

# 多環芳香族碳氫化合物(PAHs)與植物

李貽華 徐慈鴻

## 前 言

隨著工業科技的發達，伴隨而來之空氣污染問題也日益嚴重。空氣污染除對人類健康造成影響外，亦影響植物生長及生態環境。近年來政府對於環境品質要求日益嚴格，民眾對於環保問題也日益關心，因而對於焚化廠所排放污染物對周圍環境的影響特別關注。焚燒垃圾所可能排放各種污染物質，包括：粒狀污染物、硫氧化物、氮氧化物、氯化氫、重金屬及有機污染物等，有機污染物包括：戴奧辛(dioxin)、多氯戴奧辛(polychlorinated dibenzo-p-dioxin, PCDD)、多氯呋喃(polychlorinated dibenzofurans, PCDF)、多環芳香族碳氫化合物(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)及多氯聯苯(polychlorinated biphenyl, PCBs)等。除垃圾焚化廠外，石化工業製程中所排放之揮發性有機化合物(volatil organic compounds, VOCs)亦是有機污染物之重要貢獻者，而石化工業是台灣重要產業之一，其對環境之衝擊亦引起相當大的爭議與關切。

1996年，Theo Colborn 於“失竊的未來”(Our Stolen Future)一書中指出，有機化學物質已經對人類及生態造成某種程度之傷害，除對人類健康產生危害外，許多報告亦顯示這些物質已使多種水生生物及野生動物之內分泌功能異常而導至不良影響，如：魚類和鳥類的甲狀腺功能及發育異常；減少魚、貝、鳥類和哺乳動物的生殖能力；降性魚類、鳥類及爬蟲類的孵化率；造成魚、貝、鳥類和哺乳動物的去雄性化(demasculinization)和雌性化(feminization)。部份有機污染物已被證明會影響人類賀爾蒙的作用，對人類之生殖系統產生干擾的情形，如戴奧辛及多氯聯苯等。有機污染物是目前環境污染的一個嚴重問題，所有工業化國家的人民均難以避免暴露於這些毒物。本文主要對空氣中有機污染物之種類簡單介紹，並以多環芳香族碳氫化合物(PAHs)為例介紹其來源、毒性及植體中之累積情形。

## 有機污染物介紹

大氣中有機污染物依結構則可分為：多環芳香族碳氫化合物

---

行政院農業委員會農業藥物毒物試驗所技術專刊第 132 號。

(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)、酚類、多氯聯苯類(polychlorinated biphenyl, PCBs)及戴奧辛(dioxin)類等。依其蒸氣壓可分為：一、揮發性有機物(volatile organic compounds, VOC)：蒸氣壓在常溫 25°C 下大於 10<sup>-1</sup> 毫米汞柱(mmHg)之間，例如甲苯、二甲苯、苯等有機溶劑；二、半揮發性有機物(semi-volatile organic compounds, SVOC)：蒸氣壓在常溫 25°C 下介於 10<sup>-7</sup> 至 10<sup>-1</sup> 毫米汞柱(mmHg)之間，例如部分的多環芳香族碳氫化合物 naphthalene、acenaphylene、acenaphthene、fluorene、phenanthrene、anthracene 等；三、持久性有機污染物(persistent organic pollutants, POPs)：此類污染物都具有高脂溶、不易被分解、微揮發等特性，它們能進入生物體，且有生物濃縮性與生物蓄積性，依照聯合國「斯德哥爾摩持久性有機污染物公約」，目前管制的 12 種持久性有機污染物包括：阿特靈、地特靈、安特靈、滴滴涕、可氯丹、飛佈達、六氯苯、滅蟻樂、毒殺芬、多氯聯苯、戴奧辛、呋喃等，其中有 9 種我國已明確禁用。12 種持久性有機污染物之毒性歸類見表 1。其中戴奧辛被歸為第 1 類，即對人類確定有致癌性(carcinogenic to humans)(IARC, 1983)；PCBs 歸為 2A，即很可能對人類有致癌性(probably carcinogenic to humans)；另有 7 種歸為 2B，即有可能對人類有致癌性(possibly carcinogenic to humans)。

表1. 12種持久性有機污染物(POPs)之毒性及致癌性分類

污染物種類		世界衛生組織 急毒性分類	國際癌症研究組織 致癌性分類
戴奧辛	Dioxins	-	1
多氯聯苯	PCBs	-	2A
六氯丹	Heptachlor-benzene	Ia	2B
可氯丹	Chlorane	II	2B
毒殺芬	Toxaphene	II	2B
飛佈達	Heptachlor	II	2B
滅蟻樂	Mirex	-	2B
滴滴涕	DDT	II	2B
呋喃	Furans	-	2B
地特靈	Dieldrin	Ib	3
安特靈	Endrin	Ib	3
阿特靈	Aldrin	Ib	3

持久性有機污染物結構穩定，在環境中不易發生水解或光分解之現象，故其在環境中殘留時間極長（如：多氯聯苯、部分之多環芳香族碳氫化合物等有機污染物）。部分持久性有機污染物對生物之毒性高（如：

戴奧辛、多環芳香族碳氫化合物等有機污染物)，因此，持久性有機污染物對環境生態之衝擊極大。戴奧辛、多氯聯苯類及多環芳香族碳氫化合物等有機污染物常在工業上之生產、製造、廢棄或燃燒之過程中進入空氣或土壤中(Alcock *et al.*, 1996)，然後再進入動植物體內，經由食物鏈而進入人體而影響人體健康(Kylin *et al.*, 1994)。

長期暴露於持久性有機污染物(POPs)的環境中，可能增加產生畸形兒的比率，並造成不孕及智能減退等不良影響。POPs 物質能經由大氣傳輸至偏遠地區，不但會在食物鏈中累積，並可能長期滯留於自然環境，而造成野生動物產生畸胎、腫瘤、免疫力降低及生殖障礙等毒害。美國環保署調查顯示，野生動物長久暴露於環境賀爾蒙與 POPs 下，將造成許多生理機能的改變，並進而形成嚴重的病變，受影響的動物涵蓋鳥類、魚類、貝類、龜類及哺乳類等，並且有越來越多的數據指出這些動物的病變與環境賀爾蒙與 POPs 的污染密切有關(Colborn *et al.*, 1993)。其中因戴奧辛及多氯聯苯發生之受害案例，已引起廣泛民眾的注意。

戴奧辛之致癌毒性為現今所有化學物質中最強者，戴奧辛是一群三環芳香族碳氫化合物，二個苯環上之八個氫位置可被 1-8 個氯原子取代，為約 210 種不同化合物之總稱，包括 75 種多氯二聯苯戴奧辛(Polychlorinated dibenzo-P-dioxins) 及 135 種多氯二聯苯夫喃(Polychlorinated dibenzofurans)。戴奧辛類並沒有工業上之實際用途，非人類刻意製造出來，而是污染所造成，包括廢棄物焚化爐及特定工業製程的燃燒行為等。戴奧辛之化學性質安定及在環境中具持久性，戴奧辛類(PCDD/Fs)及其同分異構物對實驗動物有致癌性、致畸胎、肝臟毒性等，其中毒性最強之 2,3,7,8-TCDD 被稱為「世界之毒」，戴奧辛目前為環境污染的一個嚴重問題。台灣地區曾發生因廢五金燃燒而造成土壤受 PCDDs 及 PCDFs 污染之案例；環保署之計畫成果中指出，垃圾焚化廠周邊榕樹葉片上發現戴奧辛之含量(0.32-3.4 pg-TEQ/g)。Lovett 等(1997) 之調查指出，接近化學焚化爐地區之水果含有 PCDD 與 PCBs，其果皮上之 PCDD 與 PCBs 含量較果肉高，大氣中的沈降是其主要污染途徑。Müller 等(1993) 指出，土壤遭受戴奧辛污染的程度並不影響牛乳中戴奧辛濃度，反而是牧草中戴奧辛之累積量增加會造成牛乳中戴奧辛濃度些微上升。尚未有報告指出，空氣中戴奧辛會對植物產生直接或間接之危害，但植物上戴奧辛之累積極可能經由食物鏈之生物累積作用而危害人畜。1999 年，在歐洲比利時曾發生雞肉及乳製品受戴奧辛污染之情形，追蹤原因發現，雞肉受污染是因食用了被污染之飼料，而飼料是因製造原料的牛肉受到污染，牛肉則是因牛食用受污染之牧草所致，牧草之污染來源是因垃圾焚化廠排放之戴奧辛(環保署，2004)。本事件引發國際間對食品及乳製品中

戴奧辛含量問題的重視及討論，也再度喚起大家對環境污染問題的省思。

多氯聯苯類為聯苯環上之氫原子被氯原子取代所生成之各種同分異構物之混合物，氫原子被氯原子取代的位置及數目不同而可生成 209 種不同之化合物，PCBs 應用在工業上作為熱媒之用。多氯聯苯在早期被視為低毒性的化學物品，並以為不會造成環境污染。PCBs 會產生類似性賀爾蒙的作用，會導至氯痤瘡(Hsu *et al.*, 1984)，也會影響性器官，及造成癌症等。1968 年，日本發生了米糠油污染中毒事件，人們才真正認識了 PCBs 的毒性。同年美國北卡羅來納州也因雞飼料污染而被迫銷燬大批雞蛋。1979 年，台灣亦發生了食用米糠油的民眾受到 PCBs 污染毒害之中毒事件，氯痤瘡及「可樂兒」(又稱油症兒)是 PCBs 所造成的可怕毒性危害，受害者之受害症狀仍持續存在著。PCBs 主要因米糠油加工除色、除臭的過程中，使用 PCBs 為熱媒，其加熱管線因熱脹冷縮而產生裂縫，致使 PCBs 從管線中滲漏出來而污染到米糠油。PCBs 現已禁止使用於食品工業，目前僅可用在密封系統的電器用具中，如電容器、變壓器等。PCBs 是環境污染物中是極普遍且具持久性之污染物，Jan 等(1994)之調查發現，電子工廠周邊植物(牧草與松針)發現多氯聯苯(PCBs)之累積，累積量與距污染源之距離、暴露時間及傳送路徑有關，松針中之 PCBs 含量隨著與污染區之距離之增加而減少。Puri 等(1997)發現生長於污染工廠鄰近之植物可測得多氯聯苯(PCBs)之殘留，主要來自大氣中之吸收，以葉部之濃度最高，而單子葉與雙子葉植物對多氯聯苯(PCBs)之吸收或代謝情形差異不大。空氣中 PCBs 之濃度雖未曾發生對植物產生直接危害的案例，但其可經由植物之根部或葉部吸收而累積植體中，再經由食物鏈之生物累積而對人畜造成危險，因此其在環境中之污染情形是值得關切且需小心防患的。

Suzuki(2003)之「空氣污染會改變遺傳基因」報告中指出，1997 年科學家發現加拿大安大略(Ontario)漢米敦港口附近鐵工廠的銀鷗(herring gulls)的 DNA 出現高突變率，這些突變會轉移到下一代的銀鷗，使其子代得癌症及先天缺陷的機率增大；為了解突變與鐵工廠是否有相關性，以老鼠進行暴露試驗，將老鼠分成兩組，一組置於距離漢米敦港口附近鐵工廠一公里處，另一組置於距工廠 30 公里遠的鄉村，結果發現，置於工廠附近之老鼠後代所產生的突變率較高，突變是受空氣品質影響所致。空氣中的化學物質會以遺傳方式影響生態，是值得審慎思考的。

## 多環芳香族碳氫化合物之種類及來源

PAHs 為目前已知污染環境的重要有機化合物之一群，係由二個或多

個苯環互相鍵結形成各類型之碳氫化合物，蒸氣壓介於  $10^4 - 10^{-11}$  mmHg 之間，與一般化學物之蒸氣壓比較而言，在室溫下屬於半揮發性有機化合物(SVOCs; Semi-Volatile Organic Compounds)，揮發性是隨著分子量之增加而降低。由於 PAHs 之分子結構非常對稱，其偶極距很小(dipole moment)，因此通常為非極性物質，在水中溶解度低，脂溶性高。PAHs 經由不同途徑污染水、土壤、空氣及植物等，因其化學穩定性高，在自然環境中存在時間長，具累積性，經食物鏈之關係在逐級傳遞中使污染物濃度增大，毒害作用變大，故容易對生態環境造成污染。國際上已確認具致癌性的 PAHs 至少有 30 種以上，是目前世界已知的致癌化學物最龐大的一群。美國環保署將其中之 16 種 PAHs 列為優先評估之項目，分別為：naphthalene、acenaphylene、acenaphthene、fluorene、phenanthrene、anthracene、fluoranthene、pyrene、benzoanthracene、chrysene、benzo(b)fluoranthene、benzo(k)fluoranthene、benzo(a)pyrene、dibenzoanthracene、benzoperylene 及 indenopyrene。其分子式及致癌性見表 2。

表2. 16種優先評估PAHs之分子式及致癌性

化合物	分子式	苯環數	分子量	致癌性*
naphthalene	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	2	128	0
acenaphylene	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	3	152	0
acenaphthene	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	3	154	0
fluorene	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	3	166	0
phenanthrene	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	3	178	0
anthracene	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	3	178	0
fluoranthene	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	4	202	+
pyrene	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	4	202	0
benzoanthracene	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	4	228	+
chrysene	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	4	228	+
benzo(b)fluoranthene	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	5	252	++
benzo(k)fluoranthene	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	5	252	++
benzo(a)pyrene	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	5	252	+++
dibenzoanthracene	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	5	278	+
benzoperylene	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	6	276	+
indenopyrene	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	6	276	+

引用自 Smith & Harrison (1998)。

0：無致癌性。+：致癌性低(33%以下)。++：致癌性高(33%以上)。

+++：具致癌性。

PAHs 的產生之來源大多係由有機物質之不完全燃燒所產生；自然來源有森林大火或火山爆發，但這些 PAHs 化合物只佔極少量，遠低於人為因素所產生。人類活動才是今日環境中 PAHs 之主要來源，如：汽車廢氣、住宅加熱系統、廢棄物燃燒、石油的熱裂解、工廠鍋爐燃燒排放等。有關 PAHs 化合物形成之反應機構尚未十分了解，一般而言，當碳氫化合物燃燒時，常伴隨熱解(pyrolysis)或熱合成(pyrosynthesis)反應而產生 PAHs 類化合物，但由於燃燒、熱解過程參與的反應物成份複雜，迄今仍無確切之定論，因此不同地區、不同污染源周邊大氣中之 PAHs 種類及含量會有差異，對環境之影響也就有所不同。

## 空氣中之多環芳香族碳氫化合物

Baek 等(1991)指出，倫敦、荷蘭及美國大氣中 benzo(a)pyrene(苯芘)之濃度有漸減之趨勢，此與工業廢棄物處理技術改進有關，但西歐地區 benzo(a)pyrene 污染有逐年增加之反趨勢。Harrison 等(1996)証實英國伯明罕都會區大氣中之 PAHs 主要污染來源為交通車輛。Lee 等(1995)研究指出台灣交通流量高的地區之 PAHs 平均濃度為 8110 ng/m<sup>3</sup>，為一般都市及郊區大氣之 5.3 至 8.3 倍；台灣南部石化工業區大氣中之 PAHs 濃度明顯較其他區域高(Lee *et al.*, 1995)，顯示 PAHs 污染源周邊地區空氣中已有 PAHs 污染之虞。寺廟祭祀用之柱香燃燒時亦會產生 PAHs，調查顯示，寺廟空氣中之 PAHs 濃度為 6258-8888 ng/m<sup>3</sup>，以 acenaphylene 含量最高(Chao *et al.*, 1997)。

大氣中之 PAHs 可能因沈降而造成土壤污染。Holoubek 等(1988)調查發現，毗鄰交通要道或區域性供熱系統(local heating system)附近地區之土壤因空氣中 PAHs 之沈降而使土壤中 PAHs 含量有偏高趨勢。Yang 等(1991)指出，交通廢氣是空氣及土壤中之 PAHs 主要污染來源，所調查之 14 種 PAHs 在土壤中皆可偵測到，而土壤中 PAHs 含量隨著與公路之距離增加而明顯遞減，受影響之範圍可達 15m。Wild(1995)調查英國空氣中 PAHs 的散佈狀態，顯示因大氣沉降造成土壤中 PAHs 含量有升高的現象。許多報告指出，都會區土壤中之 PAHs 量較鄉村為高，範圍為 2-10 倍，其來源為交通車輛所致(Tremolada *et al.*, 1996；Wagrowski & Hites, 1997)。比利時州政府 1997 年調查報告指出，位於 Zelzate 城中央一石油提煉廠周邊菜園內土壤及蔬菜中之 PAHs 含量頗高，土壤中之 PAHs 含量高達 200 μg g<sup>-1</sup>d.w.，超過比利時及荷蘭之土壤標準；蔬菜中 PAHs 含量高達 1-2 μg g<sup>-1</sup>d.w.，為對照組（採自於鄰近大小相仿之城鎮）的 40 倍(Provincial Centrum voor Milieuonderzoek, 1997)。Lodovici 等(1998)指出 PAHs 是低層

大氣中(lower atmosphere)之主要空氣污染物。Slaski 等(2000)指出加拿大 Alberta 之 PAHs 污染主要發生在大工業城周邊，周邊空氣中 PAHs 之含量以 phenanthrene 最高，其次為 fluoranthene。空氣中 phenanthrene 之含量：煉鋁廠周邊為 389.7 ng/m<sup>3</sup>，木材燃燒加熱系統周邊為 271.4 ng/m<sup>3</sup>，而鄉村地區為 4.2 ng/m<sup>3</sup>。

## 多環芳香族碳氫化合物之毒性

國際癌症研究中心已報告有多種 PAHs 具致變性或致癌性 (IARC, 1983; Jacob, 1996)，包括 benzo(*b*)fluoranthene、benzoanthracene、benzo(*k*)fluoranthene、benzo(*a*)pyrene、chrysene、dibenzoanthracene、benzoperylene、indeno(1,2,3-*cd*)pyrene 等，其中以 benzo(*a*)pyrene (BaP)之致癌性最強(CEPA, 1994)。國際癌症中心(IARC: International Agency for Research on Cancer, 1983) 將 BaP 之致癌危害列於疑似致癌(B2)之等級。李俊璋(1995)收集南部石化工業區周邊空氣中之 PAHs，經沙門菌回復突變試驗(Ame's test)發現具致變性。目前尚無資料顯示 PAHs 可能對人體產生急性毒害。PAHs 在生物體吸收後，經由新陳代謝作用形成的衍生物可使 DNA 發生突變而引發病變(Santella *et al.*, 2000)。在動物試驗方面，多種 PAHs 經老鼠餵食試驗後，發現試驗動物會發生胃腫瘤及肝腫大之現象。老鼠經 BaP 餵食試驗會引發試驗動物產生前胃腫瘤、白血病(leukemia)、肺腫瘤等危害。

## 多環芳香族碳氫化合物在植體中之累積

植被是脂溶性有機污染物之重要儲存槽(sink)，初步估計，7\*10<sup>8</sup> km<sup>2</sup> 植被表面會與大氣接觸。由植物上污染物之累積可證明點源污染範圍，亦可用於測定區域性或全球性污染形式(Simonich & Hites, 1994b)。脂溶性有機化合物累積主要途徑為自空氣至葉表面，累積之程度與大氣中 vapor-particle 之分佈、化合物之 Koa(octanol-air partitioning coefficient)及植物種類有關。大氣中 vapor-particle 之分佈受氣候條件影響，因此其變化因素複雜。PAHs 擴散之方式及其在植體中之累積量與個別之 PAHs 之理化性質有關 (Meharg, 1998)。氣態污染物之 Koa 值愈大愈容易在植體中累積。植物葉片之脂質含量、表面形態特性及表面積大小等因素皆會影響 PAHs 累積程度(Bakker 等, 1999)。加拿大環境保護組織指出(CEPA, 1994)，PAHs 對陸生植物之毒性不高可能與植物可分解某些 PAHs 有關，部分 PAHs 會被綠藻(*Selenastrum capricornutum*)所氧化。雖然植被具有累

積有機污染物的潛力，但其在定量分析上之重要性所知仍有限。

Sabijic 等(1990)利用植物作為化學物之感應器偵測環境中污染物之流佈情形，尤其在追蹤(trap)環境中之脂溶性有機物非常適合。Yang 等(1991)發現交通廢氣是 PAHs 之主要來源，公路旁之草類植體中檢出 phenanthrene、anthrene、fluoranthrene 及 pyrene 等 4 種 PAHs，其濃度隨與公路距離增加而減少。Wegener 等(1992)利用泥炭蘚(*Sphagnum* spp.)監測製鋁工廠周邊大氣中 PAHs 之擴散污染範圍，認為泥炭蘚適合作為大氣中 PAHs 污染之主動監測指標植物，而達監測環境品質之目的。

Simonich & Hites (1995)指出 PAHs 在植體中之累積主要受大氣中氣態 PAHs 濃度及大氣溫度影響；低溫下，氣態 PAH 易進入植物，而高溫下，部分 PAH 會揮發而回歸大氣中。Lodovici 等(1994)在佛羅倫斯之調查顯示，空氣中 PAHs 含量與葉片 PAHs 含量呈正相關，所以利用葉片之 PAHs 含量可反應空氣品質，此方法適用於大面積之 PAHs 污染調查，包括城市、郊區及鄉村等，以建立人類生活區域大氣中 PAHs 之背景資料。Nakajuma 等(1995) 利用杜鵑葉片探討東京二個不同交通狀況地區之空氣及植體中 PAHs 濃度，交通頻繁地區之杜鵑葉片中 PAHs 濃度較高；非揮發性之 perylene 及 benzo(a)pyrene 在葉片之含量與懸浮微粒上 PAHs 量呈正相關，揮發性之 pyrene 在葉片中之含量則與氣態 PAHs 量有關。Tremolada 等(1996)探討英國松針 PAHs 含量及組成，由南到北共 28 個採樣點，PAHs 含量介 19-3901 ng/kg 間，其組成以三環之 PAHs 所佔的比例最大，其次為四環之 PAHs，分子量較高之五或六環之 PAHs 僅佔很少之比例。Wenzel 等(1997)以松針上之有機氯殺蟲劑及 PAHs 含量來監測並比較阿根廷及德國之空氣污染情形，阿根廷松針上所測得有機氯殺蟲劑及 PAHs 含量為德國的 1-2 倍；Lodovici 等(1998) 於義大利北部 13 個採樣點(包括都市與鄉村)採樣分析月桂(*Laurus nobilis*)葉片中 9 種 PAHs 之含量，發現葉片中 PAHs 累積量與空氣中含量呈正相關，因此利用常綠的月桂葉片為生物感應器(biological sensor)來估計空氣中 PAHs 之污染情形。

Meharg 等 (1998) 於化學大火(10,000 噸聚丙烯)後，調查火場周邊植被及土壤中 PAH 含量，發現牧草上 PAHs 量增加 70 倍，土壤中 PAHs 量增加 370 倍，顯示化學大火所產生之 PAHs 污染會擴散及沈降，而污染植物及土壤。Slaski 等(2000)以兩種在加拿大 Alberta 分佈極普遍之自生植物--柱松(lodgepole pine)及油菜(canola)為監測指標植物探討 PAHs 之累積，並以 moss bags(*Sphagnum fusca*)為監測植物進行主動監測(active monitoring)，於 Alberta 中部調查植體中 PAHs 總含量，探討該區域受 PAHs 之影響，植體中測得之 PAHs 為 phenanthrene, pyrene 及 fluoroanthene 等 3 種。Hwang 等(2003)於 1998 年針對韓國、墨西哥與美國三個國家的松樹



進行 PAHs 的組成與含量研究，3 個國家共設 9 個樣點，採樣點分別位屬鄉村區、半都會區及都會區，發現都會區松針測得之 PAHs 總含量較高，為鄉村區的 6-18 倍，PAHs 佔最大比例者為三及四環之 PAHs。PAHs 總含量中含三或四環之 PAHs 比例與污染來源有關，採自二個位於墨西哥都會之松針以四環之 PAHs 佔最大比例，其餘樣點之針葉則以三環之 PAHs 佔最大比例，因此，由所含 PAHs 種類(即三環或四環之分佈比例)亦可推測污染來源。

## 結 語

1980 年代研究證明松針及植物葉片可累積空氣中之有機污染物 (Buckley, 1982; Gaggi *et al.* 1985)，從此探討有機污染物污染情形，除直接自空氣中取樣分析外，亦可利用植物來監測污染情形。有機污染物在植體之累積研究引起重視，其主要原因有三：

- 一、有機污染物自大氣沈降而累積於植體之特性可應用作為空氣污染之生物監測。植體中污染物之累積是呈現整段時間受污染情形，可直接評估污染物對植物之影響，另外，直接採集植物樣品較空氣採樣器採樣簡便。植物除可用於證明點源污染外，亦可用於探討區域性或全球性之有機污染物污染比較。
- 二、有機污染物進入人體之主要途徑：大氣→植被→牛/羊→牛奶/乳製品/牛肉→人類。植物是食物鏈之最基層，由植物為起點可將這些化合物轉移至動物及人類，而對人畜造成危害。大氣中 PAHs 污染對植物生長之影響及危害雖不明顯，但透過植物累積經由食物鏈造成影響之風險則值得注意。
- 三、植被是有機污染物的重要儲存槽，估算北美洲釋放之 PAHs 有 44% 可被植物吸收而自大氣中移除 (Simonich & Hites, 1994a)，因此植被在淨化空氣中之有機污染物佔著重要之角色。

## 參考文獻

1. 李俊璋。1995。石化工業區附近大氣中揮發性有機物質特徵、成分與致突變關係之研究。科資中心 RB8510-1379(摘要)。
2. 環保署。2004a。www.epa.gov.tw/P2/p2-4.htm
3. 環保署。2004b。http://www.twdep.gov.tw/www/d50/d52/dioxine.htm
4. Alcock, R. E., J. Bacon, R. D. Bardget, A. J. Beck, P. M. Haygarth, R. G. Lee, C. A. Parker and K. C. Jones. 1996. Persistence and fate of polychlorinated biphenyl (PCBs) in sewage sludge-amended agricultural soils. *Environ. Pollut.* 93: 83-92.

5. Baek, S. O., R. A. Field, M. A. Goldstone, P. W. Kirk, J. N. Lester and R. Perry. 1991. A review of polycyclic aromatic hydrocarbons : sources, fate and behavior. *Water, Air, Soil Pollut.* 60: 279-230.
6. Bakker, M., M.Vorenhout and C. Kollöffel. 1999. Dry deposition of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in three *Plantago* species. *Environ. Toxicol. Chemis.* 18: 2289-2294.
7. Bakker, M., B. Casado, J. Koerselman, J. Tolls and C. Kollöffel. 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and plant samples from the vicinity of an oil refinery. *Sci. Total Environ.* 263: 91-100.
8. Buckley, E.H. 1982. Accumulation of airborne polychlorinated biphenyls in foliage. *Science* 216: 520-522.
9. Canadian Environmental Protection Act (CEPA). 1994. Priority Substances List Assessment Report. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Health Canada and Environment Canada. Ottawa, Ontario.
10. Chao, H. R., T. C. Lin and J. H. Hsieh. 1997. Composition and characteristics of PAH emissions from Taiwanese temples. *J. Aerosol Sci.* 1:S303-S304.
11. Colborn, T., D. Dumanoski and J. P. Myers. 1996. *Our Stolen Future*. Penguin Books, NY. 《失竊的未來》（臺灣譯本）。
12. Colborn, T., F. S. Saal and A. M. Soto. 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environ. Health Perspec.* 101: 378-384.
13. Gaggi, C., E. Bacci, D. Calamari and R. Fanelli. 1985. Chlorinated hydrocarbons in plant foliage: an indication of the tropospheric contamination level *Chemosphere* 14: 1673-1686
14. Harrison, R. M., D. J. T. Smith and L. Luhana. 1996. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, U. K. *Environ. Sci. Technol.* 30: 825-832.
15. Holoubek, I., L. Housková and Z. Seda. 1988. The fate of selected organic pollutants in the environment. IV. Soil, earthworms and vegetation. *Toxicological and Environmental Chemistry* 29(2):73-83.
16. Hsu, S.T., C. I. Ma, S. K. Hsu, S. S. Wu, N. H. Hsu and C. C. Yeh. 1984. Discovery and epidemiology of PCB poisoning in Taiwan. *American J. Industr. Medicine* 5:71-79.
17. Hwang, H. M., T. L. Wade and J. L. Sericano. 2003. Concentration and source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in pine needles from Korea, Mexico, and United States. *Atmos. Environ.* 37: 2259-2267.
18. International Agency for Research on Cancer (IARC). 1983. Polynuclear Aromatic Compound. Part 1. Chemicals, Environmental and Experimental Data. Working Group on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. IARC, Vol. 32, Lyon, France.
19. Jacob, J. 1996. The significance of polycyclic aromatic hydrocarbons as environmental carcinogens. *Pure Appl. Chem.* 68:301-308.

20. Jan, J., L. B. K. Zupancickralj and J. Marsel. 1994. The influence of exposure time and transportation routes on the pattern of organochlorines in plants from a polluted region. *Chemosphere* 29(8):1603-1610.
21. Kylin, H., H. J. Ballach H. and R. Wittig. 1994. Environmental monitoring of polychlorinated biphenyls using pine needles as passive samples. *Environ. Sci. Technol.* 28: 1320-1324.
22. Lee, W. J., Y. F. Wang, T. C. Lin, Y. Y. Chen, W. C. Lin, C. C. Ku and J. T. Chen. 1995. PAH characteristics in the ambient air of traffic-source. *Sci. Total Environ.* 159: 185-200.
23. Lodovici M, P. Dolara, S. Taiti, P.D. Carmine, L. Bernardi, L. Agati and S. Ciappeoano. 1994. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the leaves of the evergreen tree *Laurus nobilis*. *Sci Total Environ.* 153: 61-68.
24. Lodovici, M, V. Akpan, C. Casalini, C. Zappa and P. Dolara. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in *Laurus nobilis* leaves as a measure of air pollution in urban and rural sites of Tuscany. *Chemosphere* 36: 1703-1712.
25. Lovett, A. A., C. D. Foxall, C. S. Creaser and D. Chewe. 1997. PCB and PCDD/DF congeners in locally grown fruit and vegetable samples in Wales and England. *Chemosphere* 34:1421-1436.
26. Meharg, A. A., J. Wright, H. Dyke and D. Osborn. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) dispersion and deposition to vegetation and soil following a large-scale chemical fire. *Environ. Pollut.* 99:29-36.
27. Müller, J. F., A. Hülster, O. Papke, M. Ball and H. Marschner. 1993. Transfer pathways of PCDD/PCDF to fruits. *Chemosphere* 27:195-201.
28. Nakajuma, D., Y. Yoshida, J. Suzuki and S. Suzuki.. 1995. Seasonal changes in the concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in azalea leaves and relationship of atmospheric concentration. *Chemosphere* 30(3):409-418.
29. Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek. 1997. *Beproevingverlag 83rPAN 311rMPDP*. Province of East Flanders, Antwerp. (as cited in Bakker et al., 2000)
30. Puri, R. K., Y. Qiuping, S. Kapila, W. R. Lower and V. Puri. 1997. Plant uptake and metabolism of polychlorinated biphenyls (PCBs). pp.481-513. In: *Plants for Environmental Studies*. W. Wang, J. W. Gorsuch and J. S. Hughes. Eds., CRC Press.
31. Sabijic A., H. Gusten, J. Schonherr. and M. Riederer. 1990. Modeling plant uptake of airborne organic chemicals. I. Plant cuticle/water partitioning and molecular connectivity. *Environ. Sci. Technol.* 24:1321-1326.
32. Santella, R. M., M. D. Gammon, Y. J. Zhang, G. Motykiewicz, T. L. Young, S. C. Hayes, M. B. Terry, J. B. Schoenberg, L. A. Brinton, S. Bose, S. L. Teitelbaum and H. Hibshoosh. 2000. Immunohistochemical analysis of polycyclic aromatic hydrocarbon-DNA adducts in breast tumor tissue. *Cancer Letters* 154: 143-149.
33. Simonich, S. L. and R. A. Hites. 1994b. Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 28:939-943.
34. Simonich, S. L. and R. A. Hites. 1995. Organic pollutant accumulation in vegetation. *Environ. Sci. Technol.* 29:2905-2914
35. Simonich, S.L. and R.A. Hites. 1994a. Importance of vegetation in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from the atmosphere. *Nature* 370: 49-51.

36. Slaski, J. J., D. J. Archambault and X. Li. 2000. Evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) accumulation in plants. The potential use of PAH accumulation as a marker of exposure to air emissions from oil and gas flares. ISBN 0-7785-1228-2. Report prepared for the Air Research Users Group, Alberta Environment, Edmonton, Alberta.
37. Smith, D. J. T. and R. M. Harrison. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles. pp.253-294. In: Atmospheric particles. R. M. Harrison and R. Van Gricken. Eds., John Wiley & Sons Ltd.
38. Suzuki, D. 2003. Air pollution may alter genes. (資料來源 : [www.enn.com/news/enn-stories/2003/01/01072003/s\\_49194.asp](http://www.enn.com/news/enn-stories/2003/01/01072003/s_49194.asp))
39. Tremolada, P., V. Burnett, D. Calamari and K. C. Jones. 1996. Spatial distribution of PAHs in the UK atmosphere using pine needles. *Environ. Sci. Technol.* 30:3570-3577.
40. Wagrowski, D. M. and R. A. Hites. 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban, suburban, and rural vegetation. *Environ. Sci. Technol.* 31:279-282.
41. Wegener, J. W. M., M. J. M. van Schaik and J. Aiking. 1992. Active biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons by means of mosses. *Environ. Pollut.* 76:15-18.
42. Wenzel, K., L. Weibflog, E. Paladini, M. Gantuz, P. Guerreiro, C. Puliafito and G. Schuurmann. 1997. Emission pattern of airborne pollutants in Argentina and Germany. II. Biomonitoring of organochlorine compounds and polycyclic aromatics. *Chemosphere* 34(12):2505-2518.
43. Wild, S.R. and K. C. Jones. 1995. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: A preliminary source inventory and budget. *Environ. Pollut.* 88: 91-108.
44. Yang, S.Y. N., D. W. Connell, D. W. Hawker and S. I. Kayal. 1991. Polycyclic aromatic hydrocarbons in air, soil and vegetation in the vicinity of an urban roadway. *Sci. Total Environ.* 102: 229-240.