花架中,在试验 0 d 开始第 1 次密闭暴露试验。利用大功率空调控制玻璃房内环境温度范围为 25±5℃,利用加湿器控制花架内环境湿度范围为(50±10)%,利用日光灯和自然光的配比控制光照范围为 16 000~21 000 lux。每日观察并记录生长情况,在托盘中持续添加纯水(约 1 L·盘⁻¹·48 h⁻¹)以保持土壤湿度和植物生长所需水分。从种子种入人工土壤开始计算直至试验结束,共计 32 d。结束时记录空白对照组、暴露处理组中每种植物的出苗个数、茎高、水稻地上部分鲜重、马铃薯地下块茎鲜重等信息,用以评估重金属细颗粒物暴露后对 2 种植物的毒理学效应。试验结束时,用剪刀将水稻露出土壤的所有陆上鲜重(茎叶)部分全部同时采集,收集后整体送样干燥研磨后分析;马铃薯地下块茎部分在实验结束时不分大小全部从土里挖出后整体送样分析,同样干燥研磨后分析测定。

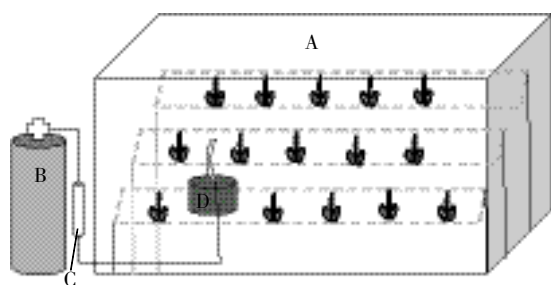


图 2 试验装置示意图

Figure 2 Test unit diagram

1.5.4 试验样品前处理方法

微波消解进行试验样品的制备:土壤空白和试验样品 105 ℃烘干 2 h,冷却后研磨,搅匀,称取约 0.1 g (精确到 0.000 1 g)加入 3 mL 浓硝酸、3 mL 氢氟酸和 1 mL 双氧水后进行微波消解(消解程序见表 1),结束后转移至赶酸管,水润洗,145 ℃赶酸至 1 mL,用水定容至 25 mL,得样品消解液。

表 1 微波消解程序
Table 1 Microwave digestion procedure

序号	功率/W	上升时间/min	保留时间/min	风速/m·s ⁻¹
1	400	7	5	1
2	800	7	20	1
3	0	/	15	3

用电感耦合等离子质谱仪(ICP-MS)分析样品中 Cd 和 Pb 浓度(仪器条件见表 2)。

表 2 电感耦合等离子体质谱仪器条件
Table 2 Instrument conditions of ICP-MS

仪器条件	电感耦合等离子体质谱自动进样器
测试元素	111Cd, 208Pb
内标元素	115In, 209Bi
射频电压	1 300 W
载气流速	0.78 L·min ⁻¹
辅助气流速	0.70 L·min ⁻¹
冷却气流速	13.0 L·min ⁻¹
蠕动泵转速	30 r·min ⁻¹

1.5.5 方法验证结果

用电感耦合等离子质谱仪(ICP-MS)测定样品中各元素实际浓度,Cd 元素的 LOD₁ 和 LOQ₁ 分别为 0.003 ng·mL⁻¹ 和 0.01 ng·mL⁻¹;Pb 元素的 LOD₂ 和 LOQ₂ 为 0.039 ng·mL⁻¹ 和 0.13 ng·mL⁻¹;对试验基质(空白)进行样品加标回收测试,空白样品中,Cd 元素平均浓度为 0.025 7 mg·kg⁻¹;0.25 mg·kg⁻¹ 和 5.00 mg·kg⁻¹ 加标样品的平均回收率分别为 88.7%和 86.0%,精密度 RSD 值分别为 3.89% 和 1.12%;Pb 元素平均浓度为 2.86 mg·kg⁻¹;2.50 mg·kg⁻¹ 和 5.00 mg·kg⁻¹ 加标样品的平均回收率分别为 99.9%和 84.5%,精密度 RSD 值分别为 8.76% 和 13.1%。

1.6 数据处理

采用 Excel 软件计算暴露处理组及空白对照组的出苗数、鲜重及茎高的平均值。采用 Toxcalc 软件进行统计学差异比较。

2 结果与分析

2.1 重金属 Cd 和 Pb 的变化

试验 0 d 土壤即为空白土壤,以此测试元素浓度为土壤背景值。对于 Cd 元素,从表 3 中可知,试验结束时测定人工土壤 Cd 含量比试验开始时增加了 0.169 6 mg·kg⁻¹,增加了约 8.8 倍。对于 2 种受试植物的检出结果,处理组水稻 Cd 含量变化不明显,为 0.001 9 mg·kg⁻¹;处理组马铃薯地下块茎部分 Cd 含量比空白对照组增加了近 4 倍。

表 3 镉元素在土壤、植物中的检出浓度(mg·kg⁻¹)
Table 3 Detection concentration of cadmium in soil and plant(mg·kg⁻¹)

项目	人工土壤	水稻(茎叶)	马铃薯(块茎)
空白对照组	0.019 2	0.121 0	0.047 0
处理组	0.188 8	0.122 9	0.232 0
差异	0.169 6	0.001 9	0.185 0

对于 Pb 元素,从表 4 中可知,试验结束时测定人工土壤 Pb 含量比试验开始时增加了 0.200 mg·kg⁻¹,相比人工土壤背景值 3.440 mg·kg⁻¹,其浓度变化不明显。对于 2 种受试植物的检出结果,处理组水稻 Pb 含量增加 0.054 mg·kg⁻¹;处理组马铃薯地下块茎部分 Pb 含量增加 0.074 mg·kg⁻¹。

表 4 铅元素在土壤、植物中的检出浓度(mg·kg⁻¹)
Table 4 Detection concentration of lead in soil and plant(mg·kg⁻¹)

项目	人工土壤	水稻(茎叶)	马铃薯(块茎)
空白对照组	3.440	0.353	0.730
处理组	3.640	0.407	0.804
差异	0.200	0.054	0.074

2.2 出苗及早期生长

由表 5 可知,试验结束时,空白对照组 2 种植物的出苗率均达到 100%,满足质量控制要求,试验有效。与空白对照组相比,平均茎高抑制率水稻为 8%,马铃薯为 5%;平均鲜重抑制率水稻(地上部分)为 0,马铃薯(地下块茎)为 27%;值得注意的是,试验结束时,根据实际观察,空白对照组马铃薯产出 16 个块茎果实(小马铃薯),暴露处理组只产出 10 个块茎果实(小马铃薯),抑制率达到 40%,且从外观判断,空白组和暴露处理组有较大差异。通过 Toxcalc 软件 Homoscedastic t Test 检验结果,对比空白对照组和暴露处理组,马铃薯地下块茎鲜重和个数均具有统计学显

表 5 两种植物的平均茎高、鲜重(块茎)以及出苗情况

Table 5 Average stem length, fresh weight, germination of two plants

作物		空白对照组	暴露处理组	抑制率/%
水稻	出苗/个	30	30	0
	平均茎高/mm	63.1	58.2	8
	平均鲜重/g	0.10	0.10	0
马铃薯	出苗/个	20	20	0
	平均茎高/mm	131.4	125.1	5
	平均鲜重/g	15.69	11.40	27

著性差异($P<0.05$),水稻各项终点比较均无显著性差异。

3 讨论

3.1 重金属吸收途径及富集效应

本研究是从种子(或块茎)种入人工土壤中即开始进行暴露模拟试验的,直到试验结束,因此暴露后含重金属细颗粒物的干沉降作用对土壤和植物茎叶的浓度变化和受试植物发芽、出苗及早期生长均有连续的影响。对于 2 种重金属元素的迁移转化,需同时考虑植物根系和茎叶吸收 2 种途径,以及地下-地上过程。在复合污染条件下,共存元素在植物体内的迁移分布,除受本元素性质和浓度影响外,还受元素相互作用的影响^[19-20]。重金属在作物体内分布,一般为根>茎叶>籽实,呈宝塔状^[21]。

大气中细颗粒物的沉降是指细颗粒物撞击后滞留在物体表面,从而脱离大气环境的过程,一般可分为干沉降和湿沉降,在本试验中只考虑干沉降。由于细颗粒物粒径很小,很难靠自身重力沉降,因此湍流是细颗粒物最主要的干沉降方式^[22-25]。对于目标重金属 Cd 和 Pb 两种浓度变化,从试验结束时化学分析结果可知,暴露组人工土壤 Cd、Pb 金属元素浓度比试验开始时均有上升,且变化浓度均匀,说明暴露场景设计合理,污染物在模拟密闭环境中分散均匀,重金属细颗粒物沉降后在土壤中有富集。结束时检测马铃薯地下块茎部分对 Cd 元素的富集浓度相比水稻地上茎叶部分 Cd 元素的富集浓度增加 90 倍。但对于 Pb 元素的富集效应,水稻地上茎叶部分与马铃薯地下块茎部分差异不大,处于同一个数量级。由此反映出 Cd 元素易于在马铃薯地下块茎部分富集,同时我们推断此富集效应也由于前期的根系富集后迁移积累导致,而 Pb 元素到达植物根部后更易被固定在土壤中^[21]。由于植物的富集效应包含了地下根系部分

和地上茎叶部分不同部位的富集途径,而本试验并未对植物根系进行化学成分分析,因此推断水稻地上部分和马铃薯地下部分 2 种元素暴露后检测浓度差异的产生应同时归咎于大气-茎叶-根系-土壤的传输转移及固定富集作用^[26-27]。植物茎叶吸附大气颗粒物有滞留(或停着)、附着和粘附 3 种方式,且不同吸附方式的作用机制存在差异^[28-29]。细颗粒物化学物质在植物体内的转移主要通过亲水性通道进入细胞内或者亲脂性通道富集在角质层或者表皮蜡质层。本试验中因没有外界雨水和风力的干扰,时间周期也较短,因此推断茎叶部分细颗粒物粘附机制和气孔光合作用的直接吸收可能为陆上部分吸附的主要方式之一^[25, 30]。重金属在大气、土壤中的存在形态以及在植物体内的迁移转化规律(在试验过程中,土壤-植物、大气-植物通路都存在差异)等均会影响 2 种受试植物的含量。因此,对于大气来源,需考虑植物早期生长的快慢、茎叶的生物量多寡、面积形态等因素;对于土壤来源,不同植物的根系对 Cd、Pb 的吸收,固定,向上传输等能力均有不同^[31-32]。

3.2 生物量影响

在通常情况下,重金属 Cd 和 Pb 均为危险的环境污染元素,当重金属进入植物并积累到一定程度,就会产生毒害症状,表现出生长受到抑制、植株矮小、失绿、产量下降等症状。在本试验中,从表 3~表 5 的结果来看,对水稻而言,本试验人工土壤的背景浓度和大气污染持续暴露增加的污染浓度对于其出苗、茎高及陆上部分鲜重 3 个终点的影响均不明显,水稻对该污染条件下 Pb-Cd 复合污染的胁迫有较好的适应性和耐受性,同时水稻幼苗对 2 种重金属元素均有富集作用^[33-35]。对于马铃薯,除出苗终点外,地下部分块茎鲜重及个数均受到较大的影响。由于 Cd 元素在人工土壤中的背景浓度值较低,细颗粒物暴露后 Cd 污染浓度在土壤中的浓度增加明显,在早期生长过程中马铃薯地下块茎部分对 Cd 污染表现出较明显的富集效应,在 Pb 污染同时存在状态下,Pb-Cd 复合物污染浓度增加超出了马铃薯的适应性,从而对于地下块茎生物量表现出较为明显的毒性效应^[36]。

由此可见,考虑到试验介质(人工土壤)中存在背景浓度,本试验模拟的 Pb、Cd 重金属大气细颗粒物污染情况对于 2 种受试植物早期生长的生物胁迫效应不尽相同,水稻地上部分生长对污染物浓度变化的适应性较好,暴露污染对其早期生长几乎无影响;马铃薯因其为块茎类植物,暴露污染对其地下部分生物

量影响较大,尤其Cd污染浓度的陡然增加,使其生物毒害作用明显。今后,对于暴露于真实环境中长期、低剂量、大范围的重金属细颗粒物复合性污染对于植物整个生命周期以及果实或块茎的危害还有待于进一步细致的研究。

4 结论

(1)暴露条件下产生的Cd污染对于人工土壤介质的浓度影响较大,在土壤中有近8.8倍的增长累积;但对于Pb污染则影响较小,因介质中Pb背景浓度值较高。

(2)Pb、Cd 2种污染元素在水稻陆上茎叶部分和马铃薯地下块茎部分都有富集,但Cd元素在马铃薯地下块茎部分的富集效应明显。

(3)在试验条件下,模拟暴露浓度对于水稻的几项终点没有毒害效应,水稻陆上茎叶的早期生长对污染物适应性较强,敏感性较低;而对于马铃薯地下块茎生物量,2种污染物的富集产生了显著的毒性胁迫效应。

致谢:感谢复旦大学环境科学与工程学院杨新教授课题组各位老师和同学在细颗粒物粒径检测中所提供的帮助。感谢上海市自然科学基金对本研究的资助。

参考文献:

- [1] 阚海东,陈秉衡.我国大气颗粒物暴露与人群健康效应的关系[J].环境与健康,2002,196(6):422-424.
KAN Hai-dong, CHEN Bing-heng. Analysis of exposure-response relationships of air particulate matter and adverse health outcomes in China [J]. *Journal of Environment and Health*, 2002, 196(6):422-424. (in Chinese)
- [2] 乔玉霜,王静,王建英.城市大气可吸入颗粒物的研究进展[J].中国环境监测,2011,27(2):154-157.
QIAO Yu-shuang, WANG Jing, WANG Jian-ying. Research progress of the inhalable particulate in the urban air[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2011, 27(2):154-157. (in Chinese)
- [3] 王玮,汤大钢,刘红杰,等.中国PM_{2.5}污染状况和污染特征的研究[J].环境科学研究,2000,13(1):1-5.
WANG Wei, TANG Da-gang, LIU Hong-jie, et al. Research on current pollution status and pollution characteristics of PM_{2.5} in China [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2000, 13(1):1-5. (in Chinese)
- [4] 杨春雪,阚海东,陈仁杰.我国大气细颗粒物水平、成分、来源及污染特征[J].环境与健康杂志,2011,28(8):735-738.
YANG Chun-xue, KAN Hai-dong, CHEN Ren-jie. Research on level, composition, source and pollution characteristics of ambient fine particle in China[J]. *Journal of Environment and Health*, 2011, 28(8):735-738. (in Chinese)
- [5] 李君灵,孟紫强.我国大气环境毒理学研究新进展[J].生态毒理学报,2012,7(2):133-139.
LI Jun-ling, MENG Zi-qiang. Current progress in atmospheric environmental toxicology in China[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2012, 7(2):133-139. (in Chinese)
- [6] Antonio J F E, Miguel T R, Francisco J B R, et al. Size distribution of metals in urban aerosols in Seville (Spain)[J]. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(14):2595-2601.
- [7] 朱秀华,王鹏远,施泰安,等.持久性有机污染物的环境大气被动采样技术[J].环境化学,2013,32(10):1956-1969.
ZHU Xiu-hua, WANG Peng-yuan, SHI Tai-an, et al. Ambient air passive sampling technology for persistent organic pollutants[J]. *Environmental Chemistry*, 2013, 32(10):1956-1969. (in Chinese)
- [8] 孙海峰,朱亚先,张勇.持久性有机污染物在大气与植物间交换过程研究进展[J].环境化学,2013,32(5):25-30.
SUN Hai-feng, ZHU Ya-xian, ZHANG Yong. Research progress in the process of air-vegetation transfer of persistent organic pollutants (POPs) [J]. *Environmental Chemistry*, 2013, 32(5):25-30. (in Chinese)
- [9] 王传飞,王小萍,龚平,等.植被富集持久性有机污染物的研究进展[J].地理科学进展,2013,32(10):48-56.
WANG Chuan-fei, WANG Xiao-ping, GONG Ping, et al. Research progress in uptake of persistent organic pollutants by plants[J]. *Progress in Geography*, 2013, 32(10):48-56. (in Chinese)
- [10] 王友保,张莉.大气颗粒污染物对植物的伤害[J].生物学通报,2002,37(2):17-18.
WANG You-bao, ZHANG Li. Damage to the plants by atmospheric particle pollution[J]. *Bulletin of Biology*, 2002, 37(2):17-18. (in Chinese)
- [11] Altenburger R, Walter H, Grote M. What contributes to the combined effect of a complex mixture?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(23):53-62.
- [12] Song Y F, Gong P, Zhou Q X, et al. Phytotoxicity assessment of phenanthrene, pyrene and their mixtures by a soil-based seedling emergence test[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2005, 17(4):580-583.
- [13] 宋玉芳,周启星,许华夏,等.菲、芘、1,2,4-三氯苯对土壤高等植物根伸长抑制的生态毒性效应[J].生态学报,2002,22(11):1945-1950.
SONG Yu-fang, ZHOU Qi-xing, XU Hua-xia, et al. Eco-toxicological effects of phenanthrene, pyrene and 1,2,4-trichlorobenzene in soils on the inhibition of root elongation of higher plants[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(11):1945-1950. (in Chinese)
- [14] 沈国清,陆贻通,周培.土壤环境中重金属和多环芳烃复合污染研究进展[J].上海交通大学学报(农业科学版),2005,23(1):102-106.
SHEN Guo-qing, LU Yi-tong, ZHOU Pei. Advances of research on combined pollution of heavy metals with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil environment[J]. *Journal of Shanghai Jiaotong University (Agricultural Science)*, 2005, 23(1):102-106. (in Chinese)
- [15] Teuschler L, Klaunig J, Carney E, et al. Support of science-based decisions concerning the evaluation of the toxicology of mixtures: A new beginning[J]. *Regulatory Toxicology & Pharmacology Rtp*, 2002, 36(1):34-39.
- [16] Jonker D, Woutersen R A, Bladeren P J, et al. Subacute (4-wk) oral toxicity of a combination of four nephrotoxins in rats: Comparison with

- the toxicity of the individual compounds[J]. *Food & Chemical Toxicology*, 1993, 31(2):125-136.
- [17] 国家环境保护部. HJ 633—2012 中华人民共和国国家环境保护标准, 环境空气质量指数(AQI)技术规定(试行)[S]. 北京: 中国标准出版社, 2002.
- State Environmental Protection Department. HJ 633—2012 State environmental protection standards of People's Republic of China, Technical regulation of environmental air quality index(AQI)(trial)[S]. Beijing: China Standard Press, 2002. (in Chinese)
- [18] PAN Yue-peng, WANG Yue-si, SUN Yang, et al. Size-resolved aerosol trace elements at a rural mountainous site in Northern China: Importance of regional transport[J]. *Science of Total Environment*, 2013, 462: 761-771.
- [19] 顾继光, 周启星, 王 新. 土壤重金属污染的迁移途径及其研究进展[J]. 应用基础与工程科学学报, 2003, 11(2):143-151.
- GU Ji-guang, ZHOU Qi-xing, WANG Xin. Reused path of heavy metal pollution in soils and its research advance[J]. *Journal of Basic Science and Engineering*, 2003, 11(2):143-151. (in Chinese)
- [20] 余国营, 吴燕玉. 土壤环境中重金属元素的相互作用及其对吸持特性的影响[J]. 环境化学, 1997, 16(1):30-36.
- YU Guo-ying, WU Yan-yu. Interaction of heavy metals in soil environment and their influence on holding characteristics[J]. *Environmental Chemistry*, 1997, 16(1):30-36. (in Chinese)
- [21] 王 济, 王世杰. 土壤中重金属环境污染元素的来源及作物效应[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2005, 23(2):113-120.
- WANG Ji, WANG Shi-jie. The source and crops effect of heavy metal elements of contamination in soil[J]. *Journal of Guizhou Normal University(Natural Sciences)*, 2005, 23(2):113-120. (in Chinese)
- [22] 王会霞, 石摇辉, 李秧秧, 等. 城市植物叶面尘粒径和几种重金属(Cu、Zn、Cr、Cd、Pb、Ni)的分布特征[J]. 安全与环境学报, 2002, 12(1):170-174.
- WANG Hui-xia, SHI Yao-hui, LI Yang-yang, et al. Distribution features of particle size and heavy metal elements in foliage-captured dust[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2002, 12(1):170-174. (in Chinese)
- [23] Hu X, Zhang Y, Luo J, et al. Accumulation and quantitative estimates of airborne lead for a wild plant(*Aster subulatus*)[J]. *Chemosphere*, 2011, 82:1351-1357.
- [24] 王摇蕾, 高尚玉, 刘连友, 等. 北京市 11 种园林植物滞留大气颗粒物能力研究[J]. 应用生态学报, 2006, 17(4):597-601.
- WANG Yao-lei, GAO Shang-yu, LIU Lian-you, et al. Atmospheric particle-retaining capability of eleven garden plant species in Beijing[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(4):597-601. (in Chinese)
- [25] 赵晨曦, 王玉杰, 王云琦, 等. 细颗粒物(PM_{2.5})与植被关系的研究综述[J]. 生态学杂志, 2013, 32(8):2203-2210.
- ZHAO Chen-xi, WANG Yu-jie, WANG Yun-qi, et al. Interactions between fine particulate matter(PM_{2.5}) and vegetation: A review[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(8):2203-2210. (in Chinese)
- [26] 吕铃钥, 李洪远, 杨佳楠. 植物吸附大气颗粒物的时空变化规律及其影响因素的研究进展[J]. 生态学杂志, 2016, 35(2):524-533.
- LÜ Ling-yao, LI Hong-yuan, YANG Jia-nan. The temporal-spatial variation characteristics and influencing factors of absorbing air particulate matters by plants: A review[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2016, 35(2):524-533. (in Chinese)
- [27] 肖 昕, 冯启言, 刘忠伟, 等. 重金属 Cu、Pb、Zn、Cd 在小麦中的富集特征[J]. 能源环境保护, 2004(6):28-31.
- XIAO Xin, FENG Qi-yan, LIU Zhong-wei, et al. Enrichment characteristics of heavy metals(Cu, Pb, Zn, Cd) in wheat[J]. *Energy Environment Protection*, 2004(6):28-31. (in Chinese)
- [28] Tallis M, Taylor G, Sinnott D, et al. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2011, 103:129-138.
- [29] Hu X, Zhang Y, Luo J, et al. Accumulation and quantitative estimates of airborne lead for a wild plant(*Aster subulatus*)[J]. *Chemosphere*, 2011, 82:1351-1357.
- [30] Uzu G, Sobanska S, Sarret G, et al. Foliar lead uptake by lettuce exposed to atmospheric fallouts[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44:1036-1042.
- [31] 李春焯, 丁国华, 刘保东. 重金属影响植物细胞超微结构和功能的研究进展[J]. 中国农学通报, 2013, 29(18):114-118.
- LI Chu-ye, DING Guo-hua, LIU Bao-dong. Research progress of heavy metal affecting plant cell ultrastructure and function[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2013, 29(18):114-118. (in Chinese)
- [32] 杨亚丽, 李友丽, 陈青云, 等. 土壤铅、镉、铬对蔬菜发育影响及迁移规律的研究进展[J]. 华北农学报, 2015, 30:511-517.
- YANG Ya-li, LI You-li, CHEN Qing-yun, et al. The research progress of lead, cadmium and chromium in soil on the growth and migration of vegetables[J]. *Acta Agriculturae-Sinica*, 2015, 30:511-517. (in Chinese)
- [33] 陈怀满, 郑春荣, 王慎强, 等. 不同来源重金属污染的土壤对水稻的影响[J]. 农村生态环境, 2001, 17(2):35-40.
- CHEN Hai-man, ZHENG Chun-rong, WANG Shen-qiang, et al. Effect of soils polluted by different heavy metal sources on rice[J]. *Rural Eco-Environment*, 2001, 17(2):35-40. (in Chinese)
- [34] 杨金凤, 卜玉山, 邓红艳. 镉、铅及其复合污染对油菜部分生理指标的影响[J]. 生态学杂志, 2009, 28(7):1284-1287.
- YANG Jin-feng, PU Yu-shan, DENG Hong-yan. Effects of cadmium, lead, and their combined pollution on some physiological indices of *Brassia campestris*[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2009, 28(7):1284-1287. (in Chinese)
- [35] 杨居荣, 黄 翌. 植物对重金属的耐性机理 [J]. 生态学杂志, 1994, 13(6):20-26.
- YANG Ju-rong, HUANG Li. Mechanism of heavy metal tolerance of plants[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 1994, 13(6):20-26. (in Chinese)
- [36] 李佩华, 刘小文. 重金属铅、镉胁迫对马铃薯生长及抗氧化酶系统的影响[J]. 云南农业大学学报, 2014, 29(5):746-751.
- LI Pei-hua, LIU Xiao-wen. Effects on growth and system of anti-oxidation enzymes of potatoes under Pb and Cd pollution stress[J]. *Journal of Yunnan Agricultural University*, 2014, 29(5):746-751. (in Chinese)