

DOI: 10.11766/trxb202401290047

CSTR: 32215.14.trxb202401290047

刘欣, 童欣, 陈志怀, 张婷婷, 郭豪华, 罗小三. 生菜对燃煤排放大气颗粒物沉降重金属的叶面吸收[J]. 土壤学报, 2025, 62(3): 791–800.
LIU Xin, TONG Xin, CHEN Zhihuai, ZHANG Tingting, GUO Haohua, LUO Xiaosan. Lettuce Foliar Uptake of Heavy Metals Directly from the Deposition of Atmospheric Particulate Matter Emitted from Coal Combustion[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62(3): 791–800.

生菜对燃煤排放大气颗粒物沉降重金属的叶面吸收^{*}

刘 欣, 童 欣, 陈志怀, 张婷婷, 郭豪华, 罗小三[†]

(南京信息工程大学生态与应用气象学院农业资源与环境系, 南京 210044)

摘 要: 煤等化石能源燃烧排放大量颗粒物和重金属进入大气, 再以干湿沉降的形式输入农田环境, 从而直接影响作物生长及其重金属累积, 并经食物链间接威胁人类健康; 富含重金属的大气颗粒物可通过沉降至土壤中经根吸收和干沉降至作物叶表直接吸收 2 种途径进入植物体内, 但其相应占比和具体机制尚不明确。设计了侧开式(覆细颗粒物(PM_{2.5})滤膜)透明气室进行蔬菜盆栽试验, 模拟不同燃煤地区的实际大气颗粒物干沉降量, 定量比较了我国南方、北方 2 种代表性燃煤电厂粉煤灰分别通过沉降至土壤和叶表两种方式对生菜生长和叶片累积典型重金属的影响。结果表明, 大气沉降是农作物中镉(Cd)、铅(Pb)、铬(Cr)、砷(As)的重要来源, 生菜叶片中重金属含量均随粉煤灰沉降量升高, 叶面直接吸收是其累积大气颗粒物中 Cd、Pb 的主要途径, 占比分别可达 40.9%~84.2%和 62.3%~85.6%; 但当大气沉降通量较高或者生物有效性较低时, 颗粒物中的重金属如 As 主要经土壤-根迁移、吸收、转运的途径被叶片累积。南方粉煤灰由于大部分重金属含量或在土壤-生菜系统中的生物有效性高于北方粉煤灰, 相应的叶片重金属积累和光合活性降低及毒性效应减产也更强。因此, 源头防控、削减燃煤等排放大气颗粒物的重金属沉降输入以及抑制叶面滞尘等综合污染治理措施对保障燃煤区农作物生长和叶菜类农产品质量安全具有重要环境健康意义。

关键词: 大气颗粒物污染; 粉煤灰; 重金属; 植物叶面吸收; 农产品质量安全

中图分类号: X53 文献标志码: A

Lettuce Foliar Uptake of Heavy Metals Directly from the Deposition of Atmospheric Particulate Matter Emitted from Coal Combustion

LIU Xin, TONG Xin, CHEN Zhihuai, ZHANG Tingting, GUO Haohua, LUO Xiaosan[†]

(Department of Agricultural Resources and Environment, School of Ecology and Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: 【Objective】 The combustion of fossil fuels such as coal emits a large amount of particulate matter and heavy metals into the atmosphere, which are then significant sources of input into the agricultural environment by dry and wet deposition. These pollutants will directly influence crop growth and heavy metal accumulation, and indirectly threaten human health through the food chain. Atmospheric particulate matter rich in heavy metals can enter the plant through two pathways: deposition into the soil followed by root absorption or direct foliar uptake of dry deposition on the crop leaf surface. However, the respective

^{*} 国家自然科学基金项目(41471418)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41471418)

[†] 通讯作者 Corresponding author, E-mail: xsluo@nuist.edu.cn

作者简介: 刘 欣(1998—), 山东枣庄人, 硕士研究生, 主要研究方向农业环境重金属污染。E-mail: 2324123463@qq.com

收稿日期: 2024-01-29; 收到修改稿日期: 2024-06-26; 网络首发日期(www.cnki.net): 2024-08-28

proportions and specific mechanisms of these pathways remain elusive. 【 Method 】 An open-side (covered with fine particulate matter filter membranes) transparent chamber was designed for vegetable pot experiments, simulating the actual dry deposition flux of atmospheric particulate matter in diverse coal-burning regions. This quantitative study systematically compared the effects of fly ash from two representative coal-fired power plants in southern and northern China on lettuce (*Lactuca sativa* L.) growth and the leaf accumulation of typical heavy metals through deposition into soil and leaf surface, respectively. 【 Result 】 The results indicated that atmospheric deposition is a significant source of Cd, Pb, Cr, and As in crops. The heavy metal contents in lettuce leaves increased with the fly ash deposition. The proportion of deposited Cd accumulated by the edible above-ground parts of lettuce through the foliar uptake is 40.9%–84.2% and the proportion of Pb can be 62.3%–85.6%. This indicates that direct foliar uptake is the main pathway for lettuce leaf accumulation of Cd and Pb in atmospheric particulate matter, especially for metals with high content (Pb) or bioavailability (Cd) in particulates, and if the amount of particle deposition does not exceed the foliar uptake capacity. However, when the atmospheric deposition flux is high or the bioavailability is low, heavy metals such as As in particulate matter are mainly accumulated by leaves through the traditional pathway of soil-root migration, absorption, and transport. Because of the higher contents of most heavy metals and stronger bioavailability in the soil-lettuce system, the southern fly ash induced higher accumulation of heavy metals by the leaf, and stronger toxic effects translated to lower photosynthetic activity and less biomass. 【 Conclusion 】 Consequently, comprehensive pollution control measures such as source prevention and reduction of heavy metal deposition input from the emissions of atmospheric particulate matter like coal combustion, as well as suppression of leaf dust retention, are of great environmental and health significance for ensuring crop growth and the quality and safety of leafy vegetables in coal burning areas.

Key words: Atmospheric particulate pollution; Fly ash; Heavy metals; Plant foliar uptake; Quality and safety of agricultural products

工业革命以来,人类生产、生活所需的化石能源消耗持续不断地向大气排放富含重金属等污染物的颗粒物,对生态系统和人体健康均造成威胁^[1]。大气颗粒物可长距离迁移,干、湿沉降是其影响生态环境安全的重要途径^[2-3],也是很多地区农田生态系统中重金属污染的重要来源^[4-7]。例如,大气沉降的镉(Cd)占英格兰和威尔士农业区总输入量的53%;2008—2018年我国农田50%~93%的砷(As)、Cd、铬(Cr)、汞(Hg)、镍(Ni)和铅(Pb)源于大气沉降^[8-9];2015—2019年大气沉降成为华北地区农田土壤Cd的主要来源^[10];长江三角洲农业生态系统中超过80%的Pb输入来自大气沉降^[6];大气沉降一年后的土壤与对照区相比铜(Cu)、Cd和Pb的含量分别增加了8%~19%、36%~42%和7%~14%^[11]。因此,矿冶、工厂、交通和城区等大气颗粒物高沉降区域土壤-作物系统中重金属的环境生物地球化学过程也将受到显著影响^[12-14]。此外,大气沉降重金属的活性通常较高,进入地表系统后造成的环境污染和生态风险突出。例如,西班牙北部沿海城市大气沉降中水溶态Cd高达52%,亚洲灰尘干沉降中可交换态Cd占30%~84%^[12-15]。

大气沉降不仅会增加土壤重金属含量,也会对植物生长及重金属积累造成直接和间接的影响^[16]。然而,大气颗粒物中的重金属既可通过沉降至土壤中经根吸收,也会沉降至叶表而被直接吸收进入作物体内,但这2种途径各自贡献率和具体响应机制尚不明确。已有研究表明,水稻叶片直接吸收和积累大气中的Cd占地上组织的84%~99%^[17];而叶类蔬菜因其较大的接触面积,且叶表分布较多的气孔,相较于瓜果类、豆类、块根类以及茄科类蔬菜更易吸收大气中的重金属^[18-19]。例如,湖南典型城市群的水稻田间试验发现糙米中10.8%~47.7%及叶中13.7%~60.3%的Cd、Pb源于大气沉降^[20];铜冶炼厂高沉降区生长的小白菜可食部位Pb、Cd的大气贡献率则分别高达63.5%、59.7%^[21]。由于煤炭迄今仍然是火力发电、工业生产、民用采暖等方面被广泛使用的主要能源,其所含的重金属在燃烧过程中可产生3倍~9倍的富集残留^[22],所以燃煤排放的大气颗粒物中重金属的环境风险备受重视。例如,河北石家庄6座燃煤电厂周围表层土壤Cr、Cu、Pb、Hg、Ni等重金属含量平均值超出背景值1.16倍~2.32倍^[23]。

因此，针对土壤-蔬菜系统对大气重金属干沉降的暴露途径和响应机制，通过仅蔬菜叶面暴露及其与土壤共同暴露于大气颗粒物两种试验方式的比较，探究不同来源和重金属成分特点的燃煤排放大气颗粒物干沉降对生菜生长和重金属富集的影响，同时解析生菜分别通过叶面吸收和根吸收大气重金属两种途径的贡献率占比，对土壤污染防治、作物生产、农产品质量和人体健康保护均有重要意义。

1 材料与方法

1.1 供试材料

研究表明火力发电厂除尘设备收集的粉煤灰中包括重金属成分在内的物理化学特征与电厂附近采集的大气颗粒物干沉降相近^[24]，因此，本研究分别采用我国南方的南京华能电厂和北方的石家庄上安电厂的粉煤灰作为供试燃煤排放大气沉降颗粒物代表。样品中典型重金属含量采用王水消解法和电感耦合等离子体质谱仪（ICP-MS，129 NexIO300X，PerkinElmer，美国）测定（表 1），化学形态则采用欧共体标准物质局（BCR）连续提取法进行分级分析（弱酸提取态、可还原态、可氧化态、残渣态）^[24]，并计算生物有效态即弱酸提取态所占重金属总量的质量百分比为其生物有效性（表 2）。粉煤灰使用前均过筛（200 目）并在 105℃下烘干 2 h 去除水分，通过扫描电子显微镜（SEM，SU1510，日立，日本）观察微观形貌（图 1），南、北方粉煤灰粒径相近，均在大气沉降颗粒物的粒径范围（0.60~2.81 μm）。

表 1 供试电厂粉煤灰和土壤中的重金属全量

Table 1 Total contents of heavy metals in tested plant fly ash and soil samples				
样品类型	Cd/	Pb/	Cr/	As/
Sample type	(mg·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)
南方粉煤灰 ^①	0.65	99.3	42.2	33.8
北方粉煤灰 ^②	0.61	125	28.6	24.3
实验用土 ^③	0.11	13.2	34.8	3.95

①Southern fly ash, ②Northern fly ash, ③Soil used.

表 2 供试电厂粉煤灰中重金属的有效态含量及其生物有效性

Table 2 Bioavailable contents and bioavailability of heavy metals in tested plant fly ash				
样品类型	Cd/	Pb/	Cr/	As/
Sample type	(mg·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)
南方粉	0.068	0.19	1.77	0.21
煤灰 ^①	(10.5%)	(0.19%)	(4.20%)	(0.61%)
北方粉	0.043	0.032	0.78	0.73
煤灰 ^②	(6.99%)	(0.03%)	(2.73%)	(3.00%)

注：括号内数据为生物有效性，即弱酸提取态占重金属总量的质量百分比。 Note: The data in brackets are bioavailability, which is the mass percentage of weak acid extraction fraction in the total content of heavy metal. ①Southern fly ash, ②Northern fly ash.

大气沉降蔬菜盆栽试验采用生菜（*Lactuca sativa* L.）为植物材料，种子发芽后于穴盘中在人工气候箱培养 14 d 后移栽至 1 kg 土壤的塑料钵钵中。实验用土采自南京市菜地，土壤类型为潜育水耕人

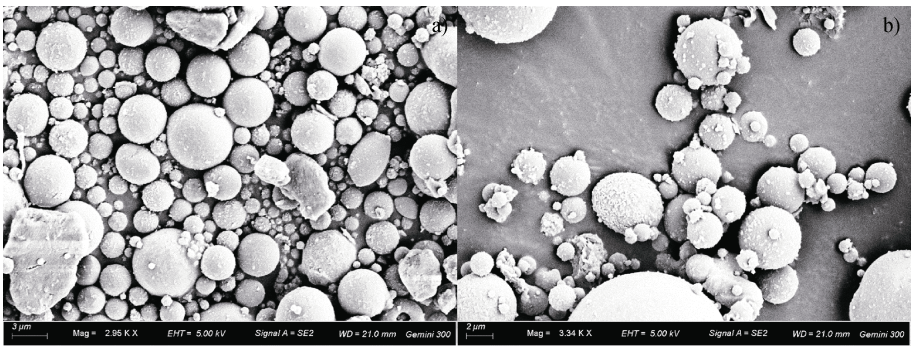


图 1 供试粉煤灰（a.南方粉煤灰，b.北方粉煤灰）扫描电镜形貌表征

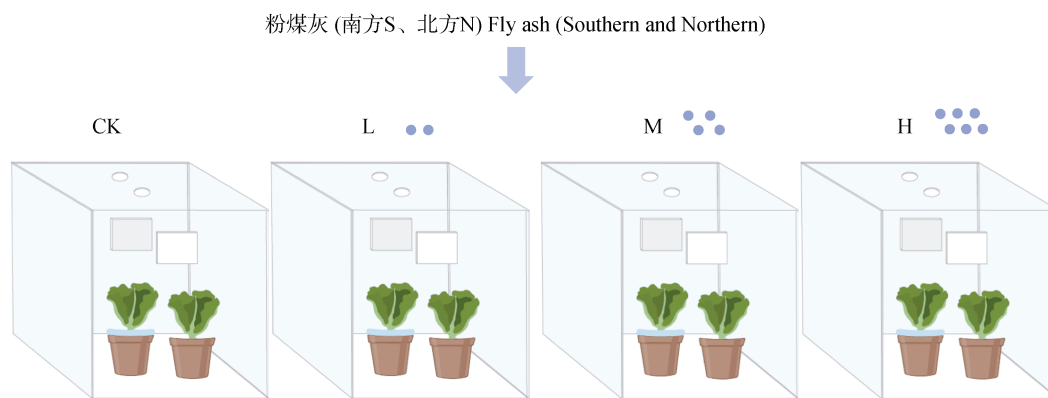
Fig. 1 Scanning electron microscope morphology characterization of tested fly ash (a. southern fly ash, b. northern fly ash)

为土,土壤 pH 为 6.4,全氮、有机质含量分别为 1.20、17.3 g·kg⁻¹,有效磷、速效钾分别为 69.3、13.8 mg·kg⁻¹,Cd、Pb、Cr、As 含量(表 1)均低于农用地土壤污染风险筛选值(GB 15618—2018)。

1.2 大气颗粒物干沉降生菜盆栽试验设计

本研究设计了侧开式(覆细颗粒物(PM_{2.5})滤膜)透明气室模拟大气沉降-蔬菜盆栽试验系统(图 2)。气室材料为透明聚碳酸酯(PC)中空板,在两个相对侧面分别设置通风口并采用 PM_{2.5}滤膜净化环境空气颗粒物,顶部设置 2 个开口以实施粉煤灰喷洒。试验在南京信息工程大学农业气象试验站大气观测场进行,共 4 个气室,分别摆放 6 个生菜盆栽。采用两个火电厂(南方 S、北方 N)的粉煤灰模拟大气颗粒物干沉降,设置了空白对照和低、中、高沉降量(记作 CK、L、M 和 H)4 个处理,平均分别为试验

区背景大气降尘量 0.143 g·m⁻²·d⁻¹ 的 0、1 倍、2 倍、4 倍。此外,为了定量区分叶面吸收对生菜地上部累积重金属的贡献率,采用透明塑料薄膜覆盖盆栽土表以阻挡降尘通过土壤-根系吸收方式转运至叶片。以上处理均做 3 个重复。因此,本设计包括了粉煤灰同时沉降至生菜叶面、土壤和仅沉降至叶面的大气颗粒物暴露实验,即分为粉煤灰中的重金属经土根+叶面双重途径吸收和叶面单一途径吸收。视天气情况粉煤灰每 2~3 天喷撒 1 次,定期使用空气压缩机将定量粉煤灰从气室顶部开口处向下相同面积均匀喷施。不同粉煤灰喷撒时为了防止交叉污染,使用塑料膜进行遮挡。日常灌溉使用塑料洗瓶沿着生菜根部与塑料薄膜衔接处浇水,裸土盆栽则在土表均匀喷洒。对于叶面颗粒,定期使用喷雾器模拟降水,喷洒量控制为仅在叶片表面形成微小水珠。



注: CK、L、M 和 H 分别代表空白对照和低、中、高沉降量。下同。Note: CK, L, M, and H represent blank control and different deposition fluxes of low, medium, and high, respectively. The same below.

图 2 侧开式透明气室模拟大气颗粒物沉降-蔬菜盆栽试验系统设计

Fig. 2 Experimental design of open-side transparent chamber simulating atmospheric dry deposition-vegetable potting system

1.3 监测与采样分析

在生菜暴露于颗粒物干沉降 40 d 后使用 LI-6400 便携式光合作用测定系统(LI-COR, 北京)监测叶片的净光合速率(Pn)和气孔导度(Gs),采用 95%乙醇浸提比色法测定叶绿素含量^[25]。收获完成生菜地上部鲜物质量的测定后,超纯水洗净,再于烘箱中 105 °C 杀青 30 min 后 70 °C 烘干至恒重,粉碎后采用硝酸-双氧水消解,ICP-MS 测定重金属含量。土壤中重金属的消解和测定方法与粉煤灰相同。

1.4 数据统计分析

使用 SPSS 16.0 和 Origin 2022 进行数据统计分

析和图表绘制。采用邓肯(Duncan)检验对生菜中重金属含量、光合参数和生理指标等数据进行单因子方差分析(ANOVA)和差异显著性比较。降尘中重金属直接经叶面吸收途径(D_叶)和先进入土壤再经根吸收途径(D_根)分别对生菜叶片累积大气沉降颗粒物中重金属的贡献率(%)由下列公式计算得:

$$D_{\text{叶}} = \frac{(W_{\text{叶面}} \times C_{\text{叶面}} - W_{\text{叶面}} \times C_{\text{CK}}) \times 100\%}{W_{\text{土壤+叶面}} \times C_{\text{土壤+叶面}} - W_{\text{土壤+叶面}} \times C_{\text{CK}}} \quad (1)$$

$$D_{\text{根}} = 100\% - D_{\text{叶}}$$

式中, C_{叶面}为仅有叶面暴露于颗粒物不同沉降量下盆栽叶片累积的重金属浓度, mg·kg⁻¹; W_{叶面}为叶片干物质量, g; C_{CK}为相同条件下无降尘的空白对照

组盆栽叶片经根系吸收土壤本底的重金属浓度, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; $C_{\text{土壤+叶面}}$ 为土壤与叶面共同暴露于颗粒物不同沉降量下盆栽叶片累积的重金属浓度, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; $W_{\text{土壤+叶面}}$ 为土壤与叶面共同暴露于颗粒物不同沉降量下叶片干物质质量, g。

2 结果与讨论

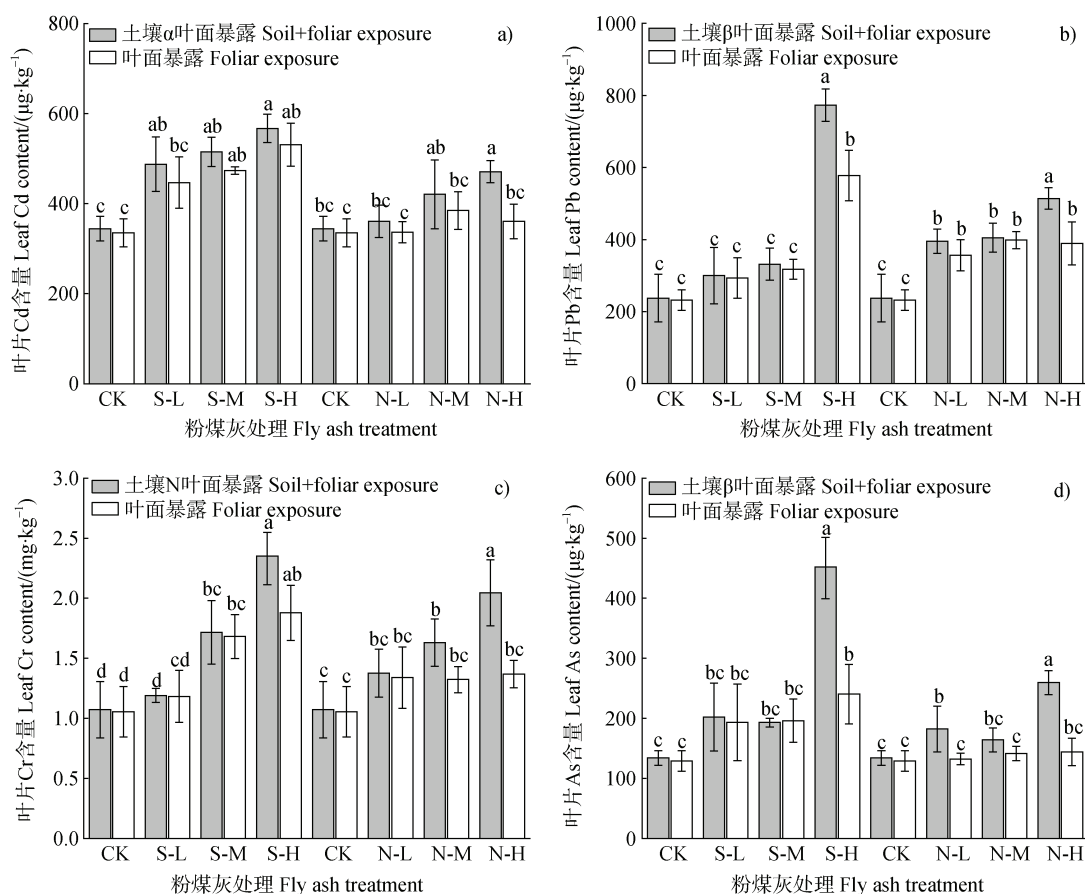
2.1 不同燃煤颗粒物大气干沉降对生菜叶片累积重金属的影响

生菜叶片经过各种粉煤灰不同形式和大气沉降量的暴露后重金属含量差异较大 (图 3), Cd、Pb、Cr、As 浓度范围分别为 $306\sim 602\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $168\sim 821\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $0.86\sim 2.97\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $113\sim 513\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

大气颗粒物干沉降输入后生菜叶片重金属含量均高于空白对照, 而高沉降时土壤与叶面共同暴露后的生菜叶片重金属又高于仅叶面暴露, 表明大气干沉降颗粒物的重金属通过根和叶面两种吸收途径被生菜叶片积累。

2.1.1 不同类型粉煤灰对生菜叶片重金属含量的影响

南、北方粉煤灰输入下叶片 Cd 含量均呈现随沉降量增加的趋势 (图 3a)。南方粉煤灰低、中、高沉降处理后叶片 Cd 与对照组相比差异显著, 各梯度处理之间则不显著。虽然两种粉煤灰 Cd 含量相近 (表 1), 但北方粉煤灰中 Cd 被叶片富集能力更弱, 可能是粉煤灰矿物组成不同导致 Cd 的生物有效性差异^[21], 形态分析表明其弱酸提取态浓度和占比均低于南方粉煤灰 (表 2)。叶片 Pb 含量也呈



注: S、N 分别代表南、北方粉煤灰。同一粉煤灰不同用量处理间的不同字母表示处理之间存在显著差异 ($P < 0.05$)。下同。Note: S and N represent southern and northern fly ash. Different letters in different deposition fluxes of the same fly ash indicate significant differences ($P < 0.05$). The same below.

图 3 生菜经土壤与叶面共同暴露和仅叶面暴露于不同大气沉降量南、北方粉煤灰时的叶片累积 Cd (a)、Pb (b)、Cr (c)、As (d) 含量

Fig. 3 Cd (a), Pb (b), Cr (c), As (d) accumulated in lettuce leaf by soil-foliar exposure and foliar exposure to fly ash samples from the south and north under different deposition fluxes, respectively

现随沉降量升高的趋势,尤其是北方粉煤灰处理后均显著增加,但对于南方粉煤灰仅有高沉降处理下显著升高(高过北方粉煤灰)(图 3b),主要是因为北方粉煤灰中 Pb 含量更高而生物有效性却更低(表 1,表 2)。叶片 Cr 含量也随沉降量升高(图 3c),尤其是中、高沉降量时叶片 Cr 显著增加,但低沉降量的粉煤灰并未产生显著影响,这可能是生菜叶片粗糙度和表皮蜡质较低,直接影响颗粒物在叶表的沉积,最终导致低沉降量下叶片对重金属的吸收量较少^[26]。由于南方粉煤灰 Cr 含量和生物有效性均高于北方粉煤灰(表 1,表 2),相同沉降量时被蔬菜富集的 Cr 也更多。南方粉煤灰中 As 含量也较北方粉煤灰更高(表 1,表 2),其高沉降量处理也使叶片 As 含量显著升高(图 3d)。程珂等^[27]也发现,天津城郊区大气沉降和土壤扬尘对油菜、大白菜、生菜等常见叶菜类蔬菜 As 含量有很大影响,最高贡献率可达 83.7%。

2.1.2 不同吸收途径对叶片累积重金属的影响

南方粉煤灰处理结果(图 3a)显示,与对照相比,在低、中、高沉降量下,土壤+叶面共同暴露的叶 Cd 含量分别显著增加了 41.5%、49.4%、64.6%,仅叶面暴露的 Cd 含量增加了 33.4%、41.4%、58.5%;进一步计算(图 4)表明,大气颗粒物中 Cd 沉降进入土壤-生菜系统后,低、中、高沉降量下通过叶面直接吸收进入叶片的占比分别高达 77.0%、75.4%、84.2%,而经根系吸收的占比则仅为 23.0%、24.6%、15.8%。对于北方粉煤灰,低沉降量影响较弱,但在中、高沉降量处理下,土壤+叶面暴露后叶 Cd 含量也分别显著增加了 22.1%、36.7%,仅叶面暴露分别增加了 14.9%、8.6%(图 3a);低、中、高沉降量下通过叶面直接吸收的占比分别为 58.1%、48.9%、40.9%,而经根系吸收的占比则为 41.9%、51.1%、59.1%(图 4)。由于南方粉煤灰弱酸提取态 Cd 含量高于北方粉煤灰(表 2),其叶面吸收的占比也高于北方粉煤灰;因南方粉煤灰 Cd 有效性较高,其叶面吸收的占比远高于根系吸收。可见农作物对大气颗粒物沉降中 Cd 的叶面吸收为其地上部可食部位积累重金属的主要途径,尤其是在大气颗粒物中重金属生物有效性较强的情况下,但对于有效性相对较低且大气沉降通量较高时,叶面吸收的容量有限,经土壤-根系吸收转运的叶片重金属富集途径则也很重要^[21]。

对于 Pb(图 3b),南、北方粉煤灰高沉降量处理下土壤+叶面共同暴露的叶片 Pb 含量较对照分别显著增加了 225%、116%,仅叶面暴露的 Pb 含量分别增加了 149%、68.0%。大气颗粒物中 Pb 沉降进入土壤-生菜系统后,在低、中、高沉降量下,南方粉煤灰中 Pb 通过叶面吸收进入叶片的占比分别为 62.3%、79.8%、69.5%,而经根系吸收的占比则为 37.7%、20.2%、30.5%;北方粉煤灰中 Pb 经叶面吸收的占比分别为 70.8%、85.6%、72.1%,根系吸收的占比则为 29.2%、14.4%、27.9%(图 4)。可见燃煤区大气沉降输入是生菜叶片 Pb 积累的重要来源,叶面吸收仍然是生菜积累大气颗粒物中 Pb 的主要途径^[28],而且 Pb 经叶面吸收的占比相较于 Cd 更高,以往研究也表明大气沉降对叶类蔬菜中 Pb 的累积贡献较大^[21, 27]。

对于 Cr,在中、高沉降量处理后,南、北方粉煤灰土壤+叶面暴露的叶片 Cr 含量均显著增加(51.9%~119%),但仅叶面暴露时主要是南方粉煤灰的叶片 Cr 分别显著增加了 59.4%、78.0%,而自身 Cr 含量更低的北方粉煤灰处理影响不显著(图 3c)。大气颗粒物中 Cr 沉降进入土壤-生菜系统后,在低、中、高沉降量下,北方粉煤灰 Cr 经叶面吸收的占比分别为 66.7%、56.7%、43.0%,根系吸收的占比为 33.3%、43.3%、57.0%;南方粉煤灰中 Cr 经叶面、根系吸收的占比与沉降量的关系规律与北方粉煤灰类似(图 4)。由此表明,叶面吸收也是大气沉降颗粒物中 Cr 被生菜积累的重要途径,但对于大气沉降通量较高或生物有效性相对较低的情况而言,如北方粉煤灰弱酸可提取态 Cr 含量较低(表 2),叶面吸收的容量或有效来源有限,经土壤-根吸收转运的叶片重金属富集方式成为主要途径。

对于 As(图 3d,图 4),在高沉降量处理下,南、北方粉煤灰土壤+叶面共同暴露的叶 As 含量与对照相比分别显著增加了 238%、93.8%,仅叶面暴露时主要是南方粉煤灰叶 As 显著增加了 86.5%,而自身 As 含量更低的北方粉煤灰对叶片 As 含量影响不显著(图 3d)。大气颗粒物中 As 沉降入土壤-生菜系统后,在低、中、高沉降量时,南方粉煤灰中 As 经叶面吸收的占比分别为 66.5%、80.4%、38.2%,根系吸收的占比则分别为 33.5%、19.6%、61.8%;北方粉煤灰中 As 经叶面吸收的占比较低。由此可见,燃煤排放的高 As 大

气颗粒物沉降对生菜叶片 As 积累影响也非常突出，但在较高沉降通量或是如北方粉煤灰较低 As

含量的情况下（表 1，表 2），生菜叶片 As 积累主要还是源于土壤-根系吸收^[29]。

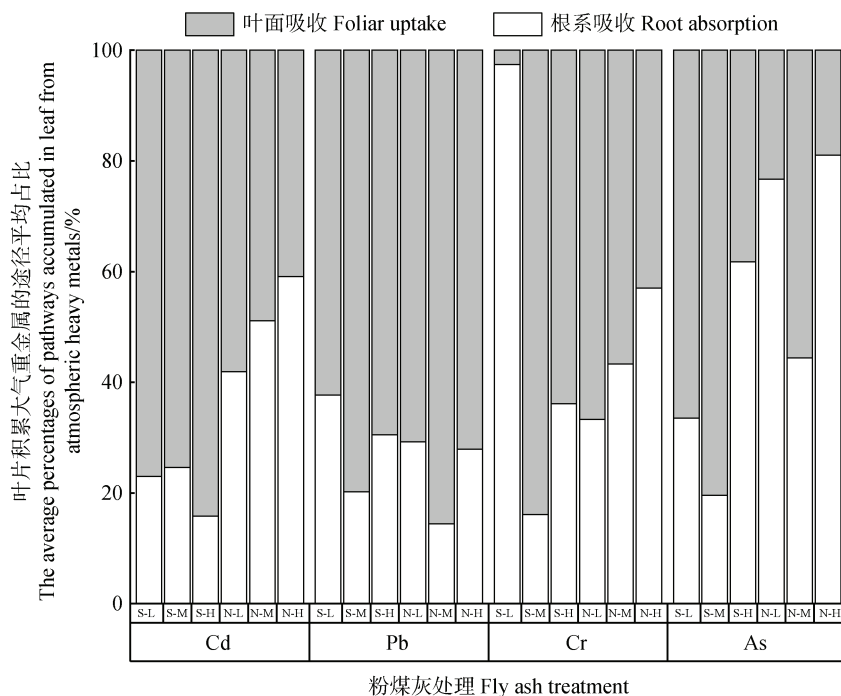


图 4 大气颗粒物中重金属沉降进入土壤-生菜系统后分别经叶面吸收、根吸收途径被叶片积累的平均占比

Fig. 4 The average percentages of foliar uptake and root absorption of heavy metals accumulated in lettuce leaves from atmospheric particulate deposition, respectively

以上结果表明，生菜叶片中重金属 Cd、Pb、Cr、As 积累普遍随大气颗粒物沉降量增强而升高，在高负荷大气沉降下，大气颗粒物是生菜重金属的主要污染来源。本研究的定量试验进一步表明，除了传统认知的大气颗粒物先沉降进入土壤，然后迁移至根际，再被作物根系吸收并转运至地上部，叶面吸收也是叶片累积大气重金属的重要途径，尤其是对于大气颗粒物中含量（Pb）或者生物有效性较高（Cd）的元素，以及颗粒物沉积量未超过叶面吸收容量时。以往也有研究发现叶表可直接吸收大气沉降颗粒物中的重金属^[8, 26]，主要是通过角质层内化和气孔渗透。角质层的渗透取决于颗粒物的大小和重金属种类，如钴（Co）、Cu、锰（Mn）可直接穿过角质层，Eichert 等^[30]发现小尺寸的 Cu 纳米颗粒可穿透蚕豆叶，而较大的颗粒无法穿透气孔。叶表还可通过水孔和气孔的亲水性扩散吸收颗粒物中的水溶性重金属^[21, 30-31]，所以大气颗粒物中重金属的生物有效性在该过程里也起着重要作用。土壤-根系吸收重金属的方式则是重金属吸附在根表面，与根

皮细胞表面的多糖或黏液糖醛酸的羧基结合，渗透进入根^[30]，此时土壤性质也决定着大气沉降颗粒物中重金属离子的溶出和释放。整体而言，南方粉煤灰中重金属在土壤-生菜系统中的生物富集强于北方粉煤灰。

2.2 不同燃煤颗粒物大气沉降对生菜生长的胁迫效应

在粉煤灰的高沉降量处理下，土壤+叶面暴露、仅叶面暴露两种暴露方式均使生菜净光合速率、气孔导度显著降低（图 5a，图 5b）。有研究表明重金属可导致农作物气孔导度降低，甚至会诱导气孔关闭，进而直接影响植物蒸腾作用^[32]。叶绿素含量整体上随着大气沉降量的升高而降低，在高沉降处理后显著降低（图 5c）。已有研究发现大气沉降颗粒物能够显著抑制大白菜和水稻的光合活性，降低叶片叶绿素含量^[21]，燃煤区大气颗粒物的重金属能够破坏小麦幼苗叶细胞结构和叶绿体进而影响光合过程^[33]。除了叶片高浓度的重金属诱导了植物毒性造成光合活性降低外，气孔被大气细颗粒物堵塞也可

能是导致光合活性降低的一个主要原因,例如研究发现暴露于高沉降区域的小白菜叶表面有微米或纳米级的细颗粒在气孔内部富集^[21]。生菜鲜物质量也随大气颗粒物沉降量的增加而降低(图 5d),特别是南方粉煤灰处理,这可能是由于其重金属生物有

效性更强(表 2),以致叶片重金属富集造成光合活性降低(图 5),生菜生长过程中受到重金属胁迫而最终导致减产^[34]。可见,叶片积累重金属后会对生菜体内的不同代谢和生理过程产生广泛的毒性胁迫作用。

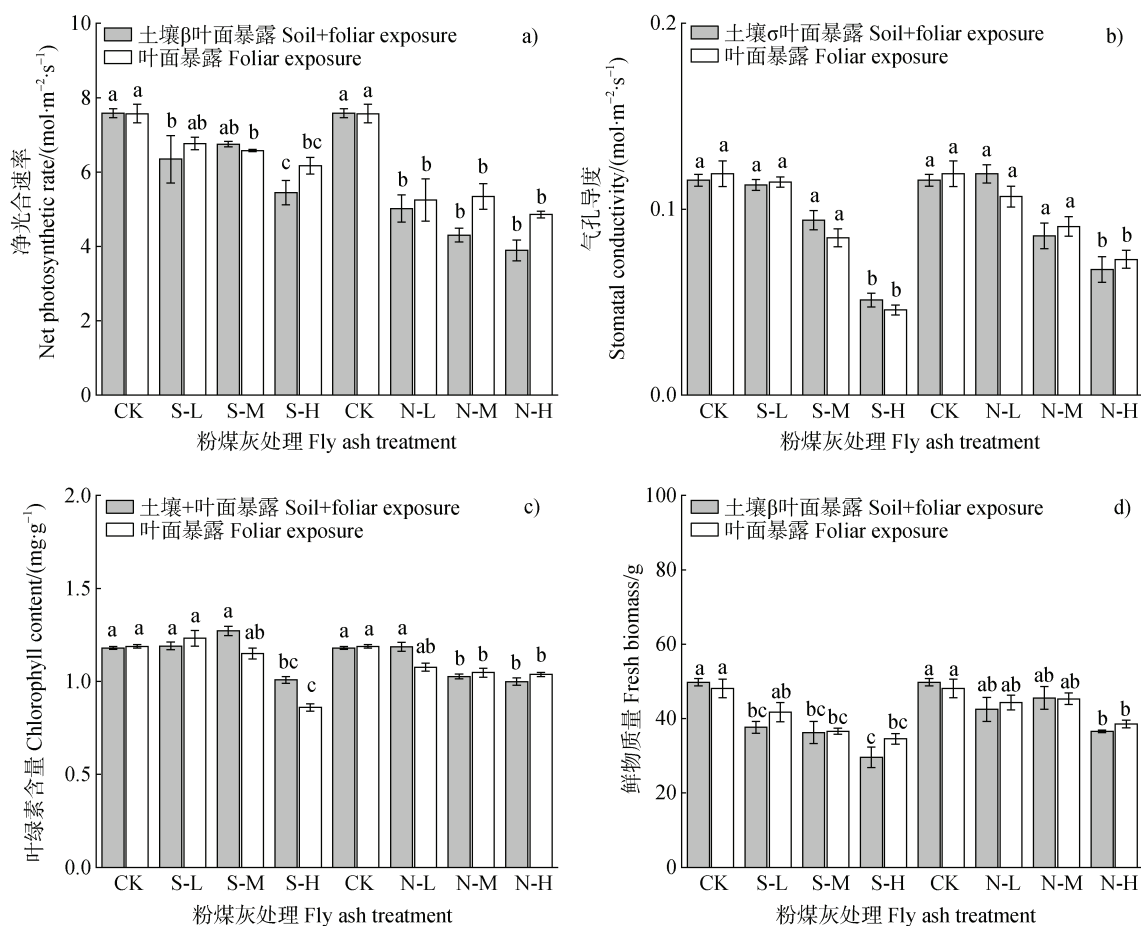


图 5 生菜经土壤与叶面共同暴露和仅叶面暴露于不同沉降量南、北方粉煤灰时的生理响应 (a.净光合速率, b.气孔导度, c. 叶绿素含量, d. 鲜物质量)

Fig. 5 Physiological responses of lettuce leaf by soil-foliar exposure and foliar exposure to fly ash samples from the south and north under different deposition fluxes, respectively (a. net photosynthetic rate; b. stomatal conductivity; c. chlorophyll content; d. fresh biomass)

3 结 论

富含重金属的燃煤排放大气颗粒物沉降是蔬菜中 Cd、Pb、Cr、As 等污染物的重要来源,而叶面吸收也是农作物积累大气重金属不可忽视的重要途径。生菜叶片中重金属含量均随粉煤灰沉降量的增加而升高,大气颗粒物中的 Pb、Cd 主要被叶面直接吸收,但当大气沉降通量较高或者元素生物有效性较低时,重金属仍主要经土壤-根迁移、吸收、转运的常规途径被生菜叶片累积。代表性的南方粉煤

灰由于大部分重金属含量或在土壤-生菜系统中的生物有效性强于北方粉煤灰,相应的叶片重金属富集程度、毒性效应以及减产幅度也更强。因此,为了保障农产品产地的环境质量和食品安全,除了耕地保护,源头防控和削减燃煤等排放大气颗粒物的沉降输入仍是农田环境重金属污染防治的重点领域,减少叶面滞尘也是避免叶菜类蔬菜富集重金属超标的关键方向。

参考文献 (References)

- [1] Wang L W, Cheng M, Deng Q C, et al. Fresh insights into

- source identification of multi-elements in soil with stable Pb isotope: A case study of mining-affected agricultural land[J]. *Soils*, 2022, 54 (5): 1032—1040. [王刘炜, 程敏, 邓渠成, 等. 基于铅稳定同位素的多金属复合污染土壤源解析新思路——以西南地区某矿区农田为例[J]. *土壤*, 2022, 54 (5): 1032—1040.]
- [2] Wang J, Liu B, Xiao B L, et al. Characteristics of heavy metals in atmospheric deposition and its impact on their accumulation in soil of Chongqing[J]. *Soils*, 2019, 51 (6): 1160—1167. [王佳, 刘斌, 肖柏林, 等. 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[J]. *土壤*, 2019, 51 (6): 1160—1167.]
- [3] Wu T L, Liu C, Zhou D M, et al. Environmental soil science: Retrospect and prospect[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60 (5): 1324—1338. [吴同亮, 刘存, 周东美, 等. 环境土壤学——回顾与展望[J]. *土壤学报*, 2023, 60 (5): 1324—1338.]
- [4] Bermudez G M A, Jasan R, Plá R, et al. Heavy metals and trace elements in atmospheric fall-out: Their relationship with topsoil and wheat element composition[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 213: 447—456.
- [5] Feng W L, Guo Z H, Peng C, et al. Modelling mass balance of cadmium in paddy soils under long term control scenarios[J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2018, 20 (8): 1158—1166.
- [6] Hou Q Y, Yang Z F, Ji J F, et al. Annual net input fluxes of heavy metals of the agro-ecosystem in the Yangtze River Delta, China[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, 139: 68—84.
- [7] Feng W L, Guo Z H, Peng C, et al. Atmospheric bulk deposition of heavy metal(loid)s in central South China: Fluxes, influencing factors and implication for paddy soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 371: 634—642.
- [8] Luo X S, Bing H J, Luo Z X, et al. Impacts of atmospheric particulate matter pollution on environmental biogeochemistry of trace metals in soil-plant system: A review[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 255: 113138.
- [9] Peng H, Chen Y L, Weng L P, et al. Comparisons of heavy metal input inventory in agricultural soils in North and South China: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 660: 776—786.
- [10] Liu J, Pan Y P, Shi H D. Atmospheric deposition as a dominant source of cadmium in agricultural soils of North China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41 (8): 1698—1708. [刘进, 潘月鹏, 师华定. 华北地区农田土壤镉来源及大气沉降的贡献[J]. *农业环境科学学报*, 2022, 41 (8): 1698—1708.]
- [11] Vithanage M, Bandara P C, Novo L A B, et al. Deposition of trace metals associated with atmospheric particulate matter: Environmental fate and health risk assessment[J]. *Chemosphere*, 2022, 303: 135051.
- [12] Lee P K, Choi B Y, Kang M J. Assessment of mobility and bio-availability of heavy metals in dry depositions of Asian dust and implications for environmental risk[J]. *Chemosphere*, 2015, 119: 1411—1421.
- [13] Fernández-Olmo I, Puente M, Montecalvo L, et al. Source contribution to the bulk atmospheric deposition of minor and trace elements in a Northern Spanish coastal urban area[J]. *Atmospheric Research*, 2014, 145: 80—91.
- [14] Rueda-Holgado F, Calvo-Blázquez L, Cereceda-Balic F, et al. Temporal and spatial variation of trace elements in atmospheric deposition around the industrial area of Puchuncavi-Ventanas (Chile) and its influence on exceedances of lead and cadmium critical loads in soils[J]. *Chemosphere*, 2016, 144: 1788—1796.
- [15] Cui H B, Hu K X, Zhao Y J, et al. Impacts of atmospheric copper and cadmium deposition on the metal accumulation of camphor leaves and rings around a large smelter[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30 (29): 73548—73559.
- [16] Liu P, Hu W Y, Huang B, et al. Advancement in researches on effect of atmospheric deposition on heavy metals accumulation in soils and crops[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56 (5): 1048—1059. [刘鹏, 胡文友, 黄标, 等. 大气沉降对土壤和作物中重金属富集的影响及其研究进展[J]. *土壤学报*, 2019, 56 (5): 1048—1059.]
- [17] Xia R, Zhou J, Zeng Z, et al. Cadmium isotope fractionations induced by foliar and root uptake for rice exposed to atmospheric particles: Implications for environmental source tracing[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2023, 10 (11): 1096—1102.
- [18] Cao L, Meng X F, Yang J X, et al. Heavy metal concentrations and health risk assessment of vegetables in the high-risk area of atmospheric deposition in Henan Province[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2021, 27 (12): 2170—2183. [曹柳, 孟晓飞, 杨俊兴, 等. 河南省大气重金属沉降高风险区蔬菜重金属含量及健康风险评估[J]. *植物营养与肥料学报*, 2021, 27 (12): 2170—2183.]
- [19] Liu H L, Zhou J, Li M, et al. Chemical speciation of trace metals in atmospheric deposition and impacts on soil geochemistry and vegetable bioaccumulation near a large copper smelter in China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 413: 125346.
- [20] Feng W L, Guo Z H, Xiao X Y, et al. Atmospheric deposition as a source of cadmium and lead to soil-rice system and associated risk assessment[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 180: 160—167.
- [21] Liu H L, Zhou J, Li M, et al. Study of the bioavailability of heavy metals from atmospheric deposition on the soil-pakchoi(*Brassica chinensis* L.)system[J]. *Journal of*

- Hazardous Materials, 2019, 362: 9—16.
- [22] Zhao S L, Duan Y F, Lu J C, et al. Chemical speciation and leaching characteristics of hazardous trace elements in coal and fly ash from coal-fired power plants[J]. Fuel, 2018, 232: 463—469.
- [23] Che K, Chen C M, Zheng Q Y, et al. Heavy metal emissions from coal-fired power plants and heavy metal pollution characteristics and health risks in surrounding soils[J]. Environmental Science, 2022, 43 (10): 4578—4589. [车凯, 陈崇明, 郑庆宇, 等. 燃煤电厂重金属排放与周边土壤中重金属污染特征及健康风险[J]. 环境科学, 2022, 43 (10): 4578—4589.]
- [24] Liu H L, Zhou J, Li M, et al. Dynamic behaviors of newly deposited atmospheric heavy metals in the soil-pak choi system[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56 (17): 12734—12744.
- [25] Li R C. Effects of cadmium and lead on physiological and ultra-structural features in tobacco leaves[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2000, 24 (2): 238—242. [李荣春. Cd、Pb 及其复合污染对烤烟叶片生理生化及细胞亚显微结构的影响[J]. 植物生态学报, 2000, 24(2): 238—242.]
- [26] Shahid M, Dumat C, Khalid S, et al. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake[J]. Journal of Hazardous Materials, 2017, 325: 36—58.
- [27] Cheng K, Yang X P, Zhao F J. Effects of atmospheric and dust deposition on content of heavy metals in vegetables in suburbs of Tianjin[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34 (10): 1837—1845. [程珂, 杨新萍, 赵方杰. 大气沉降及土壤扬尘对天津城郊蔬菜重金属含量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34 (10): 1837—1845.]
- [28] Fan J M, Dai W, Wang Y Y, et al. Seasonal disparities in airborne lead (Pb) and associated foliar uptake by ryegrass(*Lolium perenne* L.): A Pb isotopic approach[J]. Science of the Total Environment, 2020, 708: 134734.
- [29] Dong J W, Gao P P, Sun H X, et al. Characteristics and health risk assessment of cadmium, lead, and arsenic accumulation in leafy vegetables planted in a greenhouse[J]. Environmental Science, 2022, 43 (1): 481—489. [董俊文, 高培培, 孙洪欣, 等. 设施叶菜类蔬菜重金属镉、铅和砷累积特征及健康风险评估[J]. 环境科学, 2022, 43 (1): 481—489.]
- [30] Eichert T, Kurtz A, Steiner U, et al. Size exclusion limits and lateral heterogeneity of the stomatal foliar uptake pathway for aqueous solutes and water-suspended nanoparticles[J]. Physiologia Plantarum, 2008, 134 (1): 151—160.
- [31] Zhu Z, Yang X D, Xu Z Q, et al. Foliar uptake, translocation and accumulation of heavy metals from atmospheric deposition in crops[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2021, 27 (2): 332—345. [朱臻, 杨相东, 徐章倩, 等. 农作物叶片对大气沉降重金属的吸收转运和积累机制[J]. 植物营养与肥料学报, 2021, 27 (2): 332—345.]
- [32] Guo Z L, Gao Y H, Yuan X Q, et al. Effects of heavy metals on stomata in plants: A review[J]. International Journal of Molecular Sciences, 2023, 24 (11): 9302.
- [33] Xiao X, Qin K, Sun X F, et al. Will wheat be damaged by heavy metals on exposure to coal fly ash?[J]. Atmospheric Pollution Research, 2018, 9(5): 814—821.
- [34] Siqueira-Silva A I, Pereira E G, Modolo L V, et al. Leaf structural traits of tropical woody species resistant to cement dust[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23 (16): 16104—16114.

(责任编辑: 陈荣府)