

多氯聯苯(PCB)於大氣中之粒徑分布及沉降速率

劉 希 平*

一、前 言

本研究之主題係探討多氯聯苯(PCB) 於大氣中粒子之粒徑分布、濃度、沉降速率及其對環境水體所造成之影響。本研究於美國芝加哥和洛杉磯兩個空氣污染較嚴重之都會區，以Noll旋轉衝擊器(Noll Rotary Impactor,NRI,如圖1)採集粒子粒徑大於 $6.5 \mu\text{m}$ 之粒子，而於芝加哥地區另以塗有Apiezon L膠之PVC片收集大氣中之乾沉降粒子（無降雨狀態所採集之樣本）。因為芝加哥和洛杉磯之空氣污染特性不同，芝加哥除了交通運輸工具所產生的污染物外，其南部並有一大型重工業區，其主要之污染物除硫氧化物、氮氧化物、粒狀物外，尚有重金屬（大多以粒狀物型態排放）、多氯聯苯(PCB) 和多環芳香族碳氫化合物(PAH)(大多以氣體型態排放)。而洛杉磯則是以交通之空氣污染為主，如碳氫化合物、氮氧化物和臭氧等。本研究亦比較此二城市之PCB 濃度及其差異性。

研究結果顯示，在粒子粒徑大於 $6.5 \mu\text{m}$ 之粒子中，芝加哥之PCB濃度 ($0.95\text{ng}/\text{m}^3$) 高於洛杉磯($0.52\text{ng}/\text{m}^3$)，而PCB 在此二城市之粒子粒徑分布於95%之可信度區間下可視為相等（芝加哥： $\text{MMD}=26.4 \mu\text{m}$, $\text{SD}=7.9 \mu\text{m}^3$ ；洛杉磯： $\text{MMD}=24.1 \mu\text{m}$, $\text{SD}=6.1 \mu\text{m}$ ）。而PCB 在芝加哥地區之平均沉降量為 $44\text{pg}/\text{m}^2/\text{sec}$ 或 $1388\text{g}/\text{km}^2/\text{yr}$ 。根據本研究之測試結果和Murphy於1981年(1)所測得之氣態PCB濃度，大氣中PCB之沉降速率為 $3.7 \text{cm}/\text{Sec}$ 。

本研究結果顯示PCB存在於大氣粒狀物中之濃度不可忽視，而PCB之粒徑分布結果亦証實PCB存在於大粒子中。此外，大粒子之高沉降速率之特性更在PCB沉降量上，扮演著舉足輕重的角色。

二、背景資料

由於五大湖區是美國北部的主要水資源區，因而，此區域之水質和環境衛生格外受到美國政府和學術界的重視。近十年來，五大湖區內之魚類、湖水、土壤和底泥(2)均檢測出PCB，因而美國聯邦環境保護署(U.S.EPA)建議民眾勿食用捕自五大湖區內之魚類，此外，諸多証據顯示PCB 已逐漸累積於此一區域。

* 美國明尼蘇達州大學博士班研究生

雖然美國政府早於1978年禁止PCB 繼續生產，但既存之PCB 產品仍廣泛地分布在各個角落，如變壓器、電容器、熱傳液等。而且因為PCB 之高穩定性和不易被生物分解之特性，使PCB 散布於整個生態環境，並經由食物鏈之傳遞，PCB 累積於動植物及至於人體。環境中之PCB 分布於①氣體；②溶解於水中；③被吸收或吸附於大氣中之氣懸膠和；④土壤及河川、湖泊底泥。對於湖泊中之PCB 來源，Eisenreich⁽³⁾估計五大湖區內之PCB有60%至80%來自於大氣，而Atlas⁽⁴⁾亦認為大氣是湖泊、海洋之PCB 主要來源。

就PCB 於環境中之分布而言，Murphy於1977年於芝加哥地區作了雨水、冰雪、密西根湖湖水和空氣中之 PCB 濃度調查⁽⁵⁾，其結果如表 1。表中可得知雨水和冰雪中之PCB 濃度遠高於密西根湖湖水，Murphy並根據亨利常數 (Henry Constant) 和大氣中之氣態PCB濃度計算出水中PCB之平衡濃度，但此理論值卻遠低於PCB 於雨水中之實際測值，此意謂大氣中氣態之PCB 並非密西根湖內PCB 之主要來源。

表 1 雨水、冰雪、湖水和空氣中之PCB濃度

樣本	PCB濃度測值
雨水	193±145 ng/L
冰雪	212± 97 ng/L
湖水	41 ng/L
空氣	8±2.8 NG/M ³

在以往的研究中，大多以高量氣體採樣器採集大氣中之PCB，其中分為濾紙和 PUF (Poly Urethane Form) 兩部份，前者之目的是截留氣流中之粒狀物，而 PUF之目的則為吸附氣流中之有機化合物如PCB、PAH等。一般 PCB之定義為停留在濾紙上之 PCB視為粒狀物PCB，而PUF中之PCB 則視為氣態PCB。但Eisenreich⁽⁶⁾和 Doskey⁽⁷⁾均提出此一方法之缺點 - PCB之脫附(Desorp) 效應，因大量氣體通過粒狀物，必然將存在於粒狀物內之有機物沖刷出，即使這些有機物仍可被其後之PUF吸附，但此一現象可能導致PCB於粒狀物中濃度之低估，進而忽視 PCB於粒狀物中之重要性。但由於高量氣體採樣器之操作簡便，迄今仍為大多數研究採用。

沉降作用是大氣中粒子的主要去除方式，尤其是大粒子（粒子粒徑大於 $10 \mu m$ ，其沉降速率為 $3\sim 5 cm/sec$ ）。因為大氣中之粒子可能吸收或吸附氣態PCB，因而PCB之沉降量(Flux)亦可藉由粒子之沉降特性推求。Doskey⁽⁷⁾由沖刷係數 (Washout Coefficient) 和粒子粒徑之關係，推論PCB在大氣中主要是以氣體或存在於次微米之粒子型式存在。而以往之 PCB研究亦著重於氣體和粒子粒徑小於 $10 \mu m$ 之粒狀物，其理由是氣體和該類粒子可深入人體肺部，並對健康造成影響。而本研究之主要目的是探討 PCB是否存在於

大粒子（粒子粒徑大於 $6.5\mu\text{m}$ ）及其沉降速率之推。

三、PCB之化學分析

本研究之 PCB化學分析可以分為六個主要步驟，主要測試方法係參照U.S.EAP 方法 608(8)：

1.超音波震盪

因本研究是以塗在PVC片上之Apiezon L膠來黏附大氣中之粒狀物。在樣本攜回實驗室後，先將 PVC片放入一玻璃瓶內，加入10毫升之methylene chloride和20毫升之正己烷，此外並加入1毫升500ng/ml之OCN(Octachlorobiphenyl)作為內部檢定標準。關緊瓶蓋後，以超音波震盪器震盪10分鐘，此步驟之主要目的是以有機溶劑溶解Apiezon L 膠，並使粒狀物懸浮於有機溶劑中，如此 PCB較易與粒狀物分離。

2.萃取

將上述步驟之PVC片放入圓筒濾紙中(Cellulose材質，Whatman Co.,UK)，並將粒狀物與有機溶劑之混合液通過該圓筒濾紙，而後以Soxhlet萃取器和150毫升之正己烷，作24小時萃取步驟。此步驟之目的是將PCB與粒狀物分離。

3.濃縮

將上述步驟中180毫升之混合有機溶劑以K-D濃縮器減量至 2毫升，以便進行下一步初分離步驟。

4.初分離(Clean up)

因大氣中PCB濃度不高，而且許多污染物亦會出現在PCB之氣相層析圖範圍內，而形成干擾物（如硫化物），因此，初分離步驟可以先將這些干擾物以不同極性之填充物與載洗液和PCB預先分離，以減少PCB在氣相層析分析時之誤差。初分離管是由15g 3 %減活性之矽膠微粒(200號篩)和1公分高之無水硫酸鈉所組成。載流液(elution)是6% (V/V)乙醚(ethyl ether)之正己烷溶液。

5.濃縮

收集初分離步驟之載洗液，並先以K-D濃縮器作初步濃縮，而後再以99.99%之氮氣將此樣本準確地濃縮至1毫升。

6.氣相層析分析

將該1毫升樣本，以自動注射器注入 $2\mu\text{l}$ 於氣相層析儀中分析。而 PCB之氣相層析條件、檢量和分析請參考文獻(9)。

此外，在樣本分析前，PCB 之回收率實驗三次平均回收率為82%、82%和85%，此回收率實驗係驗証整個 PCB化學分析步驟之可靠性。

四、結果與討論

4.1 PCB之粒徑分布

No11旋轉衝擊器(NRI)是依照粒子慣性運動原理來收集不同粒徑之粒子⁽¹⁰⁾。NRI有四個收集階段，分別為A階段（可收集粒子粒徑大於 $6.5 \mu m$ 之粒子），B階段（大於 $11.5 \mu m$ ）、C階段（大於 $24.7 \mu m$ ）和D階段（大於 $36.5 \mu m$ ）。此外，下列兩點定義先予以說明：

1. MMD (Mass Median Diameter)是粒子之質量中值粒徑；GSD (Geometric Standard Deviation) 是標準偏差。此二值是以NRI四階段測試資料於對數一或然率圖所得到的結果。
2. 在討論兩個族群之相似性假說時，是以95%之可信賴區間和 F測試之前 5%來作統計分析。

表2列出芝加哥與洛杉磯之NRI 樣本資料，由於粒子中之PCB濃度不高和PCB氣相層析檢測限值(Detection Limit)之限制，一組PCB樣本合併10~20組粒狀物樣本，以期有足夠之PCB克服實驗限制。

表2 芝加哥與洛杉磯之NRI採樣資料

樣本組別	採樣日期	採樣時間 (HOUR MIN)	
Chicago, IIT	86,7,31 - 8,12	216	21
	86,8,12 - 8,22	117	54
	86,8,22 - 9,2	132	49
	88,7,7 - 10,28	229	48
Los Angeles, CA	87,6,16 - 6,22	130	34
	87,6,22 - 7,3	200	20
	87,7,3 - 7,12	150	23
	87,7,12 - 7,21	169	5

(每組樣本均含有NRI四個階段)

表 3 列出芝加哥與洛杉磯之NRI 四階段粒狀物濃度、粒徑分布及其統計值。芝加哥 A階段之平均粒狀物濃度為 $20.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，平均MMD值為 $23.5 \mu\text{m}$ ，其標準偏差為 $5.6 \mu\text{m}$ ，其中第四組MMD 值較其他三組為高，其原因可能為不同年份資料所造成之差異，但基於95%之可信賴區間條件下，該值仍視為有效樣本。洛杉磯 A階段之平均粒狀物濃度為 $22.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，平均MMD值為 $20.4 \mu\text{m}$ ，其標準偏差為 $2.3 \mu\text{m}$ 。以這些粒狀物資料顯示此二城市之粒狀物特性大致相同。

表 3 NRI粒狀物濃度及粒徑分布

城市	樣本組	階段 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				MMD (μm)	σ, g
		A	B	C	D		
芝 加 哥	1	26.1	16.4	12.5	9.28	21.0	4.88
	2	20.2	13.6	10.5	7.51	24.0	4.57
	3	16.5	9.83	7.27	4.85	18.0	4.00
	4	20.2	16.7	11.5	8.99	31.0	2.90
	MEAN	20.8	14.1	10.4	7.66	23.5	
	S.D.	3.97	3.19	2.27	2.03	5.57	
	洛	33.7	25.8	9.44	5.90	17.5	2.00
	杉	17.9	14.2	8.29	5.37	23.0	2.39
磯	3	16.9	12.7	6.71	4.93	20.0	2.10
	4	21.1	17.2	8.49	5.47	21.0	2.10
	MEAN	22.4	17.5	8.23	5.42	20.4	
	S.D.	7.74	5.86	1.13	0.04	2.3	

表 4 列出PCB於芝加哥及洛杉磯NRI各階段之重量和異構物數目，其中芝加哥之樣本中PCB異構物數均高於洛杉磯。表 5 所列之PCB附著於粒狀物之濃度較以往研究所得之數據高（如表 6）。可能的原因有以下二點：(1)採樣的設備不同，以往的研究主要以高量氣體採樣器為主，而本研究是以粒子慣性衝擊來採集粒子樣本；(2)高量氣體採樣器在粒狀物部份所產生之PCB脫附現象可能是PCB濃度低估的主要原因。

表 4 芝加哥與洛杉磯於NRI採樣器各階段之PCB重量和異構物數

城市	樣本組	階段 (ng)			
		A	B	C	D
芝 加 哥	1	548.04	1144.84	2163.16	1364.25
		(19)	(30)	(27)	(27)
	2	141.63	392.40	850.99	496.73
		(7)	(16)	(18)	(16)
	3	184.04	360.23	738.36	388.03
		(12)	(18)	(22)	(18)
	4	403.94	1250.29	3060.25	1969.87
		(3)	(24)	(34)	(32)
洛 杉 磯	1	119.69	196.04	377.90	213.59
		(13)	(11)	(22)	(19)
	2	89.89	267.68	521.97	279.52
		(6)	(13)	(22)	(14)
	3	86.15	126.48	355.36	194.27
		(6)	(6)	(22)	(14)
	4	91.30	177.40	479.01	232.57
		(7)	(8)	(14)	(12)

括號內是PCB異構物數。

此外，PCB於NRI四階段粒狀物中之濃度相近，此意謂 PCB存在於本研究中之粒子粒徑範圍內。表 7 則以 PCB於空氣中之濃度和其相關之粒子粒徑在或然率圖上得到PCB 於空氣中之MMD和 σg 。進而由四組資料得知PCB於芝加哥之平均MMD為 $26.4 \mu m$ ，標準偏差為 $7.8 \mu m$ ；洛杉磯之平均MMD為 $24.1 \mu m$ ，其標準偏差為 $6.1 \mu m$ 。在前5%F測試下，此二城市PCB之粒徑分布可視為相同。

表 5 兩城市之PCB附著於粒狀物之重量濃度($\mu\text{g/g}$)

城市	樣本組	階段 ($\mu\text{g/g}$)			
		A	B	C	D
芝	1	58.52	64.68	53.61	45.49
	2	35.90	49.08	60.29	37.56
	3	50.13	55.42	52.31	41.17
	4	40.37	57.30	61.00	50.28
哥	MEAN	46.23	57.30	56.80	43.63
	S.D.	10.12	6.42	4.48	5.49
洛	1	32.18	26.69	27.91	22.26
	2	15.08	21.48	27.95	23.12
	3	20.43	15.12	24.10	17.93
	4	15.42	13.90	22.81	17.17
杉	MEAN	20.94	19.30	25.69	20.12
	S.D.	8.29	5.94	2.64	3.00

表 6 PCB於粒狀物中之濃度

地點	($\mu\text{g/g}$)	參考文獻
Pinconning, MI	2.8 ± 2.0	(11)
Chicago, IL	8.1	(12)
Lake Michigan	4.0	(13)
Chicago, IL	8 ± 8	(14)
Lake Michigan	4.0	(15)
Milwaukee, WI		
Industrial	7.1	(15)
Rural	3.0	(15)
Madison, WI	3.0	(15)
Minneapolis, MN	2.8	(3)
Bloomington, IN	0.1 — 9.6	(16)
Northern Wisconsin	0.6 — 5.1	(17)
Lake Superior	0.17	(18)

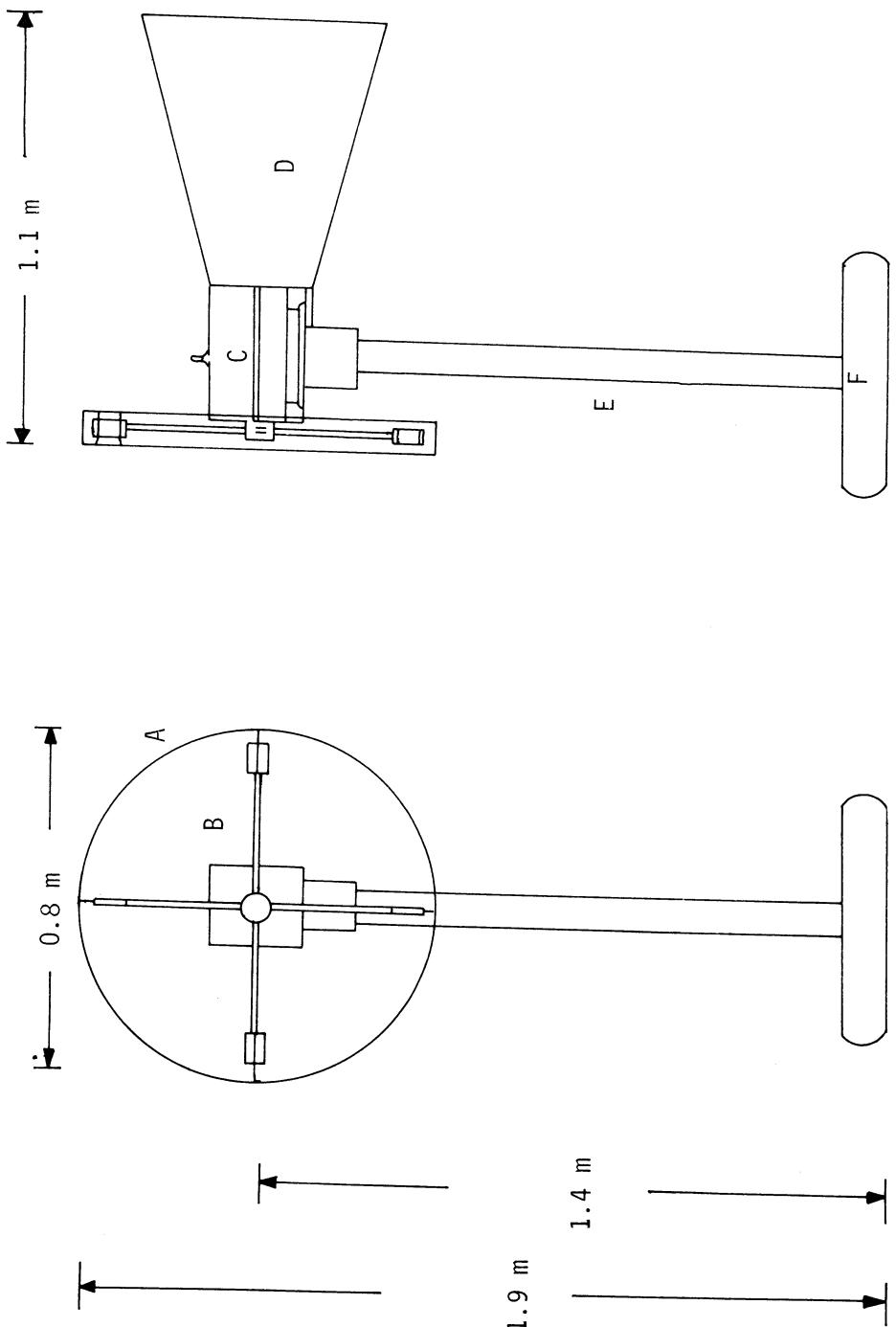


圖 1 No.11 旋轉衝擊器 (A = 扇 、 B = 衝擊段 、 C = 馬達室
， D = 風尾 、 E = 支撐管 、 F = 底座)

表 7 PCB之粒徑分布

城市	樣本組	Stage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				MMD (μm)	σ, g
		A	B	C	D		
芝	1	1.528	1.036	0.669	0.423	20.5	2.80
	2	0.723	0.669	0.483	0.280	31.0	1.88
	3	0.827	0.544	0.380	0.200	19.5	2.84
	4	0.815	0.958	0.702	0.452	35.0	1.74
哥	MEAN	0.973	0.809	0.559	0.339	26.4	
	S.D.	0.373	0.243	0.153	0.119	7.8	
洛	1	1.105	0.687	0.263	0.131	17.5	1.89
	2	0.271	0.307	0.231	0.123	32.0	1.52
	3	0.379	0.193	0.161	0.089	22.0	3.50
	4	0.325	0.240	0.193	0.094	25.0	2.50
杉	MEAN	0.520	0.357	0.212	0.109	24.1	
	S.D.	0.392	0.225	0.044	0.021	6.1	
磯	MEAN	0.520	0.357	0.212	0.109	24.1	
	S.D.	0.392	0.225	0.044	0.021	6.1	

4.2 PCB之乾沉降

表 8 列出芝加哥之乾沉降採樣資料。採樣設備如圖 2、3，圖 2 為乾沉降採樣器，此採樣是由一個水平採樣平板連接一個垂直風板。圖 3 為採樣平板之平面圖，採樣設備細節則參考文獻(19)。粒狀物沉降量、PCB沉降量和PCB附於粒狀物之濃度分別表示於圖 4、5 和 6。其中粒狀物沉降量和 PCB沉降量有相同之趨勢，春秋兩季較高，夏季較低。因為大氣中乾沉降量正比於其粒狀物濃度，而且芝加哥在春、秋兩季是高風速季節，高風速會造成區域性紊流，使地面上已沉降之粒狀物再度揚起，而導致大氣中粒狀物濃度增加。然而 PCB乾沉降量與粒狀物乾沉降之相同趨勢可証實 PCB與粒狀物有某種程度之相關性。

相反地，PCB於粒狀物之濃度在夏季時出現一高峯，此一原因可歸究於溫度效應。因溫度升高會加速 PCB之排放，致使大氣中 PCB濃度增高，而 PCB於粒狀物之濃度應和其在大氣中濃度保持平衡，所以PCB 在夏季時之濃度應高於其他季節。此一現象亦符合於Manchester-Neesvig於1989年之報告(17)。

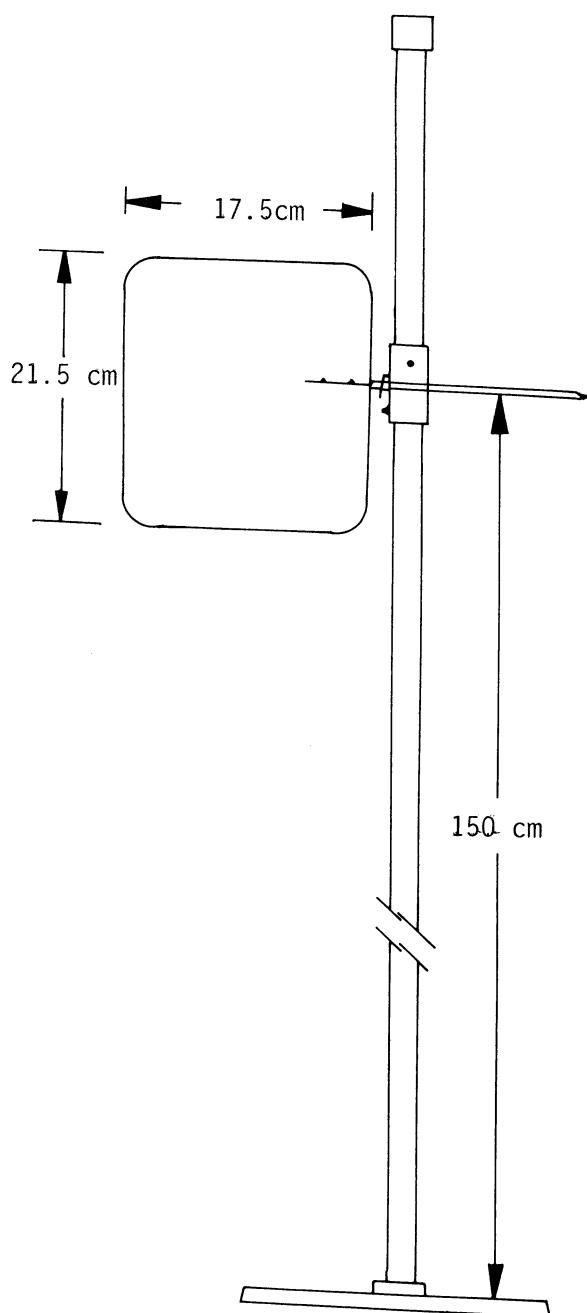


圖 2 乾沉降採樣器之側視圖

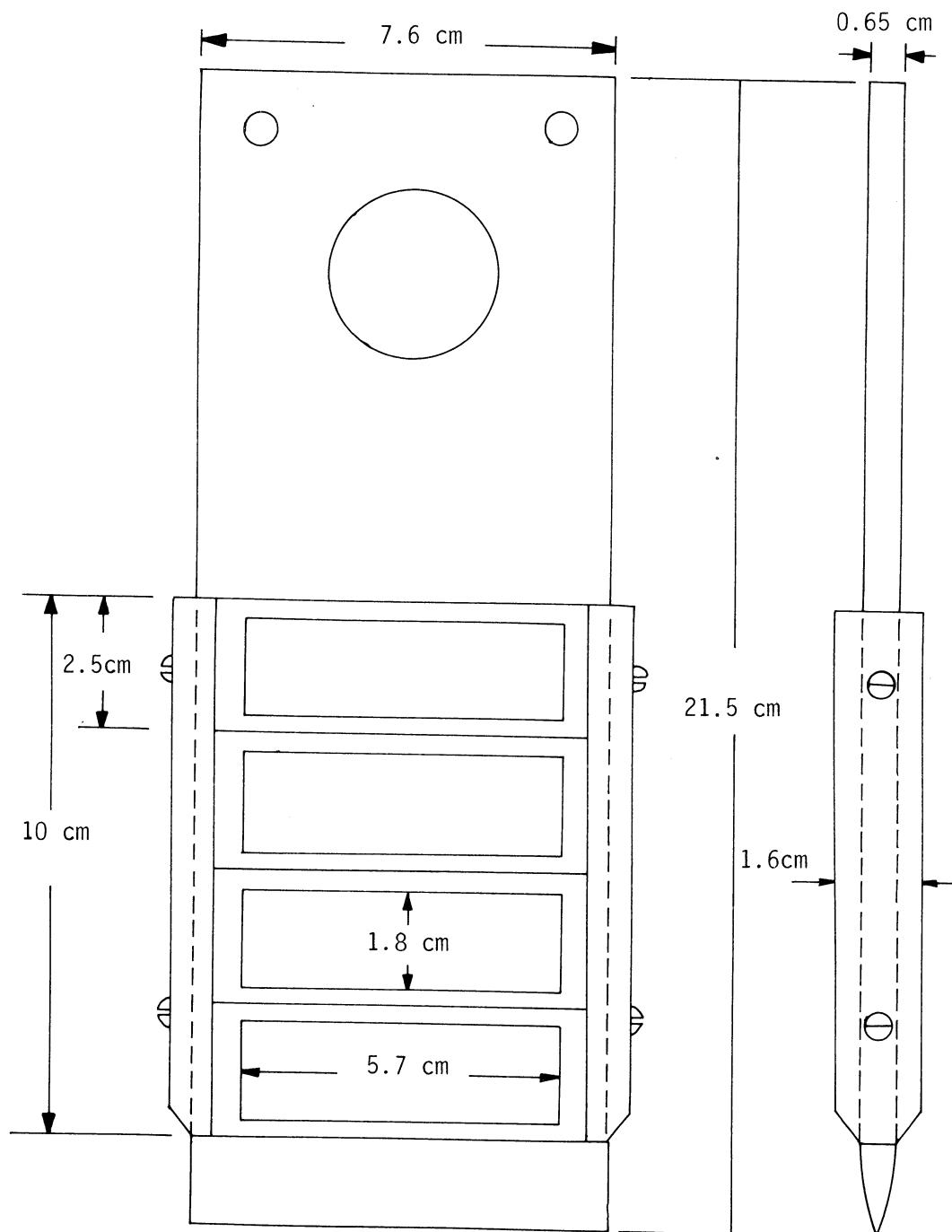


圖 3 乾沉降採樣板之正、側視圖

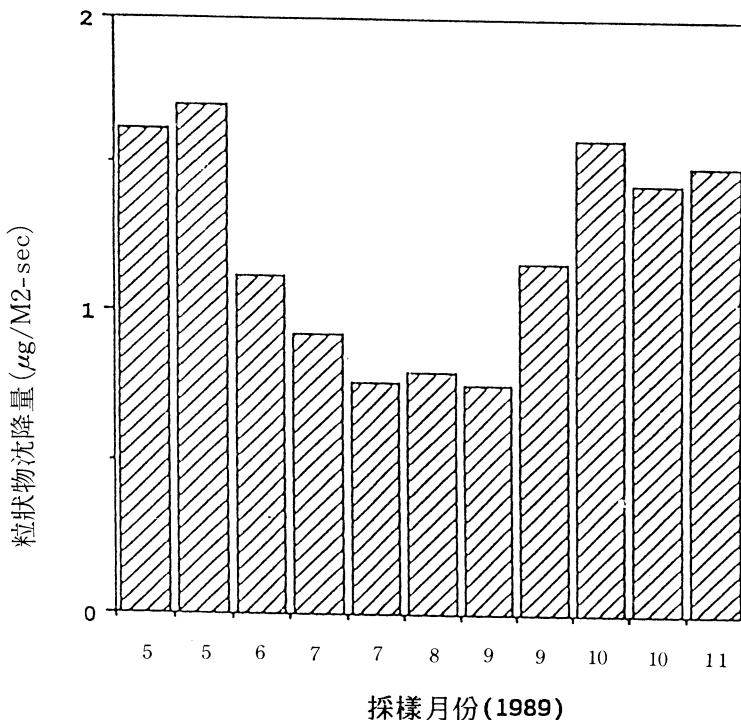


圖 4 粒狀物沉降量變化圖

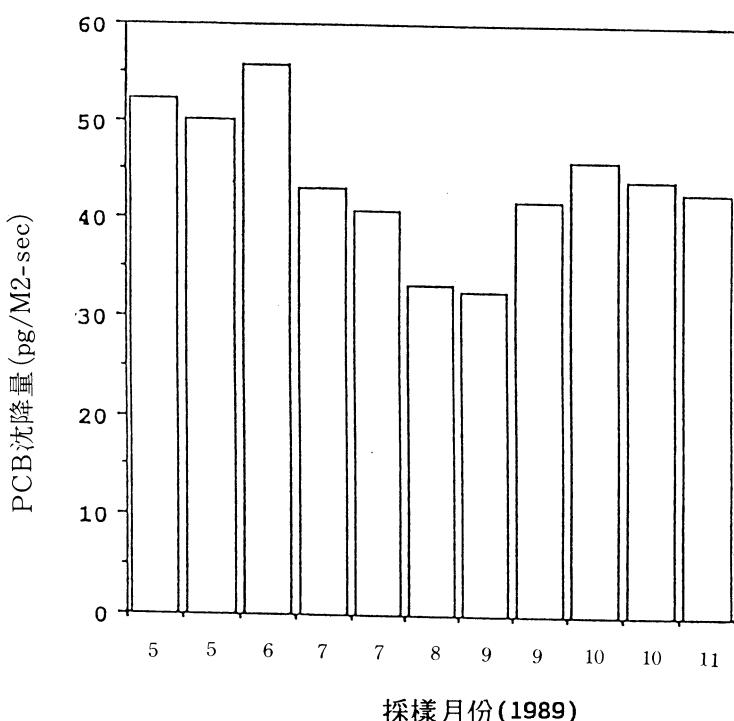


圖 5 PCB 沉降量變化圖

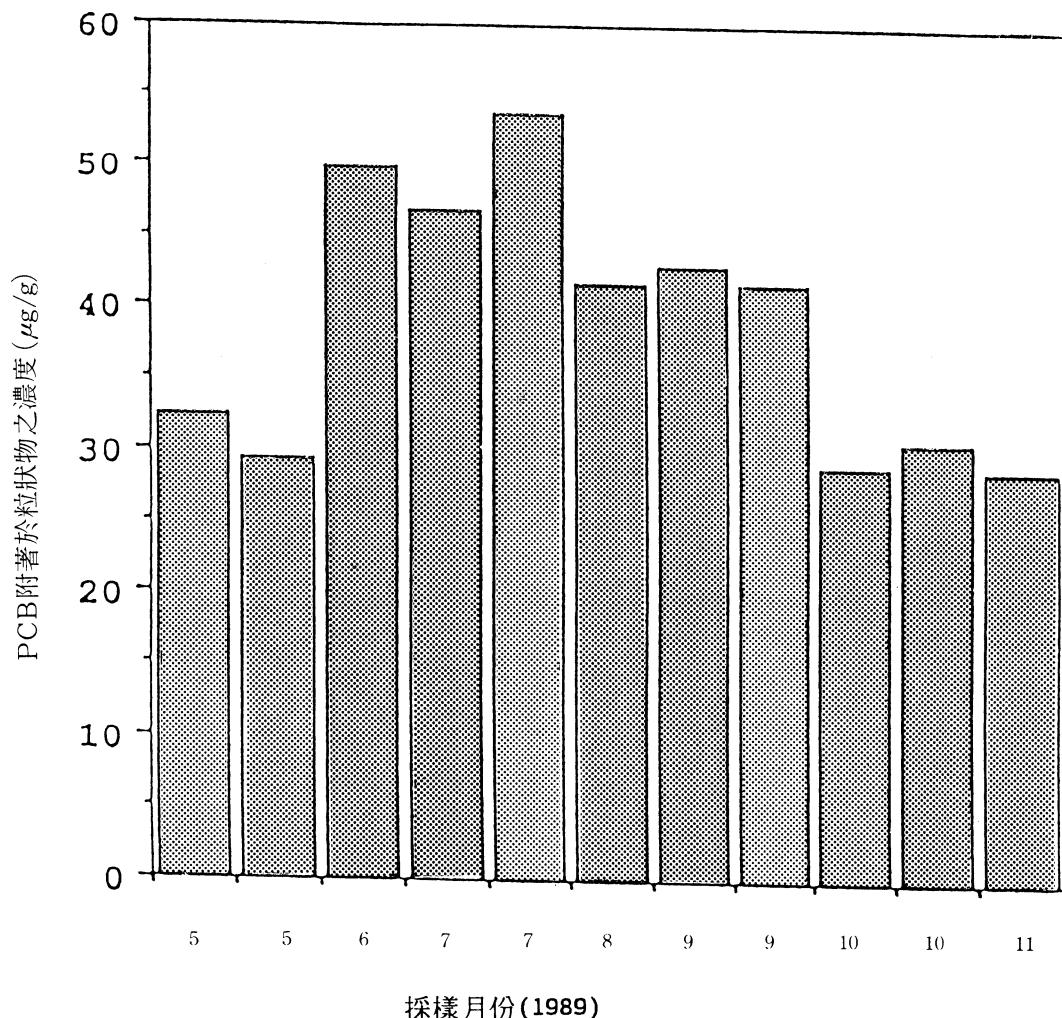


圖 6 PCB 於粒子重量濃度變化圖

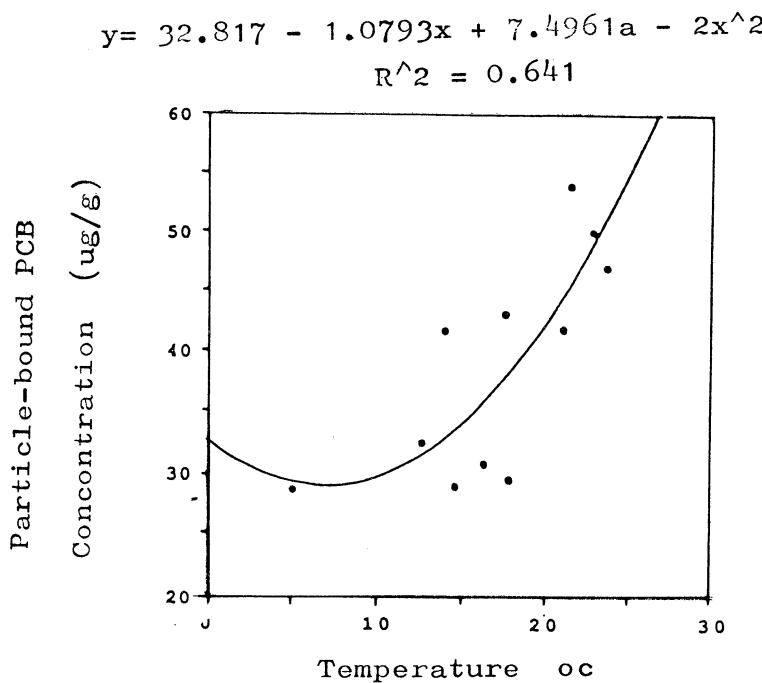


圖 7 總 PCB 和採樣溫度之相關性

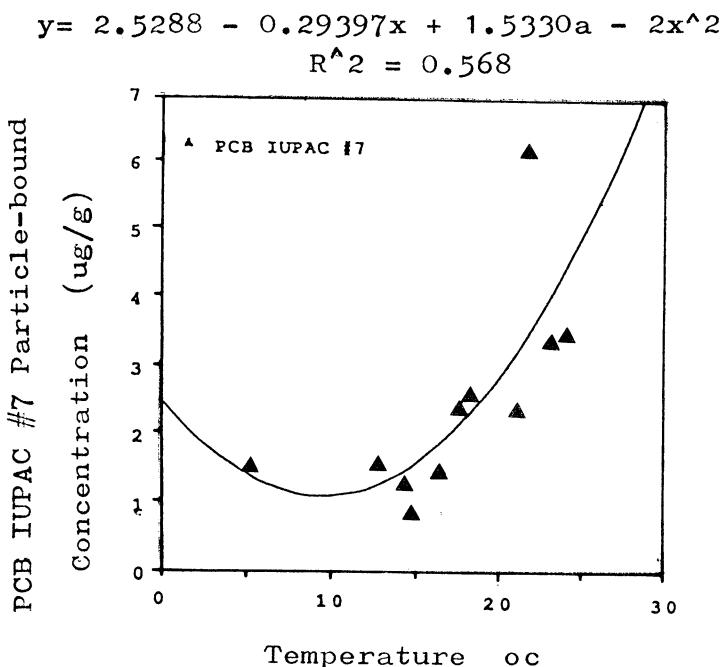


圖 8 PCB IUPAC # 7 和採樣溫度之相關性

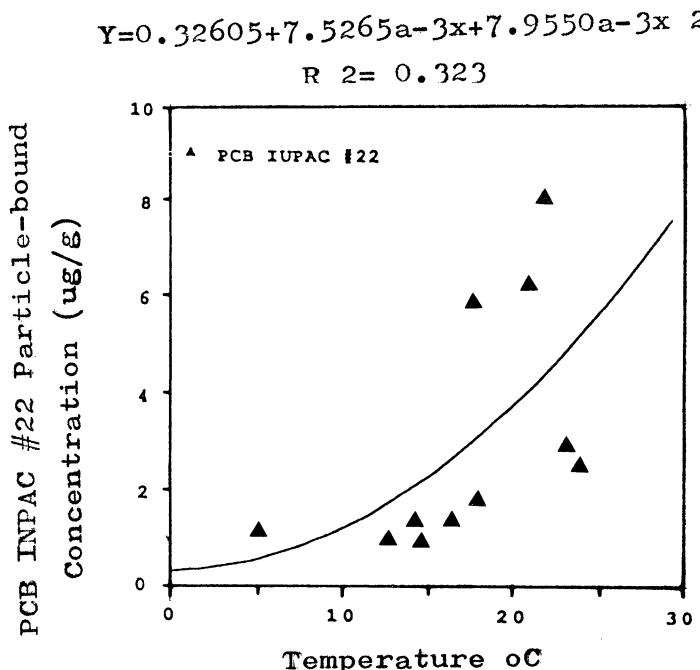


圖 9 PCB IUPAC # 22 和採樣溫度之相關性

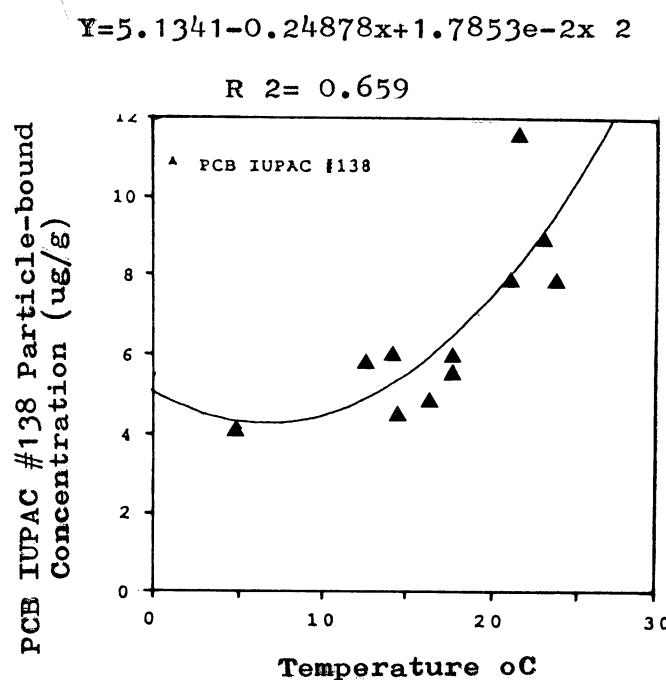


圖 10 PCB IUPAC # 138 和採樣溫度之相關性

表 8 乾沉降之採樣資料

樣本組	採樣日期	採樣時間 (HOUR MIN)	總時數 (HOUR)	採樣百分比
1	89,5,4 - 5,21	154 14	384	40 %
2	89,5,26 - 6,8	176 17	288	61 %
3	89,6,11 - 6,26	203 32	360	57 %
4	89,6,28 - 7,11	246 15	312	79 %
5	89,7,12 - 7,25	136 5	288	47 %
6	89,8,19 - 8,30	173 31	480	36 %
7	89,9,1 - 9,19	245 42	432	57 %
8	89,9,19 - 9,29	221 42	240	92 %
9	89,9,29 - 10,15	225 50	384	59 %
10	89,10,22-10,30	200 10	216	93 %
11	89,11,4 -11,26	193 23	528	37 %

平均採樣百分比69%

此外，PCB於粒狀物之濃度亦和溫度成一二次曲線之相關性(如圖7)。而PCB IUPAC #7,22和138均有相同之趨勢(如圖8、9和10，PCB之IUPAC編號系統則參考²⁰)，高溫下 PCB之高濃度可由前段說明解釋，而低溫下粒狀物中之 PCB亦出現高濃度現象迄今並無合理解釋，可能的原因是 PCB於低溫狀況下易附著於粒狀物，Manchester-Neesvig ¹⁰亦報告同一現象，該報告之採樣溫度為-13°C至22°C，而本研究受限於採樣設備之設計，採樣溫度為5°C至24°C。

4.3 PCB之沉降速率

在一大氣壓和20°C狀況下，粒子之終端沉降速率可表示為²¹：

$$V_{TS} = \frac{\rho_p \times d^2 \times g \times C_{cu}}{18 \times \mu} \quad (\text{公式 1})$$

其中

V_{TS} 終端沉降速率(cm/sec)

ρ_p 粒子密度(g/cm³)

d : 粒子粒徑(cm)

μ : 空氣黏滯度 (g/cm/sec) = 1.81×10^4

C_{cu} : Cunningham修正係數

當粒子粒徑小於 $0.1 \mu\text{m}$ 時，

$$C_{cu} = 1 + 0.066/d [2.514 + 0.8 \exp(-0.55 \times d/0.066)] \quad (\text{公式 } 2)$$

d之單位為 μm^3

當粒子粒徑大於 $1 \mu\text{m}$ 時，

$$C_{cu} = 1$$

PCB之沉降量可以下式推求：

$$\text{Flux} = Vdg \times C_g + Vdf \times C_f + Vdc \times C_c \quad (\text{公式 } 3)$$

Flux = PCB之沉降量

$$= 0.044 \text{ ng/m}^2 / \text{sec}$$

Vdg = 氣態PCB之沉降速率

$$= 0.00002 \text{ cm/sec} \quad (\text{假設 } d = 0.01 \mu\text{m})$$

C_g = 氣態PCB濃度

$$= 8 \text{ ng/m}^3 \quad (5)$$

Vdf = PCB於小粒子之沉降速率

$$= 0.008 \text{ cm/sec} \quad (\text{假設 } d = 1 \mu\text{m})$$

Cdf = PCB於小粒子之濃度

$$= 1.0 \text{ ng/m}^3 \quad (\text{假設和 } C_c \text{ 相同})$$

Vdc = PCB於大粒子之沉降速率

= 未知數

Cc = PCB於大粒子之濃度

$$= 0.973 \text{ ng/m}^3 \quad (\text{本研究之測試結果})$$

將上述值代入公式(3)，解得 $Vdc = 3.7 \text{ cm/sec}$ ，此值亦可顯示PCB存在於大粒子中。就以上三部份之PCB沉降量而言，PCB 於氣態、小粒子和大粒子部份分別占有 0.4%、18.2% 和 81.4%，由於可知雖然 PCB 於大粒子中之濃度並不高（約 1 ng/m^3 ），但由於大粒子之高沉降速率使其在總 PCB 沉降量上占有舉足輕重的地位。此外，PCB 之氣態和小粒子之布朗擴散效應仍有待進一步研究，公式(3) 就理論上終端沉降速率來探討。

五、結論

芝加哥之PCB濃度高於洛杉磯，但此二城市之PCB粒徑分布卻類似，其MMD值顯示PCB存在於大粒子中。PCB於芝加哥之乾沉降量為 $44 \text{ pg/m}^2 / \text{sec}$ 或 $1388 \text{ g/m}^2 / \text{yr}$ ，PCB之乾沉降量於春、秋兩季較高，而於夏季較低，主要是由於風速之影響。但由於夏季溫度較高

，PCB 於粒狀物之濃度亦呈現高峯狀態。

經由粒子終端速度之理論，PCB在大粒子方面之沉降速率為 3.7cm/sec ，由於此一因素，使得PCB存在於大粒子中之效應不容忽視。此外總PCB濃度，IUPAC#7,22和138 均和溫度有著二次曲線之相關性，其原因仍有待探討。

六、建議

1. 由於本研究僅測試PCB於大粒子（粒子粒徑 $>6.5\mu\text{m}$ ）中之濃度，而氣態和小粒子中之PCB濃度均以其他研究或假設加以推得，此方式可能導致誤差之產生，此缺點可以經由PCB氣態和粒徑分析同時採樣予以解決。
2. PCB於高量氣體採樣器之脫附現象應加以探討，但大氣中有機物及污染物之氣、固分布儀器仍有待發展，並無一個廣為研究學者所接受的採樣分析儀器，除了高量氣體採樣器、粒子粒徑分布器(Cascade)外，還可參考Denuder⁽²⁾。
3. 由於PCB存在於大粒子中，所以PM-10採樣器並不適合PCB之研究，但高量氣體採樣器加附PUF應是測試大氣中PCB之最方便的測試方法（忽略其脫附效應）。

七、文獻

1. Murphy, T. J.; Schinsky, A; Paolucci, G. and Rzeszutko, C. P. Chapter 22 in Atmospheric Pollutant in Natural Water S. J. Eisenreich, Ed. (Ann Arbor, MI:Ann Arbor Science Publishers Inc.) 1981, pp. 445-458
2. Alford-Stevens, A. L. ; Eichelberger, J. W. and Budde, W.L. Environ. Sci. Technol. 1988, Vol.22, pp.304-312.
3. Eisenreich, S.J.; Hollod, G.J. and Johnson, T.C. Chapter 21 in Atnwspheric Pollutant in Natural Water S. J. Eisenreich, Ed. (Ann Arbor, MI:Ann Arbor Science Publishers, Inc.), 1981, pp. 425-444.
4. Atlas,E and Giam,C.S. Science, 1981, Vol.211,pp. 163-165.
5. Murphy,T.J. and Rzeszutko,c.p. J.Great Lakes Res. 1977, Vol. 3,pp.305-312.
6. Eisenreich, S. J.; Looney, B. B. and Thornton, J.D. Environ. Sci. Technol. 1981, Vol.15, pp. 30-38.
7. Doskey, P.V. and Andrew, A.W. Environ. Sci. Technol. 1981, Vol. 15, pp.705 -711.
8. EPA Method 608. Federal Register, 1984, Vol. 49, No. 209.
9. 劉希平，鄭福田，工業污染防治，1990，Vol. 9 No. 1,pp. 171-186.

- 10.Noll, K. E.; Fang, K. Y. P. For Preseatntion at 79th Annual Meeting of Air Pollution Control Association, Minneapolis, MN. PP. 22-27. A. Nature, 1972, Vol. 236, PP. 395.
- 12.Aulerich, R.J. ; Ringer, R. K. and Iwamoto, S. J. Reprod. Fert. Suppl. 1973 , Vol. 19, pp. 365.
- 13.Doskey, P.V. M.S Thesis, 1978, University of Wisconsin, Madison, WI.
- 14.Strachan, W.M.J. and Huneault, H. J. Great 1979, ?Vol. 5, pp. 61-68.
- 15.Doskey, P.V. and Andrew, A.W. J Great Lakes Res. 1981, Vol. 7, pp. 15-20.
- 16.Hermanson, M.H. and Hites, R.A., Environ Sci, Technol.1989, Vol. 23, pp. 1253-1258.
- 17.Manchester-Neesvig, J.B. and Andrew, A.W. Environ. Sci.Technol 1989, Vol. 23, pp. 1138-1148.
- 18.Baker, J.E. and Eisenreich, S.J. Environ. Sci. Technol. 1990, Vol. 24,pp. 342-352.
- 19.Noll,K. E.; Fang, K.Y. P. and Watkins, L.A. Atmospheric Environment, 1988, Vol. 22, pp. 1461-1468.
- 20.Ballschmiter, K and Zell,M. Fresenius Z. Anal.Chem. 1980, Vol. 302 pp. 20-31.
- 21.Hinds, W.C. Chapter 3 in Aerosol Technology, W.C. Hinds Ed. (New York, NY :John Wiley and Son Inc.), 1982, pp. 38-68.
- 22.Pui, D.Y. H.; Lewis, C. W.; Tsai, C. J. and Liu, B. Y. M. Environ.Sci. Technol. 1990. Vol. 24, pp. 307-312.