

观量子效率(AQY), 且随着浓度增加, 抑制程度也加强; 同时显著降低PS II实际光能转化效率( $\Delta F/F_m'$ )和电子传递速率(ETR), 并使叶绿素荧光非光化学猝灭(NPQ)增高。结果表明,  $HgCl_2$ 处理导致蚕豆叶片净光合速率减少的原因可能主要是由于 $HgCl_2$ 抑制了光合电子传递过程。

本研究将植物的滞尘能力和对尘污染胁迫的抗性强弱结合起来, 综合选择和评价绿化植物, 为高速公路建设后期绿化植物的筛选和配置提供了合理的依据, 同时也为高速公路滞尘绿化树种的选择提供了新思路。

**关键词:** 灰尘, 净光合速率(Pn), 气孔导度(Gs), 蒸腾速率(Tr)

## Abstract

Highway, as an important indicator of a nation's economic capabilities and development levels, has developed quickly with the rapid global economic progress. In the short span of the last decade, Chinese total mileage of highway has leapt up to the second place in the world, which has significant meaning to Chinese economic progress and the improvement of people's living standard. However, as a large exploitation and construction project, its negative impacts on ecological environment are especially prominent. So how to protect the ecological environment around highway has become a problem which is in dire need of solution.

A large amount of dust could be unavoidable produced in highway construction processes, such as the building of roadbed and side slopes, road paving, and etc. The component of the dust in construction of highway is very complex, and it can be diffused widely. Dusting could cause damage not only to the normal metabolism, morphology, growth and development of vegetables, but even to plant communities. Up to now, there were little studies on the responses of the stomatal conductance ( $G_s$ ), the net photosynthetic rate ( $P_n$ ) and the transpiration rate ( $T_r$ ) of plants' leaves to long term treatment of dust covering. Moreover, when choosing the greening plants, it is always only taken into account the plant's dust catching ability, but ignored the physiological change under dust covering would adversely affect the dust catching capacity of plant's leaves.

In this research, the dusting stress in highway construction field was stimulated and the related physiological parameters after long term treatment of dust covering were examined in 20 sorts of plants which were chosen from native plants around the highway and the common greening plants. It was found that the net photosynthetic rate ( $P_n$ ) and the transpiration rate ( $T_r$ ) were both inhibited in most plants' leaves. Meanwhile the stomatal conductance ( $G_s$ ) of leaves was reduced, too. The decrease in  $P_n$  by dusting in plants such as *Ginkgo biloba*, *Pinus thunbergii* Parlatores, *Pittosporum tobira* and *Jasminum nudiflorum* was mainly due to the inhibition of

stomatas; but in plants as *Forsythia viridissima* Lindl, *Berberis thunbergii* cv. *artropurpurea* and *Jasminum mesnyi*, the decrease in Pn was mainly due to the inhibition of photosynthetic capacity in mesophyll cells. Moreover, we found the resistance abilities of frutex vegetables to dust covering stress were generally higher than that of arbor vegetables; plants such as *Firmiana simplex*, *Platanus orientalis* and *Rhododendron simsii*, which were not only good at dusting-catching but also resistant to dusting stress, could be applied as effective dust-catching plants. But sensitive plants to dusting stress, such as *Ligustrum lucidum* Ait, *Platycladus orientalis* and *Koelreuteria bipinnata*, should be chosen as greening plants only under certain conditions.

Moreover, the inhibition effect on photosynthesis by mercury, which always adhered to dust particles, was also studied in this research. The results showed that along with the enhancement of applied mercury concentrations, the contents uptake by leaves increased while net photosynthetic rate (Pn) and leaf's apparent quantum yield (AQY) decreased. Moreover, mercuric chloride also decreased the photochemical efficiency ( $\Delta F/F_m'$ ) of PS II under actinic light, electron transport rate (ETR) but increased non-photochemical quenching of chlorophyll fluorescence (NPQ). These results indicate that after mercuric chloride treatment the decline in net photosynthetic rates in leaves might mainly be due to the inhibition of photosynthetic electron transport.

This study proposed integrative examination and evaluation of greening plants on the basis of combination the dusting-catching capacity with resistance ability to dusting stress of plants. Our results provided a scientific basis for selection and collocation of greening plants and a new way helping to choose the greening plant for dust catching.

**Key words:** Dust; Net Photosynthesis Rate (Pn); Stomatal Conductance (Gs); Transpiration Rate (Tr)

## 独创性声明

本人声明，所呈交的论文是我个人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。据我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果，也不包含为获得武汉理工大学或其它教育机构的学位或证书而使用过的材料。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已论文中明确的说明并表示了谢意。

研究生签名：\_\_\_\_\_日期\_\_\_\_\_

## 关于论文使用授权的说明

本人完全了解武汉理工大学有关保留、使用学位论文的规定，即：学校有权保留送交论文的复印件，允许论文被查阅和借阅；学校可以公布论文的全部内容，可以采用影印、缩印或其他复制手段保存论文。

(保密的论文在解密后遵守此规定)

研究生签名：\_\_\_\_\_导师签名：\_\_\_\_\_日期 2007.6.8.

## 第1章 前言

随着全球经济的飞速发展，作为一个国家经济实力和经济发展水平的重要标志之一的高速公路，也得到了迅猛的发展。在短短的十年时间内，我国高速公路总里程跃居世界第二位，对我国经济腾飞和人民生活水平的提高具有积极的意义。然而公路建设引起的生态环境恶化问题也随之日益突出，成为一个不可忽视的环境问题。

### 1.1 高速公路建设对生态环境的影响

高速公路建设，作为一个庞大的开发建设工程，会对生态环境产生较大的负面影响。公路建设所引起的生态破坏已成为生态环境恶化的主要原因之一，并且呈加重和发展趋势。一般而言，公路建设期对生态环境的影响主要由大规模的土建工程所产生，这些影响有：

(1) 破坏植被。在公路建设的前期对现场地表的清理将对植被产生彻底破坏。另外，在建设过程中公路两侧及挖方段、填方段、取土场、弃土场、施工便道预制场、拌合站等处的植被也会遭到破坏。

(2) 影响生物的生存环境。公路建设割断了生物迁移和觅食的途径，这对某些生态保护区将产生一定的影响。此外，路面与周围地面性质的极大差别也改变了对太阳辐射的吸收和反射作用，加上车辆散热和道路上空的空气粉尘、CO<sub>2</sub>含量增高，导致道路周围特定的小气候环境发生一定的改变，从而影响了生物的生存环境。

(3) 改变地形地貌。公路建设对地形地貌会产生一定程度的影响，微丘和重丘地区尤其如此。

(4) 影响景观。公路建设对景观格局产生重要的影响：一是由于公路建设对地表植被的大量破坏，使景观要素发生变化，致使景观斑块的比例结构发生变化，朝着多优势度的方向发展；二是在景观系统中出现新的景观要素，增加了景观的碎裂度，出现新的景观斑块；三是作为大型构筑物，公路在景观相邻组分之间增加了一道屏障，可以对景观产生较强烈的分裂效果。此外，大型挖方填方路段由片石砌成的寸草不生的护坡破坏了山体的植被和自然曲线，对景

观也有一定的影响。

(5) 水土流失。影响水土流失的因素主要有降雨条件、植被覆盖率、土壤性质、坡度和坡长等。公路建设对植被的大规模破坏、使抵抗流失力强的表层土壤遭到破坏、及填挖所造成的人工微地形有较大的自然安息角，这些都为土壤流失的发生提供了潜在的势能。

(6) 其他影响。包括施工灰尘、施工噪声、施工人员的生活污水、沥青烟、等也会对生态环境造成影响。尤其是施工建设所产生的大量尘污染，不但会对施工人员和周边居住人群的健康产生危害，同时，也会影响周边植物的正常代谢和生长发育。

综上所述可见，高速公路建设对施工区及周边区域的原生植被破坏非常严重。从生态环境的角度来看，大面积的土建工程会直接造成植被的破坏，植物生物量的减少以及生物多样性的下降，这些影响可随施工期的结束而得到缓解。然而施工建设产生的尘污染、廊道效应以及小环境气候的改变等对原生植被所造成的潜在和长期影响在施工结束后依然存在。尤其是施工建设中产生的尘颗粒，其生成量大、组分复杂且涉及面广，对植物的正常生理代谢、形态和生长发育以及植物群落都会产生不可估量的伤害，具有隐蔽性、潜在性和长期性，是容易被忽视而又必须格外重视的。

## 1.2 高速公路灰尘的来源、组成和危害

尘是危害大气环境质量的主要因素之一<sup>[1]</sup>。尘污染不仅破坏环境空气质量，影响人体的健康，同时也会对植被造成不可估量的伤害。随着经济和建设快速的发展，尘污染已经成为人们新的关注焦点。

### 1.2.1 高速公路施工期和营运期灰尘的来源与组成

#### 1.2.1.1 施工期灰尘的来源与组成

公路施工建设前期是对自然生态破坏最严重的时期，同时也是灰尘量产生最多、最密集的时期，此时工程量最大，主要是路基和边坡的建造。到了建设中、后期主要是路面的铺设、边坡的绿化以及附属设施的完善。

公路施工建设期灰尘的主要来源包括以下几个方面：

(1) 开挖山体、清理地表、挖方填土、炸山取石等浩大工程产生的大量细

微颗粒<sup>[2]</sup>;

(2) 工地表面干燥松散、易起尘物料(石灰、水泥等)运输及堆放管理的不严密、不完善,经风吹起或车辆身后的真空吸力产生的灰尘颗粒<sup>[2]</sup>,如图 1-1 所见,来自材料运输时造成的抛洒及车辆身后真空吸力所造成的尘污染是十分严重的。



图 1-1 公路施工工地运输过程中产生的灰尘

Fig.1-1 Dust from the construction of highway by transportation

施工工地灰尘属于开放性尘,产尘点多而不固定,且涉及面大、产尘量高<sup>[2]</sup>。陕西某地区施工现场实测结果表明施工现场TSP量为 $11.03 \text{ mg/m}^3$ ,即使在距施工现场200 m远处,TSP值也达到了 $0.56 \text{ mg/m}^3$ ,远远高于《大气环境质量标准》GB3095-82的二级标准值(日均值为 $0.3 \text{ mg/m}^3$ )<sup>[3]</sup>。

灰尘的主要成分是细微的土壤颗粒和植物叶茎等碎屑;此外还含有一定成分的石灰、水泥和沥青等物料颗粒,以及汽车轮胎所产生的橡胶颗粒<sup>[3]</sup>。

#### 1.2.1.2 营运期灰尘的来源与组成

公路建成通车后,车辆运行带起的尘成为了灰尘的主要来源。虽然此阶段灰尘的来源较单一,但其理化性质和成分更复杂,危害性更强。其主要的化学成份可分成可溶性成份(大多数无机离子)、有机成份、微量元素、碳元素等四大类<sup>[4]</sup>。其中微量元素,特别是重金属元素,如汽车尾气排放的铅、汞、镉等,大量吸着在灰尘颗粒物表面,对环境的危害不容忽视<sup>[5]</sup>。

## 1.2.2 尘污染的环境危害

### 1.2.2.1 尘污染对环境的影响

灰尘不是一种单一的污染物，而是由不同粒径、大小、来源和化学组成的颗粒形成的混合物，其成分复杂且无处不在，对自然及人工环境都会造成很大影响。首先，几乎所有地表上的物体表面都附着有灰尘，这些灰尘对建筑物、构筑物及相关材料会造成一定的腐蚀，对植物也有损害作用，对城市风貌影响很大；其次灰尘会遮蔽阳光，使气温降低，或形成冷凝核心，导致云雾和雨水增多；另外空气粉尘含量过高可加剧局部环境“热岛效应”，从而带来一系列环境问题<sup>[6]</sup>。

### 1.2.2.2 尘污染对人体健康的危害

大气污染已成为影响人类健康的主要环境危害之一。在目前公认的各种大气污染物中，灰尘，特别是细颗粒尘，已被公认为是对人体健康危害最大且代表性最强的大气污染物，现已初步证实大气尘浓度的短期变化与死亡率、呼吸系统和心血管系统发病率等健康效应密切相关<sup>[7]</sup>。

灰尘中以 PM10(空气动力学直径 $\leq 10 \mu\text{m}$ )和 PM2.5(空气动力学直径 $\leq 2.5 \mu\text{m}$ )对人体和环境的危害最大。它们在环境空气中持续的时间长，被人吸入后，会累积在呼吸系统中，引发哮喘病、心脏病、肺病等众多疾病<sup>[8-10]</sup>。

## 1.3 尘污染影响植物的原因

众多研究表明，尘污染对植物的新陈代谢和生长发育会产生许多不良的影响，其主要原因可能是：

(1) 遮蔽作用。叶片表面的大部分灰尘都会被雨水冲洗掉，小颗粒灰尘会粘在叶片的蜡质外壳—表皮层上，在一定程度上阻碍了叶片对光合作用所需光能的吸收(见图 1-2)。研究表明，覆盖在叶表上的灰尘会遮蔽掉 60 % 的光强，导致叶片光合作用下降约 20 % 左右<sup>[11]</sup>。

(2) 气孔阻塞作用。灰尘中细小的颗粒物会阻塞气孔，抑制气孔开放，影响叶片与外界的气体交换，阻碍光合作用底物( $\text{CO}_2$ )进入叶片内部。





图 1-2 公路施工现场被灰尘覆盖的叶片

Fig.1-2 Dust is deposited on the surfaces of plant leaves

(3) 提高叶表温度。由于灰尘的覆盖，使气孔导度减小，叶片的蒸腾速率受到抑制，导致叶片温度增高，进一步影响植物叶片光合作用的正常进行。

(4) 促进附生植物的生长。大多数灰尘中富含氮和磷，在叶、茎上的累积会为一些微小植物的生长提供营养条件，在一定程度上促进了地衣、地钱和苔藓等的生长(见图1-3)。附生植物通常能够吸收照射在叶片上50%的光照，对宿主叶片的遮蔽作用非常明显。

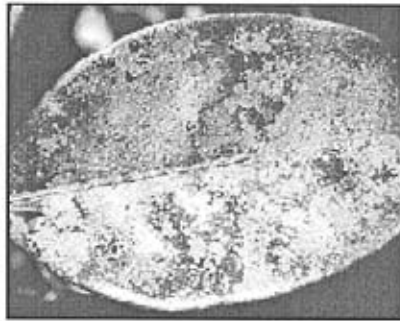


图1-3 叶附生植物

Fig.1-3 Epiphylls is grown on the surfaces of plant leaves

(5) 灰尘中含有的多种污染成分，如水泥、石灰等碱性物质，能够直接伤害

植物的叶片组织；而含Ca的灰尘与水作用，易在植株的叶片、枝条以及花朵上形成一层外壳，阻碍了光合作用所需要的光线的吸收与CO<sub>2</sub>的进入<sup>[12,13]</sup>；再如，含有可溶性毒物或是较多可溶性盐分的灰尘，与水作用后从气孔浸入叶组织，伤害细胞，影响细胞内正常的代谢过程，或发生类似“腐蚀”的情况，使植株形成坏死斑点，降低光合作用面积，直接或间接地抑制植物的气体交换<sup>[14,15]</sup>。

此外，灰尘中还含有一定成分的重金属元素<sup>[16]</sup>，如铅、镉、汞等，它们被叶片吸收和富集后也会直接抑制叶片的气体交换，严重的还会破坏叶肉细胞。例如汞元素，当处于低浓度时，可以在一定程度上刺激植物的生长，但随着汞富集达到一定浓度时就会反过来减缓植物生长、破坏细胞膜完整性<sup>[17]</sup>、阻碍矿物质的吸收<sup>[18,19]</sup>、严重的抑制光合作用和蒸腾作用<sup>[20,21]</sup>。

(6) 损坏叶表的表皮蜡状物，灰尘还会直接磨损植物的表面，损坏叶表的表皮蜡状物<sup>[22,23]</sup>，抑制植物叶片的正常生理和代谢过程。

## 1.4 尘污染对植物生理代谢的影响

### 1.4.1 尘污染对植物光合作用的影响

随着叶表灰尘量的增加和蒙尘时间的延长，灰尘对植物叶片的光合作用影响程度也越加显著。陈雄文研究了北京地区22种常见绿化植物在短时间(2h)的沙尘处理后叶片生理指标的变化，结果表明植物叶片的光合作用普遍受到抑制，其中5种植物的净光合速率降低超过35%<sup>[24]</sup>。

#### 1.4.1.1 尘污染对植物气孔开放的影响

气孔是气体物质进出植物的门户，它们主要分布在叶片的表面，其孔径大小在不同植物种类以及不同生理状态下有很大变化，一般高等植物气孔直径大多为3-30 μm。因此，它们也可以容纳细小的灰尘，如PM10、PM2.5等。另外，气孔对气体的变化<sup>[25]</sup>、光的强弱<sup>[26]</sup>等外来刺激也有很强的敏感性。我们的实验发现，在灰尘连续处理40天后，大多数种类植物的气孔导度明显下降，抑制程度接近50%。这与灰尘的物理和化学性质都有直接的联系。

首先，细小的尘颗粒会阻塞气孔。Naidoo 和 Chirkoot 用电子扫描显微镜(SEM)观察覆盖灰尘(颗粒直径为 5-12 μm)的海榄雌叶片(*Avicennia marina*)，发现大多数气孔被尘颗粒阻塞而关闭<sup>[27]</sup>。Hirano等的研究结果表明，即使清洗掉

黄瓜叶片表面覆盖的灰尘后,光照下叶片的气孔开放还是受到抑制。这是由于滞留在气孔内部的尘颗粒与细胞表面结合较紧密,以及气孔受物理刺激后收缩限制了尘颗粒的排出<sup>[28]</sup>。

其次,叶表灰尘的遮蔽作用减少了叶片对红光的吸收。光能的性质和强弱能够直接或间接的影响气孔开闭<sup>[29]</sup>,叶片吸收光能的减少可以造成光合作用下降,短时间内胞间CO<sub>2</sub>由于不能得到利用而浓度升高<sup>[30]</sup>,进而促使叶片气孔发生反馈性的关闭。红光是促进叶片气孔开放的主要因素,叶表灰尘的积累限制了叶片能够吸收到的红光<sup>[31]</sup>,抑制了气孔的开放<sup>[11,32]</sup>。

另外,灰尘中的硝酸盐和硫酸盐等酸性成分、CaO和MgO等碱性成分,都会不同程度地侵蚀和损坏叶片的表面,抑制气孔的打开;含有水泥、石灰等的灰尘,更易在植株表面形成一层外壳,限制了边界层的气体交换,影响了气孔的开放<sup>[33-35]</sup>。

#### 1.4.1.2 尘污染对植物光能吸收和传递的影响

Naidoo和Chirkoot 研究了长期灰尘覆盖对海欖雌(*Avicennia marina*)叶片PS II的影响,发现叶片PS II的量子产量下降约21%、ETR速率降低58%左右,同时叶片光合速率也大幅度降低<sup>[27]</sup>。van Heerden等对兰花(*Z. prismatocarpum*)叶片的叶绿素荧光测定结果发现,含石灰的尘长期处理会影响叶片的PS II正常功能,与在距离石灰场600 m处生长的植株相比,距离石灰场50 m处生长的,受到大量含石灰的灰尘覆盖的植株的Fv/Fm下降约24%,这与灰尘的酸碱性质以及化学成分有很大关系<sup>[35]</sup>。

首先,灰尘的主要成分是氧化物。大量的CaO和MgO等与空气中以及叶表上的水结合后生成Ca(OH)<sub>2</sub>和Mg(OH)<sub>2</sub>等碱性物质,虽然其中含有合成叶绿素所需的镁等无机离子,但在碱性条件下,其溶解度较低,不能很好地被吸收。研究发现,经过尘污染处理的植物叶片中镁的含量不仅未提高,反而出现下降的趋势,这表明灰尘处理造成的碱性条件抑制了植物对外来以及本身Mg<sup>2+</sup>的吸收和运输。因为这些成分的存在,使被灰尘覆盖的植物叶片一般表现出叶绿素含量减少,而直接影响了叶片捕获光能的能力。

其次,灰尘中含有的主要金属元素为铝和钙等。铝是植物体内的微量元素,但大量的铝沉积致使植物表现出铝中毒现象,其原因主要是因为铝离子带有多个正电荷,能与蛋白质等活性所需的配体金属元素竞争蛋白质上的结合位点而

造成蛋白质活性的降低或丧失。叶绿素合成需要多个催化酶，其中一些催化酶的活性可以被铝离子所抑制。此外，大量钙离子的吸附还会导致细胞发生程序化凋亡。

#### 1.4.1.3 尘污染对植物色素含量、代谢的影响

植物的新陈代谢和生长发育是环境中光照、气体、水和土壤等各种因素综合作用的结果，其中，植物的色素含量对大气污染变化具有很强的敏感性，经常被用来作为指示大气污染物对植物生理状态影响和改变的指标<sup>[36,37]</sup>。

许多研究表明，尘污染能够降低叶片的总叶绿素含量<sup>[38-40]</sup>。Mandre 和 Tuulmets 研究发现，含水泥的灰尘能够显著改变挪威云杉针叶色素的季节性变化规律<sup>[39]</sup>，与未受到污染的对照地区相比，距离水泥场 0.5 km 处的一年龄云杉的叶绿素 a(Chl a)含量显著下降，叶绿素 b(Chl b)的含量则变化很小，Chl a/Chl b 比值下降了约 25 %。Gowin 和 Goral 在研究灰尘污染下花旗松针叶(*Douglas fir needles*)的生化指标时，也发现了 Chl a / Chl b 比值对灰尘污染的敏感性<sup>[36]</sup>。

Prusty 等研究了路边 6 种常见植物叶片在自然暴露于马路灰尘下 24 小时后色素含量的变化，发现几乎所有植物的叶绿素含量都有明显下降<sup>[40]</sup>。通常情况下，植物中叶绿素含量降低时，类胡萝卜素的含量升高。但是 Prusty 等观察到植物的类胡萝卜素的含量也显著降低，这表明灰尘影响了叶片组织内所有色素代谢的动力学变化<sup>[40]</sup>。

尘不是一种单一的污染物，而是由不同粒径、大小、来源和化学组成的颗粒形成的混合物<sup>[41]</sup>，其中含有很多酸性、碱性和有毒性物质，能够通过多种途径进入植物体<sup>[42,43]</sup>，对植物的新陈代谢和生长发育产生影响和危害。

灰尘处理降低色素含量的主要原因可能是由于灰尘颗粒上附着的碱性物质，遇水溶解，导致细胞液形成碱性环境<sup>[44]</sup>，造成叶片内部的 $Mg^{2+}$ <sup>[38,39,45]</sup>、 $Fe^{3+}$ <sup>[38,39,46]</sup>以及 $Mn^{2+}$ <sup>[38,39]</sup>含量下降，进而抑制叶绿素前期的生化合成<sup>[38,39]</sup>。

另外，灰尘中痕量元素和重金属元素，包括铅、汞等也会对植物的叶绿素造成伤害<sup>[41]</sup>。例如灰尘中的铅被植物吸收富集后，在体内达到一定程度时，就会破坏叶片中的叶绿素，抑制叶绿素的合成。研究发现，叶片被 800 mg/L 的  $Pb^{2+}$  溶液处理四小时后，其叶绿素含量约减少了 50 %，两天后减少约为 70 %，严重影响叶片的光合作用<sup>[47]</sup>。

灰尘中还含有一些可溶性毒物和较多的可溶性盐分，与水作用后从气孔浸

入叶组织,伤害细胞,从而影响细胞内正常的代谢过程,或发生类似“腐蚀”的情况,使植株形成坏死斑点,降低光合作用面积,直接或间接地抑制植物的气体交换<sup>[14,15]</sup>。

### 1.4.2 尘污染对植物呼吸作用的影响

灰尘影响植物呼吸作用方面的研究很少有报道。陈雄文研究了22种常见绿化植物在短时间的沙尘处理后叶片呼吸作用的变化,发现有12种植物的呼吸速率提高<sup>[24]</sup>。灰尘促进植物呼吸作用的原因可能是由于叶表温度升高<sup>[48]</sup>,叶表阻止气体扩散的能力降低或者是叶片受到机械伤害而造成的。

### 1.4.3 尘污染对植物蒸腾作用的影响

大量研究结果表明,灰尘能够降低植物叶片的蒸腾作用;但也有些研究观察到灰尘能促进植物叶片的蒸腾作用<sup>[28,49]</sup>,并认为叶片温度升高会提高胞间水蒸气的压力,使得细胞间隙和外界的水蒸气压力产生差异,进而促进植物叶片的蒸腾速率;还有些研究结果表明灰尘污染对燕麦、白车轴草、红叶甜菜和毒麦等植物叶片的蒸腾作用没有影响<sup>[50]</sup>。

### 1.4.4 尘污染对植物叶片温度的影响

在自然条件下,植物的叶片实际上能够将所有的近红外太阳光反射掉。然而,覆盖在叶片表面上大量灰尘可以增加对这些波长光的吸收,导致叶片温度上升3℃左右。同时,由于灰尘阻塞气孔引起叶片蒸腾作用下降也会导致叶表温度上升<sup>[31]</sup>。另外,由于灰尘能够降低植物的水利用效率,如尘颗粒能够阻挡气孔夜间的彻底关闭,导致夜间的蒸腾作用加强,散失掉大量水分<sup>[28,51]</sup>。以上原因都会使灰尘覆盖下的叶片温度升高。

灰尘覆盖引起的叶片温度升高,会导致一些酶活性降低,影响叶片代谢的正常进行。Hirano等人发现当环境空气温度低于25℃时,受灰尘覆盖叶片的净光合速率要比对照高;当外界温度高于30℃时,其净光合速率则低于对照,并认为灰尘的遮蔽作用提高了叶片的温度,导致叶片的净光合作用速率在低温下升高,在高温下降低<sup>[28]</sup>。

## 1.5 尘污染对植物形态和生长发育的影响

### 1.5.1 尘污染对植物形态的影响

尘污染对植物形态方面的影响主要包括:

(1) 萎黄(Chlorosis)。尘污染导致植物叶片正常的绿色消失,叶片发白绿色、黄色甚至是白色<sup>[52]</sup>,加速叶片的老化,引起提早落叶等现象。

(2) 坏疽(Necrosis)。轻微的灰尘污染胁迫,首先导致叶片黄化,进而引起叶片细胞、组织或整个植株的死亡<sup>[52]</sup>。

(3) 偏上性(Epinasty)。偏上性是由于植株的上层部分生长过快、叶片的面积和质量增加,超出了叶柄的承重能力,而导致叶片向下弯曲<sup>[52]</sup>。一些阳生植物,长期受到灰尘的覆盖导致光能吸收的减少,为了能获得更充足的光能,植物叶片的面积会增大;另一方面,由于营养的匮乏会导致植物长势变弱,使叶柄变细,产生偏上性,严重的还会发生叶片从叶柄处断开脱落。

(4) 叶片变柔软。长期被灰尘覆盖会导致植物同化产物积累的减少,使植物营养不良,从而影响了植物叶片的生长,导致叶片发育不良,叶片厚度变小,使得叶片整体变得柔弱。

(5) 叶片卷曲。叶片表面灰尘的积累,为一些生物或附生植物提供了生存条件,它们的生长会导致叶片向内卷曲。

(6) 表皮层蜡质破坏和质壁分离。含水泥、石灰等的灰尘,发生水合作用后可以释放氢氧化钙,同时碱性灰尘中通常含有高水平的  $MgO$  <sup>[53]</sup>,都使得叶片表面呈现碱环境(有时 pH 可达到 12),而破坏叶片外表皮层的脂质和蜡质,并穿透叶表皮,使叶片内部的蛋白质发生变性—最终导致叶片的质壁分离<sup>[44]</sup>。

### 1.5.2 尘污染对植物生长发育的影响

很多植物对空气污染物都很敏感,这些污染物能够破坏叶片组织和叶肉细胞,导致物质合成减少,营养积累不足,从而抑制了植物的正常生长<sup>[54]</sup>。研究表明,长期受灰尘覆盖的植物,其正常生长、开花结果等都普遍受到了一定程度的抑制,尤其是对胁迫敏感的物种更为明显<sup>[41,55]</sup>。

灰尘会抑制植物叶片的光合作用等代谢过程,导致植物叶片的营养积累减少,从而影响植物的正常生长。如在美国南部莫哈韦沙漠中典型的灌木丛,在

没有铺柏油或石砖的道路上积聚的过量灰尘，会导致植物落叶，新芽死亡以及降低其初级经济产量<sup>[31]</sup>。

有自然落叶和新叶生长速度快等特点的落叶植物能较好的缓解灰尘覆盖带来的不良影响；但对于常绿植物来说，长期的灰尘覆盖会导致叶片叶绿素含量减少，叶片光合速率下降，加速植物组织、器官的衰老，致使植物对营养的消耗大于合成，营养积累逐渐减少，导致植物生长势弱；同时，还会严重影响和威胁到植物叶芽的生长。

一年生植物对灰尘胁迫反应更加明显，灰尘的覆盖使一年生植物的光合作用下降，导致营养积累不足，生长势弱。这会使孕育种子所需的营养不足，导致一年生植物孕育出的种子数量和质量下降，而影响了来年植物的生长数量，使其逐年减少。

另外，灰尘中的可溶性毒物和较多的可溶性盐分，与水作用后从气孔浸入叶组织，伤害幼芽和嫩叶，导致其发芽率低，使植物生长势弱，甚至引起死亡<sup>[42,43]</sup>。

在植物授粉过程中，对灰尘胁迫也非常敏感，灰尘能够阻碍花粉传递到花的接受部位，导致结果率低，易结出小果或畸形果。在许多果实生长初期，果实表面对各种刺激和伤害异常敏感，此时灰尘的覆盖会导致果实表面出现黄褐色的斑点，延迟果实的成熟，降低果实中糖份的含量并影响果实的成色，这些影响严重时还会导致果树易落果，而使其产量下降，严重影响了果实的质量和产量<sup>[56]</sup>。

## 1.6 尘污染对植物群落的影响

### 1.6.1 灰尘对植物群落的直接影响

大多数有关灰尘对植被影响的研究都集中于植物个体的生理变化上，而且在自然环境中很难建立对照生境，因此这些实验大多在实验室或可控制的环境中开展研究<sup>[55]</sup>，有关灰尘对植物的种群、群落乃至生态系统影响的研究很少。

植物群落对灰尘的响应开始于种群水平的改变；而种群水平的改变又始于敏感性个体的改变<sup>[57]</sup>。生物种群中个体间敏感性的差异直接与植物群落的结构和功能相关。植物种群中个体间的差异，包括基因，生长阶段，营养水平和个体赖以存在的小环境都会决定个体的命运<sup>[58]</sup>。长期、大量的灰尘污染不可避免的使群落中个体生长和发育所需的能量转移到抵抗污染和维持生存上去，致使

生物多样性下降, 生产力削弱, 系统恢复和重建能力降低<sup>[59-61]</sup>。

除此之外, 群落内植物抵抗各种疾病的能力下降, 营养物质的循环减弱, 外来种侵入以及大量的低矮和存活期短的植物种类占据优势<sup>[61,62]</sup>, 最终导致群落的结构、特性发生改变。群落组成的改变是生态系统对环境条件变化最重要的可见性响应<sup>[63]</sup>。这方面的热点大多集中在以附生植物地衣和泥炭藓等对灰尘敏感的植物为优势种群的植物群落改变的研究<sup>[64]</sup>。大量研究表明, 森林群落长期受到灰尘污染会导致群落中一些对污染敏感的物种消失, 树冠的改变以及群落中优势种和大量种种类的改变<sup>[65,66]</sup>。Brandt 和 Rhoades 研究发现, 位于石灰石场附近的植物群落的结构和组成在20到30年间发生了很大变化。对照地区的优势种和大量种是栗子橡(*Quercus prinus*)、红榭栎(*Q. rubra*)、和北美红枫(*Acer rubrum*); 而在受石灰石影响的地区, 其优势种却是美洲白栎(*Q. alba*)、红榭栎(*Q. rubra*)、和北美鹅掌楸(*Liriodendron tulipifera*)。同时, 老树都表现出叶片坏疽和树皮剥落的现象<sup>[12,13]</sup>。

## 1.6.2 灰尘对植物群落的间接影响

大量研究表明, 灰尘对植物群落产生的间接影响比直接影响更为显著, 主要是由灰尘介导的光辐射和小气候的变化引起的; 另外灰尘造成的植物赖以生长土壤中的N、S等营养成分和微生物组成发生改变, 而成为对植物群落产生间接影响的重要原因<sup>[44,67-69]</sup>。

例如, 植物的光合作用受到N水平的精细调控<sup>[70]</sup>。富含N的灰尘沉降到土壤中会改变土壤中N元素的水平, 减轻自然条件下植物N缺乏的压力, 促进多种植物的生长, 从而改变植物的种类组成和生态系统的多样性<sup>[71]</sup>。同时, N供应的改变还会影响到生态系统中其他营养的平衡<sup>[72]</sup>, 破坏植物间的竞争平衡关系, 从而改变植物群落的组成<sup>[68,73,74]</sup>。

## 1.7 植物对灰尘的吸附和滞留作用

植物的叶片, 是植物最敏感, 同时也是高度暴露的部位, 它可以作为环境中污染物持久的吸收者<sup>[75]</sup>。因此, 叶片也可以作为灰尘污染物的受体, 来减少空气中灰尘的浓度, 利用叶片对灰尘的选择性反应可以来指示和监测大气中灰尘污染的程度。植物因其特殊的生理特征及生态习性, 可有效阻挡地面粉尘进



入空气中，而且大多数植物的叶片对空气中可吸入颗粒物都有良好的滞留作用。叶片作为灰尘的受体，其能力依赖于叶片表面的几何学、叶序表皮和外皮的特征、叶片的软毛以及树木的高度和冠形<sup>[76]</sup>。削薄、光滑和有长柄的叶片很容易受到空气运动的影响，而导致其滞尘能力小于厚实、具有粗糙或表面有毛、短柄的叶片。由此可见，植物自身的形态特征都会成为影响它们滞尘能力的因素。

影响植物滞尘能力大小的因素主要有以下几点：

(1) 树形，即树木的外形。单株植物都有各自的形态，根据每个树种独特的主干、分枝和树冠发育的自然规律，可把树木大致归纳为乔木和灌木。乔木高度一般在10~35 m之间，灌木高度常在1~5 m之间。不同的树形，对不同高度的粉尘阻挡与滞留作用不同。

(2) 质地，绿色植物树冠的质地构成要素主要有叶和花的形状、大小、生长密度、生长状态等。相对其他因素而言，叶形和生长密度特征对滞尘作用影响较大，一般来说，叶片宽大、重叠、叶群厚密且叶片茸毛多或有分泌物者滞尘效果最好。

(3) 季相，绿色植物的萌发、展叶、开花、结果、红叶、落叶等生命现象，与环境的季节变化密切相关植物的季节现象。由于树木滞尘功能的发挥主要由生长期的叶片来承担，因此对于落叶树木来说，季节变化影响很大；对于常绿树木来说，由于冬季生长较慢，植物新陈代谢功能减弱，其滞尘作用会受到一定影响。

(4) 抗性，树木主要靠其叶片中叶绿素的光合作用来维持生存，若叶面滞留的灰尘达到一定厚度，就会直接影响植物正常生长，同时降低树木的滞尘能力。因此，植物对尘污染覆盖的抗性大小，也是影响植物滞尘作用的因素之一。

## 1.8 本课题研究的目的是和意义

本研究是属于“随岳高速公路湖北省中段路域陆生生态系统中植物影响和恢复的评价研究”课题的一部分。

该课题主要对高速公路施工期公路沿线植物现状及变化趋势进行实时、准确的大量监测和研究，旨在探索和建立一套行之有效的监测方法来评价高速公路建设过程对原有生态系统破坏的程度，以及人工生态恢复和生态重建的效果，从而改善我国在高速公路建设对沿线及周边地区生态环境的影响评价和生态环境监测方面工作相对滞后的状态，为建设真正意义上的生态高速公路做出贡献。

高速公路建设对施工沿线和周边地区原生植物的影响主要分为两类：一是由于大面积的开山填壑以及地表清理对原生植物造成直接的破坏；二是由于施工灰尘、施工噪声等对原生植物造成间接的伤害。高速公路建设对施工沿线和周边地区原生植物的直接伤害作用较明显、直观，易于监测和评价；然而，其对原生植物的间接影响具有隐蔽性、潜在性和长期性，其中施工现场的灰尘生成量大、组分复杂且涉及面广，对植物的正常生理代谢、形态和生长发育以及植物群落都会产生不可估量的伤害。

因此，本研究选取了高速公路施工沿线和周边地区的代表性原生植物和常见绿化树种近 20 种，通过对公路施工现场灰尘胁迫的模拟，着重研究了长期尘污染胁迫对植物连体叶片气体交换有关参数的影响，比较了不同种类植物对尘污染胁迫的抗性强弱，为高速公路建设后期绿化植物的筛选和配置提供了合理的依据，同时初步探讨了灰尘胁迫对植物伤害的机理。

本研究的创新点包括：

(1) 目前，有关植物的净光合速率和蒸腾速率等对尘污染胁迫响应的研究甚少，而已有研究大多是探讨短期尘污染处理对植物的影响，不能真实地反映叶片在长期尘污染胁迫下的生理变化。本实验通过对公路施工现场尘污染的模拟，研究了植物长期受灰尘覆盖后有关生理指标的变化，真实地反映了长期灰尘覆盖下植物的生理响应。

(2) 迄今为止，在进行滞尘绿化植物种类的筛选时，仅把滞尘量作为单一或主要的指标，而忽略了尘污染胁迫下植物生长和生理的改变对滞尘能力的反馈影响。本研究将植物的滞尘能力和对尘污染胁迫的抗性强弱结合起来，综合选择和评价绿化植物，为高速公路滞尘绿化树种的选择提供了新思路。

(3) 本研究通过对 20 种乔、灌木气体交换相关指标的测定和分析，发现灌木植物对尘污染胁迫的抗性普遍大于乔木植物，为滞尘绿化树种的选择提供了合理依据。

## 第 2 章 蒙尘胁迫对植物叶片气体交换的影响

### 2.1 实验材料和方法

#### 2.1.1 实验材料

乔木树种有：银杏(*Ginkgo biloba*)、侧柏(*Platycladus orientalis*)、黑松(*Pinus thunbergii Parlatores*)、法国梧桐(*Platanus orientalis*)、羽叶栎树(*Koelreuteria bipinnata*)、笔柏(*Sabina virginiana Ant*)、梧桐(*Firmiana simplex*)、罗汉松(*Podocarpus macrophyllus*)、对节白蜡(*Fraxinus hupehensis Ch'u Shang et Su*)、大叶女贞(*Ligustrum lucidum Ait*)。

灌木树种有：紫叶小檗(*Berberis thunbergii cv. atropurpurea*)、海桐(*Pittosporum tobira*)、火棘(*Pyracantha fortuneana*)、丝兰(*Yucca filamentosa*)、迎春(*Jasminum nudiflorum*)、十大功劳(*Mahonia fortunei Fedde*)、金钟花(*Forsythia viridissima Lindl*)、杜鹃(*Rhododendron simsii*)、红继木(*Redlowered Loropetalum*)、云南黄馨(*Jasminum mesnyi*)。

选择的乔木树种种植于武汉理工大学余家头校区园内；灌木为盆栽，种植于校园苗圃内，统一施肥、浇水和管理。

#### 2.1.2 材料的处理

选取武汉市余家头路段公路施工中产生的扬尘。用100目筛过滤出的细尘作为处理扬尘。

选取地段相同、长势相同的同种植物，选择完全展开叶片均匀洒尘。每周一次，如遇到雨天，则在雨停后补洒一次，每次洒灰的量约为 $1.6 \text{ mg/cm}^2$ 。

#### 2.1.3 气体交换的测定

从首次处理开始，每隔 20 d 测定一次。用开放式气体交换分析仪(LI-6400, LI-COR, Lincoln, NE)测定各植物叶片的气体交换及相关参数。测定时，使用标准叶室 ( $2 \times 3 \text{ cm}^2$ )，发光二极管光源系统。气体流速设定为  $500 \text{ mL/min}$ ，光强  $1000 \text{ } \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ ， $\text{CO}_2$  浓度  $380 \text{ } \mu\text{mol}/\text{mol}$  和模块温度  $25^\circ\text{C}$ 。

## 2.2 实验结果与分析

### 2.2.1 蒙尘处理对植物叶片气孔导度(Gs)的影响

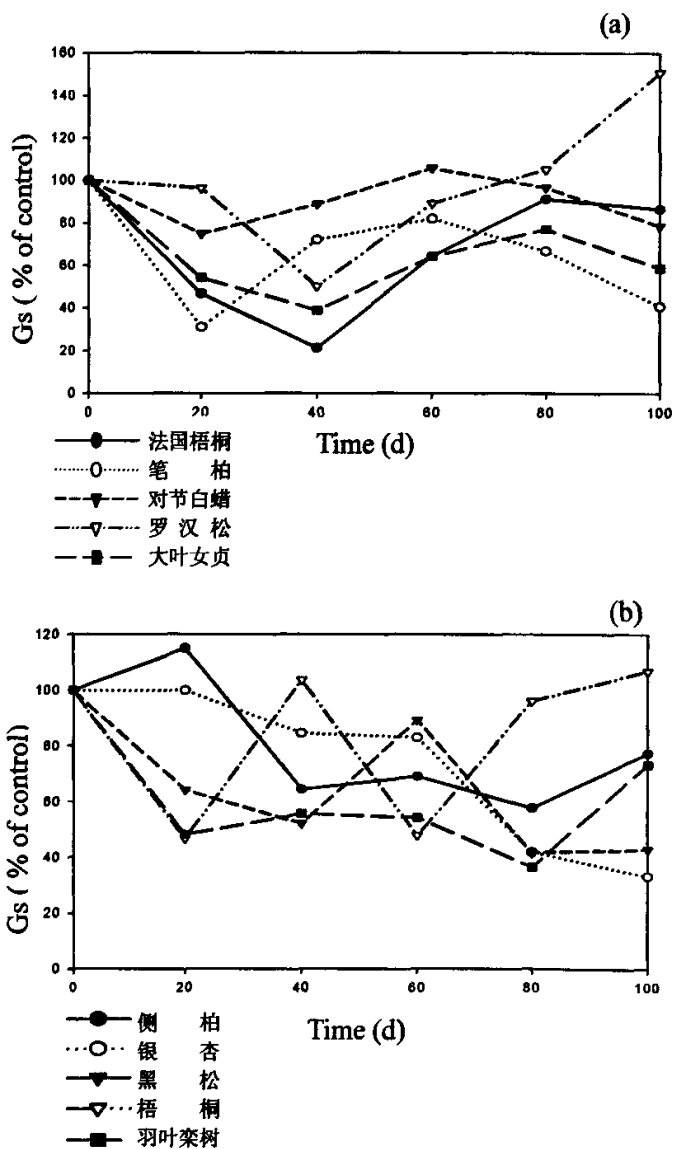


图2-1 蒙尘处理对乔木植物气孔导度(Gs)的影响

Fig.2-1 The effect of dust covering on Gs in arborous leaves

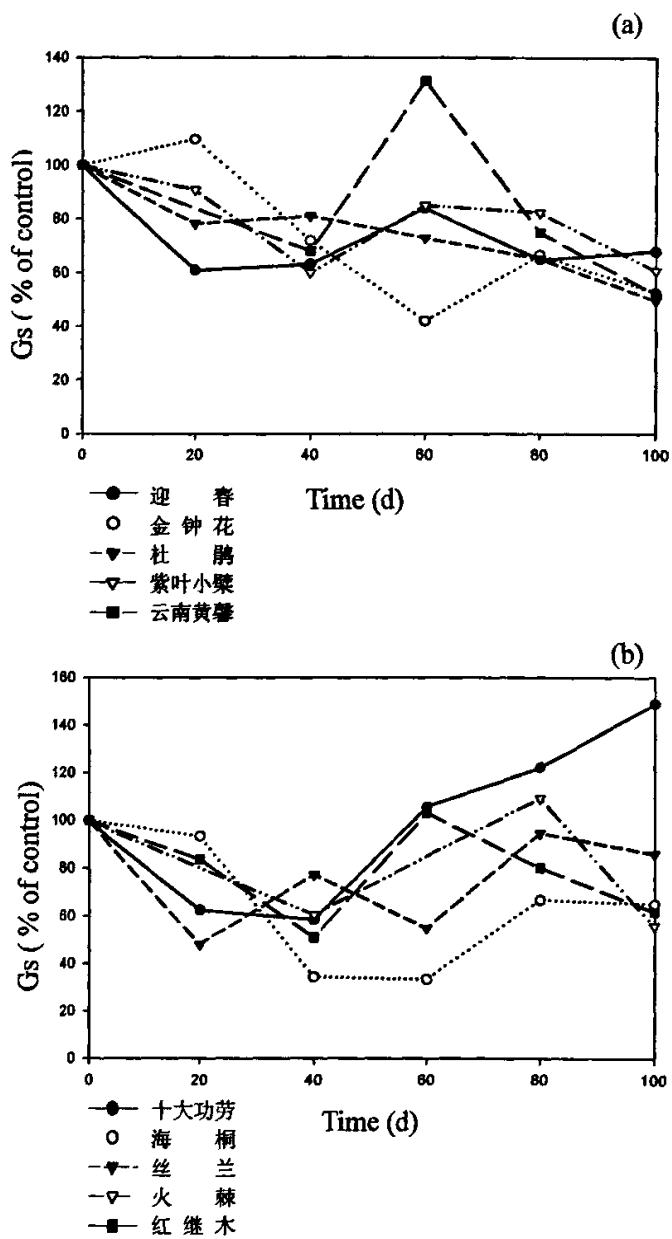


图2-2 蒙尘处理对灌木植物气孔导度(Gs)的影响

Fig.2-2 The effect of dust covering on Gs in fruticose leaves

气孔是气态物质进入植物的门户，外界环境中气体浓度的变化<sup>[20]</sup>、光的强弱<sup>[21]</sup>等都会直接或间接影响到气孔的开放程度。气孔导度在一定程度上会影响植物的光合速率<sup>[77]</sup>和蒸腾速率<sup>[78]</sup>。

从图2-1、2-2中可以看出：蒙尘处理后，植物叶片的气孔导度普遍受到抑制。在连续处理40 d后，大多数植物的气孔导度明显下降，抑制程度接近50%；随着蒙尘处理时间的加长，各植物叶片气孔导度均有一定程度地恢复；到80-100 d时植物的Gs逐渐趋于稳定，除罗汉松和十大功劳的Gs高于对照约50%外，其余植物的Gs均约为对照的50%-80%。导致植物Gs恢复的原因可能主要是植物逐渐对胁迫产生一定的适应能力，使气孔导度有所恢复。

### 2.2.2 蒙尘处理对植物净光合速率(Pn)的影响

研究表明蒙尘处理后，植物叶片的净光合速率普遍受到抑制(见图2-3、2-4)。蒙尘处理20 d后，除银杏、侧柏、海桐和金钟花外，其余植物的Pn均有明显地下降；随着蒙尘处理时间的加长，各植物的Pn都出现不同程度地恢复；到80 d后，各植物的净光合速率趋于稳定，为对照的50%-90%。另外还发现，对节白蜡、红继木的光合速率在长期蒙尘处理中并没有受到太大影响，表明蒙尘胁迫对对节白蜡、红继木光合作用的影响较小。

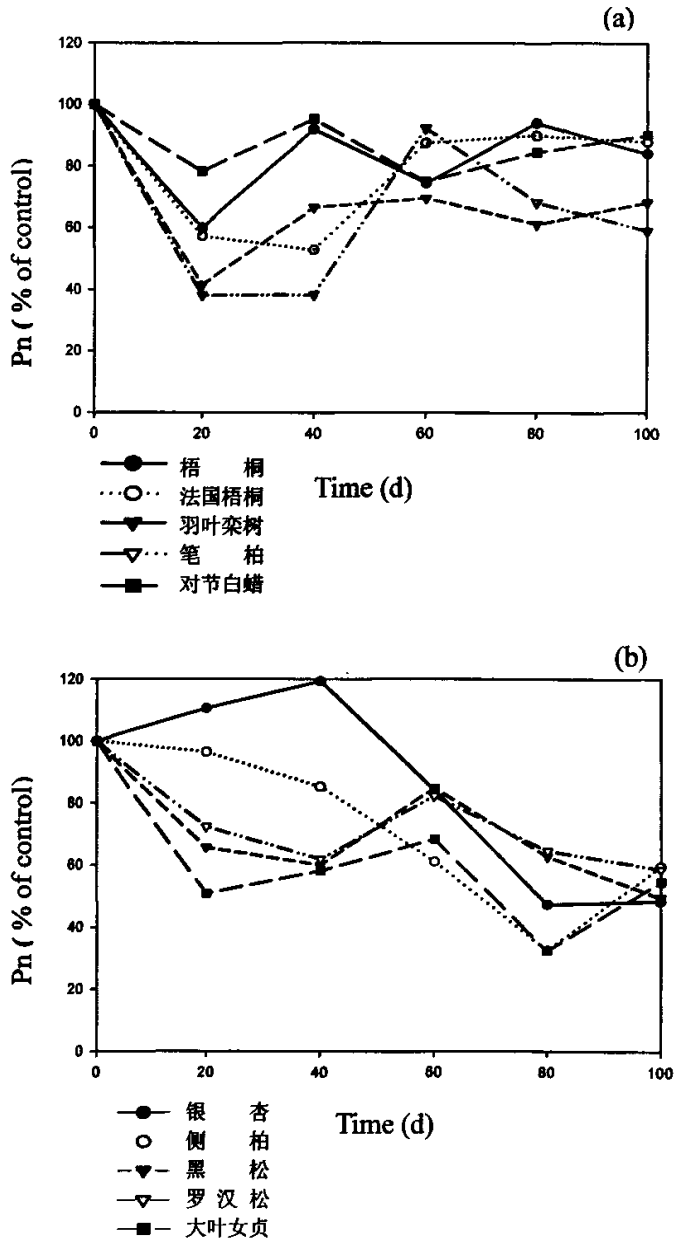


图2-3 蒙尘处理对乔木植物净光合速率(Pn)的影响  
 Fig.2-3 The effect of dust covering on Pn in arborous leaves

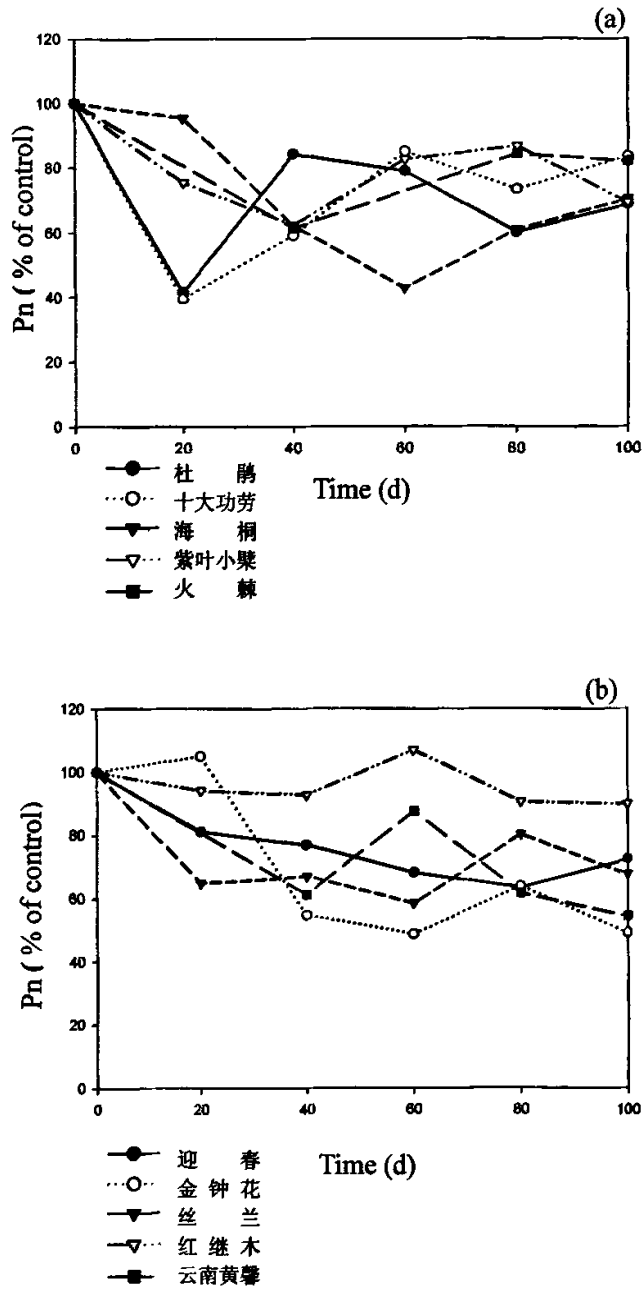


图2-4 蒙尘处理对灌木植物净光合速率(Pn)的影响  
Fig.2-4 The effect of dust covering on Pn in fruticose leaves



### 2.2.3 蒙尘处理对植物蒸腾速率(Tr)的影响

从图2-5、2-6中可以看出,长期蒙尘覆盖处理后,植物的蒸腾速率普遍下降。在蒙尘处理40-60 d 时,叶片的蒸腾速率受到的抑制程度达到最大,约在30%-60%;处理60-80 d 时,植物的Tr均有所恢复,并逐渐趋于稳定,除银杏的Tr下降了约60 %外,其余植物的下降幅度均在10 %-40 %以内。

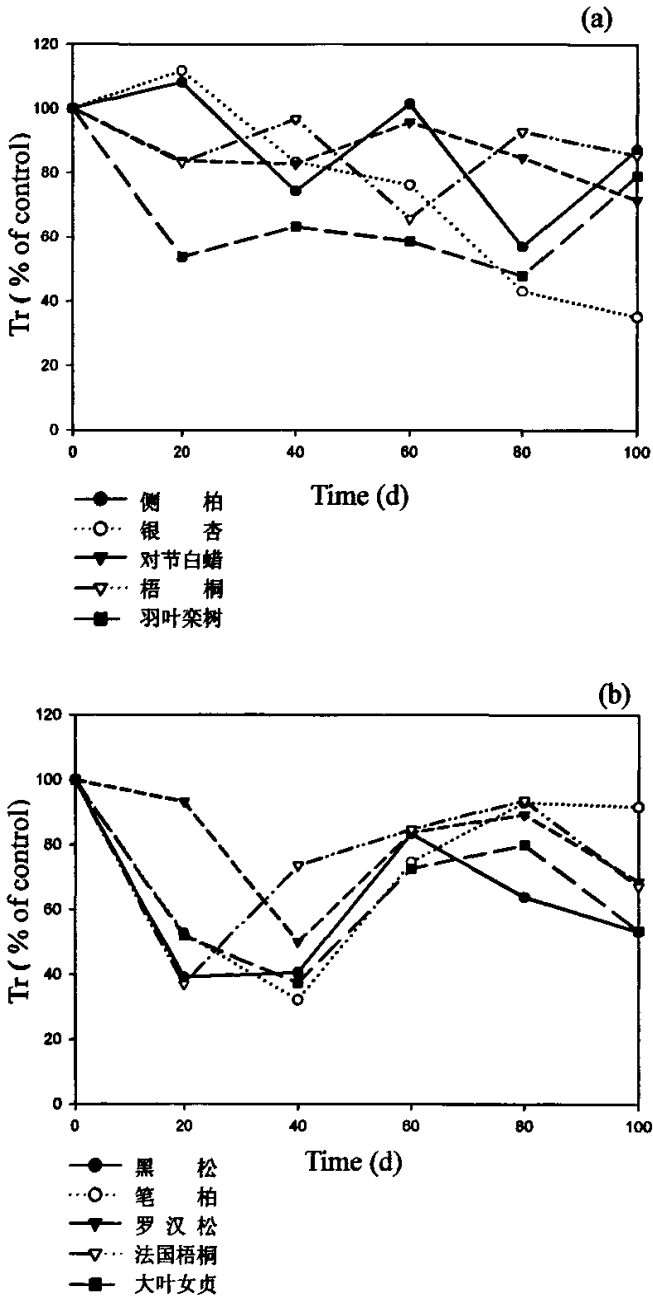


图2-5 蒙尘处理对乔木植物蒸腾速率(Tr)的影响  
 Fig.2-5 The effect of dust covering on Tr in arborous leaves

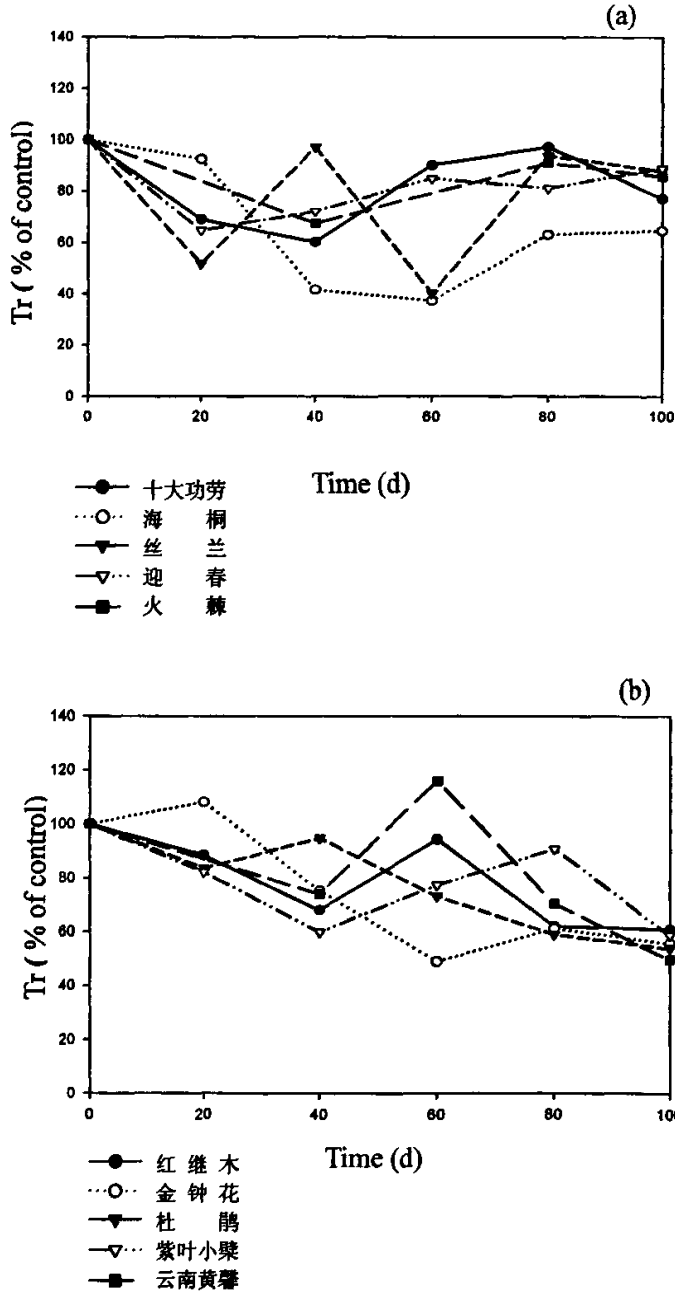


图2-6 蒙尘处理对灌木植物蒸腾速率(Tr)的影响  
 Fig.2-6 The effect of dust covering on Tr in fruticose leaves

### 2.2.4 植物叶片光合作用气孔限制分析

根据Farquhar和Sharkey的观点, 如果Pn下降的同时Ci值不变或升高, 则Pn下降是由叶片叶肉细胞光合能力的下降而引起的; 反之, 如果Pn下降的同时Ci值也下降则说明是由气孔受限引起的<sup>[77]</sup>。从表2-1来看, 蒙尘处理后在植物叶片净光合速率下降的同时, 银杏、黑松、海桐、迎春和红继木的Ci值均比对照低, 说明引起这些植物叶片净光合速率下降的主要原因是由于气孔受到了限制; 而金钟花、紫叶小檗、云南黄馨和十大功劳的Ci值均高于对照, 说明它们净光合速率的降低主要可能是由于叶肉细胞光合能力下降而引起的。此外, 法国梧桐、羽叶栎树、笔柏、梧桐、罗汉松、对节白蜡、大叶女贞、火棘、丝兰在蒙尘处理初期, 叶片Ci是低于对照的, 然而随着时间的延长它们的Ci值逐渐高于对照, 这说明这些植物在蒙尘处理初期, 净光合速率的降低主要是气孔限制引起的, 随着蒙尘处理时间的延长, 这些植物叶片叶肉细胞的光合能力开始受到抑制, 并且成为导致叶片净光合速率下降的主要原因。蒙尘覆盖抑制了蒸腾速率的正常进行, 导致叶片的温度升高<sup>[31]</sup>, 使叶片细胞受到损伤, 叶绿素含量降低, 这些因素可能导致植物叶片的光合能力下降。研究还发现杜鹃比较特殊, 它在蒙尘初期是由叶片叶肉细胞的光合能力下降而导致净光合速率下降, 但随着时间的增长其Ci值逐渐低于对照, 这说明此时净光合速率的降低主要是气孔限制引起的。

表2-1 蒙尘胁迫下植物叶片光合作用气孔限制分析

Table.2-1 The analysis of stomatal limitation to photosynthesis under dust covering

植物种类	20d	40d	60d	80d	100d	植物种类	20d	40d	60d	80d	100d
银杏	-	-	-	-	-	羽叶栎树	-	-	-	+	+
迎春	-	-	-	-	-	大叶女贞	-	-	-	+	+
海桐	-	-	-	-	-	梧桐	-	-	+	+	+
黑松	-	-	-	-	-	法国梧桐	-	+	+	+	+
红继木	-	-	-	-	-	罗汉松	-	+	+	+	+
对节白蜡	-	-	+	+	-	杜鹃	+	+	-	-	-
笔柏	-	+	+	+	-	紫叶小檗	+	+	+	+	+
火棘	-	+	+	+	-	金钟花	+	+	+	+	+
丝兰	-	-	-	+	+	云南黄馨	+	+	+	+	+
侧柏	-	-	-	+	+	十大功劳	+	+	+	+	+

注: “-”表示Pn下降的同时Ci也下降, “+”表示Pn下降的同时Ci升高。

## 2.3 结果与讨论

光合作用是植物的基础物质代谢，对环境的变化十分敏感，环境条件的微小改变或环境物质的微量变化都会引起植物叶片的 $P_n$ 变化。因此，植物受伤害的症状最早出现在叶片的光合指标的改变上。扬尘对植物的伤害也是最先表现在植物叶片生理指标的变化上。

目前，对蒙尘胁迫下植物净光合速率和蒸腾速率的研究甚少，而且已有研究大多是短期蒙尘处理对植物的影响，不能真实地反映叶片在长期蒙尘覆盖下的响应。本实验通过对公路施工现场蒙尘的模拟，研究了植物长期受蒙尘覆盖后有关生理指标的变化。结果表明，在连续喷洒扬尘20-40 d后，大多数植物叶片气孔导度减少，净光合速率和蒸腾速率显著下降，下降约为30%-60%；到80d时，植物叶片的气孔导度、净光合速率以及蒸腾速率逐渐恢复；接近100 d时，植物叶片的各项指标趋于稳定。

表2-2 蒙尘处理对灌木和乔木植物净光合速率( $P_n$ )的影响

Table.2-2 The effect of dust covering on  $P_n$  in arborous and fruticose leaves

P <sub>n</sub> 下降幅度	乔木	灌木
0-10%	无	红继木, 火棘
10%-20%	法国梧桐, 梧桐, 对节白蜡	十大功劳
20%-30%	无	丝兰, 迎春, 海桐, 杜鹃, 紫叶小檗
30%-40%	黑松, 羽叶栾树, 笔柏, 罗汉松	云南黄馨
40%以上	银杏, 大叶女贞, 侧柏	金钟花
平均值	45.65 %	28.56 %

叶片是植物与环境进行气体交换的主要部位，也是最先受到蒙尘影响的部位。因此，植物对蒙尘胁迫的抗性强弱可以从蒙尘处理后植物的净光合速率、气孔导度、蒸腾速率等指标上间接反映出来。蒙尘处理后，如果这些指标下降的幅度小或不显著则说明它们对蒙尘胁迫的抗性强，反之，则说明了抗性较弱。从表2-2看出，在测定的10种灌木植物中， $P_n$ 下降超过30%的只有云南黄馨和金钟花，且其有恢复的趋势；而10种乔木植物中， $P_n$ 下降超过30%的有7种植物。可见，抗蒙尘能力大的植物主要集中在灌木，如火棘、红继木的 $P_n$ 下降幅度在

10 %以内, 而乔木在长期蒙尘处理后, 叶片的光合作用等生理指标变化幅度大于灌木, 10种乔木的 $P_n$ 平均下降了45.65 %, 而10种灌木的 $P_n$ 平均只下降了28.56 %, 结果表明, 灌木对蒙尘胁迫的抗性普遍强于乔木。灌木植物的叶片在蒙尘处理后, 叶片受到抑制的程度小于乔木叶片, 光合速率降低的幅度小, 其原因可能是灌木植物的耐阴性普遍强于乔木植物, 这些植物的光合作用能够在较低光照强度下顺利进行。

蒙尘处理后, 不同植物叶片 $P_n$ 变化存在较大差异,  $P_n$ 受抑制程度低, 抗蒙尘能力相对较强的原因可能为:

(1) 如对节白蜡(下降12.74 %)、丝兰(下降21.29 %)、迎春(下降23.01 %)等叶片表面为革质、腊质的植物, 因其叶表比较光滑, 不易吸附灰尘, 风吹雨淋较易除掉叶表蒙尘;

(2) 如红继木(下降8.25 %)、杜鹃(下降22.62 %)、梧桐(下降10.85 %)等叶表面长有表皮毛等附属结构的植物, 在一定程度上能阻挡粉尘进入气孔, 避免气孔被阻塞。

因此, 在选择适合高速公路种植的绿化植物种类时, 不仅要分析土壤特性、植物的生长特性、适应能力和功能, 而且要兼顾植物的滞尘能力、抗污能力因素。以往在选择具有滞尘能力的绿化品种时, 只考虑到植物的滞尘量大小, 而忽略了植物对蒙尘胁迫抗性的强弱对植物生长和滞尘能力的反馈影响, 这是不全面的。我们要将植物的滞尘能力和对蒙尘胁迫的抗性强弱结合起来, 综合选择和评价绿化植物。常见滞尘树种中, 如梧桐、法国梧桐、杜鹃、迎春, 它们的滞尘能力强, 且对蒙尘胁迫抗性强, 可以作为有效的滞尘绿化植物; 而如大叶女贞、侧柏、羽叶栾树等植物, 虽然滞尘能力较强, 但长期被蒙尘覆盖后植物的各项生理指标受到显著抑制, 可能导致植物的营养物质积累减少, 延缓植物正常的生长发育, 进一步反馈抑制植物滞尘能力, 不利于高速公路快速绿化恢复, 这些植物就要有条件性的选择作为滞尘植物。

## 第3章 汞对蚕豆叶片气体交换和叶绿素荧光的影响

### 3.1 引言

汞污染已逐渐成为全球问题<sup>[79,80]</sup>，在高速公路施工和运营期产生的灰尘中也含有相当程度的汞，这些汞进入生态系统后，参与物质循环，在循环过程中保持稳定的性质，且易被生物体吸收和富集，并沿着食物链传递，给动物、植物以及人类带来极大的危害<sup>[81]</sup>。

汞不是植物的必需营养元素，在植物体内富集到一定程度会产生毒害作用。研究表明，低浓度汞可一定程度地刺激植物的生长，但高浓度的汞会减缓植物生长、破坏细胞膜完整性<sup>[17]</sup>、阻碍矿物质的吸收<sup>[18,19]</sup>、抑制光合作用和蒸腾作用<sup>[20,21]</sup>。

有关 Hg 对植物光合作用的抑制现象已有很多报道，但对其抑制植物光合作用的机理还存在分歧<sup>[82~85]</sup>。而且，以往实验大多是研究长期汞胁迫对光合作用的影响；在处理方法上多是将植物的根部浸泡在汞溶液中或是在土壤中加入汞；在材料上多选用离体叶绿体或低等植物细胞，无法揭示汞对高等植物活体叶片光合作用的真实作用位点和机理。

因此，我们采用将 HgCl<sub>2</sub> 溶液涂抹活体叶片表面短时间处理的方法，研究了在 HgCl<sub>2</sub> 胁迫下蚕豆叶片光合作用和叶绿素荧光参数的变化，初步探讨 HgCl<sub>2</sub> 抑制蚕豆叶片光合作用的机制。

### 3.2 材料与方法

#### 3.2.1 实验材料及生长条件

蚕豆(*Vicia faba* L.)均盆栽种在光照培养箱中(25/18 °C, 12h/12h)<sup>[86]</sup>。植物上部叶片可以接受到光量子通量密度约 300 μmol/(m<sup>2</sup>·s) 的光。为保证植物水分供应正常，每天给植物浇水一次。取已展开的叶片用于实验。分别取蚕豆复叶的两片小叶作对照和 HgCl<sub>2</sub> 处理。对照和 HgCl<sub>2</sub> 处理分别以水和 HgCl<sub>2</sub> 在叶片上下表面涂匀。每个处理及对照至少设 3 组重复，全实验共有 50 个盆栽。

### 3.2.2 叶片气体交换的测定

叶片测定前进行人工光诱导,以 1000W 的碘钨灯做光源,碘钨灯散发出的热量通过在光源和植物之间的流动水层去除。在饱和光强约  $700 \mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$  下测定  $P_n$ 。

用开放式气体交换分析仪(LI-6400R, LI-COR 公司, Lincoln, NE)测定蚕豆叶片的净光合速率( $P_n$ )<sup>[87]</sup>。测定时,使用标准叶室( $2\times 3 \text{ cm}^2$ ),发光二极管光源和控制  $\text{CO}_2$  浓度的  $\text{CO}_2$  混合系统。气体流速设定为  $500 \text{ mL}/\text{min}$ ,光强  $700\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ ,  $\text{CO}_2$  浓度分别为  $400 \mu\text{mol}/\text{mol}$ , 模块温度控制为  $25^\circ\text{C}$ 。按照 Long 和 Hällgren 的方法<sup>[88]</sup>,在约  $400 \mu\text{mol}/\text{mol}$  的  $\text{CO}_2$  浓度下测定蚕豆叶片的表观量子效率。

### 3.2.3 汞含量的测定

用电感耦合等离子体发射光谱仪Optima 4300 DV ICP-OES (PerkinElmer Inc. USA)测定蚕豆叶片内部汞含量。 $\text{HgCl}_2$  处理30 min后,用  $10 \text{ mmol}/\text{L}$  Tris-HCl ( $\text{pH}7.4$ ) 漂洗叶片,漂洗三次以尽量去除叶面吸附的汞离子,漂洗后晾干,称量叶片鲜重,然后研磨叶片,研磨缓冲液为  $10 \text{ mmol}/\text{L}$  Tris-HCl( $\text{pH}7.4$ ),充分研磨后于  $4^\circ\text{C}$ 、 $12000\times\text{g}$  下离心30 min,取上层清液,用  $0.22 \mu\text{m}$  膜过滤后取滤液用于测定。

### 3.2.4 叶绿素荧光的测定

以开放式气体交换分析仪(LI-6400R, LI-COR 公司, Lincoln, NE)的便携式荧光测定系统测定叶绿素的荧光。取暗适应叶片,测定  $F_0$  和  $F_m$ 。当叶片在  $700 \mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$  的光强下光合作用处于稳态时,测定  $F_m'$  和  $F_t$ 。测定  $F_m'$  时,给叶片照以  $0.8\text{s}$  的饱和闪光( $3000 \mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ )。PSII 光化学效率  $F_v/F_m$  和  $\Delta F/F_m'$ 、电子传递速率(ETR)以及非光化学猝灭(NPQ)按照下列公式进行计算:

$$\Delta F/F_m' = (F_m' - F_t) / F_m'$$

$$\text{ETR} = (F_m' - F_t) / F_m' \times 0.42 \times \text{PPFD},$$

$$\text{NPQ} = (F_m - F_m') / F_m'.$$



### 3.3 结果与分析

#### 3.3.1 不同浓度 $\text{HgCl}_2$ 对蚕豆叶片内汞浓度的影响

高等植物主要是通过叶片来吸收汞的<sup>[89]</sup>。外施汞会导致植物尤其是叶片内汞含量的增加。图 3-1 表明,随着  $\text{HgCl}_2$  溶液浓度的增大,叶片内部的汞含量也相应增加。当  $\text{HgCl}_2$  浓度为 0.5 mg/L 时,叶片汞的含量比对照增加了 17.22%,但未达到显著水平;当  $\text{HgCl}_2$  浓度增加为 500 mg/L 时,叶片的汞含量为  $52.5\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{鲜重})$ ,约是对照的 8 倍多。然而,叶片汞含量并非随着  $\text{HgCl}_2$  浓度的增加而成比例增加的。当  $\text{HgCl}_2$  浓度超过 500 mg/L 后,即使溶液浓度继续增大到 2000 mg/L,叶片中的汞含量达到饱和,维持在  $60\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{鲜重})$ 左右。

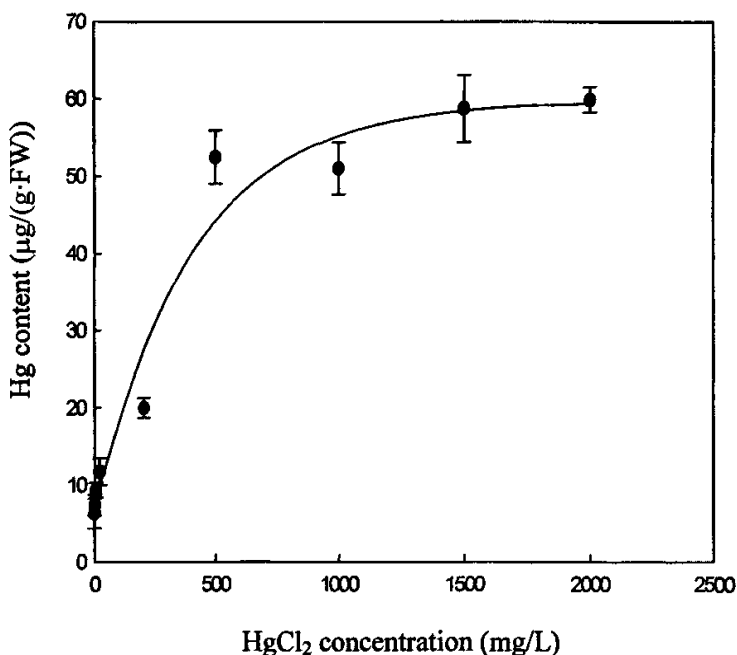


图 3-1 不同浓度  $\text{HgCl}_2$  对蚕豆叶片内部汞含量的影响

Fig.3-1 Effects of different concentrations of  $\text{HgCl}_2$  on leaf mercury contents in broad bean leaves Each dot was repeated represents the mean of 3-5 leaves with bar as SE.

### 3.3.2 不同浓度 $\text{HgCl}_2$ 对蚕豆叶片净光合速率的影响

以不同浓度的  $\text{HgCl}_2$  溶液涂抹蚕豆叶片 30 min 后, 测定了在饱和光强  $700\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$  下叶片的净光合速率, 结果表明  $\text{HgCl}_2$  能够抑制蚕豆叶片的 Pn, 而且抑制程度随着外施溶液浓度的增加而加大(图 3-2)。当  $\text{HgCl}_2$  浓度低于  $2\text{mg/L}$  时, 未观察到对光合作用有显著抑制; 当浓度为  $10\text{mg/L}$  时, 处理后叶片的 Pn 与对照相比, 显著降低了 6%。随着  $\text{HgCl}_2$  浓度继续升高, 对 Pn 的抑制作用也剧烈增加, 当  $\text{HgCl}_2$  浓度为  $2000\text{mg/L}$  后, 抑制作用程度约为 36%。

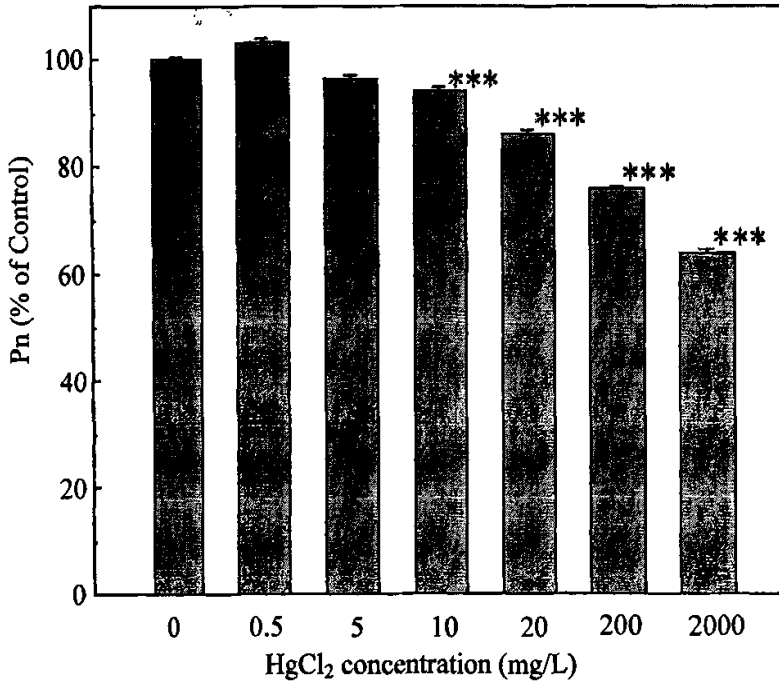


图 3-2 不同浓度  $\text{HgCl}_2$  对蚕豆叶片净光合速率的影响

Fig.3-2 Effects of different concentrations of  $\text{HgCl}_2$  on net photosynthetic rate in broad bean leaves Each column represents the mean of 6-14 leaves with bar as SE.

The significant levels of difference between control and treatment are indicated by asterisk \*\*\* for  $p < 0.001$ .

表 3-1 不同浓度 HgCl<sub>2</sub> 对蚕豆叶片光合作用相关参数的影响Table.3-1 Effects of different concentrations of HgCl<sub>2</sub> on photosynthetic related variables in broad bean leaves

HgCl <sub>2</sub> 浓度 (mg/L)	胞间 CO <sub>2</sub> 浓度 Ci (μL/L)		气孔导度 Gs (mmol H <sub>2</sub> O/(m <sup>2</sup> ·s))	
	对照	处理	对照	处理
0.5	260.75±0.25	290.25±0.25	252.01±0.11	414.11±0.91
5	262.38±1.88	267.41±4.75	273.12±23.41	449.50±28.41
10	257.75±0.63	263.33±0.25	227.22±0.42	224.51±0.61
20	268.79±0.26	277.79±0.21	322.21±1.71	325.81±1.62
200	279.13±6.38	276.63±6.57	255.82±21.13	230.21±28.01
2000	271.45±5.49	260.02±5.57	275.51±22.51	163.22±15.31

Each value in the table represents the mean ± SE of 3-5 leaves. Pn, Gs and Ci were measured at light of 700 μmol/(m<sup>2</sup>·s).

不同浓度处理结果显示, 0.5 mg/L 和 5 mg/L HgCl<sub>2</sub> 均能显著增加叶片的胞间 CO<sub>2</sub> 浓度和气孔导度; 10 mg/L 和 20 mg/L HgCl<sub>2</sub> 在显著增加叶片胞间 CO<sub>2</sub> 浓度的同时对气孔导度的影响不显著; 200 mg/L HgCl<sub>2</sub> 对叶片的胞间 CO<sub>2</sub> 浓度的影响不大, 但显著降低了气孔导度; 2000 mg/L HgCl<sub>2</sub> 同时显著降低了叶片的胞间 CO<sub>2</sub> 浓度和气孔导度(表 3-1)。根据 Farquhar 和 Sharkey<sup>[77]</sup>, 以上结果表明 10-200 mg/L HgCl<sub>2</sub> 对光合作用的抑制并非是由于叶片气孔受限制, 而是由于降低了叶肉细胞的光合能力而引起的。

### 3.3.3 不同浓度 HgCl<sub>2</sub> 对蚕豆叶片表观光合量子效率的影响

表观光合量子效率是光合作用中光能转化最大效率的一种度量, 是植物光合作用能力大小的表征。研究其变化规律, 对于考察植物在胁迫条件下的生理有着重要的意义。测定叶片在光子通量密度(PPFD)从 200 到 0 μmol/(m<sup>2</sup>·s)下的光合速率, 将 Pn 与光强对应值进行回归, 所得直线的斜率为量子效率(AQY)。

从表 3-2 可以看出, HgCl<sub>2</sub> 处理 30 min 后能够显著抑制叶片的 AQY。经过 20 mg/L HgCl<sub>2</sub> 溶液处理后, 蚕豆叶片表观量子效率降低了 12 %左右。当 HgCl<sub>2</sub> 浓度增加到 200 mg/L 时, 蚕豆叶片的量子效率进一步降低, 处理为对照的 79 %左右; 当 HgCl<sub>2</sub> 溶液浓度继续增加到 2000 mg/L 时, 处理后蚕豆叶片量子效率比对照显著降低, 降低约为 47 %左右。

表 3-2 不同浓度  $\text{HgCl}_2$  对蚕豆叶片表观量子效率的影响Table.3-2 Effects of different concentrations of  $\text{HgCl}_2$  on apparent photosynthetic quantum yield in broad bean leaves

浓 度 (mg/L)	表观量子效率 (AQY) (mol $\text{CO}_2$ /mol photons)	
	对 照 control	处 理 treatment
20	0.047 ± 0.005	0.041 ± 0.004**
200	0.046 ± 0.006	0.036 ± 0.003**
2000	0.046 ± 0.005	0.024 ± 0.002***

The levels of significance of difference between control and treatment are indicated by asterisk \*, \*\* and \*\*\* for  $p < 0.05$ ,  $p < 0.01$  and  $p < 0.001$ , respectively.

### 3.3.4 不同浓度 $\text{HgCl}_2$ 对蚕豆叶片叶绿素荧光的影响

叶绿素荧光动力学是研究和探测植物光合生理及各种外界因子对微细结构影响的植物活体测定和诊断技术,为研究光系统II (PSII) 及其光合电子传递提供了可行性。而有关 $\text{HgCl}_2$ 胁迫对植物叶绿素荧光特性的影响的报道较少。为了进一步探讨 $\text{HgCl}_2$ 抑制光合作用的机理,我们测定了 $\text{HgCl}_2$ 处理后蚕豆叶片叶绿素荧光的变化。如表3-3所示,经20 mg/L、200 mg/L  $\text{HgCl}_2$  溶液处理后,蚕豆的PSII最大光能转换效率(Fv/Fm)比对照下降了3 %-4 %,但均未达到显著水平,而当2000mg/L  $\text{HgCl}_2$ 溶液处理后,叶片Fv/Fm为0.714,比对照显著地下降了5 %左右。经20 mg/L、200 mg/L和 2000 mg/L  $\text{HgCl}_2$ 溶液处理后,叶片的PSII实际光能转换效率 ( $\Delta F/F_m'$ )及电子传递速率(ETR)分别比对照降低了约10 %、17 %和28 %;同时叶片非光化学猝灭NPQ与对照相比分别增加了5 %、8 %和31 %左右。

表 3-3 不同浓度 HgCl<sub>2</sub> 对蚕豆叶片叶绿素荧光参数的影响

Table.3-3 Effects of different concentrations of HgCl<sub>2</sub> on chlorophyll fluorescence parameters in leaves of broad bean

浓度 (mg/L)		Control	HgCl <sub>2</sub>	处理/对照 (%)
20	Fv/Fm	0.775±0.005	0.750±0.010	96.77
	ΔF/Fm'	0.495±0.006	0.446±0.005	90.10**
	NPQ	0.282±0.003	0.296±0.005	104.96
	ETR (μmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )	145.628±1.604	131.036±1.444	89.98**
200	Fv/Fm	0.764±0.010	0.731±0.010	95.68
	ΔF/Fm'	0.486±0.006	0.404±0.004	83.13***
	NPQ	0.290±0.007	0.314±0.005	108.28*
	ETR (μmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )	142.982±1.799	118.678±1.251	83.00***
2000	Fv/Fm	0.748±0.009	0.714±0.006	95.45*
	ΔF/Fm'	0.459±0.011	0.331±0.010	72.11***
	NPQ	0.289±0.004	0.381±0.008	131.83***
	ETR (μmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )	134.848±3.113	97.314±2.984	72.17***

Each value in the table represents the mean ± SE of 4 leaves. The levels of significance of difference between control and treatment are indicated by asterisk \*, \*\* and \*\*\* for p<0.05, p<0.01 and p<0.001, respectively.

### 3.4 讨 论

一般来说,大气中的汞是植物体内汞的主要来源,而植物从土壤中吸收的汞非常有限。这主要是由于从土壤中吸收汞受到以下条件的制约: a)土壤中含量较高的腐殖酸和有机质能与汞形成惰性化合物,从而影响汞的迁移; b)从土壤中吸收的汞绝大部分滞留在根部,而不会向茎部和叶片迁移。由于植物根部生物量较小,根部吸收也可能会达到饱和,所以限制了吸收<sup>[90]</sup>。刘德绍和青长乐<sup>[91]</sup>以蔬菜试验,研究了大气和土壤对蔬菜汞的贡献,结果表明,蔬菜中的汞70.4%-90.7%来源于大气,仅有9.3%-29.6%源于土壤的贡献。

植物主要通过叶表面直接吸收大气中的汞<sup>[89]</sup>。植物可以通过叶片气孔的呼吸作用从大气中吸收汞、或叶片从大气中吸收或吸附汞。

外界化合物进入植物体内,都会引起植物发生急性和慢性两类反应。环境汞污染严重时,植物会出现叶、茎、花蕾等会变成棕色或黑色的急性症状,严重时会引起叶片和幼蕾的脱落。当环境汞污染较轻时,植物外观尚无法及时表

现出汞的毒害症状，这是由于汞对植物的毒性是积累性的，植物表现形态上的症状改变往往要较长时间，有时甚至几年或十几年或是当体内已富集了较高水平的汞后才会表现出来，这对主要靠陆生食物链生活的人类来说，是一个非常严重和危险的问题。因而，仅仅从植物形态的改变很难用来准确、及时地指示汞的污染现状和污染程度。光合作用是植物的基础物质代谢，对环境变化十分敏感，环境条件的微小改变或环境物质的微量变化会首先体现在叶片的净光合速率的改变上。许多报道表明高等植物<sup>[92,93]</sup>、绿藻<sup>[94,95]</sup>和蓝细菌<sup>[85,96]</sup>的光合作用对重金属非常敏感，能够及时响应重金属的微小变化。因而监测和研究汞对光合作用的影响就为我们提供了一条更精确和及时的预警途径，以避免植物过多的富集汞带来的一系列危害。

已有大量实验探讨了汞抑制光合作用的机理，结果表明汞能够抑制 CO<sub>2</sub> 的固定<sup>[97]</sup>；破坏光系统(PSI)的反应中心<sup>[82,83]</sup>以及抑制 Fd-NADP-氧化还原酶的活性<sup>[98]</sup>，从而导致 PSI 活性的降低<sup>[99]</sup>；汞还可以抑制光系统 II(PS II)活性<sup>[84,85]</sup>。

以上实验普遍存在两个主要问题：首先这些实验大多是研究长期汞胁迫或处理(超过 1 d)对植物的影响，发现长期汞胁迫能够降低多种植物在饱和光下的净光合速率，如云杉幼苗<sup>[20,100]</sup>、筒孢藻<sup>[85]</sup>、眼虫<sup>[97]</sup>。然而，短时间 HgCl<sub>2</sub> 处理对高等植物活体叶片光合作用的影响还未见有相关报道。外界化合物进入植物体内，会引起植物发生急性和慢性两类反应，急性反应是植物受污染物刺激后立即表现出来的变化，可以帮助我们定位外来物质对植物产生影响的原初作用部位。随着处理时间的延长会引起植物发生慢性反应，这种慢性作用不仅反映了对植物敏感部位的影响，而且也反映了其它组织可能的变化。

其次，以往实验在处理方法上几乎都是将植物的根部浸泡在汞溶液中或是将 Hg 加在培养植物的土壤里，在这种情况下，植物的许多生理过程和代谢途径都会受到影响，很难揭示 Hg 对光合作用的直接作用机理。有报道指出，Hg 对云杉针叶光合作用的抑制就归因于植物根部的损伤而非 Hg 直接对光合机构的影响<sup>[100,101]</sup>。

因此，为探讨 HgCl<sub>2</sub> 处理对蚕豆活体叶片光合作用的直接、原初的作用位点和机制，本实验中将 HgCl<sub>2</sub> 直接涂抹在蚕豆叶片上，在短时间处理后研究了蚕豆叶片光合作用和叶绿素荧光的变化。该实验的关键在于保证汞离子进入植物的组织细胞内，并确定叶片内部汞的含量。有研究表明重金属离子进入植物细胞的过程与基本营养物质进入细胞的过程相同<sup>[19]</sup>。我们用 ICP-OES 测定了经不

同浓度  $\text{HgCl}_2$  处理后叶片内的汞含量, 结果表明汞离子确实进入了植物组织内部, 而且在一定范围内, 随着施用  $\text{HgCl}_2$  浓度增加, 蚕豆叶片内的汞含量也随之增加(图 3-1)。当  $\text{HgCl}_2$  的浓度超过 500 mg/L 时, 蚕豆叶片中的汞浓度达到饱和值 60  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{鲜重})$ 。每片叶片涂抹  $\text{HgCl}_2$  溶液的体积控制在 2 mL, 汞离子被叶片组织吸收的比例大约在 0.4 % - 13.5 % 之间, 外施溶液的浓度不同, 比例也存在差别。从我们的结果来看: 在相对较高的外施  $\text{HgCl}_2$  浓度下, 植物叶片对 Hg 的吸收率相对较低; 而在相对较低浓度下, 植物叶片对 Hg 的吸收率相对较高。Stratton, Huber 和 Corke<sup>[102]</sup>报道当  $\text{HgCl}_2$  溶液浓度为 2 mg/L 时, 崎岖鱼腥藻 (*Anabaena inaequalis*) 对  $\text{HgCl}_2$  的吸收能够达到 96 %。因此, 我们不能忽视即使大气中存在低浓度气态汞, 植物叶片也能吸收大量汞的事实。汞及其化合物很难被植物降解或转化为无毒形式, 更多情况下, 体内积累的 Hg 还会转化为对生物体更有害的甲基汞。

我们观察到, 经过 30 min 处理后, 蚕豆叶片的 Pn 都有不同程度地降低, 降低的幅度依赖于外施溶液的浓度。同时  $\text{HgCl}_2$  涂抹叶片短时间处理后, 叶片的表观光量子效率显著降低。经过 20 mg/L  $\text{HgCl}_2$ 、200 mg/L 和 2000 mg/L 溶液处理后, 蚕豆叶片表观量子效率分别降低了 12 %、20 % 和 47 % 左右。光合碳同化的量子效率反映体内电子传递以及耦联的光合磷酸化<sup>[103]</sup>。因此, 由  $\text{HgCl}_2$  处理引起的蚕豆叶片表观量子效率的显著降低(表 3-2)很可能说明电子传递和光合磷酸化活力的下降。

Fv/Fm 是 PSII 最大光能转换效率。从我们的测定结果看, 低浓度(20 mg/L, 200 mg/L)  $\text{HgCl}_2$  对 Fv/Fm 有一定的抑制作用(4 % - 5 %), 但没有达到显著水平; 高浓度(2000 mg/L)  $\text{HgCl}_2$  对 Fv/Fm 有较显著地抑制作用(表 3-3), 表明  $\text{HgCl}_2$  能够在一定程度上抑制光系统 II 利用光能转化效率的最大潜力。

Fv/Fm 的变化仅反映光系统 II 能利用光能转化效率的最大潜力, 但在实际光照条件下, 植物叶片能否有效地利用光能的主要指标应该是  $\Delta F / F_m'$  (实际光能转换效率)。它反映了叶片在稳定的光合作用条件下, PSII 利用光能于光化学反应的能力。经过  $\text{HgCl}_2$  处理后, 蚕豆叶片的  $\Delta F / F_m'$  和 ETR 显著降低, 而且随着浓度从 20 mg/L 增加到 2000 mg/L, 降低的幅度从约 10 % 增加到 27 % 左右。荧光测定结果表明,  $\text{HgCl}_2$  引起蚕豆叶片光合速率的降低很可能是由于它抑制了光合电子传递过程。

与此一致,  $\text{HgCl}_2$  的处理增加了非光化学猝灭, NPQ 反映的是 PSII 天线色

素吸收的光能不能用于光合电子传递而以热的形式散耗的部分,说明  $\text{HgCl}_2$  处理使得更多的能量通过非光化学的途径散失掉了。

$\text{HgCl}_2$  的处理不仅降低了 PS II 的实际光化学效率( $\Delta F / F_m'$ ),而且提高了非光化学猝灭(NPQ),这说明  $\text{HgCl}_2$  的处理引起电子传递速率的降低是由于天线向作用中心传递光能的减少以及 PS II 的天线耗散光能的增加。



## 第4章 结论与展望

### 4.1 实验结论

本研究选取了高速公路施工沿线及周边地区的代表性原生植物和常见绿化树种近20种,通过对公路施工现场尘污染胁迫的模拟,着重研究了长期尘污染处理对植物连体叶片气体交换有关参数的影响,比较了不同种类植物对尘污染胁迫的抗性强弱,实验结果表明:

(1) 尘污染胁迫处理后,植物叶片的气孔导度普遍受到抑制。随着尘污染胁迫时间的加长,各植物叶片气孔导度均有一定程度地恢复。

(2) 尘污染胁迫处理后,植物叶片的净光合速率普遍受到抑制。随着尘污染胁迫时间的加长,各植物的净光合速率都出现不同程度地恢复。

(3) 尘污染胁迫处理后,植物叶片的蒸腾速率普遍受到抑制。随着尘污染胁迫时间的加长,各植物叶片蒸腾速率均有一定程度地恢复。

(4) 尘污染胁迫处理引起银杏、黑松、海桐、迎春和红继木的叶片净光合速率下降的主要原因是由于气孔受到了限制;而金钟花、紫叶小檗、云南黄馨和十大功劳的净光合速率降低主要可能是由于叶肉细胞光合能力下降而引起的。此外,法国梧桐、羽叶栾树、笔柏、梧桐、罗汉松、对节白蜡、大叶女贞、火棘、丝兰在尘污染胁迫处理初期,净光合速率的降低主要是由气孔限制引起的,随着尘污染胁迫时间的加长,导致叶片净光合速率下降的主要原因是尘污染胁迫抑制了叶肉细胞的光合能力。

(5) 灌木对尘污染胁迫的抗性普遍强于乔木。

(6) 常见滞尘树种中,如梧桐、法国梧桐、杜鹃、迎春等,其滞尘能力强,且对尘胁迫抗性强,可以作为有效的滞尘绿化植物;而如大叶女贞、侧柏、羽叶栾树等植物,虽然滞尘能力较强,但长期被尘覆盖后植物的各项生理指标受到显著抑制,要有条件性的选择作为滞尘植物。

通过采用 $\text{HgCl}_2$ 溶液涂抹活体叶片表面短时间处理的方法,研究在 $\text{HgCl}_2$ 胁迫下蚕豆叶片光合作用和叶绿素荧光参数的变化,可以得出以下结论:

(1) 随着 $\text{HgCl}_2$ 溶液浓度的增大,叶片内部的汞含量也相应增加。然而,叶片汞含量并非随着 $\text{HgCl}_2$ 浓度的增加而成比例增加的。

(2) 汞离子被叶片组织吸收的比例大约在0.4 %-13.5 %之间, 外施溶液的浓度不同, 比例也存在差别。在相对较高的外施 $\text{HgCl}_2$ 浓度下, 植物叶片对Hg的吸收率相对较低; 而在相对较低浓度下, 植物叶片对Hg的吸收率相对较高。

(3) 当 $\text{HgCl}_2$ 浓度为10 mg/L时, 能够显著抑制蚕豆叶片的 $P_n$ , 而且抑制程度随着外施溶液浓度的增加而加大。不同浓度 $\text{HgCl}_2$ 处理后, 叶片的胞间 $\text{CO}_2$ 浓度(Ci)与对照差异不大, 甚至还有所增加; 同时气孔导度值也未发生显著的改变, 表明 $\text{HgCl}_2$ 对光合作用的抑制并非是由于叶片气孔受限制, 而是由于降低了叶肉细胞的光合能力而引起的。

(4) 20 mg/L  $\text{HgCl}_2$ 处理能够显著抑制叶片的AQY, 且抑制程度随着外施溶液浓度的增加而加大, 表明 $\text{HgCl}_2$ 引起蚕豆叶片 $P_n$ 的降低很可能是由于它抑制了光合电子传递过程。

(5)  $\text{HgCl}_2$ 溶液处理显著抑制叶片的实际PS II光能转化效率( $\Delta F/F_m'$ )及电子传递速率(ETR), 同时提高非光化学猝灭(NPQ), 这说明 $\text{HgCl}_2$ 的处理引起电子传递速率的降低是由于天线向作用中心传递光能的减少以及PS II的天线耗散光能的增加。

## 4.2 展望

在本研究的基础上, 今后的工作可以围绕以下几个方面展开:

(1) 进一步分析灰尘对叶片叶绿素荧光、叶绿素含量、关键酶活性等各项指标的影响, 深入剖析灰尘对植物伤害的机制。

(2) 在本研究成功比较植物对灰尘胁迫抗性差异的基础上, 还须深入探讨植物抗性差别存在的原因, 以及进一步判定植物对多种胁迫的抗性是否存在普遍性。

(3) 本研究发现, 灌木树种对尘污染胁迫的抗性普遍高于乔木树种, 需要进一步探讨植物品种和特性与植物对尘污染胁迫抗性的关系, 以及二者与植物滞尘能力的相关性。

(4) 进一步深入研究土壤特性与植物对尘污染胁迫抗性的相关性。

(5) 结合季节的变化, 来深入研究不同季节下尘污染胁迫对植物的伤害。

(6) 进一步深入研究 $\text{Hg}^{2+}$ 影响的机理, 并通过相关指标来分析各物种对Hg污染的抗性强弱, 为筛选出敏感种作为大气中Hg的指示物种提供科学的依据。

## 参考文献

- [1] 李晶, 刘清华, 丁大伟. 浅谈城市大气污染现状及其综合防治. 云南环境科学, 2000.19(1): 43~45
- [2] Walker S. Haul road maintenance: coherent strategies. World Mining Equipment, 1993.17(12):19~21
- [3] 李治平. 公路施工期间的环境影响分析. 西部探矿工程, 2001.68: 110~112
- [4] 杜佩轩, 马智民, 韩永明等. 城市灰尘污染及治理. 城市问题, 2004.2(18): 46~49
- [5] 王金达, 刘景双, 于君宝等. 沈阳市城区土壤和灰尘中铅的分布特征. 中国环境科学, 2003.23(3): 300~304
- [6] 王昊. 粉尘及其危害. 铁道劳动安全卫生与环保, 2000.27(4): 254~256
- [7] 谢昱姝. 大气颗粒物对人体健康影响研究进展. 铁道劳动安全卫生与环保, 2006.33(4): 205~208
- [8] Anderson H, Atkinson R, Peacock J, et al. Meta-analysis of time-series studies and panel studies of particulate matter(PM) and ozone(O<sub>3</sub>). Geneva, Switzerland: World Health Organization, 2004
- [9] Schwartz J, Zanobetti A, Bateson T F. Revised analyses of time-series studies of air pollution and health. In: Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health. Boston, Mass: Health Effects Institute, 2003. 25~58
- [10] Wichmann H E, Spix C, Tuch T, et al. Daily mortality and fine and ultrafine particles in erfurt. Part I: Role of Particle Number and Particle Mass. Germany: Health Effects Institute, 2000
- [11] Thompson J R, Mueller P W, Fluckiger W, et al. The effect of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants. Environmental Pollution (Series A), 1984.34: 171~190
- [12] Brandt C J, Rhoades R W. Effects of limestones dust accumulation on composition of a forest community. Environmental Pollution, 1972.3: 212~225
- [13] Brandt C J, Rhoades R W. Effects of limestone dust accumulation on lateral growth of forest trees. Environmental Pollution, 1973.4: 207~213
- [14] Chappelka A H, Kush J S, Runion G B, et al. Effects of soil applied lead on seedling growth and ectomycorrhizal colonization of Loblolly pine. Environmental Pollution, 1991.72: 307~316
- [15] Cairney J W G, Meharg A A. Influences of anthropogenic pollution on mycorrhizal fungal

- communities. *Environmental Pollution*, 1999.106: 169~182
- [16] 代全林. 重金属对植物毒害机理的研究进展. *亚热带农业研究*, 2006.2(2): 49~53
- [17] 马成仓. 汞对油菜叶细胞膜的损伤及细胞的自身保护作用. *应用生态学报*, 1998.9(3): 323~326
- [18] Cho U H, Park J O. Mercury induced oxidative stress in tomato seedlings. *Plant Science*, 2000.156(1): 1~9
- [19] Patra M, Sharma A. Mercury toxicity in plants. *Botanical Review*, 2000.66(3): 379~422
- [20] Godbold D L, Huttermann A. The uptake and toxicity of mercury and lead to spruce seedlings. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1986.31(1-2): 509~515
- [21] Krupa Z, Baszynski T. Some aspects of heavy metals toxicity towards photosynthetic apparatus: direct and indirect effects on light and dark reactions. *Acta Physiologiae Plantarum*, 1995.7(2): 177~190
- [22] Eveling D W, Bataille A. The effect of deposits of small particles on the resistance of leaves and petals to water loss. *Environmental Pollution (Series A)*, 1984.36: 229~238
- [23] Eveling D W. Scanning electron microscopy of damage by dust deposits to leaves and petals. *Botanical Gazette*, 1986.147(2): 159~165
- [24] Chen X W. Study of the short-time eco-physiological responses of plant leaves to dust. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2000.43: 1058~1064
- [25] James I L M, Gifford R M. Stomatal sensitivity to carbon dioxide and humidity. *Plant Physiology*, 1983.71: 789~796
- [26] Thomas D S, Klaus R. Effect of light quality on stomatal opening in leaves of *xanthium strumarium* L. *Plant Physiology*, 1981.68: 1170~1174
- [27] Naidoo G, Chirkoot D. The effects of coal dust on photosynthetic performance of the mangrove, *avicennia marina* in Richards Bay, South Africa. *Environmental Pollution*, 2004.127(3): 359~366
- [28] Hirano T, Kiyota M, Aiga I. Physical effects of dust on leaf physiology of cucumber and kidney bean plants. *Environmental Pollution*, 1994.89: 255~261
- [29] Sharkey T D, Raschke K. Separation and measurement of direct and indirect effects of light on stomata. *Plant Physiology*, 1981.68: 33~40
- [30] Cook R J, Barron J C, Papendick R I, et al. Impacts on agriculture of Mount St Helens eruption. *Science*, 1981.211: 16~22
- [31] Sharifi M R, Gibson A C, Rundel P W. Surface dust impacts on gas exchange in Mojave Desert shrubs. *Journal of Applied Ecology*, 1997.34: 837~846

- [32] Krishnamurthy K V, Rajachidambaram C. Factors associated with reduction in photosynthetic oxygen evolution in cement dust coated leaves. *Photosynthetica*, 1986.20: 164~168
- [33] Singh S N, Rao D N. Certain responses of wheat plants to cement dust pollution. *Environmental Pollution (Series A)*, 1981.24: 75~81
- [34] Vardaka E, Cook C M, Lanaras T, et al. Effect of dust from a limestone quarry on the photosynthesis of *Quercus coccifera*, an evergreen sclerophyllous shrub. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1995.54: 414~419
- [35] van Heerden P D, Kruger G H, Kilbourn L M. Dynamic responses of photosystem II in the Namib Desert shrub, *Zygophyllum prismatocarpum*, during and after foliar deposition of limestone dust. *Environmental Pollution*, 2006.146(1): 34~45
- [36] Gowin T, Goral I. Chlorophyll and pheophytin content in needles of different age of trees growing under conditions of chronic industrial pollution. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 1977.46: 151~159
- [37] Rabe R, Kreeb K H. Bioindication of air pollution by chlorophyll destruction in plant leaves. *Oikos*, 1980.34: 163~167
- [38] Mandre M, Tuulmets L. Physiological and biochemical responses of coniferous trees to alkaline dust impact. Changes in the pigment system. In: Mandre M. eds, *Dust Pollution and Forest Ecosystems. A study of conifers in an alkalized environment*. Tallinn: Institute of Ecology, 1995. 66~77
- [39] Mandre M, Tuulmets L. Pigment changes in Norway Spruce induced by dust pollution. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1997.94: 247~258
- [40] Prusty B A K, Mishra P C, Azeez P A. Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2005.60: 228~235
- [41] Grantz D A, Garner J H B, Johnson D W. Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 2003.29: 213 ~ 239
- [42] van Houdt J J. Mutagenic activity of airborne particles in indoor and outdoor environments. *Atmospheric Environment*, 1990.24: 207~220
- [43] Beckett K P, Freer-Smith P H, Taylor G. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution*, 1998.99: 347~360
- [44] Guderian R. Terrestrial ecosystems: particulate deposition. In: Legge A H, Krupa S V, eds. *Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystem*. New York, Wiley: *Advances in Environmental Science and Technology*, 1986.3: 39~63

- [45] Baszynski T, Wajda L, Krol M, et al. Photosynthetic activities of cadmium-treated tomato plants. *Physiologia Plantarum*, 1980.48: 365~370
- [46] Miller G W, Denney A, Pushnik J C. The formation of delta-amino levulinate, a precursor of chlorophyll in barley and the role of iron. *Journal of Plant Nutrition*, 1982.5: 289~300
- [47] Singh R P, Tripathi R D, Sinha S K, et al. Response of higher plants to lead contaminated environment. *Chemosphere*, 1997.34: 2467~2493
- [48] Borka G. Effects of metalliferous dusts from dressing works on the growth, development, main metabolic processes and yields of winter wheat *in situ* and under controlled conditions. *Environmental Pollution (Series A)*, 1984.35: 67~63
- [49] Eveling D W. Effects of spraying plants with suspensions of inert dusts. *Annals of Applied Biology*, 1969.64: 139~151
- [50] Pajenkamp H. Einwirkung des Zementofenstaubs auf Pflanzen und Tiere. *Zement-Kalk-Gips*, 1961.14: 88~95
- [51] Rawson H M, Clark J M. Nocturnal transpiration in wheat. *Australian Journal of Plant Physiology*, 1988.15: 397~406
- [52] Prasad D, Choudhury. Effects of air pollution. In: Misra, S G, eds. *Environmental Pollution Air*. New Delhi: Environmental Pollution and Hazards Series, 1992.58~60
- [53] Bermadinger E, Grill D, Golob P. Influence of different air pollutants on the structure of needle wax of spruce. *Geological Journal*, 1988.17: 289~293
- [54] Ulrich B. Effects of air pollution on forest ecosystems and waters: the principles demonstrated at a case study in Central Europe. *Atmospheric Environment*, 1984.18: 621~628
- [55] Saunders P J W, Godzik S. Terrestrial vegetation-air pollutant interactions: non-gaseous air pollutants. In: Legge A H, Krupa S V, eds. *Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystem*. New York, Wiley: Advances in environmental science and technology, 1986. 389~394
- [56] M A F. Volcano Alert (update). Ministry of Agriculture (brochure). 1997
- [57] Bazzaz F A. Plants in changing environments. In: *Succession, ecosystem recovery, and global change*. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.1~6
- [58] Levin S A. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems*, 1998.1: 431~436
- [59] Waring R H, Schlesinger W H. The carbon balance of trees. In: *Forest ecosystems, concepts and management*. Orlando: Academic Press, 1985. 7~37
- [60] Odum E P. The ecosystem. In: *Ecology and our endangered life-support systems*. Sunderland: Sinauer Associates, 1993. 38~67

- [61] Rapport D J, Whitford W G. How ecosystems respond to stress: common properties of arid and aquatic systems. *Frontiers in Bioscience*, 1999.49: 193~203
- [62] Odum E P. Trends expected in stressed ecosystems. *Frontiers in Bioscience*, 1985.35: 419~422
- [63] Bowman W D. Biotic controls over ecosystem response to environmental change in alpine tundra of the Rocky Mountains. *Ambio*, 2000.29: 396~400
- [64] Steinnes E, Rambæk J P, Hanssen J E. Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor. *Chemosphere*, 1992.25: 735~752
- [65] Smith W H. Air pollution-effects on the structure and function of the temperate forest ecosystem. *Environmental Pollution*, 1974.6: 111~129
- [66] Miller P, McBride J R. Oxidant air pollution impacts in the montane forests of southern California: a case study of the san Bernardino Mountains. In: Miller P, McBride J R, eds. *Oxidant air pollution impacts in the montane forests of southern California*. Springer Verlag, New York: Ecological Studies, 1999. 405~417
- [67] Allen M F. *The ecology of mycorrhizae*. Cambridge: Cambridge University Press, 1991
- [68] Bobbink R. Impacts of tropospheric ozone and airborne nitrogenous pollutants on natural and semi-natural ecosystems. *New Phytologist*, 1998.139: 16~18
- [69] Wall D H, Moore J C. Interactions underground: soil biodiversity, mutualism, and ecosystem processes. *BioScience*, 1999.49: 109~117
- [70] Chapin F S, Walker B H, Hobbs R J, et al. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science*, 1997.277: 500~504
- [71] Ellenberg H. Floristic changes due to eutrophication. In: Asman W A H, Diederens S M A, eds. *Ammonia and acidification*, Symp Proc. Bilthoven, The Netherlands: European Association for the Science of Air Pollution, 1987. 301~308
- [72] Waring R H. Nitrate pollution: a particular danger to boreal and subalpine coniferous forests. In: Fujimori T, Kimura M, eds. *Human impacts and management of mountain forests*. Ibaraki, Japan: Forestry and Forest Products Research Institute, 1987. 93~105
- [73] Skeffington R A, Wilson E J. Excess nitrogen deposition: issues for consideration. *Environmental Pollution*, 1988.54: 159~184
- [74] Edgerton-Warburton L M, Allen E B. Shifts in arbuscular mycorrhizal communities along an anthropogenic gradient, nitrogen deposition gradient. *Ecological Applications*, 2000.10: 484~496
- [75] Samal A K, Santra S C. Air quality of Kalyani township (Nadia, West Bengal) and its impact on surrounding vegetation. *Indian Journal of Environmental Health*, 2002.44: 71~76

- [76] Nowak D J. Air pollution removal by Chicago's urban forest. In: McPherson E G, Nowak D J, Rowntree R A eds. Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. Radnor: USDA Forest Service General Technical Report NE-186, 1994. 63~81
- [77] Farquhar G D, Sharkey T D. Stomatal conductance and photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology*, 1982.33: 317~345
- [78] Whitehead D. Regulation of stomatal conductance and transpiration in forest canopies. *Tree Physiology*, 1998.18(8-9): 633~644
- [79] Schroeder W H, Munthe J. Atmospheric mercury: an overview. *Atmospheric Environment*, 1998.32(5): 809~822
- [80] Boening D W. Ecological effects, transport and fate of mercury: A general review. *Chemosphere*, 2000.40(12): 1335~1351
- [81] Suszeynsky E M, Shann J R. Phytotoxicity and accumulation of mercury in tobacco subjected to different exposure routes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1995.14(1): 61~67
- [82] Golbeck J H, Lein S, San Pietro A. Isolation and characterization of a sub-chloroplast particle enriched in iron sulfur protein and P700. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 1977.178(1): 140~150
- [83] Kojima Y, Hiyama T, Sakurai H. Effect of mercurials on iron sulfur centers of PSI of *Anacystis nidulans*. In: Biggins J, eds. *Progress in Photosynthesis Research*. Dordrecht: Martinus Nijhoff, 1987. 57~60
- [84] Murthy S D S, Sabat S C, Mohanty P. Mercury-induced inhibition of photosystem II activity and changes in the emission of fluorescence from phycobilisomes in intact cells of the cyanobacterium, *Spirulina platensis*. *Plant and Cell Physiology*, 1989.30(8): 1153~1157
- [85] Singh D P, Khare P, Bisen P S. Effects of  $Ni^{2+}$ ,  $Hg^{2+}$  and  $Cu^{2+}$  on growth, oxygen evolution and photosynthetic electron transport in *Cylindrospermum* IU 942. *Journal of Plant Physiology*, 1989.134(4): 406~412
- [86] Yuan L, Xu D Q. Stimulation effect of gibberellic acid short-term treatment on leaf photosynthesis related to the increase in Rubisco content in broad bean and soybean. *Photosynthesis Research*, 2001.68(1): 39~47
- [87] Wang H W, Su J H, Shen Y G. Differences in response of photosynthesis to bisulfite between two wheat genotypes. *Journal of Plant Physiology*, 2003.29(1): 27~32



- [88] Long S P, Hällgren J E. Measurement of CO<sub>2</sub> assimilation by plants in the field and the laboratory. In: Coombs J, Hall D O, Long S P, eds. *Techniques in Bioproductivity and Photosynthesis*. Oxford: Pergamon Press, 1985. 62~94
- [89] Lindberg S E, Kim K H, Meyers T P, et al. Micrometeorological gradient approach for quantifying air/surface exchange of mercury vapor. *Environmental Science and Technology*, 1995.29(1): 126~135
- [90] 付学吾, 冯新斌, 王少锋等. 植物中汞的研究进展. *矿物岩石地球化学通*, 2005.24(3): 232~238
- [91] 刘德绍, 青长乐. 大气和土壤对蔬菜汞的贡献. *应用生态学报*, 2002.13(3): 315~318
- [92] Clijsters H, Van A F. Inhibition of photosynthesis by heavy metals. *Photosynthesis Research*, 1985.7(1): 31~40
- [93] Sheoran I S, Singh R. Effect of heavy metals on photosynthesis in higher plants. In: Abrol Y P, Mohanty P, eds. *Photosynthesis: Photoreactions to Plant Productivity*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. 451~468
- [94] Shioi Y, Tamai H, Sasa T. Inhibition of photosystem II in the green alga *Ankistrodesmus falcatus* by copper. *Physiologia Plantarum*, 1978.44(4): 434~438
- [95] Samson G, Morisette J C, Popovic R. Copper quenching of the variable fluorescence in *Dunaliella tertiolecta*: New evidence for a copper inhibition effect on PSII photochemistry. *Photochemistry and Photobiology*, 1988.48: 329~332
- [96] Singh D P, Singh S P. Action of heavy metals on Hill activity and O<sub>2</sub> evolution in *Anacystis nidulans*. *Plant Physiology*, 1987.83(1): 12~14
- [97] De Filippis L F, Ziegler H. Effect of sublethal concentrations of zinc, cadmium and mercury on the photosynthetic carbon reduction cycle of *Euglena*. *Journal of Plant Physiology*, 1993.142(2): 167~172
- [98] Honeycutt R C, Krogmann D W. Inhibition of chloroplast reactions with phenylmercuric acetate. *Plant Physiology*, 1972.49(3): 376~380
- [99] De Filippis L F, Hampf R, Ziegler H. The effects of sublethal concentrations of zinc, cadmium and mercury on *Euglena* II Respiration, photosynthesis and photochemical activities. *Archives of Microbiology*, 1981.128(4): 407~411
- [100] Godbold D L. Mercury-induced root damage in spruce seedlings. *Water Air Soil Pollution*, 1991.56(1): 823~831
- [101] Godbold D L, Huettermann A. Effect of zinc, cadmium and Hg on root elongation *Picea* (Karst) seedlings and the significance of these metals to forest die-back. *Environmental Pollution (Series A)*, 1985.38(4): 375~381

- [102] Stratton G W, Huber A L, Corke C T. Effect of mercuric ion on the growth, photosynthesis, and nitrogenase activity of *Anabaena inaequalis*. *Applied and Environment Microbiology*, 1979.38(3): 537~543
- [103] Foyer C H, Harbinson J. The photosynthetic electron transport system: efficiency and control. In: Foyer C H, Quick W P, eds. *A Molecular Approach to Primary Metabolism in Higher Plants*. London: Taylor & Francis, 1997. 3~39

## 致 谢

本论文的研究和撰写工作都是在导师王宏伟老师精心指导和帮助下完成的。从论文选题，到工作展开，直至文章的撰写和定稿，无不倾注着老师的心血和智慧。王老师明晰的思路、求是的精神，给我留下了深刻的印象。在生活中王老师也给予我无微不至的关心和热情慷慨的帮助。值此论文完成之际，谨向我的导师王宏伟老师表示由衷的感谢！

我也衷心感谢课题组组长王慧觉教授给予我工作上严谨的指导和生活上无私的帮助，还要感谢长期来给予我技术指导的袁琳老师，在此，我要向两位老师深深地鞠上一躬。

感谢沈允钢院士能够在百忙之中抽出时间对本论文进行批改和审阅。

在我几年的工作和生活中，张高科老师、杨春书记、夏世斌老师、黄敏老师、刘艳丽老师、周家斌老师、陈晓国老师、易杨柳老师等都给我许多热忱的关心和帮助。在此我也向他们表示最诚挚的感谢！

感谢周洪文老师对我工作和成长的亲切关怀和无私帮助。

在我学习和工作中，经常得到许多同学的帮助。在此我要感谢保琦蓓、种秀灵、曹琼辉、史亚琪、李斌等同学在我工作和生活等方面的热情帮助。

最后，衷心地感谢培养我长大含辛茹苦的父母，谢谢你们长期来的鼓励和关怀！

## 附录 在硕士研究生学期间公开发表的学术论文

- [1] 蒙尘胁迫对植物叶片气体交换的影响. 王宏伟, 黄 峰, 王慧觉, 种秀灵, 保琦蓓. 武汉理工大学学报 (交通科学与工程版)。
- [2] 短时间  $\text{HgCl}_2$  处理抑制蚕豆叶片光合作用. 作物学报 (已接受)。
- [3] 高速公路沿线土壤理化性质研究. 保琦蓓, 王慧觉, 黄 峰, 种秀灵. 武汉理工大学学报 (交通科学与工程版)。
- [4] 高速公路绿化设计及植物选择. 种秀灵, 王慧觉, 保琦蓓, 黄 峰. 武汉理工大学学报 (交通科学与工程版)。