

环境工程学会一九八一年年会

论文选编

烟气治理

1981年

前 言

1981年3月在济南市召开了中国环境科学学会环境工程学会成立大会。参加会议的有来自全国各地113个单位173名从事环境工程的专家、教授和工程技术人员。会上交流的论文、报告近200篇。为了促进环保工作的开展，我们将论文分成四册选编出版，内容包括烟气治理、废水处理技术、固体废弃物（粉煤灰、冶金渣、放射性废弃物放置、粪便处理等）处理及利用，噪声、监测、环境评价、绿化、能源与环境、综合治理、系统工程等等。本册为烟气治理部分，共收集论文24篇。

在论文的编辑和整理过程中，承蒙各单位领导和有关同志以及论文作者的热情指导和大力支持，在此特致谢意。由于我们的水平所限，编辑工作一定还有许多不到之处或者错误，请同志们批评指正。

环境工程学会论文选编编辑部

地址：北京学院路冶金建筑研究总院内

目 录

碳质固体在高温下还原 NO_x 的实验研究	
……清华大学土木与环境工程系 核工业环境工程教研组 俞珂 郝吉明 (1)	
天津第一发电厂煤烟尘的粒度和形状研究	
……中国科学院地球化学研究所 曹悦卿 董莲娥	
……天津市环保所大气室 刘慧智等 (7)	
背风坡及其下游烟道形态的风洞实验研究	
……中国环境科学研究院 彭贤安	
……北京大学 丁润田 (11)	
溶剂吸收法净化回收核工业排气中的惰性气体	
……二机部二院 谈德清 (16)	
氨- NO_x 气相反应碱液吸收法对氮氧化物净化的研究	
……北京市劳动保护研究所 罗永才 (23)	
旋风收尘器的收尘过程及结构的研讨	
……长沙有色冶金设计研究院 龙维德 (29)	
电收尘的应用研究	
……贵州省冶金设计研究院 王成权 (38)	
目前我国钛冶金工业环境污染情况及治理方法的探讨 (节录)	
……冶金部沈阳铝镁设计研究院 章华燕 刘晓岚 (45)	
燃用机车型煤上点火蜂窝煤和简易煤气可以减少对大气的污染	
……煤炭部综合利用局 秦万德 (48)	
放射性废气处理 (节录)	
……二机部二院 武世斌 (50)	
铝电解烟气污染控制的若干问题	
……冶金部沈阳铝镁设计研究院 刘广山 (52)	
有机蒸汽在Cu-Y分子筛上的催化燃烧	
……大连工学院化工系 李吕辉 赵国良 周卓华 翁善菁 (61)	

带辅助电极的新型电除尘器试验研究	冶金建筑研究总院环保所烟气室 (65)
SO ₂ 烟气的高空排放对大气环境的危害与影响	长沙有色冶金设计研究院 扬晋亚 (71)
顶吹氧平炉烟气处理及细微粉尘对除尘电场影响的总结与探讨	武钢七号吹氧平炉电除尘试验小组 (77)
密闭型平面旋流文氏管的研究	冶金建筑研究总院环保所 李世龙 (84)
对控制低浓度二氧化硫技术政策的初步探讨	北京钢铁设计研究总院 吴治成 (89)
发展除尘设备保护大气环境	冶金部安全技术研究所 谭天祐 (94)
沈阳市燃煤污染防治途径的研究	沈阳市环境保护研究所燃料组 (99)
首钢二烧结除尘系统	首钢设计院 刘在辉 曹金南 姜彦群 (105)
320米塔上测定的大气稳定度类和风速廓线	中国科学院大气物理研究所 袁素珍 雷孝恩 (114)
水和大气飘尘中硝酸根、硫酸根、氟离子、氯离子的离子色谱测定	中国科学院环境化学研究所 牟世芬 陈乐恬 刘克纳 (116)
大气中非甲烷烃的色谱测定方法	兰化研究院环保所 白冰 章丽生 屠规佳 (123)
用硼酸碘化钾法测定大气中臭氧	兰化研究院环保所 杨林青 张漪心 孙毅 (130)

碳质固体在高温下还原NO_x的实验研究

清华大学土木与环境工程系 核工业环境工程教研组 俞珂 郝吉明

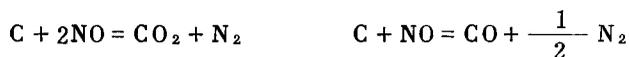
一、前言

大气中氮氧化物主要以NO和NO₂的形式存在。一般以“NO_x”表示之，它们是大气的一种主要污染物。由于发表了NO_x污染对环境和人类健康影响的新数据，各国对NO_x的治理愈来愈重视。NO_x主要来源于燃烧、机动车排气以及某些化工生产过程。其中，燃烧过程排放的NO_x占总排放量的很大部分。如何抑制燃烧过程中NO_x的形成以及采取适当的技术措施消除燃烧等尾气中的NO_x，对减少和消除NO_x的污染有重要意义。

利用碳质固体作还原剂消除和减少尾气中的NO_x，属于无触媒非选择性还原法，和通常的催化还原法相比，其优点是不需要价格昂贵的铂、钯等贵金属做催化剂，除节省催化剂的投资外，在操作上可避开催化剂“中毒”所引起的问题；和通常所用的还原剂氨相比，碳质固体价格便宜，来源亦广。虽然当尾气中O₂含量高时，碳质固体的消耗量较大，但O₂和NO_x与碳的反应都是放热反应，消耗定量的碳所放出的热与普通燃烧过程基本相同，这部分反应热量是可以回收利用的。鉴于上述考虑，开展了本项新技术的实验研究。

二、碳质固体还原NO_x的物理化学基础

利用碳质固体为还原剂还原NO_x，其原理是基于下述诸反应：



当尾气中O₂存在时，O₂与碳反应会产生CO，CO与NO反应也能使NO_x还原。

Edward₈对含有氮的氧化物和固体碳的一系列体系进行了热力学计算，给出了NO_x与石墨体系热力学上的有利过程及其标准自由能增量ΔG_T⁰的计算值。标准自由能增量ΔG_T⁰的大小反映了在不同温度下反应进行到平衡态时所能达到的深度，利用关系式

$$-\Delta G_T^0 = RT \ln K,$$

由ΔG_T⁰可以计算出平衡常数K，对于NO和NO₂与石墨作用生成N₂、CO和CO₂的反应，平衡常数K都是相当大的，说明NO或NO₂向CO和CO₂的转化，在石墨存在下是有利的。

R. W. Hurn研究了三种体系平衡时NO的克分子数与温度的关系, 对于由 N_2 和 O_2 生成NO的反应, 在 $1000^\circ K$, 总压为 1 atm , $X_{N_2} = 0.8$, $X_{O_2} = 0.2$ 时, NO的平衡浓度是 8 PPM , 相应的 $\text{Log}X_{NO} = -5.09$; 对于NO与碳的反应, $X_{N_2} = 0.80$, $X_{CO_2} = 0.14$ 时, $\text{Log}X_{NO} = -14.87$; 当有 O_2 存在时, NO的平衡浓度变得更低, $\text{Log}X_{NO}$ 仅为 -24.65 。

苏联学者研究了含硝酸盐离子的废液在炽热碳上的热分解。研究表明, 在 $400-1500^\circ K$ 范围内, 硝酸盐离子分解产生的各种氮氧化物与固体碳之间所发生的还原反应, 其 $\text{Log}K$ 比1大得多, 说明氮的氧化物是可以完全被还原的。

由于一般含 NO_x 的尾气中, 多有其它能够与碳反应的组分(特别是氧)的存在, 产生了一系列与 NO_x 和固体碳的反应相竞争的过程。其中最为人们所关心的是固体碳与燃烧或硝酸尾气中 O_2 的反应。许多人进行了动力学方面的研究, 对于 NO_x 与碳的反应, 在 $450-750^\circ C$ 的范围内, 阿累尼乌斯(Arrhenius)常数 $K = 80\exp(-20K\text{cal}/RT)$ [sec^{-1} , 9^{-1}]; 而对于 O_2 与碳的反应, 在 $550^\circ C$, $K = 1.6 \times 10^7 \exp(-33K\text{cal}/RT)$ [sec^{-1} , 9^{-1}]; 当温度超过 $550^\circ C$, O_2 的反应主要由扩散控制。由于 O_2 与碳反应迅速, 并且燃烧或硝酸尾气中 O_2 的含量一般都高于 NO_x 的含量, 致使碳的耗量增加。

SheLef等人利用铁的氧化物做催化剂, 企图改变NO和 O_2 与碳反应的活性, 结果表明: 虽然NO和 O_2 与碳反应都可以被催化, 而它们的反应活性的次序仍然保持不变。

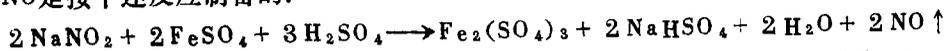
考虑到碳质固体的结构和表面性质的差别造成了对某些气体吸附能力的不同, Edwards等人企图利用碳的石墨化改变NO和 O_2 与碳反应的活性, 结果证明碳的石墨化确实能够对碳与 O_2 的反应产生一种明显的阻力, 并且仍然能够有效地还原 NO_x 。120ppm左右的 O_2 的存在并无干扰, 但他们的工作并未对燃烧或硝酸尾气特征 O_2 含量下的情况进行研究。

如何控制氧与碳的反应, 至今没有取得令人满意的结果。但在高温下利用碳质固体的消耗床还原 NO_x 的同时, 利用碳消耗过程所放出的热量却是可行的。Bedjai利用各种活性炭在 $700^\circ C$ 的温度和 1500小时^{-1} 的空速条件下, 可以从含NO 5000ppm的氮气流中除去99%的NO。但他们的工作未涉及燃烧或硝酸尾气条件下 NO_x 的净化问题。

三、实验方法及装置

实验装置分为配气和反应两部分, 如图1所示。低浓度的 NO_x 气体是模拟燃烧尾气中 NO_x 浓度配制的, 即含 NO_x 5000ppm左右, 配气时先将原气贮罐和NO气体发生器抽成一定的负压, 定量制备NO, 而后通入一定量的压缩空气(以调节氧含量)和 N_2 。

NO是按下述反应制备的:



制备是在常温下分别同时滴入1N的 NaNO_2 和饱和的 FeSO_4 溶液于NO气体发生器中, 生成的气体进入贮罐。

碳质固体填充床反应器为内径26毫米的不锈钢管, 利用自制管式电炉加热, 由调压变压器调节电炉电压, 温度由铂铑-铂热电偶测量。由XCT-131型温度控制仪自动控制

制。用针形阀调节气体流量，于针形阀前设有原气取样口，原气经浮子流量计后由反应器底部进入反应器。净化后的气体经冷却放空，放空管前设取样口。

实验所用碳质固体有北京门头沟区生产的核炭、大同煤矿的烟煤和北京门头沟的无烟煤，粒度均为10—18目。

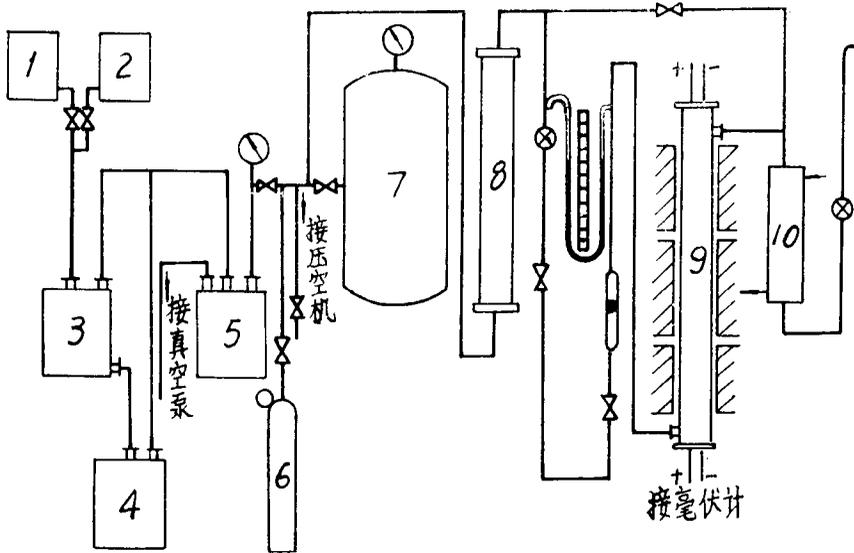


图 1 碳质固体还原 NO_x 试验流程示意图

1 FeSO_4 饱和溶液贮槽；2 NaNO_2 溶液贮槽；3 NO 反应器；4 废液贮槽；5 缓冲瓶；6 N_2 瓶
7 原气贮罐；8 原气缓冲罐；9 固体碳填充床反应器；10 冷却器；⊗取样器

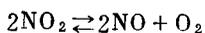
NO_x 的测定用Saltzman比色法。本试验采用的比色仪器为72型分光光度仪。
 CO_2 、 CO 、 SO_2 和 O_2 由清华大学分析中心利用M—86型质谱仪测定。

四、实验数据及结果讨论

1. 以核炭为还原剂的实验研究

在 NO_x 浓度从2500—18300ppm的范围内，观察了在气速（指空塔速度，以下同）为 $6.33 \text{ cm} \cdot \text{sec}^{-1}$ 时温度对 NO_x 还原率的影响，结果如图2所示。在 450°C 左右， NO_x 刚开始被还原，此时 NO_x 的还原率较低；当温度为 600°C 时，99%左右的 NO_x 已被消除；在更高的温度范围内，虽然 NO_x 的还原率随温度的升高稍有增加，但变化不大，维持在99%以上。在试验的温度范围内，没有发现脱硝效率随温度升高而下降的现象。

试验表明： NO_x 在总氮氧化物中所占的比例，在高温下对 NO_x 的还原率没有影响；在 350°C ，由于 NO_2 的热分解， NO_2 的含量总是减少， NO 总是增加，而 NO_x 总量保持不变；在 450 — 600°C 的范围内，虽然 NO_x 的还原率尚较低，但 NO_2 却已基本被消除。这一点与热力学的分析是一致的。对于反应



当温度为450—600℃时, $K_P = 0.337 - 9.180 \text{ atm}$, 在有碳存在的情况下, 在此温度区间内 O_2 已基本上被耗尽, 即氧的分压已很低, 若令其为 0.005 atm , 则由 $K_P = P_{\text{NO}}^2 \cdot P_{\text{O}_2} / P_{\text{NO}_2}^2$ 得, $P_{\text{NO}} / P_{\text{NO}_2} = 8.24 - 42.85$, 可见此时的 NO_x 主要是以 NO 形式存在。可以断定, 不论原气中 NO_x 是 NO_2 还是 NO , 在600℃以上主要是以 NO 的形式存在, 即以 NO 的形式与碳反应的。

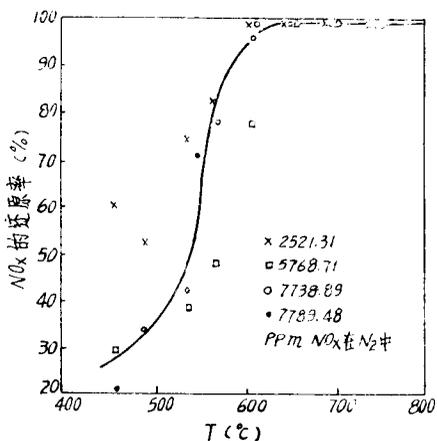


图 2 温度对核炭还原 NO_x 的影响

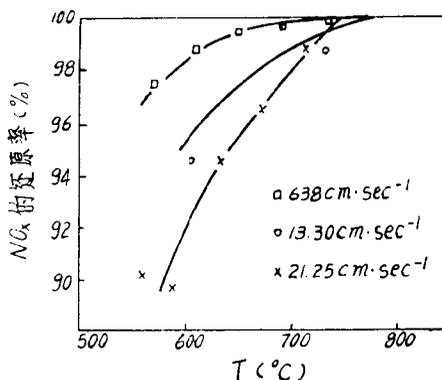


图 3 气速对核炭还原 NO_x 的影响

图 3 表明了气速对核炭还原 NO_x 的影响。在700℃以下时, 气速的影响显著。在相同温度下, NO_x 的还原率随气速的增加而下降。温度高于750℃, 在所研究的范围内, 气速的影响不显著。

气速为 $6.38 \text{ cm} \cdot \text{sec}^{-1}$ 、温度在600℃以上研究了原气中 NO_x 浓度对原反应的影响, 结果如表 1。虽然随原气中 NO_x 浓度的增加, 还原率略有波动, 但均保持在99%左右。尾气中 NO_x 含量达到现在美国、日本等国的排放标准。

NO_x 浓度对其还原率的影响

表 1

编 号	温度范围(℃)	NO_x 浓度 (ppm)		NO_x 还原率 (%)
		进 口	出 口	
1	620~850	2544	7.97	99.68
2	650~950	2805	9.29	99.38
3	650~950	3764	11.99	99.68
4*	650~870	6139	31.87	99.48
5	630~850	9861	7.74	99.92
6	610~850	11861	6.52	99.94
7	650~950	18315	95.90	99.47

* 气速为 $13.3 \text{ cm} \cdot \text{Sec}^{-1}$

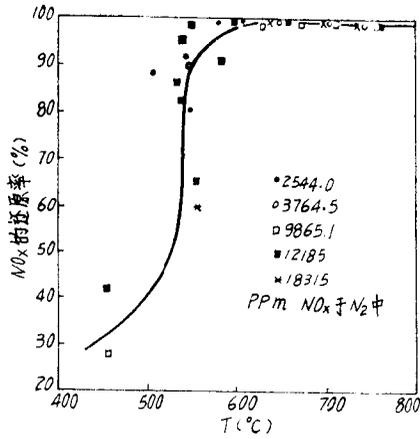


图 4 温度对无烟煤NO_x还原的影响

2. 以无烟煤为还原剂的实验研究

在气速 $6.38 \text{ cm} \cdot \text{sec}^{-1}$, NO_x 浓度 2500~7800ppm 的范围内, 考察了温度对无烟煤还原NO_x的影响, 结果如图 4。与以核炭为还原剂时的结果相似, 在 450°C, NO_x的还原刚刚开始, 还原率在 30% 以下。随温度的升高还原率逐渐上升。当温度升至 650°C 以后, NO 的还原率趋于稳定, 保持在 99% 左右。

表 2 给出了气速为 $21.25 \text{ cm} \cdot \text{Sec}^{-1}$ 、温度为 650°C 时原气中含氧量对 NO_x 还原的影响。据有关文献评论, O₂ 与碳的反应

先于 NO 与碳的反应, 只要碳柱有一定柱长 (从实验现象看, 这种理论柱长也是很短的) 这两个反应互不影响, O₂ 的存在仅仅多消耗了碳。本实验得到了类似的结果。

各种氧含量下无烟煤对NO_x的还原

表 2

原气组成		净化后气体组成				NO _x 还原率 (%)
O ₂ (%)	NO _x (ppm)	O ₂ (ppm)	CO ₂ (%)	CO (%)	NO _x (ppm)	
0.334	13788	91.08	0.531	0.25	54.04	99.60
6.87	7748	4631	3.65	3.14	1.52	99.98
11.4	8090	9560	7.45	4.98	4.57	99.94
16.0	7520	10450	9.93	7.54	9.92	99.87
20.9	9668	9855	15.54	6.10	140.0	98.55

· O₂ 浓度低时, 由于取样、分析等操作引入的系统误差较大

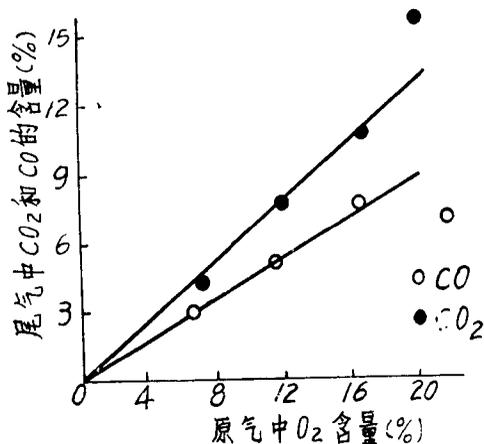


图 4 原气中O₂含量与CO₂和CO生成量的关系

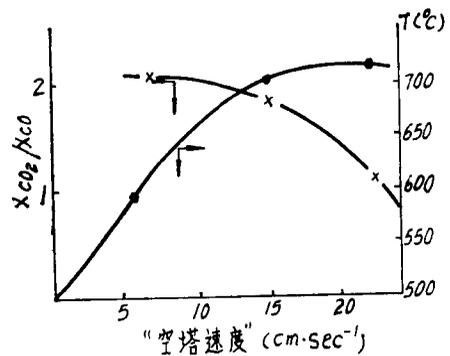


图 6 气速与自维持温度及净化后气体中CO₂和CO的分子数之比

原气中O₂含量对净化后气体中CO₂和CO的含量也有影响, 650℃时的结果如图 5。由图可见, 当原气中O₂含量高时, 必然伴随产生大量的二次污染物CO。

图 6 给出了原气中O₂含量为12.9%时反应器的自维持温度与气速的关系; 也给出了净化后气体中CO₂和CO的分子分数之比随气速的变化。随气速的提高(此时温度亦升高), 在O₂与碳反应的产物中, CO的比例越来越大。

对原气含O₂为3%, NO_x为5000ppm, 反应温度为700℃时的情况进行了热量衡算。反应热利用式

$$\Delta H_T = \Delta H_{298.15} + \int_{298.15}^T \Delta C_p dT$$

进行计算。计算表明: 将固体碳予热到反应温度后, 不需要新的热源就可以维持系统的反应温度, 并且热含较大, 有回收利用这部分热量的可能性。

3. 以烟煤为还原剂的试验

利用烟煤为还原剂、气速为21.25cm·Sec⁻¹时NO_x的还原率随温度的变化与核炭、无烟煤的情况相似, 同样可获得很好的净化效果。

五、结论与建议

1. 结论

本项研究作为整个专题的一个阶段, 其主要结论是: 在温度为650~850℃时, NO_x能够被核炭、无烟煤、烟煤等碳质固体还原。在所研究的NO_x浓度下, 还原率在99%左右, NO_x主要是以NO的形式参与反应的。在较低的温度区间内, 气速对NO_x还原率影响是显著的; 但温度在700℃以上, 气速为6.33~21.25cm·Sec⁻¹时, 气速对还原率影响不大。氮气流中O₂的存在对NO_x的还原无显著影响, 原气中的O₂几乎全部与碳反应, 使碳耗量增加; O₂与碳反应的产物是CO₂和CO, 定性的结果是CO的生成量与原气中的O₂含量、反应温度、气速等因素有关。在燃烧尾气特征O₂含量下, 若利用此工艺还原NO_x, CO的二次污染是应引起注意的。O₂与NO_x同碳的反应都是放热反应, 在燃烧尾气特征O₂含量下, 予热到反应温度后, 不需要额外的热源便可维持系统的反应温回收度, 利用碳同NO_x和O₂反应所放出的热是可能的。

2. 对今后工作的建议

(1) 关于反应机理方面的研究: 在有O₂存在时, CO的生成量与温度、气速、O₂含量等的定量关系; NO与CO作用还原氮氧化物在总NO_x还原中所占的比列等。

(2) 关于反应区高度的研究: 研究各种气速和温度下的反应区高度以及影响反应区高度的其它因素, 以便进行反应速度的计算和确定在工业应用中所需要的最薄的煤层厚度。

(3) 消除CO二次污染的研究: 建议进行在保证有效地还原NO_x的前提下如何控制CO的产额最小以及如何使已产生的CO得以消除。据美国3867507号专利的建议, 在反应器出口段通入空气进一步氧化净化气体中的CO, 以防止CO的二次污染是可行的。

(4) 关于自维持反应温度的研究: 影响自维持温度的因素很多, 需要研究在燃烧尾气的特征O₂浓度下, 风速、反应器结构、予热温度等对自维持温度的影响以及回收利用碳消耗过程中所放出热量的途径。

天津第一发电厂煤烟尘的粒度和形状研究

中国科学院地球化学研究所 曹悦卿 董莲娥
天津市环境保护研究所大气室 刘慧智等

天津市第一发电厂位于天津市中心, 是三十年代建立的中型火力发电厂。该厂有100米以下烟囱七个, 采用水磨除尘设备, 对市区大气环境影响较大, 是天津近年环境改造的重点。为此, 我们对该厂烟尘的粒度和形状进行了测定并研究, 据以探讨该厂烟尘的沉降与扩散作用、对市区环境的影响、能源损失与回收以及烟尘污染的控制等问题。

工 作 方 法

取样: 在烟囱除尘器前后, 即烟囱入口、出口(离烟囱出口5米)用滤膜法各取样2个, 于1980年2月16日上午在7号炉进行。采用国产玻璃纤维滤筒, 采气速度30米/分, 采气量300升。

粒度测定: 鉴于该烟尘粒度范围较广, 有可见灰尘、显微灰尘和超显微灰尘*, 故采用箱分法、显微镜检查法和(透射)电子显微镜法三种方法。粒子直径取横轴上颗粒直径, 其中不规则状的取其投影。粒度用粒子直径的大小范围, 大小分布(按重量和粒子数两种分布)以及粒子的中值直径, 平均直径, 面积平均直径和体积平均直径来表示。每个样测200个以上粒子。

形状测定: 显微镜检查法、电子显微镜法。

结 果

观察和统计表明, 除尘器前后(即烟囱入口、出口)烟尘的粒度和形状存在明显差别、粒子大小分布型式却颇相似。

一、粒度

该烟尘粒子直径一般在100微米以下, 最大为400—900微米(箱分法), 最小为0.02

*可见灰尘: 粒子直径大于10微米, 肉眼可见; 显微灰尘: 粒子直径为0.25—10微米, 在普通显微镜下可以看见。超显微灰尘: 粒子直径小于0.25微米, 只有在超显微镜下才能看见。

微米以下（电镜法）。

粒子大小按重量的分布（表1）表明：小于76—900微米的粒子中，各粒级粒子的重量百分比是随着粒径的增加而减少的，并且90%以上的粒子在76微米以下（尤其是出口处）。

粒子大小按粒子数的分布如表2、3、4及图1、2。该分布表明：在0.5—100微米的粒子中，粒子主要（80—90%以上）是在5微米以下，其中2微米以下的占60%以上，10微米以上的占2—4%（表2、图1）。烟尘呈近似正态分布，入口烟尘的曲线

煤烟尘粒子大小分布（一）表 1

大小分级 (μm)	重量百分比 (%)	
	入口 1,3号样均值	出口 (1号样)
>900	0	0
900—300	0.3	0.5*
300—150	0.5	0.4
150—105	0.7	0.5
105—76	4.1	1.5
<76	92.9	95.8

(筛分法) *内有夹层的垢等杂质。

偏左，中值直径（50%的粒子大小 M_g ）入口和出口的各为1.5、1.3微米（图1）；粒子的平均直径、面积平均直径及体积平均直径见表3。在0.02—5.0微米的烟尘中，其大小分布曲线的型式不同于0.5—100微米的，0.1微米以下的粒子在入口占20—35%，在出口占38%左右（表4、图2）。

以上粒子大小分布的各种数值均说明，出口烟尘比入口烟尘的粒度要小。

煤烟尘粒子大小分布（二）

表 2

原 样 号 项 目 大 小 级 (μm)	入 口 (3)		出 口 (1)	
	粒子数 (个)	百分比 (%)	粒子数 (个)	百分比 (%)
0.5—1.9	105	26.9	126	32.5
1.0—1.9	135	34.5	140	36.1
2.0—3.9	88	22.5	81	20.9
4.0—5.9	23	5.9	22	5.7
6.0—7.9	10	2.6	8	2.1
8.0—9.9	16	4.1	3	0.8
10.0—12.4	0	0	2	0.5
12.5—14.9	2	0.5	2	0.5
15.0—19.9	3	0.8	0	0
20.0—24.9	3	0.8	2	0.5
25.0—49.9	2	0.5	2	0.5
50.0—100.0	4	1.0	0	0
全 部	391	100.1	388	100.1

显微镜检查法×675

注：每个样做两次，每次测200—210粒，两次一起统计，0.5微米以下参粒子未与统计。

煤烟尘粒子大小分布初步计算结果 表 3

大 小 号 (μm)	入 口 (3)	出 口 (1)
粒子平均直径	3.5	2.3
面积平均直径	59.3	22.3
体积平均直径	70.5	31.6

注：粒子平均直径 = $\Sigma nd / \Sigma n$ 面积平均直径
 = $\Sigma nd_3 / \Sigma nd^2$ 体积平均直径 = $\Sigma nd^4 / \Sigma nd^3$
 其中：d—粒子大小级中位直径。
 n—粒子大小级的粒子数。

煤烟尘粒子大小分布

表 4

原 样 号	入 口 (1)		入 口 (3)		出 口 (1)	
项 目 大 小 级 (μm)	粒 子 数 (个)	百 分 比 (%)	粒 子 数 (个)	百 分 比 (%)	粒 子 数 (个)	百 分 比 (%)
0.02—0.09	74	23.1	108	32.7	118	38.1
0.1	20	6.3	32	9.7	28	9.0
0.2—0.4	109	34.1	105	31.8	89	28.7
0.5—0.9	54	16.9	43	13.0	51	16.5
1.0—1.9	48	15.1	29	8.8	19	6.1
2.0—3.9	12	3.8	11	3.3	5	1.6
4.0—4.9	3	0.9	2	0.6	0	0
> 5.0	0	0	0	0	0	0
全 部	320	100	330	100	310	100

(透射电子显微镜照相统计法 × 2750)

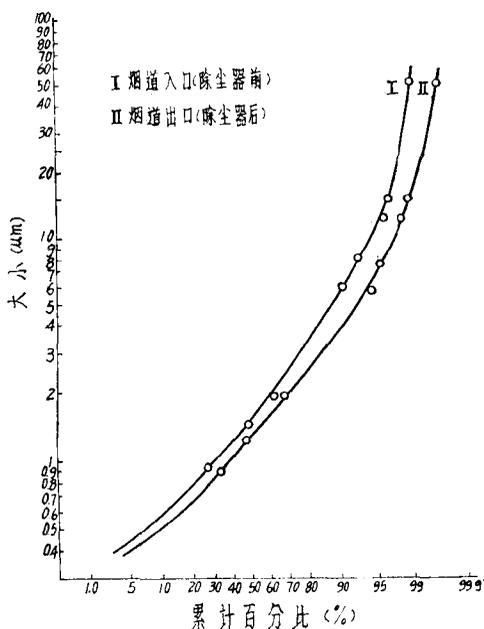


图 1 煤烟尘0.5—100微米粒子大小分布曲线

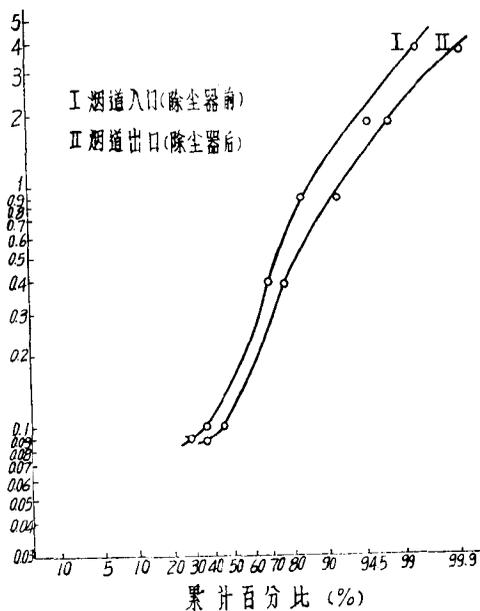


图 2 煤烟尘0.02—5.0微米粒子大小分布曲线

二、形状

该煤烟尘的形状最多为不规则状（主要在入口）和球状（主要在出口），其次为蜂窝状、纤维状，尘粒集合体亦多见（主要在出口），还有规则状尘粒（如正六边形的）。统计表明球状尘粒在出口（60—70%）多于入口（40—60%）；纤维状尘粒在入口（1—3%）多于出口（0.1—2%）。

不规则状尘粒较大，多在5—20微米以上，多为黑色小煤块。该黑色煤粒在入口烟尘中较多，占30—60%，其直径最大上百微米，最小的小于0.5微米；在出口烟尘中约占10%，颗粒较小。入口、出口烟尘含煤成份的差别与其颜色上的差别——入口的呈黑灰色，出口的呈灰白色——是一致的。

结 论 分 析

一、该烟尘的沉降作用及扩散模式问题

大气中粒子的沉降和扩散作用除了大气的运动和性质外，还取决于粒子本身的大小、密度和形状等。如当粒子的大小和密度一致时，粒子愈接近球状，则沉降愈快。

粒度和形状的分析结果表明：该烟尘不论是烟囱入口的或是即将散入大气的出口粒子，从其沉降和扩散的作用来看，均有以下特点：（1）绝大多数都是属于在静止大气中有沉降作用的粒子。其中，呈等速沉降的（0.1—10微米粒子）最多；呈加速沉降的（10微米以上）也有小部分。例如：在出口0.5—100微米的烟尘中，呈等速沉降的0.5—9.9微米的粒子占97.9%呈加速沉降的10—100（实际上是50）微米的粒子占20%（表1，图1）。（2）在静止大气中几乎不降落、有相当强的扩散能力而呈布朗（Brown）运动的0.1微米以下的粒子占少数。例如：在出口，0.1微米以下的粒子，在0.02—5.0微米大小范围中仅占38%，相当于占全部粒子的35%以下。（3）有利于沉降的球状粒子较多，在出口烟尘中占了60—70%。

因此充分说明：天津第一发电厂散入大气中的煤烟尘具有在静止大气中有沉降作用的性质，其扩散模式确有必要考虑其粒子的大小、形状及其沉降作用问题，尽管国内外目前在烟尘的扩散模式方面实际上对沉降作用考虑较少。

二、该烟尘对市区环境的影响

从人体健康的观点来看，结果表明：该烟尘被吸入后，易于阻留和沉积于呼吸道的粒子比例极高，并且愈易阻留和沉积于深部呼吸道的，其分散度愈高。在出口烟尘中，能阻留于上呼吸道并易达到肺泡的5微米以下的粒子占93%，其中主要沉积于肺的，最富含煤中各种有害成分的1微米以下的粒子占32.5%。此外，该烟尘还含有直径小于0.5微米的、吸入后对肺部危害极大的（不管任何化学成分）纤维状、针状尘粒。因此，该厂的煤烟对周围人群呼吸道以及心血管、肝、脾等组织的危害是肯定的，其程度需要调查。

由于出口烟尘中能产生光散射，影响日照和能见度的0.1—10微米的粒子占97.2%以上，故该烟尘可能对市区的交通安全和儿童发育等带来不利影响。

以上对环境的潜在威胁，因烟囱的排放高度低，扩散距离近，对附近1—2公里内的居民和环境影响很大。

三、该厂能源的浪费与烟尘中煤的回收利用问题

烟尘中煤粒的比例（入口30—60%，出口10%）说明：（1）该厂燃煤不够充分，存在着能源——煤的不能忽视的浪费。（2）该除尘器能将烟尘中未充分燃烧的绝大部分煤收集下来。（3）如能将除尘器烟尘中的这些煤回收利用，则能源的浪费会大为减少。

四、烟尘污染的控制问题

该厂烟尘除尘器前后粒子大小分布的变化表明：该厂除尘器主要除去烟尘中8—50微米以上粒子，对属于飘尘主体的2微米以下粒子（通常占大气飘尘总数80—90%）的除尘效率极差。因此，该厂虽有除尘措施，但所排烟尘仍然会加重市区大气飘尘的污染。当然与民用煤炉燃煤相比，其影响多大？还值得进一步研究。

背風坡及其下游烟道形态的風洞实验研究

中国环境科学研究院 彭贤安
北京大学 丁润田

一、实验装置

使用的风洞实验段的尺寸为：

1.0米×1.5米×5.5米

我们使风洞能产生垂直方向风速值没有变化的均匀风速和呈幂指数变化的梯度风速。还可以形成阵性风速，阵性风速是一种风速大小随时间做周期变化的风速，它可以表示为

$$u = u_0 (1 + \cos 2\pi ft)$$

其中f为频率。表1表示阵性风周期和烟道纵向摆动周期数据，相关系数达0.9969，这说明烟道的摆动完全是由阵风周期决定。

阵风周期和烟纵向摆动周期

表 1

阵风周期 (秒)	12	7.5	5.25	4.0	2.0
烟道纵向摆动周期 (秒)	12	7.5	5.0	4.5	3.4

在风洞中备有放烟装置。在风洞底板上顺着烟道的下风方向有水平距离标杆，表示在下风方向烟道的移动长度。

实验时备有16毫米的电影摄影机一部，能够很方便地摄下烟道的摆动形为。

关于山型，我们使其典型化而又具有一定的代表性。纵剖面用简单的几何形状表示，如表2所示。另外为了模拟城市建筑中的烟囱设计，我们做了一个长方体来模拟城

模 型 山

表 2

序 号	2	3	4	5	6	7
山 型						
高 度	1	1	1	2	3	∞
$\alpha(1/4)$	33.69	45.00	63.43	70.96	80.54	90.70

市住宅在风洞中做模拟实验。我们在每次试验之前，在风洞的一侧挂一块小牌子，上面顺次写上 \bar{p} 、 P 、 v_0 、 M 、 h 、 l 和 v_s ，以分别表示阵性频率、幂指数风速廓线或均匀风速廓线、风速值、山型、烟囱高度、烟囱离山脚的水平距离和烟囱烟气出口速度。开始做实验时，先拍照片，以便于校对实验条件。

二、模拟实验的相似条件

在做风洞模拟实验时，我们必须考虑模型与现场的相似条件，几何形状的相似相对来说是容易做到的。为了使实验具有一定的广泛性，我们做了如表2所示的六座模型山和一座模拟城市房屋建筑的长方体。

两种流动的相似，除了要保证几何相似以外，还必须要求运动学和动力学相似。对于湍流运动，能量由平均运动输送到脉动运动上，也就是说大涡旋必然分解成小涡旋，决定能量由大涡旋输送到小涡旋上的输送强度的能量耗散值，正是湍流内部性质的最重要性质之一。日本根本茂认为在湍流充分发展的条件下，湍流雷诺数应该相等，由此可得著名的1/3次幂的相似关系：

$$\frac{U_M}{U_N} = \left(\frac{L_M}{L_N} \right)^{1/3}$$

其中 U_M 、 U_N 分别为模型与原型的特征速度，而 L_M 、 L_N 是分别表示模型与原型的特征长度。

由于原型与模型的缩比为千分之一，代入上式即可得到模型速度与现场速度关系为：

$$\frac{U_M}{U_N} = \left(\frac{1}{1000} \right)^{1/3} = \frac{1}{10}$$

在风洞实验中我们采用如表 3 的 5 个风速值：

模型与原型的风速值

表 3

模 型 (m/S)	0.2	0.4	0.6	0.8	1.0
原 型 (m/.)	2.0	4.0	6.0	8.0	10.0

在环境风洞中，我们一般把污染物看成是一种可以随气流飘移的气溶胶，所以忽略佛罗德数相等的要求。另外还考虑到风速的非定常性，还要引用斯托哈尔数，即

$$\frac{U_M T_M}{L_M} = \frac{U_N T_N}{L_N}$$

式中：T为周期；M与N分别表示模型与原型。

在背风坡，我们在不同的下风距离安装着有一半山高的烟囱，其烟囱烟气的流速如表 4 所示：

烟 气 出 口 速 度

表 4

山 型 序 号	2, 3, 4, 6, 7	1, 5
烟气出口速度 m/s	1.35	1.42
相当实际出口速度 (m/s)	13.5	14.2

在风洞实验中，通常将测量风速的热电偶风速计放置在距风洞底板0.7米的高度上在梯度风实验状况下，此高度相当于大气边介层顶部。而在野外大气测量中，是在距山顶10米处测量风速值。因此，我们在风洞实验中，测量了距模型山顶部0.01米高度的风速值，并将来流风速值和模型顶部上测到的风速值进行比较，求得风速落差甚小。

三、实验步骤与方法

我们做了四种类型来流状况的实验：即阵性梯度风、阵性均匀风、梯度风和均匀风。并在每种类型的来流状况中选用了五个风速值：即0.2米/秒、0.4米/秒、0.6米/秒、0.8米/秒和1.0米/秒。在上述不同来流条件下，进行了绕六种山型流动状态的实验。在实验中，将发烟管放在模型山的上方向，距山0.2米处放烟，烟管烟气的出口高度和山型顶部高度一致。我们将烟管排放的这种烟近似地看成是气流运动的示踪物，这样便可以观测过山气流在山的背风面所呈现的特征形态。又在模型山的下风向距离山脚0.20米—1.40米内，选择几个点进行排烟实验，排放源的高度是山型的一半。在这项实验中，观测了污染源在背风坡及其下游烟云运动轨迹。我们还去掉了模型山，做了类似平坦地形实验，以其显示障碍山的作用。