

中國醫藥大學

碩士論文

IEH-1505

多環芳香烴碳氫化合物(PAHs)長期濃度變化
與風險評估探討

**Trend in Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)
Concentrations of Airborne Particles and Cancer
Risk Assessment, 1990-2004, Taichung, Taiwan**



所別：環境醫學研究所
指導教授：郭錦堂 博士
學生：彭琬瑜 Peng Wan Yu
學號：9265005

中華民國 九十四 年 六 月

謝誌

研究所兩年時光匆匆，琬瑜心中難忘點滴。首先要獻上琬瑜最誠摯的感激-謝謝啟蒙導師郭錦堂老師，琬瑜一值難忘在大學時代中老師爽朗的答應我加入研究室學習，讓琬瑜一步一步的成長。後來有幸在研究所中繼續待在老師身旁學習，更是無比的雀躍。研究所的學習不管是在知識或是實務上的經驗累積都是快速且大量的，似乎是永無止境的，謝謝老師一直以來細心的教導以及照顧，如今琬瑜即將踏入人生的另一階段，琬瑜會繼續勇敢、努力的向前進，老師請不必掛心。也請老師要多保重自己的身體健康，別忘了要定時用餐常保健康喔!另一方面，也要特別謝謝許多位老師不管是在琬瑜大學時代或是研究所生活上的愛護-謝謝吳宏達老師，從大學到研究所一路上的關懷。許惠棕老師，不管是在學業上及生活上的指導、幫助，江素瑛老師總是熱情溫暖的關懷，還有所長-宋鴻樟老師在論文修稿上的協助。還有口試委員-林嘉明老師、洪益夫老師、許惠棕老師，細心的給予學生指導。

琬瑜很幸運一路走來總有貴人相助，身旁總是有一群好友們相伴，姊妹濤們-小元、芳華、雅馨、于雯、小米、坤志，雖然大家不在相同的學校、領域上努力，但總是不忘互相鼓勵、打氣，這份情誼點滴在心頭，琬瑜永難忘懷。特別是芳華和小米，更是常常陪伴我實驗到半夜，有了你們的相伴，實驗的生活變的不再苦

悶，真是要好好的謝謝你們。未來的路希望我們也能一同互相砥礪、一同勇敢的往前邁進。另外，還要謝謝好朋友-春函，謝謝你在精神上給予的支持與鼓勵，讓我研究所的生活倍添溫馨。

最重要的是要感謝我親愛的家人，因為家庭的溫暖讓我總是很戀家。有家人的陪伴，讓我即使在深夜也不孤單，謝謝爸爸、媽媽一路上的呵護，讓我幸福、平安、快樂的成長，也要謝謝妹妹-琬鈺、弟弟-成憲，我永遠最愛的家人。

僅以此論文獻給我深愛的所有人~

琬瑜 2005.6

摘要

台灣空氣污染控制的執行成果，可藉由環境保護署監測資料顯示出來，包括氮氧化物（NO_x）、二氧化硫（SO₂）、一氧化碳（CO）、空氣中的懸浮微粒（PM₁₀）和臭氧（O₃）都有下降的趨勢。然而對於多環芳香烴多（polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs）並沒有相關的報告。PAHs，是由兩個至七個苯環所組成之碳氫化合物，主要由不完全燃燒或熱解(pyrolysis)反應所形成。空氣中的微粒包含大量無機和有機的物種，其中 PAHs 更是值得注意的，因為其包含許多潛在的致癌物，更與死亡率和致病率風險的增加相關。

我們在中國醫藥大學建立 24 小時的採樣站，並且從 1990 年開始到 2004 年在每年的 11 月到 12 月期間進行一個月的採樣。研究的 PAH 物種包括：pyrene (Pyr), benzo(k)fluoranthene (B(k)F), benzo(a)pyrene (B(a)P), benzo(ghi)perylene (B(ghi)P), dibenzo(a,e)pyrene (DB(a,e)P)。本研究以高液相層析儀（HPLC），搭配螢光偵測器(fluorescence)進行分析，13 分鐘內即可得到高感度並減少廢液產生的良好分析結果。檢量線範圍為 Pyr 0.02 ~ 1.30 ng/ml、B(k)F 0.03 ~ 2.67 ng/ml、B(a)P 0.06 ~ 4.83 ng/ml、B(ghi)P 0.03 ~ 2.39 ng/ml、DB(ae)P 0.01 ~ 0.71 ng/ml 且檢量線均達 0.995 以上。在此研究中，並比較從 1990~2004 歷年分析的結果進行健康風險評估，以了解民眾居住的健康情形。

結果顯示出 B(a)P 的濃度雖然在 1994 年有升高，但是從 1990 的 3.36ng/m³ 到 2004 年的 0.45 ng/m³ 有下降的趨勢。致癌風險評估方面在以 B(a)P 為基準的計算下，有 4.69E-09 降到 6.28E-10 的趨勢。其他 PAH 物種的濃度也有下降的趨勢，其中以 B(ghi)P 的降幅最大，由 5.92 ng/m³ 降到 1.54 ng/m³，其次為 B(a)P 由 3.36 ng/m³ 降到 0.45 ng/m³，Pyr 的降幅最小

由 1.23 ng/m^3 降到 0.18 ng/m^3 。結果顯示歷年來個人風險度的健康風險評估值都在一般民眾可接受的 10^{-6} 以下，並且以 B(a)P/B(ghi)P 的比值來探討污染源的型式則顯示出，研究結果 B(a)P/B(ghi)P 都小於 0.6，顯示中國醫藥大學週遭大多是以移動性污染源為主。

關鍵詞:多環芳香烴、螢光偵測器、健康風險評估、移動性污染源

Abstract

The air pollution control effort in Taiwan has demonstrated decreasing trends in levels of several air pollutants monitored by Taiwan EPA including NO_x, SO₂, CO, PM₁₀ and O₃. However, no information on the trend of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) has been reported. We have established a 24-hour sampling station since 1990 at China Medical University to collect particulate matter using a high volume air sampler, in November/December for one month annually until 2004. We used HPLC equipped with fluorescence to measure pyrene (Pyr), benzo(k)fluoranthene (B(k)F), benz(a)pyrene (B(a)P), benzo(ghi)perylene (B(ghi)P) and dibenzo(a,e)pyrene (DB(a,e)P) in the sample extracted with acetonitrile. I measured these PAHs for samples collected in 2004 and past years. Our results showed a decreasing trend for the measured B(a)P concentrations, from 3.36 ng/m³ in 1999 to 0.45 ng/m³ in 2004, although there was a rise in 1994. The cancer risk assessed based on B(a)P dropped from 4.69E-09 to 6.28E-10 for the corresponding years. The concentrations for other PAH species were also in decreasing trends. In conclusion, the ambient levels of selected PAHs in the monitored area have all declined measurably in the past decade. This finding is an indication of progress in reducing pollutant emissions, due mainly to the improvement in automobile control.

Key words: Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs, HPLC-Flu, risk assessment

目錄

謝誌	I
中文摘要	III
英文摘要	VI
目錄	VI
表目錄	IX
圖目錄	X
第一章 緒論	
1-1 研究緣起	1
1-2 研究目的	4
第二章 文獻回顧	
2-1 PAHs 的特性	5
2-2 本研究的 PAHs 描述	6
2-3 PAHs 的來源	6
2-4 PAHs 的影響	7
2-5 PAHs 的致癌性與致突變性	8
2-6 生物偵測指標	9
2-7 分析條件的選擇	9
2-7-1 採樣介質的選擇	9
2-7-2 分離管柱的選擇	9
2-7-3 萃取方法的選擇	10
2-7-4 萃取液的比較	10
2-8 PAHs 的健康風險評估	11

第三章、材料與方法

3-1 材料-----	14
3-1-1 藥品-----	14
3-1-2 實驗器材-----	14
3-1-3 儀器設備-----	14
3-2 採樣方法-----	15
3-2-1 採樣策略-----	15
3-2-2 採樣設備-----	15
3-2-3 採樣濾紙-----	15
3-3 分析方法與品保品管的建立-----	15
3-3-1 資料處理方法-----	15
3-3-2 PAHs 分析波長條件-----	15
3-3-3 PAHs 分析設備條件-----	16
3-3-4 檢量線建立-----	16
3-3-5 分析方法的再現性-----	16
3-3-6 偵測極限的測試-----	16
3-3-7 樣品分析品質管制-----	17
3-3-8 樣品萃取步驟-----	17

第四章、結果與討論

4-1 檢量線與層析圖譜結果-----	18
4-2 分析方法再現性的結果-----	18
4-3 偵測極限的結果-----	18
4-4 品質管制的結果-----	18
4-5 歷年分析的結果-----	19
4-5-1 評估污染源-----	19

4-5-2 歷年來 B(a)P 濃度變化趨勢-----	19
4-5-3 歷年來五種 PAHs 濃度變化-----	20
4-5-4 歷年來五種 PAHs 濃度變化趨勢-----	20
4-6 健康風險評估的結果-----	21
4-6-1 1990-2004 年健康風險評估-----	21
4-6-2 在不同環境中健康風險評估的比較-----	22
第五章 結論與建議	
5-1 結論-----	23
5-2 研究限制-----	23
5-3 應用與建議-----	23
參考文獻-----	56

Table

Table 1 Proposed toxic equivalency factors (TEFs) for individual PAHs-----	24
Table 2 The nomenclatures and the acronyms of 21 PAHs -----	25
Table 3 Basic characters of selected PAHs-----	26
Table 4 Evaluations classified by group of IARC-----	27
Table 5 Wavelengths for fluorometric detection of PAHs-----	28
Table 6 Apparatus and operating condition for PAHs analysis-----	29
Table 7 Individual calibration and R ² of PAHs-----	30
Table 8 Reproducibility of retention time, peak area and peak height of PAHs by HPLC -----	31
Table 9 The detection limit of PAHs-----	32
Table 10 Reproducibility of QC of PAHs by HPLC-----	33
Table 11 Geometric mean concentrations and ratio assessments of individual PAHs-----	34
Table 12 PAHs concentrations and cancer risk assessment based on B(a)P, 1990-2004-----	35
Table 13 PAHs concentrations and cancer risk assessment based on B(a)P _{eq} , 1990-2004-----	36
Table 14 Monitoring station of PSI > 100 statistics in 2004 -----	37
Table 15 Concentrations of airborne particless PAHs in individual environment and risk assessment-----	38

Figure

Fig. 1 Main cancer mortality rate tendency of men in Taiwan-----	40
Fig. 2 Main cancer mortality rate tendency of women in Taiwan-----	41
Fig. 3 Lung cancer statistics in Taichung city-----	42
Fig. 4 Extraction procedure of PAHs in airborne particles-----	43
Fig. 5 HPLC chromatograms of airborne particless extracts-----	44
Fig. 6 Individual calibration curve of PAHs-----	45
Fig. 7 The trend of B(a)P to B(ghi)P ratio in airborne particless of winter sample, 1990-2004, Taichung-----	46
Fig. 8 B(a)P concentrations in airborne particless of winter sample, 1990-2004, Taichung-----	47
Fig. 9 Pyrene concentrations in airborne particless of winter sample, 1990-2004, Taichung-----	48
Fig.10 B(k)F concentrations in airborne particless of winter sample, 1990-2004, Taichung-----	49
Fig. 11 B(ghi)P concentrations in airborne particless of winter sample, 1990-2004, Taichung-----	50
Fig. 12 DB(a,e)P concentrations in airborne particless of winter sample, 1990-2004, Taichung-----	51
Fig. 13 PAHs concentrations in airborne particless of winter sample, 1990-2004, Taichung-----	52
Fig. 14 Annual cancer risk for resident, based on B(a)P concentration in 1990-2004, Taichung-----	53
Fig. 15 Annual cancer risk for resident, based on B(a)P _{eq} concentration in 1990-2004, Taichung-----	54
Fig. 16 Annual comparison in cancer risk between B(a)P and B(a)P _{eq} , 1990-2004, Taichung-----	55

第一章 緒論

1-1 研究緣起

多環芳香烴(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)化合物，是由兩個至七個苯環所組成之碳氫化合物。PAHs 一般是由碳氫化合物的不完全燃燒或熱解(Pyrolysis)反應所形成 (Pufulete *et al.*, 2004；林，2003)。PAHs 來源的途徑主要分為：移動污染源與固定污染源；機動車排放為主要的移動污染源，而固定污染源包括家庭烹飪、工業製程之燃燒廢氣、垃圾焚化及火力發電等 (林，2003)。另外，自然界中的來源像是森林火災或是火山爆發也會產生 (Yang *et al.*, 2002)。然而，大部分還是經由人類活動的排放例如：引擎排放或商業燃燒、煙碳和許多工業上的製成所產生出來為多數 (Pleil *et al.*, 2004)。

空氣中的微粒包含大量無機和有機的物種，其中 PAHs 更是值得注意的，因為其包含許多潛在的致癌物，而死亡率和致病率風險的增加，更與空氣中的微粒的濃度有關的 (Pleil *et al.*, 2004)。低環數的 PAHs 因為蒸氣壓高，所以容易逸散在大氣中；而高環數的 PAHs 穩定性較高，容易附著在粒狀污染物上並且具有較高的毒性。當 PAHs 進入人體時，其中某些物種可藉由代謝而形成致癌性及致突變性物質 (Josephson, 1984)。從生物試驗中發現所含的致癌物質主要為 4~7 環的 PAHs，而四環以上的 PAHs 又多吸附在懸浮微粒上，亦進入肺部，造成人體健康傷害其致癌強度又以 benzo(a)pyrene, B(a)P 最具代表性 (Grimmer, 1983)。近年來，由於各 PAHs 物種之致癌性研究之進展，個別的 PAHs 物種相當於 B(a)P 之等當量值 (BaP_{eq}; Bap equivalent) 已經陸續被公佈 (Table 1)，以作為計算各 PAHs 物種之總致癌風險率，其中 B(a)P 便是運用於人類曝露於環境中 PAHs 的指標物 (Thomas *et al.*, 1996)。PAHs 更被認為可能是造成肺癌的主因之一 (Kameda *et al.*, 2005；Okona-Mensah *et al.*, 2005)，而在台灣地區肺癌的死亡率無論在男、

女皆有逐漸增加的趨勢(Fig. 1、Fig. 2)，位於都會區的台中市也不例外(Fig. 3)，雖然流行病學尚未證實空氣污染是造成肺癌的主因，但研究發現肺癌發生率的增加中，其可能的重要因子是空氣懸浮粒子中具有致癌性、致突變性的物質 (Pleil *et al.*, 2004)。研究中更發現，空氣中每立方尺增加 1ng 的 B(a)p，將增加 5% 肺癌致死率 (Perna *et al.*, 1979；謝，1989)，而一般也常以其濃度作為都市空氣污染之致癌指標 (Kameda *et al.*, 2005；Okona-Mensah *et al.*, 2005；林，2003)。

目前分析 PAHs 的方法有許多種，包括：TLC/spectrofluorometry; GC/FID ;GC/MS; HPLC/UV 或 fluorescence,在相同經濟條件，能達到最佳效果和準確度以 HPLC 和 GC 為主，而 HPLC 對於分離 PAHs 單體及其異構物具有良好的選擇性與高敏感度 (鄭，2001)，此結果並且得到應証 (郭、龔、蕭、劉、黃，2004)。分析上以 HPLC 搭配螢光偵測器分析，選擇利用中毛細管柱 (Kaseisorb LC ODS SUPER 2.0mm×150mm，Japan) 進行分離而提昇分析的效率、感度，且可有效減少廢液的產生 (鄭，2001)，所以本研究也將利用同方法行分析。分析的物質，包括國際癌症研究協會 (International Agency for Research on Cancer; IARC) 分類 (Table 3) 所認定的致癌物：benzo(k)fluoranthene 【B(k)F】、benzo(a)pyrene 【B(a)P】、dibenzo(a,e)pyrene 【DB(a,e)P】及促致癌性物：pyrene、benzo(ghi)perylene 【B(ghi)P】 (IARC,1987)。

由於國人對於環境品質認知的提升，政府在 1995 年開始徵收空氣污染防治費,希望藉其法令規範來減少空氣污染的影響。本研究團隊從 1990 年開始，連續長期在台中市中醫藥大學校內場址 15 公尺高處，利用高流速採樣器(KIMOTO 121FT, Japan)，採集空氣中 PM₁₀ 粒狀污染物，每次採集時間為 24 小時，連續採集 1 個月，並且分析粒子中的 PAHs 濃度。研究歷程中，1990-1991 年以採集 total suspended particles,TSP 為主，到了 1992 年除了 TSP

並同時採集 PM₁₀，進行兩者間 PAHs 濃度的差異，結果發現各物質的差異並不大(劉，1993)。而接下來的研究歷程則以採集 PM₁₀ 為主。本研究中，除了對 2004 年的資料進行分析及評估 PAHs 物種之致癌風險率，也將 1990~2003 年的資料進行分析比較致癌風險率，藉以了解實行空氣污染防治費的成效，及以評估台中市北區本校週遭 PAHs 濃度的變化及致癌風險。

1-2 研究目的

1. 探討 PAHs 長期濃度的變化。
2. 探討不同環境中 PAHs 的濃度。
3. 健康風險評估探討。

第二章、文獻回顧

2-1 PAHs 的特性

PAHs 及其衍生化合物，在分子結構是具有不飽和雙鍵之苯環或環戊二烯（cyclopentadiene）等官能基相互加成或聚合而成（Petry *et al.*, 1996）。

由於 PAHs 是由兩個或多個苯環相互鍵結成各類型之碳氫化合物，因為其蒸氣壓的特性，PAHs 具有氣態、固態的型式（林，2000），在常溫、常壓下其蒸氣壓介於 10^{-2} ~ 10^{-11} mm Hg 之間，多屬於半揮發性有機化合物（SVOCs；semi-volatile organic compounds）。而飽和蒸氣壓 10^{-8} mm Hg 以下之化合物，在常溫、常壓下幾乎以固態相存在（陳，2003、Table 1）。其揮發性會隨分子量增加而降低，而根據(IARC,1987)的報告較高分子量的 PAHs 通常較具致癌性。

PAHs 依據分子量的分類中，低分子量是包含 2 環的: Nap; 3 環的: acenaphthylene, AcPy; acenaphthene, AcP; fluorene, Flu; phenanthrene, PA; anthracene, Ant; 中分子量包含 4 環的: fluoranthene, FL; pyrene, Pyr; benz(a)anthracene, BaA; chrysene, CHR; 高分子量包含 5 環的: cyclopentata(c,d)pyrene, CYC; benzo(b)fluoranthene, BbF, benzo(k)fluoranthene, BkF; benzo(e)pyrene, BeP; benzo(a)pyrene, BaP; perylene, PER; 6 環的: indeno(1,2,3-cd)pyrene, IND; dibenz(a,h)anthracene, DBA; benzo(b)chrycene, BbC; benzo(ghi)perylene, BghiP; 7 環的: coronene, COR, 低分子量的 PAHs 由於蒸氣壓的關係在儲存及實驗分析上的穩定性都不如高分子量的 PAHs（Pleil *et al.*, 2004），另外，親電性反應之 E_{π} 值越高時，其化合物之相對活性亦隨之增高，而且隨著 PAHs 的分子量之增加有升高的趨勢；因此環數較多之分子量較大 PAHs，大都可藉由吸附或凝結方式附著於表面積較大的微粒物上，且大部分多附著於小於 $10\mu\text{m}$ 的微粒上（陳，2001）。但通常 PAHs 的親電子性不高，化合物都較穩定（Li *et al.*, 1993）。並且由於高分子量的 PAHs 較具致癌性，對於人類的健康影響有較直接的影

響，所以在本次研究中主要以分析中、高分子量的 PAHs 為主。

2-2 本研究的 PAHs 描述

PAHs 物理、化學特性為高沸點、低蒸氣壓且為低極性的特性。

其中，本次研究的五種 PAHs 物質 (Table 3) 分別是 Pyr，分子量 202，CAS No.129-00-0，化學式 $C_{16}H_{10}$ ，為 4 環的 PAHs，熔點 $156^{\circ}C$ 、沸點 $406^{\circ}C$ ，在 IARC 的分類為 Group 3。

B(k)F，分子量 252，CAS No.207-08-9，化學式 $C_{20}H_{12}$ ，為 5 環的 PAHs，熔點 $217^{\circ}C$ 、沸點 $481^{\circ}C$ ，在 IARC 的分類為 Group 2B。

B(a)P，分子量 252，CAS No.50-32-8，化學式 $C_{20}H_{12}$ ，為 5 環的 PAHs，熔點 $177^{\circ}C$ 、沸點 $496^{\circ}C$ ，在 IARC 的分類為 Group 2A。

B(ghi)P，分子量 276，CAS No.191-24-2，化學式 $C_{22}H_{12}$ ，為 6 環的 PAHs，熔點 $278^{\circ}C$ 、沸點 $542^{\circ}C$ ，在 IARC 的分類為 Group 3。

DB(a,e)P，分子量 302，CAS No.92-65-4，化學式 $C_{24}H_{14}$ ，為 6 環的 PAHs，在 IARC 的分類為 Group 2B。

綜而言之，本次研究包含 (IARC,1987) 分類所認定的致癌物：B(k)F、B(a)P、DB(a,e)P 及促致癌性物：Pyr、B(ghi)P。

2-3 PAHs 的來源

PAHs 一般是由碳氫化合物的不完全燃燒或熱解(Pyrolysis)反應所形成 (Pufulete *et al.*, 2004；林，2003)。來源的途徑主要分為：移動污染源與固定污染源；機動車排放為主要的移動污染源，而固定污染源包括家庭烹飪、工業製程之燃燒廢氣、垃圾焚化及火力發電等 (林，2003)。另外，自然界中的來源像是森林火災或是火山爆發也會產生 (Yang *et al.*, 2002)。然而，大部分還是經由人類活動的排放例如：引擎排放或商業燃燒、煙碳和許多工業上的製成所產生出來為多數 (Pleil *et al.*, 2004)。在歐洲的研究報告中

指出，環境中的總 PAHs 約有 1/3 是交通源所貢獻 (Laschober *et al.*, 2004)，其中 2/3 屬於非陸地上的交通源，例如飛機、船舶...等，每年約有 383 噸的 PAHs 的排放量 (陳等, 2005)，所以交通為主要 PAHs 的來源 (Li *et al.*, 2003)。

在土壤中 PAHs 的濃度也會隨接近燃爐而增加。瑞典的報告中，煉鋼廠址外的水表面，每 10 Km² PAHs 的年總量排放源是 290kg/year (Yang *et al.*, 2002)。其中，亨利常數 (Henry's law constants, Hc) 為評估自空氣介質傳輸至其他環境介質 (水體、底泥、土壤) 的主要參數 (李, 2000)。

在各國的周界調查報告中，在具有環境化學物質代謝周邊的狀況下，德國在焦爐的作業環境中為 5 μg/m³、焦爐外為 2 μg/m³，WHO 的調查報告中水中含有 0.7 μg/L，而在整個歐洲的大氣環境為 0.12ng/m³，義大利的大氣環境為 1ng/m³，瑞典的大氣環境為 1~2 ng/m³ (Boström *et al.*, 2002)。

近年來更有學者評估廚房油煙中的 PAHs，以了解不同的烹煮過程中 PAHs 的差異 (Li *et al.*, 2003)。

2-4 PAHs 的影響

1975 年在英國所發現的第一個煙囪工人得到睪丸癌為 PAHs 研究歷程的開端 (Boström *et al.*, 2002)。IARC 將 coal tar (煤焦) 訂為易揮發的 PAHs 並認為是致癌物，並證實與在操作鋼鐵的製程中是與受暴露之多寡為有相關的 (Yang *et al.*, 2002)。流行病學上也已指出在肺癌也是有高風險的。在另一個流行病學研究的報告中提出罹患肺癌的風險是是一般族群的 2.5 倍 (Yang *et al.*, 2002)。而在加油站員工及煤焦場並顯示有明顯的較高肺癌發生率，且大氣中 B(a)P 的濃度與發生率有線性關係 (Petry *et al.*, 1996)。在台灣電弧爐煉鋼為我國鋼鐵產業中重要的一環，而在製程中會產生大量的塵煙，在 2002 年研究指出在鋼鐵廠電弧爐的煙道所排的 PAHs 排放係數高達 1170μg/kg-product。PAHs 在環境中主要是由機動車輛排放形成 (特別是柴油車)，carbon black (碳黑)、creosote (雜酚油)、soot(煤油)、residual(殘留

油)等。並可能藉由煤或油產生的合成燃料而來。如果沒有控制好的話, PAHs 排放量可能會有 10^4 kg/day (Grimmer, 1983)。

2-5 PAHs 的致癌性與致突變性

當這些物質和一些空氣污染物反應時, 在空氣中 PAH 的致突變 (mutagenicity) 和致癌性 (carcinogenicity) 是如何被增加的。例: B(a)P 和 O_3 及 NO_2 反應, 致突變物如: hydroxybenz(a)pyrene 和 1,3-nitrobenzo(a)pyrenes 和 6-nitrobenzo(a)pyrenes 會被形成; 大部份的研究推測出 PAH 的 epoxides 或 arene oxide 的確是 electrophilic chemical species 而誘發 Bap-mediated 致癌; 然而生化作用會轉移 epoxides 進入 C^+ 離子會攻擊 DNA 或 RNA 電子有缺陷的位置。為了滿足 PAH 化學的代謝結果, 空間結構在致癌的過程中就扮演了重要的角色。例如: 同分異構物 benzo(a)pyrenediol epoxide (BPDE) 在 DNA 上就有不同的影響。當傳入到 DNA 螺旋時, BPDE II(-) 的結構是最適合磷酸化螺旋的位置。然而; DNA 空間的選擇也只允許一個同分異構物 B(a)P 帶正電的結構 (BPTC I(+)), 去最接近而來共價鍵結到鳥糞瓢呤的 N_2 , 所以 DNA 一定會展開形成另一個 DNA 蛋白質來允許致癌基因, 在動物實驗方面 dibenzo(a,h)pyrene (DBahP) 和 dibenzo(a,i)pyrene (DBaiP) 似乎是強致癌物, 餵食老鼠 DBaiP 的同分異構物 $6\mu g$ 有造成肉瘤的現象。而在 3,4-diols 在靠近 epoxide 結構會有近似致癌的現象 (Grimmer, 1983)。

所以, PAHs 的致癌性, 原因如下: PAHs 與 DNA 的雙股螺旋間的鹽基相似。雖 PAHs 為易氧化之脂溶性物質, 僅微量能經皮膚、食入、吸入進入體內、或經母體垂直侵入胎兒, 但曾經生物濃縮效應儲存於脂肪組織內, 滲入 DNA 中, 而造成基因毒性或遺傳毒性。並且苯環中環狀雙鍵結合構造之電子具有強化毒性的電子運動, 而擾亂遺傳訊號因而生成癌症 (劉, 1995)。

2-6 生物偵測指標

(Harpper, 1957)研究中發現 Pyrene 在老鼠體內會產生羥基化作用，產生 1-hydroxypyrene、1,6-dihydroxypyrene 和 1,8-dihydroxypyrene，近年來的發現 Pyrene 可轉換為 Trans-4,5-dihydro-4,5-dihydroxypyrene 和 N-acetyl-s-(4,5-dihydro-4-hydroxy-5-pyrenyl)-L-cysteine，可能與細胞的 DNA 結合導致細胞突變，而產生癌變。目前 PAHs 尿中代謝物有 1-hydroxypyrene、1-hydroxypyrene-glucuronide、3-hydroxybenzo(a)pyrene (3-OHBP)，其中以偵測 1-hydroxypyrene 的生物生物偵測指標最具代表性，且技術較為成熟。雖然 B(a)P 亦可以當作生物指標，但是 B(a)P 在人體中可被代謝成 20 多種產物，並且在這些物質的檢測方式尚未成熟，所以生化指標多以 Pyrene 在人體中的主要產物 1-hydroxypyrene 為指標。

2-7 分析條件的選擇

2-7-1 採樣介質的選擇

目前採集粒狀 PAHs 所使用的介質包含有、玻璃纖維濾紙 (glass-fiber)、石英纖維濾紙 (quartz-fiber)、鐵氟龍纖維濾紙 (Teflon-fiber) (Pleil *et al.*, 2004)，在 NIEA A102.11A 的方法中提到，一般的空氣中粒狀污染物檢測法—高流量採樣法的濾紙是以 glass-fiber 為主，而在 (鄭，2001) 的添加回收率分析結果中，分別對空白濾紙與採樣濾紙各添加一定量標準品，經過超音波震盪萃取後其結果兩者的添加回收率均達 90% 以上，所以在本研究中也是以 glass-fiber 為採樣介質。

2-7-2 分離管柱的選擇

良好的分離管柱選取，能幫助實驗得到更良好的分析結果，本研究團隊從使用中毛細管柱 (Kaseisorb LC ODS SUPER 2.0mm×150mm)，發現中毛細管柱的偵測極限 0.28-0.72pg (鄭，2001) 而本次研究達 0.01-0.08pg 的更佳表現並且分析時間中毛細管柱只需要 13 min。以綠色化學的觀點來

說，在本實驗中，以中毛細管柱為分離管柱，能達到偵測極限低的微量分析及快速分析而可以達到減少廢液的結果。

2-7-3 萃取方法的選擇

PAHs 的萃取方法有索氏萃取法 (Fang *et al.*, 2004 ; Yang *et al.*, 2002) ; 超音波萃取法和超臨界萃取法，其中索氏萃取法所需要花費的時間較長以及使用大量有機溶劑，對於現今提倡的綠色化學來說並非一個良好的萃取方法，而超臨界液相萃取法亦屬於探索階段 (Pleil *et al.*, 2004 ; 鄭，2001)，且對於高分子量的 PAHs 萃取效率比索氏萃取法為差，同時對低濃度萃取亦不適合 (Frans *et al.*, 1997)。在萃取液的選擇方面，因為 PAHs 的分子結構非常對稱，其偶極距很小，因此通常為低極性物質 (鄭，2001、薛，1999)，所以選擇非極性或弱極性的氯甲烷為萃取液，且能得到良好的再現性、萃取率及有效減少溶劑 (鄭，2001)。因而，本實驗選擇的萃取方法為超音波萃取法並以氯甲烷為萃取液，以達到減少有機溶劑及快速萃取的目的。

2-7-4 萃取液的比較

萃取液的選擇，除了對所分析的物質萃取能力有關係外，還必須考慮到對環境的影響與衝擊，以及經濟面上的考量。在 (楊，1999) 的報告中分別以 benzene:ethanol=3:1(V:V)、dichloromethane:ethanol=1:1(V:V)、acetonitrile:dimethyl sulfoxide=1:1(V:V) 進行萃取，其再現性與添加回收率比較。結果發現此三種萃取方法的添加回收率都可以達到 90% 以上，但以二氯甲烷為萃取液時其圖譜滯留時間會飄移，且 PAHs 的圖譜較寬；而苯和乙醇的萃取液與氯甲烷萃取液在表現上都能得到良好結果，但本研究長期以來的研究亦可呈現利用氯甲烷亦是能獲得良好的添加回收率的同時，則選擇使用萃取方式方便、簡單、經濟的氯甲烷當作萃取液的方法。

2-8 PAHs 的健康風險評估

根據美國 EPA 在 2001 年對於 PAHs 的健康風險評估會議中所提出的三種評估方法中為 (橋本正史, 2004):

一、 PAHs 的混合毒性來評估

以 7~8 種 PAHs 的代表混合, 用一定的組成所組成的混合物為基礎來進行評估。

二、 體外 (in vitro) 試驗上的反應比較

以不同發生源所產生的 PAHs, 將 PAHs 組成視為不相關當作相同的毒性, 來進行體外試驗上的反應比較。

三、 毒性當量係數的應用

將不同種的 PAHs 訂出相當於 B(a)P 的毒性當量係數, 個別計算不同種之後再加總起來, 計算出總毒性當量。目前美國是以此毒性當量係數的應用方法評估為主。

另外, 依國外之動物實驗, 以餵食 B(a)P 方式推估其單位風險值 (unit risk) 為 7.3mg/kg/d, 及其相對飲水風險率 (每日 2 公升計) 則為: $2.1 \times 10^{-4} (\mu\text{g/L})^{-1}$, (Boström *et al.*, 2002) 根據歐盟的空氣品質準則中, 大氣環境中以 $9 \times 10^{-5} (\text{ng/m}^3)^{-1}$ 為 unit risk, 並指出終身暴露於 0.1ng/m^3 的 B(a)P 濃度中, 致癌的風險值為 10^{-5} , 而民眾一般普遍可接受的風險度為 10^{-6} , 另外; 作業環境中的評估中為致癌的風險值為 10^{-3} , 根據 (Pott, 1985) 研究暴露 B(a)P 與致肺癌風險, 推測工作 25 年每天暴露於 $1 \mu\text{g/m}^3$ 的 B(a)P 其致肺癌風險為 7×10^{-2} 即為 unit risk 為 $7 \times 10^{-2} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ 。

但由於 B(a)P 並非總 PAHs 中唯一致癌的物質, 所以若單以一種物質來計算實在有低估之疑慮。近年來, 由於各 PAHs 物種之致癌性研究的進展, 個別的 PAHs 物種相當於 B(a)P 之等當量值 (BaP_{eq}; Bap equivalent) (Table 1) 已經陸續被公佈, 以作為計算各 PAHs 物種之總致癌風險率, 因此本研究除

了單獨將 B(a)P 計算出風險值，另一方面也將根據 B(a)P 之等當量值，計算出本研究 5 種等當量 B(a)P 濃度，再分別代入各風險評估式中。

本研究的風險評估以評估位於本校週遭居民的風險評估為主：

參數的假設為：

(a)計算依據(Chau *et al.*, 2002)所調查在的生活作息時間資料，以民眾平均位於室外的時間為 1.25 小時。

(b)依據美國環保署的(Exposure Factors Handbook, 1996)，平均餘命為 70 歲。

(c) (後藤純雄, 1995)所評估出的 PAHs 吸收率為 50%。

(d) (Boström *et al.*, 2002) 大氣環境中暴露評估的單位風險值為 $9 \times 10^{-5} (\text{ng}/\text{m}^3)^{-1}$ 。

分別計算出 B(a)P 風險值，及 B(a)P_{eq} 之等當量值致癌風險度。

個人致癌風險度

結合暴露量評估與劑量反應度評估之結果，可以推算某人終身暴露，而造成不斷增加之致癌風險 (USEPA,2003)。

$$Risk = \frac{CA \times (ET \times EF \times ED)}{AT} \times IUR(\text{ng} / \text{m}^3)^{-1}$$

其中：

CA: air concentration (ng/m^3)

ET: exposure time, 暴露時間 (hours/day)

EF: exposure frequency (365days/year)

ED: exposure duration (1year)

AT: average life time, 平均餘命 (70 年 \times 365day \times 24hours)

IUR=inhalation unit risk: $(9 \times 10^{-5} (\text{ng}/\text{m}^3)^{-1})$

並且增加考慮吸收率的因素，所以風險評估式校正為：

$$Risk = \frac{CA \times (ET \times EF \times ED \times AF)}{AT} \times IUR(\text{ng} / \text{m}^3)^{-1}$$

其中:

AF: absorption fraction, 吸收率=(50%)

另外在作業環境中上的健康風險暴露評估則以（王，2003；陳，2001；薛，1999）所評估的模式 $Risk=C \times \text{Unit Risk}$ 計算出：

C：空氣中等當量 B(a)P 濃度 (ng/m^3)

Unit Risk： $7 \times 10^{-5} (\text{ng}/\text{m}^3)^{-1}$

第三章、材料與方法

3-1 材料

3-1-1 藥品

1. Pyrene, Pyr (Aldrich chemical, America)
2. Benzo(k)fluoranthene, B(k)F (Aldrich chemical, America)
3. Benzo(a)pyrene, B(a)P (Aldrich chemical, America)
4. Benzo(ghi)perylene, B(ghi)P (Aldrich chemical, America)
5. Dibenzo(a,e)pyrene, DB(a,e)P (Accu standard, America)

3-1-2 實驗器材

1. 10ml 共栓試管 (Pyrex)
2. 超音波震盪器 (Branson 8200, USA)
3. 微量電子天平 (ER-182A, Tokyo Japan)
4. 玻璃纖維濾紙 (Gelman Science, 20.3 cm × 25.4 cm)
5. 離心機 (Hitachi O5P-21, Tokyo Japan)
6. 13.5 mm φ 切割器
7. 冷凍櫃 (Sanyo Ultra Low)
8. 高流量採樣器 (KIMOTO 1221FT, Japan)

3-1-3 儀器設備

1. 高效率液相層析儀 (Shimadzu system)
2. Degasser Unit (Gasu Kuro Kogyo, model 546)
3. Semi-micro column (Kaseisorb LC ODS SUPER 2.0mm×150mm, Japan)
4. Column oven (Shimadzu CTO-6B, Japan)
5. Fluorescence (Shimadzu RF-10AXL, Japan)
6. 電腦訊號處理系統：訊華 SIS-LAB 層析積分處理系統 98 版

3-2 採樣方法

3-2-1 採樣策略

本研究選擇位於台中市本校場址，高度約為 15 公尺的平台進行 24 小時連續一個月的採樣，採樣時間本年度為 2004 年 11 月 22 日到 2004 年 12 月 19 日。更換濾紙的時間為早上 10:00。

3-2-2 採樣設備

本研究所使用的是高流量採樣器 (KIMOTO 1221FT, Japan)，採樣前並以流量校正器進行校正，而採樣的流速設定在 $1.1\text{m}^3/\text{min}$ 。

3-2-3 採樣濾紙

本研究所使用的濾紙是玻璃纖維濾紙 (Gelman Science, 20.3 cm × 25.4 cm)。在採樣前以烘箱 700°C 進行 6 小時淨化作用後，放入 50% 乾燥箱中待隔日之後以天平秤重，紀錄前重，紀錄後再以鋁箔紙包合後，置入乾燥箱中，直到採樣前才拿出。採樣後濾紙，先將捕集面向內對折後置入前述相同條件之乾燥箱，待隔日後再以天平秤重，紀錄後重，秤重後立即放入 -80°C 冰箱直到分析。

3-3 分析方法與品保品管的建立

3-3-1 資料處理方法

本研究的物質經過螢光檢測器後，訊號由電腦訊號處理系統：訊華 SIS-LAB 層析積分處理系統 98 版，進行訊號的接收而得到圖譜的面積、高度及滯留時間，接下來將資料輸入 Microsoft Excel 2000 進行數據處理，分別以 Microsoft Excel 2000 的運算程式，計算出幾何平均數、變異係數、標準差，進一步繪出直方圖、折線圖。

3-3-2 PAHs 分析波長條件

先將五種標準品選擇出最佳激發波長與發射波長，Pyr 的 EX=331nm；EM=390 nm、B(k)F 的 EX=370nm；EM=406 nm、B(a)P 的 EX=370nm；EM=406

nm、B(ghi)P 的 EX=367nm；EM=410 nm、DB(a,e)P 的 EX=306nm；EM=398 nm，以得到最佳感度 (Table 5)。

3-3-3 PAHs 分析設備條件

本研究中以 Shimadzu system 的系統包含：pump：LC-9A、system controller：SCL-10A、auto injector：SIL-10A 搭配偵測器：Fluorescence RF-10AXL，分離管柱為 Kaseisorb LC ODS SUPER 2.0mm×150mm，烘箱溫度 30°C，移動相為 Acetonitrile：H₂O=75：25(v/v)，流速為 0.6mL/min，注入量為 10μl 進行分析 (Table 6)。

3-3-4 檢量線建立

本研究選定 5 種 PAHs，全部以微量天平精秤後，溶於 dimethyl sulfoxide (DMSO) 溶劑中，作為 stock solution。再以 3 倍系列稀釋配置得到 5 點檢量線，各檢量線要求均須達 0.995 以上。

3-3-5 分析方法的再現性

分析方法的可行性，可藉由重複分析之再現性來證明，本研究利用相同濃度之標準品做 7 次的重複分析，針對滯留時間、波峰面積、波峰高度的變異性作分析探討。

3-3-6 偵測極限的測試

本研究以美國材料試驗協會 (American Society for Testing and Materials, ASTM) 的定義，選定檢量線最低濃度做重複分析，取分析得到之波峰面積或波峰高度做計量，取其 3 倍標準差除以平均值，再乘以分析之絕對濃度所得結果即為偵測極限。

$$\text{偵測極限(L.O.D)} = (3 \times \text{SD} / \text{mean}_{\text{peak area}}) \times \text{conc.}$$

SD: 標準差

mean: 算數平均數

conc.: 絕對濃度

3-3-7 樣品分析品質管制

為確保分析過程中實驗數據之可性度，本研究以固定濃度之標準品作為確定儀器穩定度及分析正確性，其測定頻率於每分析 10 個樣本後，以一個品管樣品進行管制檢測，待分析樣品結束後，合併計算品保、品管之滯留時間、波峰面積、波峰高度的變異情形。

3-3-8 樣品萃取步驟

不鏽鋼切割器切取二片樣本(13.5 mm ϕ)，置於 10ml 的共栓試管並加入 3ml Acetonitrile 使之完全浸入，用超音波震盪器震盪 20 分鐘，再以 3000 rpm 離心 10 分鐘，取上層澄清液以 HPLC/Flu.分析 (Fig. 4)。

第四章、結果與討論

4-1 檢量線與層析圖譜結果

本次研究之 PAHs 檢量線範圍為 Pyr 1298.17~0.16(pg/ml)、B(k)F 2667.28~32.39(pg/ml)、B(a)P 1200.27~14.82(pg/ml)、B(ghi)P 2375.15~29.32 (pg/ml)、DB(ae)P 711.27~8.78(pg/ml) (Table 7)，層析圖譜如 (Fig. 5) 且檢量線均達 0.995 以上 (Fig. 6)。

4-2 分析方法再現性的結果

分析方法再現性的結果其滯留時間、波峰面積、波峰高度的變異性均在 10% 以下，顯示出穩定性良好 (Table 8)。

4-3 偵測極限的結果

偵測極限的測試結果，此 5 種物質均可達 pg (Table 9)。本次實驗中針對 GC/MS 與 HPLC-Flu. 的偵測極限進行評估比較，其中 B(a)P 的感度 HPLC-Flu. 高於 GC/MS 約 2000 倍，顯示出本次實驗以 HPLC-Flu. 進行分析能比 GC/MS 得到更佳感度。

4-4 品質管制的結果

樣品分析品質管制的結果針對其滯留時間、波峰面積、波峰高度的變異性除了 DB(a,e)P 為 16.6%，其餘 PAHs 的滯留時間、波峰面積、波峰高度的變異性均在 7% 以下，顯示出穩定性良好 (Table 10)。

4-5 歷年分析的結果

4-5-1 評估污染源

郭錦堂研究團隊所做的歷年分析（郭，1991、1994、2004；黃，1994；楊，1993；楊，1999；劉，1995；鄭，2001）結果如下（Table 11）所示。其中依據(Sawicki *et al.*, 1962)的報告 B(a)P/ B(ghi)P 的比值可以用來評估是移動性污染源或固定性污染源。結果顯示比值歷年均小於 0.6，表示歷年來此地區的環境大都為移動性污染源（Fig. 7）。但吾人觀察 2004 年的氣候條件顯示，其中有多日的天空為白天昏暗、可見度不佳，推測可能是大氣條件而影響 2004 年的比值或是台中科學園區迅速的開發而受影響，導致 2004 年的比值相較於前幾年來較大（Table 11），因此調閱台中市環保局所公佈的環境監測資料，發現忠明站（Jhongming station）和西屯站（Situn station）的監測資料中，在 2004 年 11 月到 12 月中空氣污染指標（Pollutants Standards Index, PSI）PSI > 100 的次數分別是 6 次及 10 次（Table 14），其中台中科學園區即位於西屯區中，由此觀察發現，台中科學園區迅速的開發確實是一個影響因子，但仍需接下來的研究團隊進行更多的評估，才能了解台中科學園區對台中市大氣環境的影響。

4-5-2 歷年來 B(a)P 濃度變化趨勢

B(a)P 的濃度一向是大氣污染物中健康風險性的指標。由（Table 11）歷年來 B(a)P 的濃度變化數值分別為 1990 年 3.36 ng/m³、1991 年 2.65 ng/m³、1992 年 2.45 ng/m³、1993 年 0.91 ng/m³、1994 年 3.05 ng/m³、1995 年 0.55 ng/m³、1998 年 1.08 ng/m³、1999 年 0.95 ng/m³、2000 年 0.97 ng/m³、2001 年 0.14 ng/m³、2002 年 0.19 ng/m³、2003 年 0.18 ng/m³、和 2004 年 0.45ng/m³。

由（Fig. 8）中可看出歷年來 B(a)P 的變化趨勢情形。我國於 1995 年開始徵收空氣污染防制費，在（Fig. 8）中顯示對於環境明顯有達到成效，但近年來可能污染源增加，所以又有增加的趨勢。雖然 B(a)P 的濃度有增加，

但在 (Boström *et al.*, 2002) 的報告中所提出大氣環境中 B(a)P 的濃度介於 1~2ng/m³ 間，仍屬於可接受濃度範圍正常值，顯示位於都會區的北區其大氣環境中的濃度仍是在可接受濃度範圍中的濃度範圍內，但在環境的品質要求上仍再加強提升空氣品質。

4-5-3 歷年來五種 PAHs 濃度變化

由 (Table 11) Pyr 的濃度變化範圍為 0.16~1.43ng/m³，B(k)F 的濃度變化範圍為 0.21~2.15ng/m³，B(a)P 的濃度變化範圍為 0.55~3.36ng/m³，B(ghi)P 的濃度變化範圍為 0.6~8.0ng/m³，DB(a,e)P 的濃度變化範圍為 0.06~0.82ng/m³，其中最顯著的為 1995 年實行空污法後各種物質的濃度皆有明顯的下降。

4-5-4 歷年來五種 PAHs 濃度變化趨勢

B(a)P 的濃度變化趨勢 (Fig. 8、Table 11)，從 1990 年到 2004 年大致上是有下降的趨勢，特別是在 1995 年時由於空污法的實施，B(a)P 的濃度由 1994 年的 3.05 ng/m³ 降為 1995 年的 0.55 ng/m³，可見行政單位的規範執行，對於環境的保護是有正面的意義。(Fig. 9、Table 11) Pyrene 的濃度變化趨勢，從 1990 年濃度 1.23 ng/m³ 到 2004 年濃度 0.18 ng/m³，除了 2002 年濃度 1.43 ng/m³ 有較高外，大致上是有下降的趨勢。(Fig. 10、Table 11) B(k)F 的濃度變化趨勢，從 1990 年濃度 2.15 ng/m³ 到 2004 年濃度 0.33 ng/m³，其中 1990 年濃度 2.15 ng/m³ 到 1993 年濃度 2.15 ng/m³ 下降的趨勢最明顯，大致上是呈現下降的趨勢。(Fig. 11、Table 11) B(ghi)P 的濃度變化趨勢，從 1990 年濃度 5.92 ng/m³ 到 2004 年濃度 1.54 ng/m³，除了 1994 年濃度 8.00 ng/m³ 有偏高外，大致上是有下降的趨勢。(Fig. 12、Table 11) DB(a,e)P 的濃度變化趨勢，從 1990 年濃度 0.82 ng/m³ 到 2004 年濃度 0.06 ng/m³，大致上是有下降的趨勢，其中 1993 年並無對 DB(a,e)P 進行評估。由 (Fig. 13) 比較歷年來此五種分析的物質濃度的變化，大致上空氣中的濃度變化為

B(ghi)P > B(a)P > B(k)F > Pyr > DB(a,e)P，且各物質都有下降的趨勢 (Fig. 8~12)。

4-6 健康風險評估的結果

4-6-1 1990-2004 年健康風險評估

健康風險評估中，大氣中的健康風險評估 (Boström *et al.*, 2002) 根據歐盟的空氣品質準則中，指出終身暴露於 $0.1\text{ng}/\text{m}^3$ 的 B(a)P 濃度中，致癌的風險值為 10^{-5} ，而一般民眾的可接受風險值為 10^{-6} ，若是在作業環境中依據美國政府職業安全屬 (Occupational Safety and Health Administration, OSHA) 的規範，為將有致癌物質的可允許暴露濃度之危害風險限值規範為 10^{-3} ，並且而在 USEPA 中所計算的終身風險度為 6.4×10^{-4} 。

本研究結果 (Table 12、Fig.14) 以 B(a)P 為基準之下所計算出來的風險評估值為 1990 年 $4.69\text{E}-09$ 、1991 年 $3.70\text{E}-09$ 、1992 年 $3.42\text{E}-09$ 、1993 年 $1.27\text{E}-09$ 、1994 年 $4.26\text{E}-09$ 、1995 年 $7.67\text{E}-10$ 、1998 年 $1.51\text{E}-09$ 、1999 年 $1.33\text{E}-09$ 、2000 年 $1.35\text{E}-09$ 、2001 年 $1.95\text{E}-10$ 、2002 年 $2.65\text{E}-10$ 、2003 年 $2.51\text{E}-10$ 、2004 年 $6.28\text{E}-10$ 、1990-2004 年平均 $1.82\text{E}-09$ 。

本研究結果 (Table 13、Fig.15) 若以 B(a)P_{eq} 為基準之下所計算出來的風險評估值為 1990 年 $6.22\text{E}-09$ 、1991 年 $5.08\text{E}-09$ 、1992 年 $4.49\text{E}-09$ 、1993 年 $1.33\text{E}-09$ 、1994 年 $5.54\text{E}-09$ 、1995 年 $1.64\text{E}-09$ 、1998 年 $2.16\text{E}-09$ 、1999 年 $2.02\text{E}-09$ 、2000 年 $1.93\text{E}-09$ 、2001 年 $4.38\text{E}-10$ 、2002 年 $3.14\text{E}-10$ 、2003 年 $2.97\text{E}-10$ 、2004 年 $7.79\text{E}-10$ 、1990-2004 年平均 $2.69\text{E}-09$ 。

PAHs 的健康風險評估，大致上是採以戴奧辛的毒性當量方式所計算，但因為 PAHs 目前尚無定立出固定所要計算的物質種類，所以會依不同研究而有所不同，本研究中特別將單獨以 B(a)P 為基準，以及 B(a)P_{eq} 為基準的兩種不同的方式分別計算出 (Table 12、Table 13)。而兩種不同的方式所計算出的風險數值也因為所貢獻的 B(a)P 量的不同而有差別 (Fig.14)。

所以在吸入途徑導致個人致癌風險度的風險評估方面，所評估出來的風險值，都在一般民眾可接受的 10^{-6} 以下。特別在 1995 年由於實行空污法，各項數值更是有明顯的降低的趨勢，突顯出法令對民眾保護的重要性。

本研究的對象區域-台中市北區位於中國醫藥大學週遭-空氣的品質經研究結果顯示的健康風險評估值皆低於 USEPA 中所計算的終身風險度 6.4×10^{-4} ，並且更是在一般民眾普遍可接受的 10^{-6} 的數值中。基於對民眾的健康保護下，仍需接下來的研究團隊持續不斷的努力。

4-6-2 在不同環境中健康風險評估的比較

比較在不同的環境中 PAHs 的濃度差異中 (Table 15)，以同樣位於校園中的採樣點來比較，工業區背景對照 (Fang *et al.*, 2004, B(a) P=4.6 ng/m³，位於中港路交通要道旁的校園中；background(Tunghai University)) > 本研究 (B(a)P=0.45 ng/m³，位於英才路旁的宿舍樓頂；roadside dormitory in top floor) > 行政區樓頂(Pleil *et al.*, 2004, B(a)P=0.09 ng/m³，位於校園中行政區樓頂；top floor in the school)，顯示出交通的忙碌程度的確是造成 PAHs 的因素之一。

不同的鋼鐵工業中若以不同的動力能源來進行健康風險評估比較，電弧爐；Steel and iron industries-Coke (1.25E-01) > 燃煤；Steel and iron industries- Heavy oil (9.46E-02) > 重油；Steel and iron industries - Electricity (8.45E-02)；在工作製程中，碳棒電極製程；Carbon anode production (8.15E-02) > 石墨製程；Graphite production(5.89E-03) > 碳化矽製程 Silicon carbide production (2.50E-03) > 瀝青鋪切製程；Bitumen paving work (1.03E-03) > 金屬回收製程；Metal recycling process (6.94E-04)；在收費站員工中，白天班；highway toll station workers- dayshift(1.22E-02) > 晚班；highway toll station workers- nightshift (1.11E-02) > 大夜班；highway toll station workers- late-nighshift (9.44E-03)。

第五章 結論與建議

5-1 結論

本研究運用 HPLC-Flu. 分析 PAHs 能夠達到比 GC/MS 更高的感度，並且能快速的完成分析，能夠達到有效減少廢液的產生。

透過以毒性當量的方法所建立出來的毒性當量表，所評估出來的健康風險值，能了解到學校週遭民眾的健康風險情形，雖然評估的結果都在一般民眾所能接受 10^{-6} 以下，且近幾年的結果中健康風險值也有降低的趨勢，雖然如此仍需要密切的對大氣環境進行監測調查，才能了解空氣品質的變化並且適時的對大眾提出警訊。

5-2 研究限制

本研究限制為：

健康風險評估的結果計算，並未包含全部的 PAHs。

5-3 應用與建議

本研究團隊從 1990 年開始一直到現在，秉持著對環境的重視，每年固定在冬季，都會進行大氣中 PAHs 的採樣，透過研究的過程、研發更方便、更快速的分析技術，另一方面也找出對環境衝突最小的方法，希望透過本研究的歷程，建立出一套簡便、快速的分析方法。

大氣環境的變化，與民眾的健康息息相關，建議政府部門能訂立一套毒性當量表，並增加環境中 PAHs 的公告系統，以方便民眾了解該地區的 PAHs 的情形。

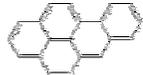
Table 1 Proposed toxic equivalency factors (TEFs) for individual PAHs

Compound	Clement (1986)	Chu and Chen(1984)	EPA (1984)	Nisbet and LaGoy(1992)	Malcolm and Dobson (1994)	Kalberlah et al. (1995)	McClure and Schoeny (1995)	Chen et al., (2005)	TEFs used in this study
Naphthalene	–	–	0	0.001	0.001	–	0.001	0.001	–
Acenaphthylene	–	–	0	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	–
Acenaphthene	–	–	0	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	–
Fluorene	–	–	0	0.001	0.001	0	0.001	0.001	–
Phenanthrene	–	–	0	0.001	0.001	0	0.001	0.01	–
Anthracene	0.32	–	0	0.01	0.01	0.01	0.01	0.001	–
Fluoranthene	–	–	0	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Pyrene	0.081	–	0	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	–
Cyclopenta(c,d)pyrene	–	–	–	–	0.1	–	0.1	0.1	–
Benzo(a)anthracene	0.145	0.013	1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	–
Chrysene	0.0044	0.001	1	0.01	0.01	–	0.01	0.01	–
Benzo(b)fluoranthene	0.140	0.08	1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	–
Benzo(k)fluoranthene	0.066	0.004	1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Benzo(e)pyrene	–	–	–	–	0.01	–	0.01	0.01	–
Benzo(a)pyrene	1	1	1	1	1	1	1	1.0	1
Perylene	–	–	–	–	0.01	–	0.01	0.001	–
Indeno(1,2,3,-cd)pyrene	0.232	0.017	1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	–
Dibenzo(a,h)anthracene	1.1	0.69	1	1	1	1	1	1.0	–
Benzo(ghi)perylene	0.022	ND	0	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Coronene	–	–	–	–	0.001	0.001	0.001	0.001	–
Dibenzo(a,e)pyrene	–	–	–	–	–	–	1	1.0	1

Table 2 The nomenclatures and the acronyms of 21 PAHs

nomenclatures	acronyms
Naphthalene	Nap
Acenaphthylene	AcPy
Acenaphthene	AcP
Fluorene	Flu
Phenanthrene	PA
Anthracene	Ant
Fluoranthene	FL
Pyrene	Pyr
Cyclopentata(c,d)pyrene	CYC
Benzo(a)anthracene	BaA
Chrysene	CHR
Benzo(b)fluoranthene	BbF
Benzo(k)fluoranthene	BkF
Benzo(e)pyrene	BeP
Benzo(a)pyrene	BaP
Perylene	PER
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	IND
Dibenzo(a,h)anthracene	DBA
Benzo(b)chrycene	BbC
Benzo(ghi)perylene	BghiP
Coronene	COR

Table 3 Basic characters of selected PAHs

acronym	Vapour pressure (mm Hg)	CAS No.	molecular weight	chemical formula	chemical structure formula	fusion point (°C)	boiling point ()	IARC classification
Pyr	2.5×10^{-6}	129-00-0	202	$C_{16}H_{10}$		156	406	Group 3
BkF	9.6×10^{-11}	207-08-9	252	$C_{20}H_{12}$		217	481	Group 2B
BaP	5.6×10^{-9}	50-32-8	252	$C_{20}H_{12}$		177	496	Group 2A
B(ghi)P	1.0×10^{-10}	191-24-2	276	$C_{22}H_{12}$		278	542	Group 3
DB(a,e)P	—	92-65-4	302	$C_{24}H_{14}$		—	—	Group 2B

— : Not available

Table 4 Evaluations classified by group of IARC

Group 1:	The agent (mixture) is carcinogenic to humans. The exposure circumstance entails exposures that are carcinogenic to humans.
Group 2A:	The agent (mixture) is probably carcinogenic to humans. The exposure circumstance entails exposures that are probably carcinogenic to humans.
Group 2B:	The agent (mixture) is possibly carcinogenic to humans. The exposure circumstance entails exposures that are possibly carcinogenic to humans.
Group 3:	The agent (mixture, or exposure circumstance) is not classifiable as to carcinogenicity in humans.
Group 4:	The agent (mixture, exposure circumstance) is probably not carcinogenic to humans.

(data from:<http://monographs.iarc.fr/monoeval/grlist.html>)

Table 5 Wavelengths for fluorometric detection of PAHs

Compound	EX(nm)	EM(nm)
Pyr	331	390
B(k)F	370	406
B(a)P	370	406
B(ghi)P	367	410
DB(a,e)P	306	398

Excitation: EX
 Emission: EM
 nanometer: nm

Table 6 Apparatus and operating condition for PAHs analysis

HPLC	Shimadzu system
	Pump : LC-9A
	System controller : SCL-10A
	auto injector : SIL-10A
Detector	Fluorescence RF-10AXL
Column	Kaseisorb LC ODS SUPER 2.0mm×150mm
Inject vol.	10μl
Mobile phase	Acetonitrile/H ₂ O(75/25, v/v)
Flow rate	0.6ml/min
Column temp.	30
Analysis time	13min

Table 7 Individual calibration and R² of PAHs

Compound	Conc.(ng/ml)	Equation	R ²
Pyr	0.02~1.30	Y=1976246x+41444	0.9991
B(k)F	0.03~2.67	Y=152932x+101255	0.9995
B(a)P	0.06~4.83	Y=466755x+98520	0.9993
B(ghi)P	0.03~2.39	Y=97401X+137909	0.9956
DB(a,e)P	0.01~0.71	Y=129034X+165664	0.9996

Table 8 Reproducibility of retention time, peak area and peak height of PAHs by HPLC

	Pyr	B(K)F	B(a)P	B(ghi)P	DB(a,e)P
Retention time (CV%)	0.9	0.8	0.5	0.2	0.2
Peak area (CV%)	5.7	2.4	8.6	9.1	5.8
Peak height (CV%)	5.2	10	9.2	7.3	3.1

CV%: coefficient of variation
n=7

Table 9 The detection limit of PAHs

Compound	Conc. (pg/ml)	Peak area	S.D	CV%	L.O.D (pg)
Pyr	16.03	33482.43	1933.67	5.78	0.03
B(k)F	32.92	45771.86	1104.12	2.41	0.02
B(a)P	14.82	107915.60	9353.77	8.67	0.04
B(ghi)P	29.32	120322.00	11018.57	7.33	0.08
DB(a,e)P	8.78	361598.14	21184.85	5.86	0.01

standard deviation : S.D

CV%: Coefficient of variation

L.O.D: limit of detection

n=7

Table 10 Reproducibility of QC of PAHs by HPLC

	Pyr	B(K)F	B(a)P	B(ghi)P	DB(a,e)P
Retention time (CV%)	0.2	0.2	0.8	0.2	0.2
Peak area (CV%)	1.9	3.0	3.2	6.4	16.6
Peak height (CV%)	2.2	4.5	2.5	5.4	14.5

QC : Quality Control
 CV%: Coefficient of variation
 n=5

Table 11 Geometric mean concentrations and ratio assessments of individual PAHs

Year	Pyr	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	DB(a,e)P	$\frac{B(a)P}{B(ghi)P}$
1990	1.23	2.15	3.36	5.92	0.82	0.57
1991	1.05	1.73	2.65	5.04	0.77	0.53
1992	1.15	1.38	2.45	4.68	0.58	0.52
1993	0.20	0.27	0.91	1.78	-	0.51
1994	0.59	1.29	3.05	8.00	0.71	0.38
1995	0.16	0.64	0.55	1.36	0.55	0.40
1998	0.76	1.24	1.08	3.65	0.31	0.30
1999	0.45	0.87	0.95	1.73	0.39	0.55
2000	0.28	0.88	0.97	2.24	0.30	0.43
2001	0.94	1.40	0.14	3.28	N.D	0.04
2002	1.43	0.28	0.19	0.60	N.D	0.32
2003	0.96	0.26	0.18	0.61	N.D	0.30
2004	0.18	0.33	0.45	1.54	0.06	0.29

* concentration unit:ng/m³,air

* ND: non-detected

* _: no data

Table 12 PAHs concentrations and cancer risk assessment based on B(a)P,1990-2004

Year	Pyr	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	DB(a,e)P	RISK ASSESSMENT 1.25(hours)
1990	1.23	2.15	3.36	5.92	0.82	4.69E-09
1991	1.05	1.73	2.65	5.04	0.77	3.70E-09
1992	1.15	1.38	2.45	4.68	0.58	3.42E-09
1993	0.20	0.27	0.91	1.78	-	1.27E-09
1994	0.59	1.29	3.05	8.00	0.71	4.26E-09
1995	0.16	0.64	0.55	1.36	0.55	7.67E-10
1998	0.76	1.24	1.08	3.65	0.31	1.51E-09
1999	0.45	0.87	0.95	1.73	0.39	1.33E-09
2000	0.28	0.88	0.97	2.24	0.30	1.35E-09
2001	0.94	1.40	0.14	3.28	-	1.95E-10
2002	1.43	0.28	0.19	0.60	-	2.65E-10
2003	0.96	0.26	0.18	0.61	-	2.51E-10
2004	0.18	0.33	0.45	1.54	0.06	6.28E-10
average	0.72	0.98	1.30	3.11	0.50	1.82E-09

* concentration unit:ng/m³,air

Table 13 PAHs concentrations and cancer risk assessment based on B(a)P_{eq}, 1990-2004

Year	Pyr	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	DB(a,e)P	B(a)P(eq)	RISK ASSESSMENT
							1.25(hours)
1990	1.23	2.15	3.36	5.92	0.82	4.46	6.22E-09
1991	1.05	1.73	2.65	5.04	0.77	3.64	5.08E-09
1992	1.15	1.38	2.45	4.68	0.58	3.22	4.49E-09
1993	0.20	0.27	0.91	1.78	—	0.96	1.33E-09
1994	0.59	1.29	3.05	8.00	0.71	3.97	5.54E-09
1995	0.16	0.64	0.55	1.36	0.55	1.18	1.64E-09
1998	0.76	1.24	1.08	3.65	0.31	1.55	2.16E-09
1999	0.45	0.87	0.95	1.73	0.39	1.44	2.02E-09
2000	0.28	0.88	0.97	2.24	0.30	1.38	1.93E-09
2001	0.94	1.40	0.14	3.28	—	0.31	4.38E-10
2002	1.43	0.28	0.19	0.60	—	0.23	3.14E-10
2003	0.96	0.26	0.18	0.61	—	0.21	2.97E-10
2004	0.18	0.33	0.45	1.54	0.06	0.56	7.79E-10
average	0.72	0.98	1.30	3.11	0.50	1.93	2.69E-09

* concentration unit:ng/m³,air

Table 14 Monitoring station of PSI>100 statistics in 2004

Station	Pollutant indx	1m.	2m.	3m.	4m.	5m.	6m.	7m.	8m.	9m.	10m.	11m.	12m.	sum
Jhongming station	O ₃	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
	PM ₁₀	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0	3	3	13
	Subtotal	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0	5	3	15
Situn station	O ₃	0	1	0	3	1	0	0	1	0	0	2	0	8
	PM ₁₀	0	4	0	0	0	1	1	0	0	0	5	3	14
	Subtotal	0	5	0	3	1	1	1	1	0	0	7	3	22
Sum		0	11	0	3	1	2	1	1	0	0	12	6	37

data from: (<http://www.tcepb.gov.tw/>)

m : month

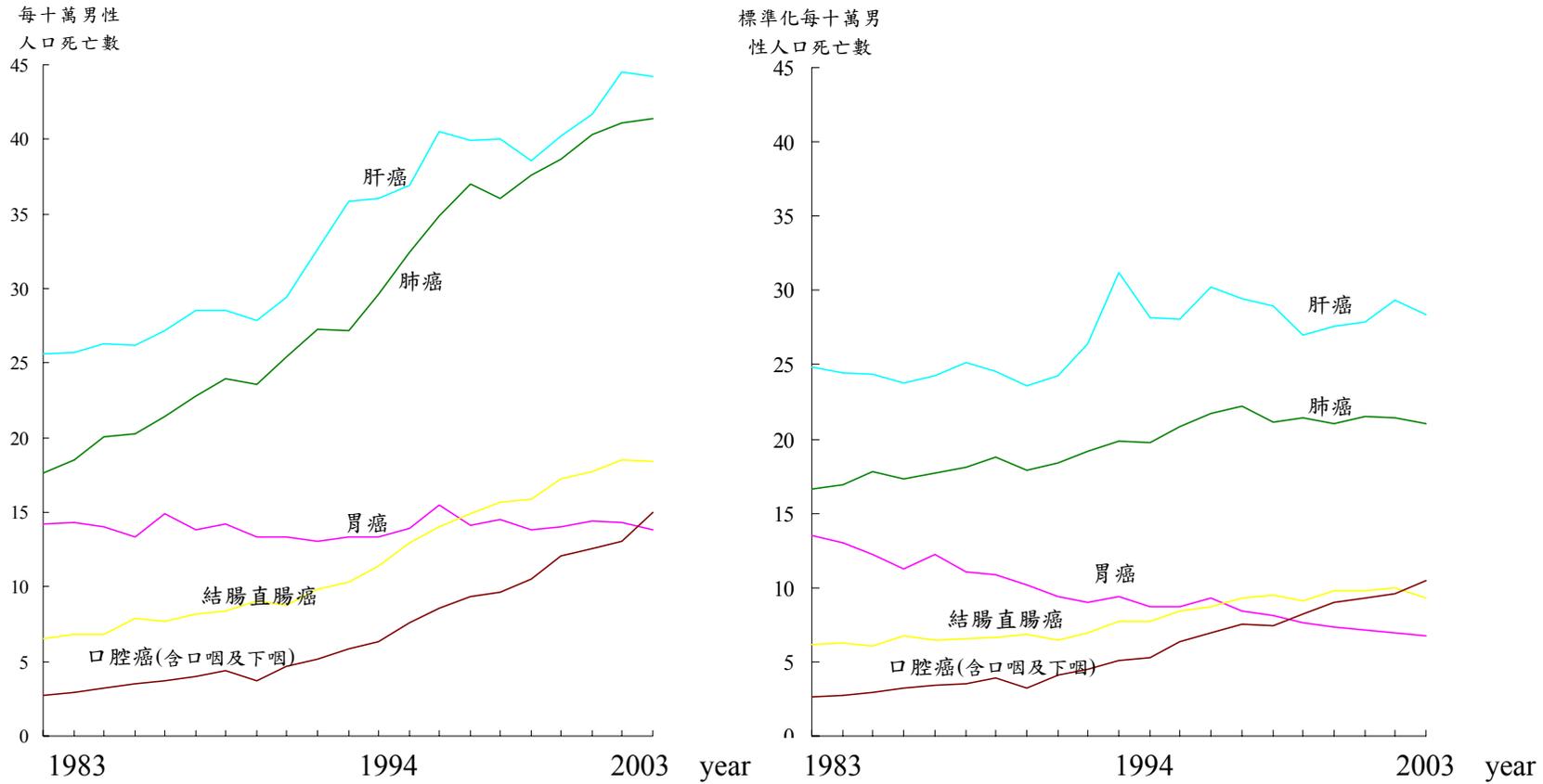
Table 15 Concentrations of airborne particless PAHs in individual environment and risk assessment

location	Pry	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	DB(a,e)P	Risk assessment
(Thomas et al., 1996)						
Carbon anode production	2.27	100.35	1154.60	8.41	-	8.15E-02
Graphite production	0.33	7.37	83.37	0.98	-	5.89E-03
Silicon carbide production	0.06	1.54	35.57	0.41	-	2.50E-03
Bitumen paving work	0.15	4.50	14.28	0.76	-	1.03E-03
Metal recycling process	0.43	0.77	9.80	0.06	-	6.94E-04
(Yang et al., 2002)						
Steel and iron industries - Coke	10000.00	530.00	280.00	1890.00	-	9.46E-02
Steel and iron industries - Heavy oil	6420.00	120.00	550.00	310.00	-	8.45E-02
Steel and iron industries - Electricity	14400.00	290.00	300.00	1340.00	-	1.25E-01
(Pleil et. al, 2004)						
Top floor in the school	0.09	0.14	0.09	0.19	-	6.27E-07

(Tsai et al., 2004)						-	
	highway toll station workers - dayshift	134.00	124.00	121.00	59.90	26.90	1.22E-02
	highway toll station workers - nightshift	96.90	56.40	118.00	35.60	24.90	1.11E-02
	highway toll station workers - late-nighshift	67.50	61.40	105.00	16.00	16.80	8.97E-03
(Fang et al., 2004)							
	Taichung Industrial park	119.50	10.90	8.70	3.00	-	6.96E-04
	Background(Tungghai University)	34.60	4.00	4.60	2.70	-	3.54E-04
(This study, 2004)							
	roadside dormitory in top floor	0.18	0.33	0.45	1.54	0.06	7.79E-10

* concentration unit:ng/m³,air

臺灣地區男性主要癌症死亡率趨勢圖



註：標準化死亡率係以民國七十年臺灣地區男性年中人口年齡結構為基準。

Fig. 1 Main cancer mortality rate tendency of men in Taiwan (data from :<http://www.doh.gov.tw/statistic/>)

臺灣地區女性主要癌症死亡率趨勢圖

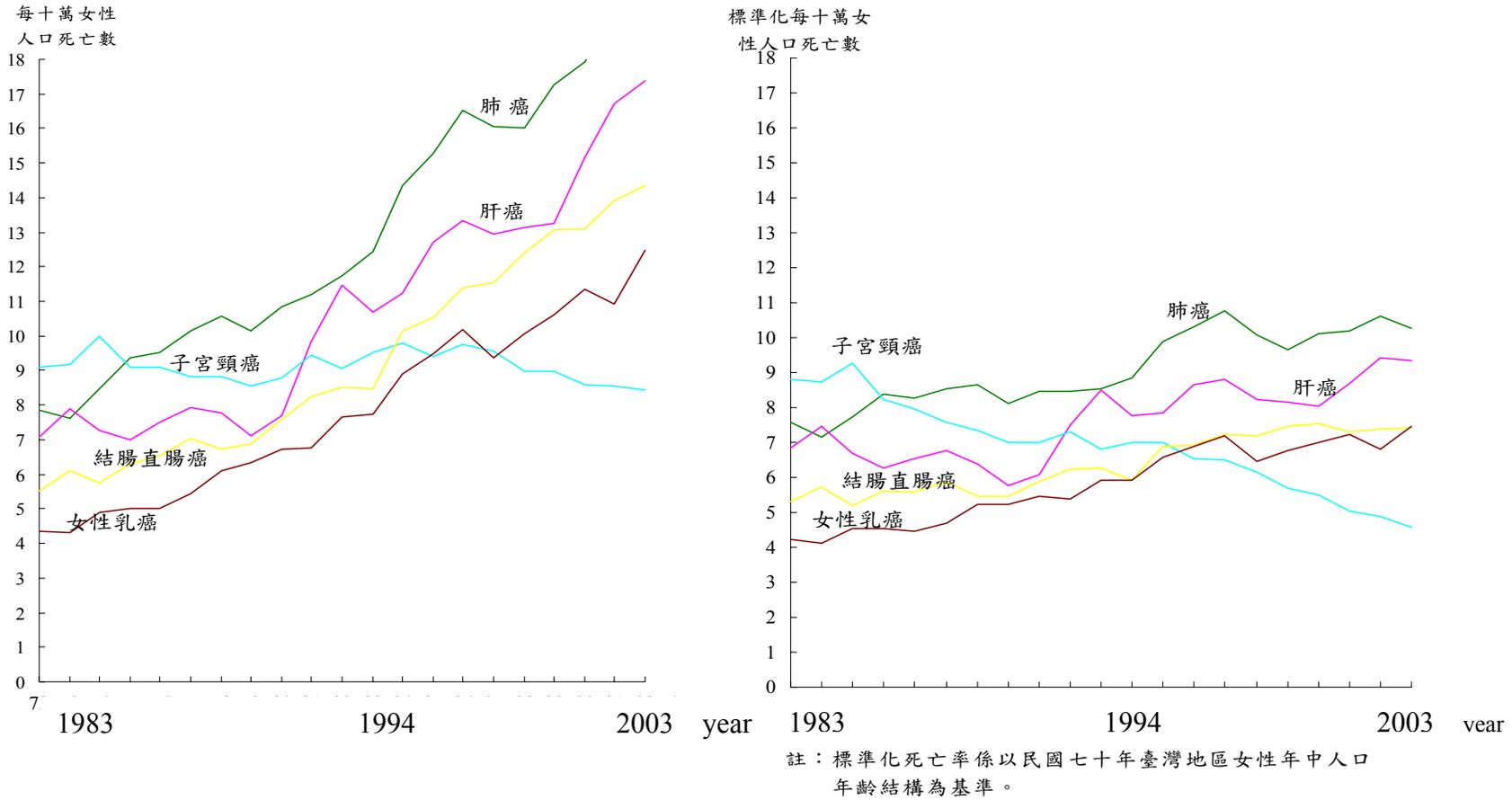


Fig. 2 Main cancer mortality rate tendency of women in Taiwan (data from :<http://www.doh.gov.tw/statistic/>)

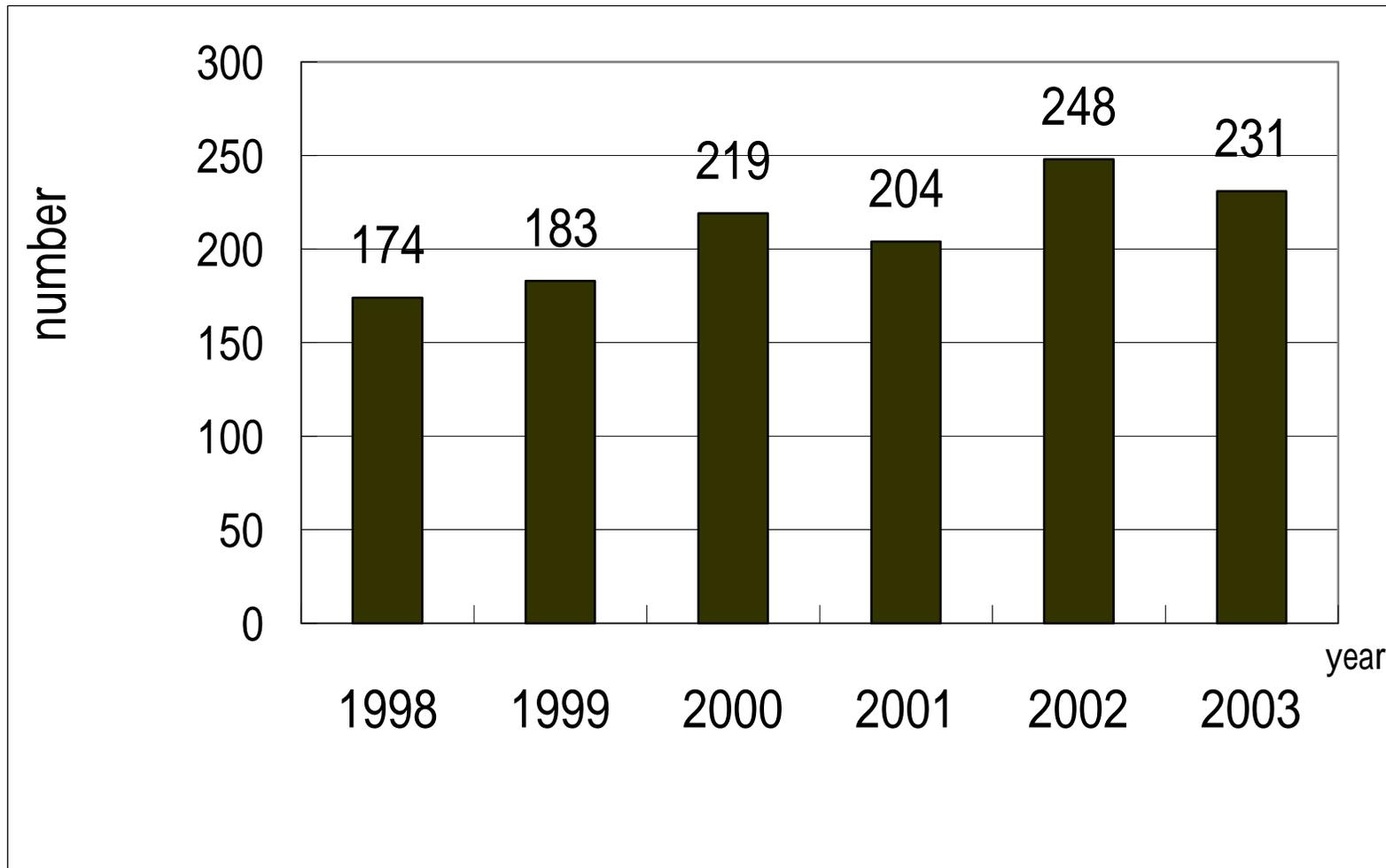


Fig. 3 Lung cancer statistics in Taichung city (data from : <http://www.doh.gov.tw/statistic>)

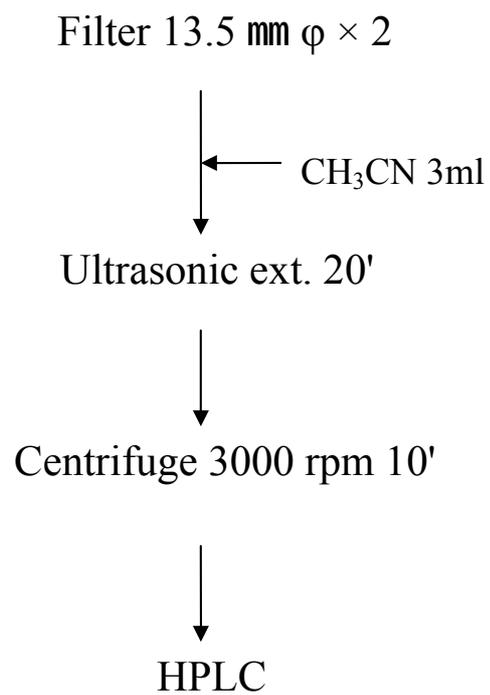


Fig. 4 Extraction procedure of PAHs in airborne particless

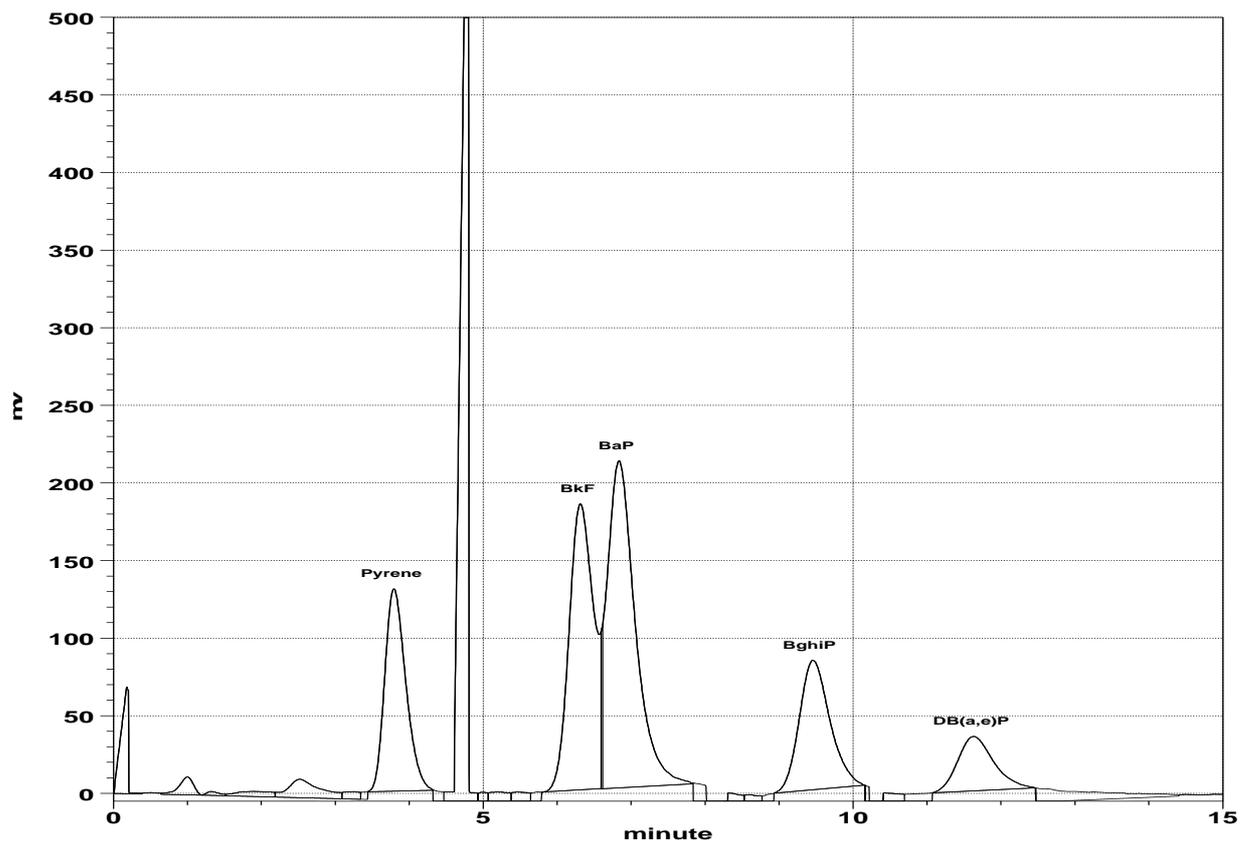


Fig. 5 HPLC chromatograms of airborne particulate extracts

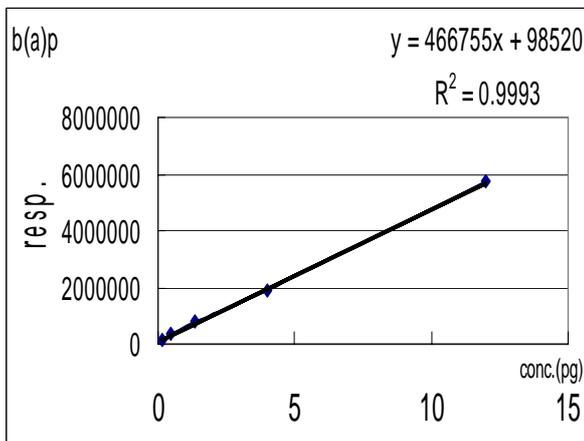
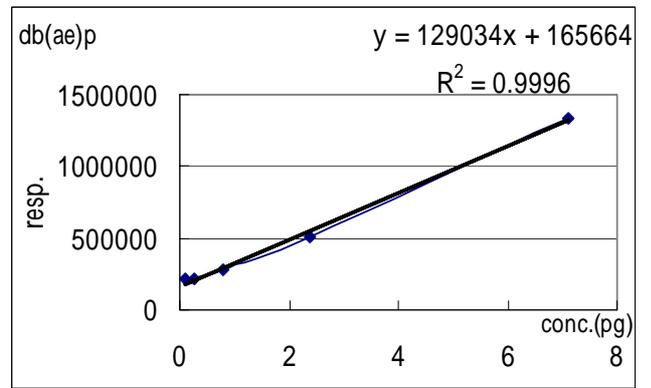
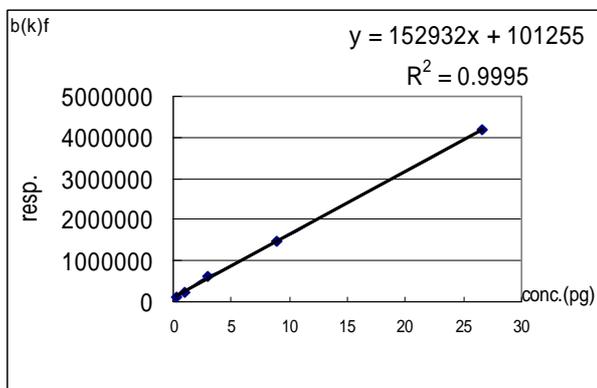
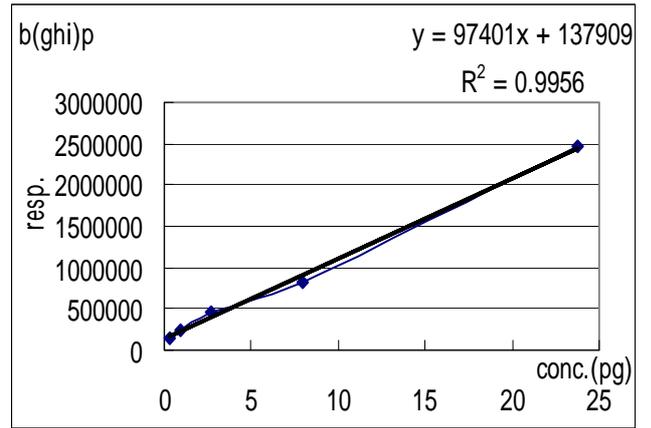
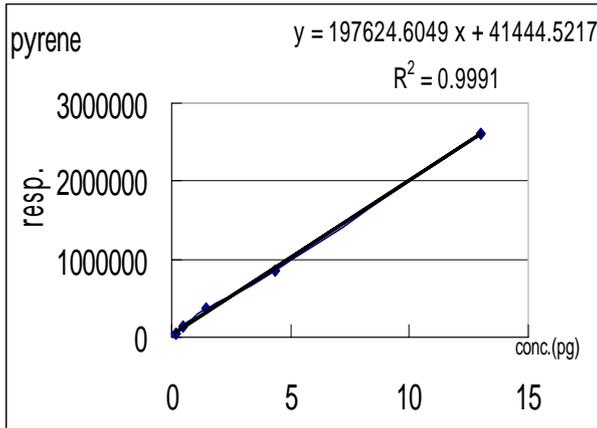


Fig. 6 Individual calibration curve of PAHs

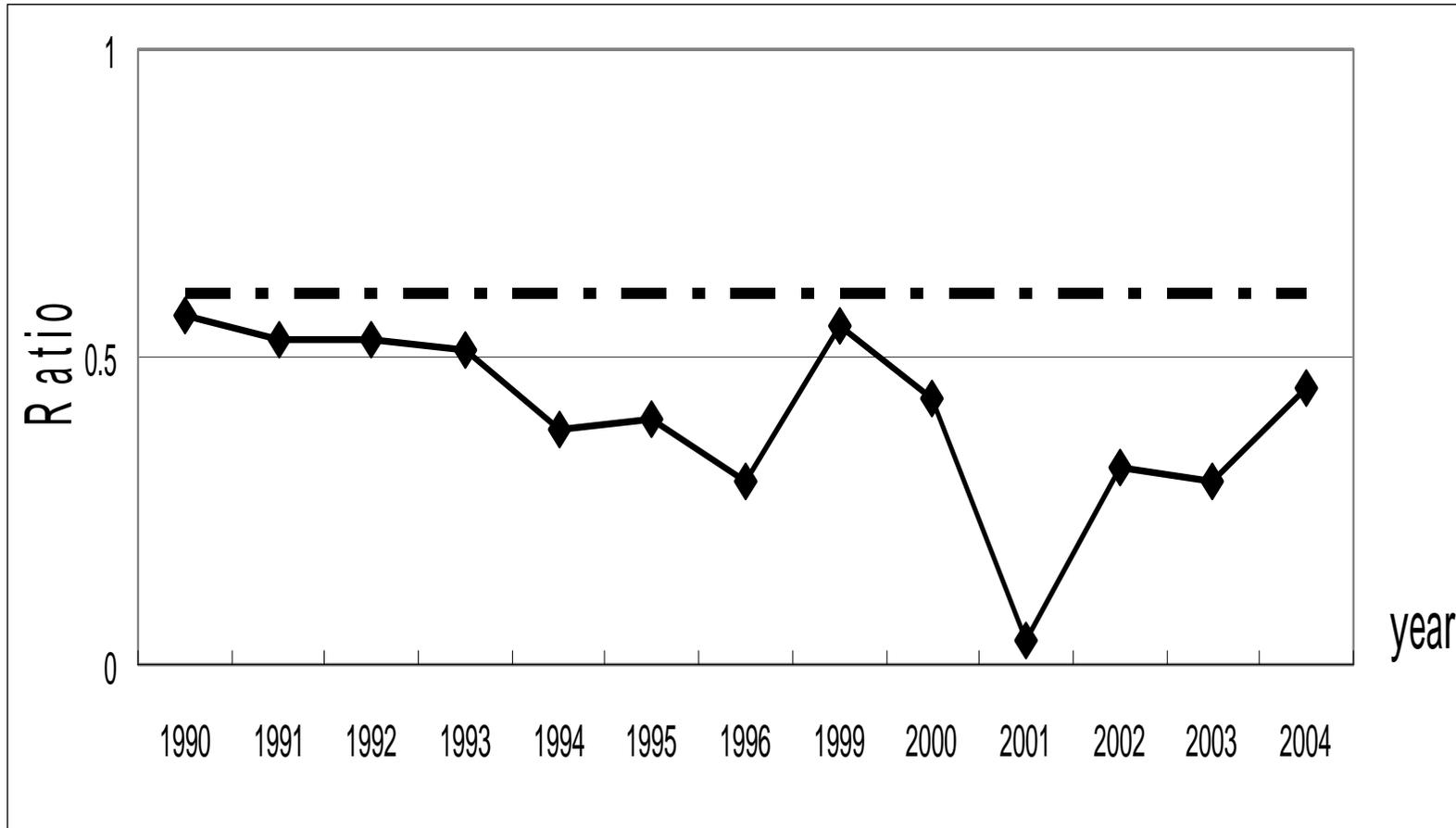


Fig. 7 The trend of B(a)P to B(ghi)P ratio in airborne particles of winter sample, 1990-2004, Taichung.

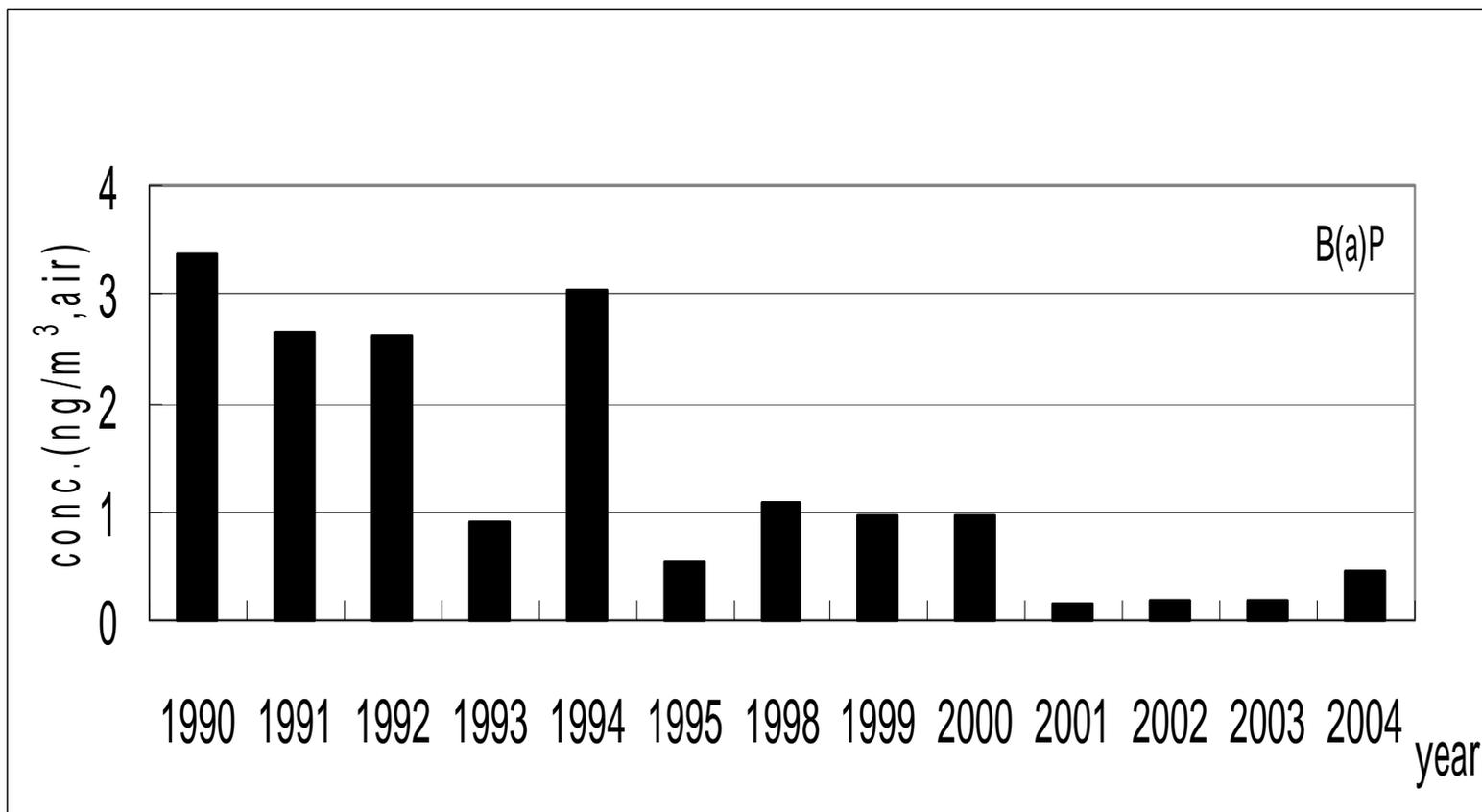


Fig. 8 B(a)P concentrations in airborne particles of winter sample, 1990-2004, Taichung.

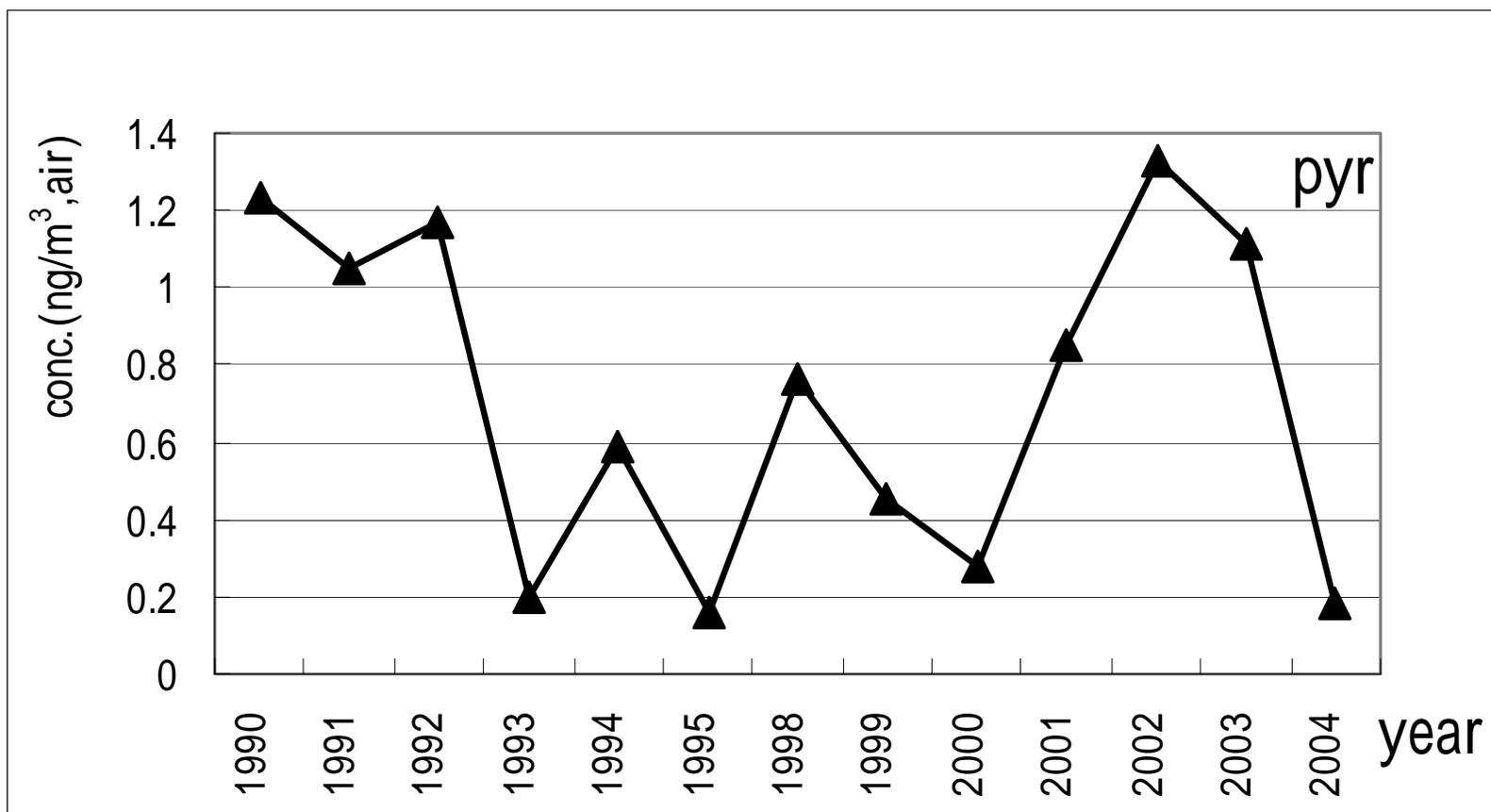


Fig. 9 Pyrene concentrations in airborne particles of winter sample, 1990-2004, Taichung.

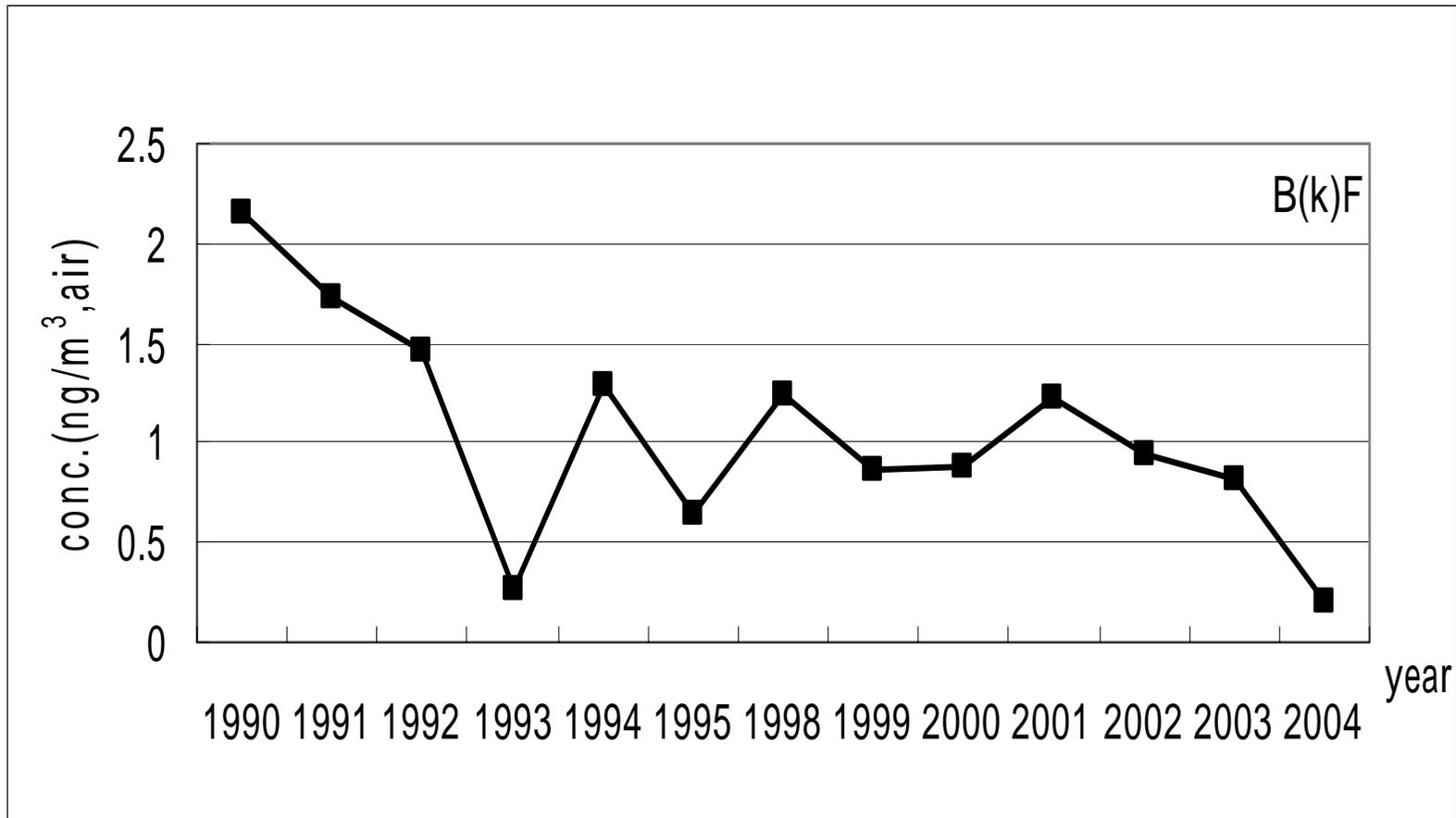


Fig.10 B(k)F concentrations in airborne particles of winter sample, 1990-2004, Taichung.

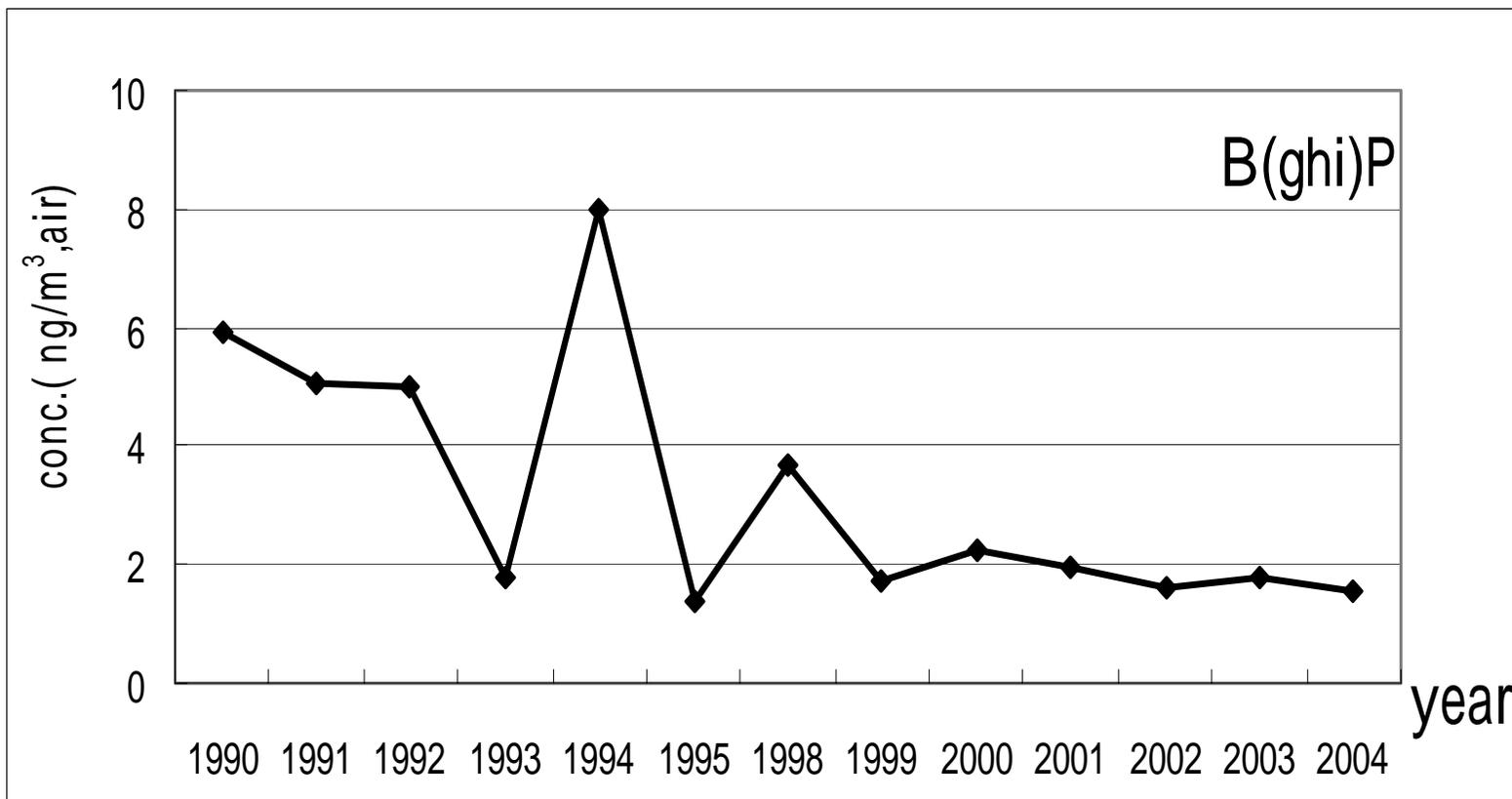


Fig. 11 B(ghi)P concentrations in airborne particles of winter sample, 1990-2004, Taichung.

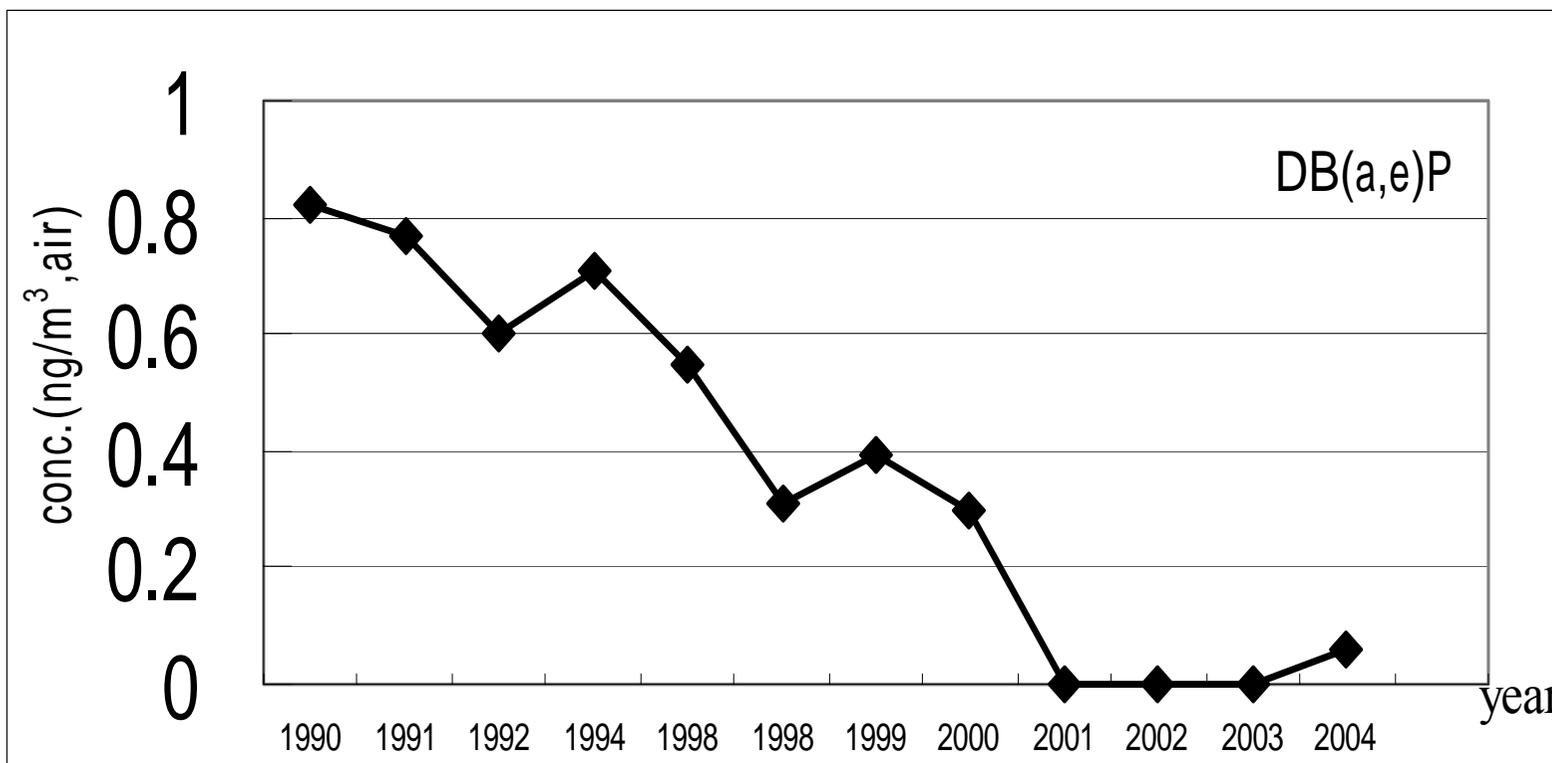


Fig. 12 DB(a,e)P concentrations in airborne particles of winter sample, 1990-2004, Taichung.

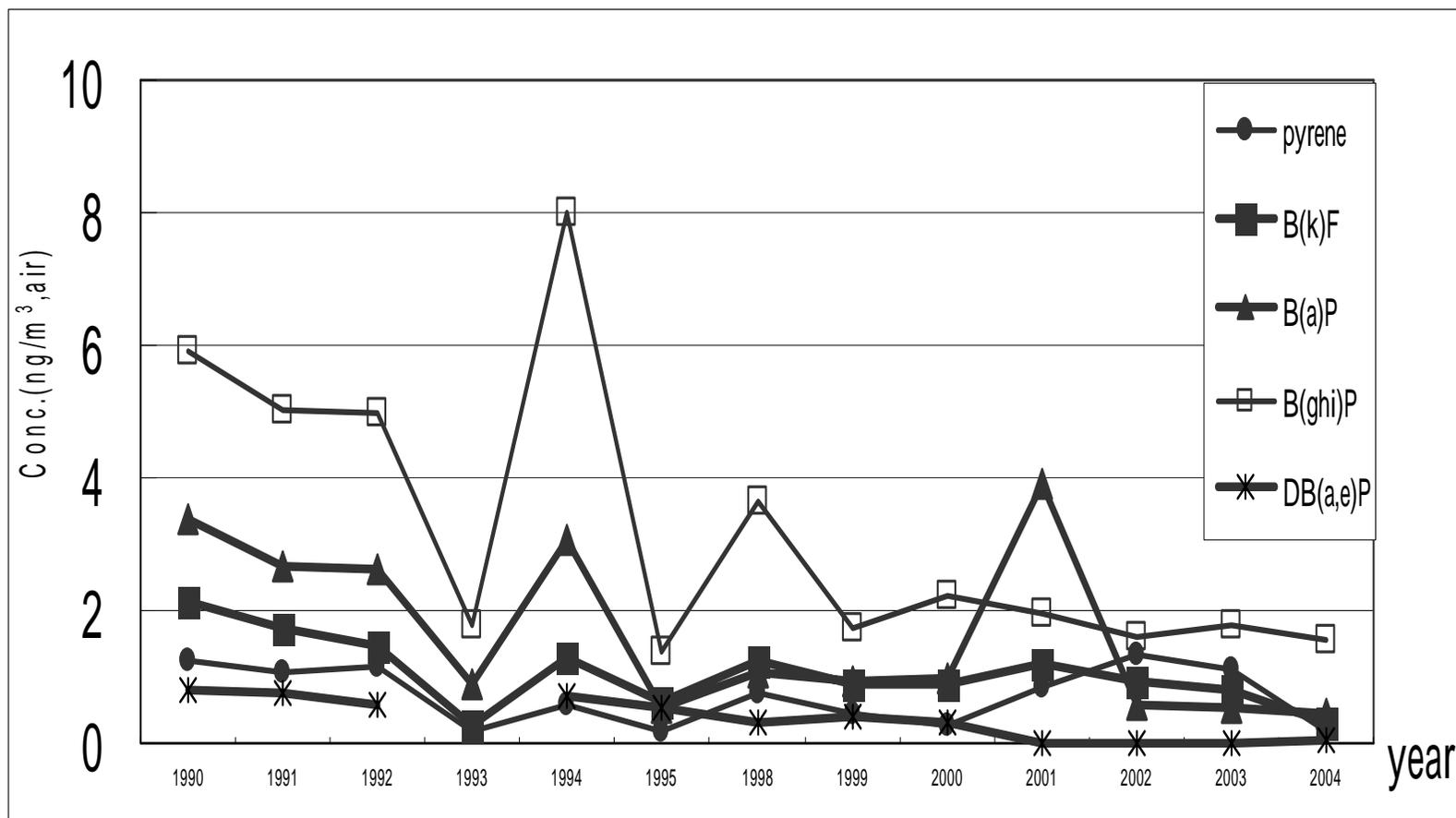


Fig. 13 PAHs concentrations in airborne particles of winter sample, 1990-2004, Taichung.

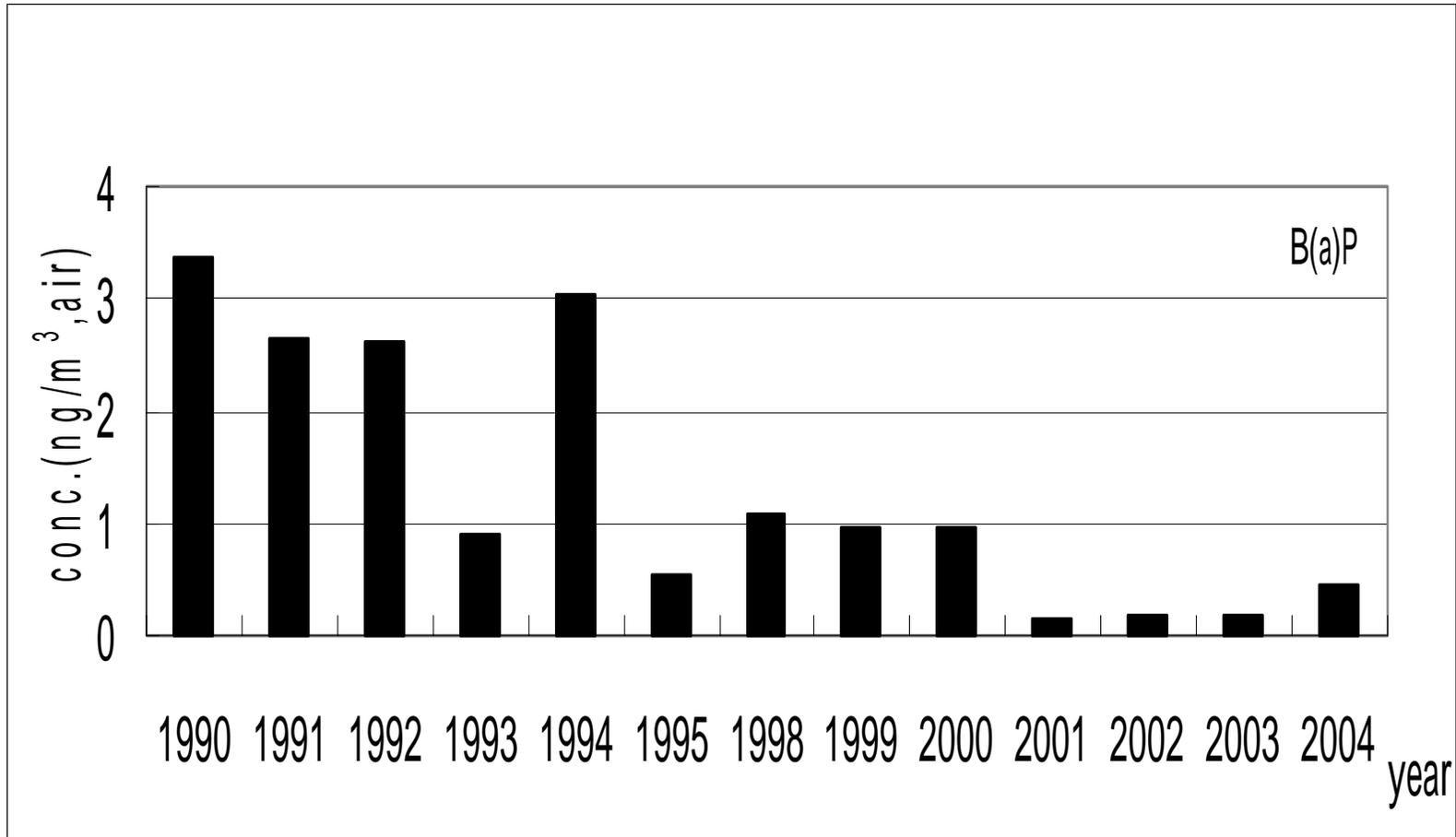


Fig. 14 Annual cancer risk for resident, based on B(a)P concentration in 1990-2004, Taichung

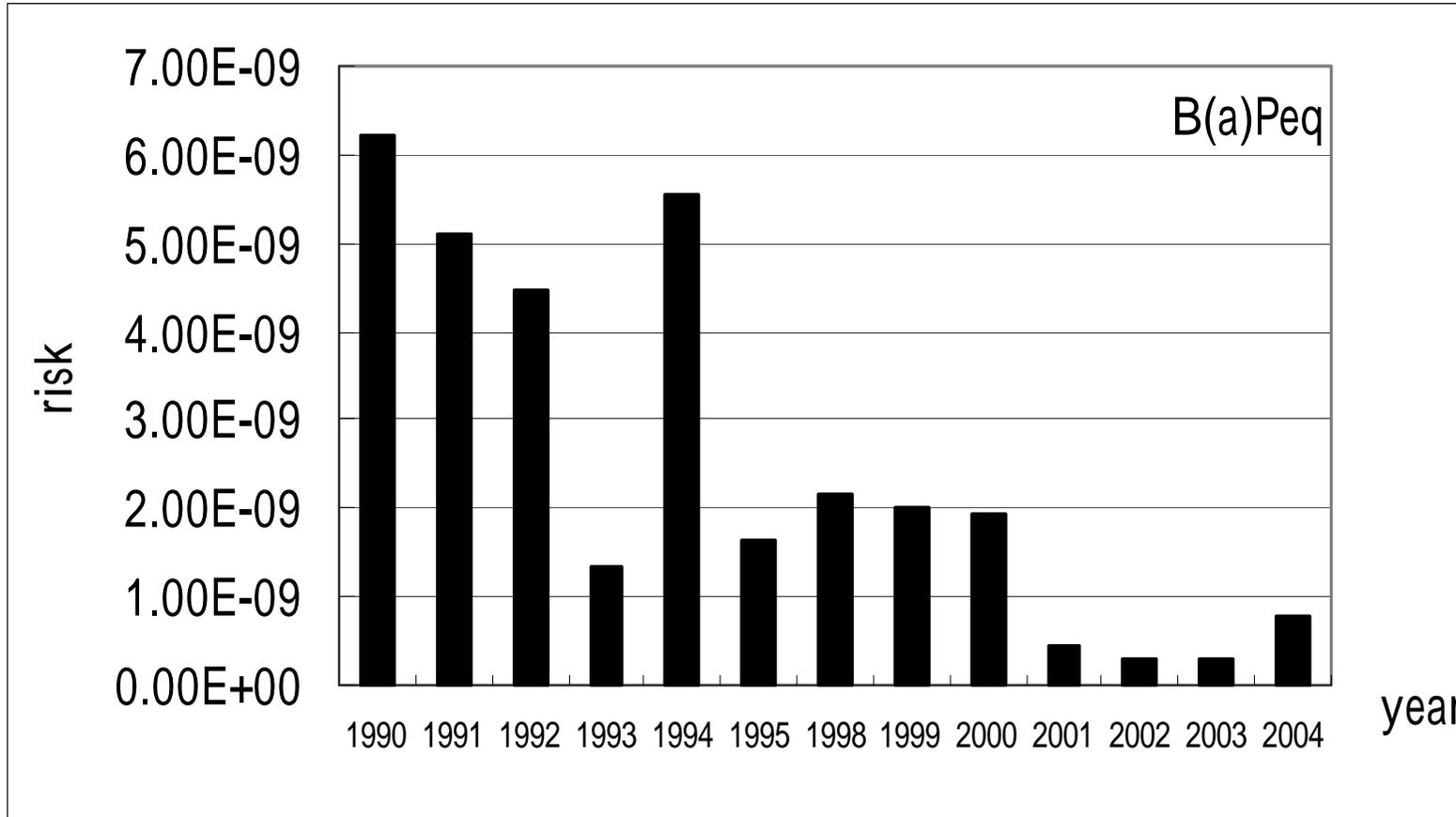


Fig. 15 Annual cancer risk for resident, based on B(a)Peq concentration in 1990-2004, Taichung

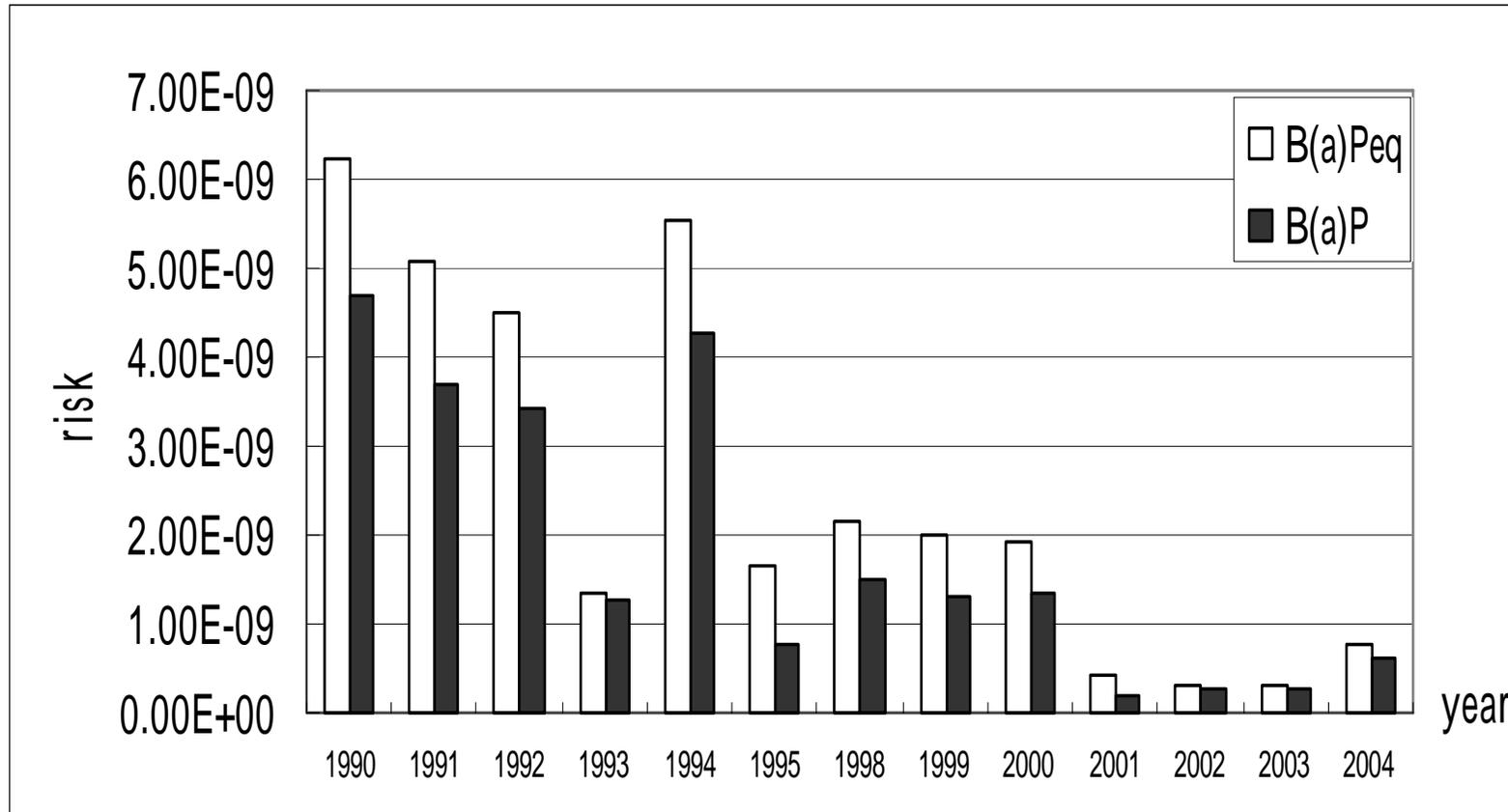


Fig.16 Annual comparison in cancer risk between B(a)P and B(a)Peq,1990-2004,Taichung

參考文獻

- Boström CE, Gerde P, Hanberg A, Jernström B, Johansson C, Kyrklund T, Rannug A, Törnqvist M, Victorin K, and Westerholm R. Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. *Environ Health Perspect* 2002;110:451-88.
- Chau CK, Tu EY, Chan DWT, and Burnett J. Estimating the total exposure to air pollutants for different population age groups in Hong Kong. *Environ Int* 2002;27:617-30.
- Exposure Factors Handbook. Volume I - General Factors. Chapter 5 - Inhalation. 1996. <http://www.epa.gov/ordntrnt/ORD/WebPubs/exposure/chap5.pdf>
- Frans JJ. Methods for routine biological monitoring of carcinogenic PAH-mixtures. *Sci Total Environ* 1997;199:141-9.
- Fang GC, Wu YS, Chen MH, Ho TT, Huang SH, and Rau JY. Polycyclic aromatic hydrocarbons study in Taichung, Taiwan, during 2002-2003. *Atmos Environ* 2004;38:3385-91.
- Fan SF, Jin GX and Chen SG. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the atmosphere of Yinchuan city in northwest China. *J Jpn Soc Atmos Environ* 2005;40:129-35.
- Grimmer G. Environmental carcinogens: polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ Sci Technol* 1983;24:1581-8.
- Harper KH. The metabolism of Pyrene. *Br J Cancer* 1957;10:7-13.
- IARC : IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans and their Supplements: Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1: Chemical, Environmental and Experimental Data. 1987;32:58-71.
<http://www-cie.iarc.fr/monoeval/allmonos.html> (2004/12/23)
- Josephson J. Polynuclear aromatic hydrocarbons. *Environ Sci Technol* 1984;18:93A-95A.
- Kameda Y, Shirai J, Komai T, Nakanishi J, and Masunaga S. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: size distribution, estimation of their risk

- and their depositions to the human respiratory tract. *Sci Total Environ* 2005; 340:71-80.
- Laschober C, Limbeck A, Rendl J, and Puxbaum H. Particles emissions from on-road vehicles in the kaisermuhlen-tunnel (Vienna, Austria). *Atmos Environ* 2004;38:2055-66.
- Li CK and Kamens RM. The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modeling. *Atmos Environ* 1993;27A:523-32.
- Li CT, Lin YC, Lee WJ, and Tsai PJ. Emission of Polycyclic aromatic hydrocarbons and their carcinogenic potencies from cooking sources to urban atmosphere. *Environ Health Perspect* 2003;111:483-7.
- Okona-Mensah KB, Battershill J, Boobis A and Fielder R. An approach to investigating the importance of high potency polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the induction of lung cancer by air pollution. *Food Chem Toxicol* 2005;43:1103-16.
- Perena FP and Ahmed AK. *Respirable Particles : Impact of airborne fine particles on health and the environment*. Cambridge, Ballinger Publish Co. 1979.
- Petry T, Schmid P, and Schlatter C. The use of toxic equivalency factors in assessing occupational and environmental health risk associated with exposure to airborne mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Chemosphere* 1996;32:639-48.
- Pleil JD, Vette AF, and Rappaport SM. Analyzing particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from archived PM2.5 filters. *J Chromatogr A* 2004;1033:9-17.
- Pott F, Pyrolytic emissions, profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons and lung cancer risk - data and evaluation. *Satub-Reinhaltung dedr Luft*. 1985;45:368-379.
- Pufulete M, Battershill J, Boobis A and Fielder R. Approaches to carcinogenic risk assessment for polycyclic aromatic hydrocarbons: a UK perspective. *Regul Toxicol Pharmacol* 2004;40:54-66.

- Sawicki E, Hauser TR, Elbert WC, Fox FT, and Meeker JE. Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Composition of the atmosphere in some large American cities. Am Ind Hyg Assoc J 1962;23:137-44
- Tsai PJ, Shih TS, Chen HL, Lee WJ, Lai CH, and Liou SH. Assessing and predicting the exposures of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their carcinogenic potencies from vehicle engine exhausts to highway toll station workers. Atmos Environ 2004;38:333-43.
- U.S. Environmental Protection Agency Integrated Risk Information System.
<http://www.epa.gov/iris/subst/0136.htm>(2005/03/22)
- U.S. Environmental protection agency : Inhalation Risk Assessment Workshop
Washington, DC;2003:9-12 <http://www.epa.gov/osp/regions/inhal.htm>
(2005/06/10)
- Yang HH, Lai SO, Hsieh LT, Hsueh HJ, and Chi TW. Profiles of PAH emission from steel and iron industries. Chemosphere 2002;48:1061-74.
- 王璵芳：瀝青拌合致鋪面過程各階段之 PAHs 逸散特徵與鋪面勞工之暴露評估。成功大學環境醫學研究所碩士論文，2002。
- 台中市環保局監測網站：<http://www.tcepb.gov.tw/files/93年PSI大於100統計.xls> (2005/3/23)。
- 李經民：環境中多環芳香烴多介質流佈之研究。行政院國家科學委員會專題研究計畫，計畫編號 NSCWFA2600195，2000。
- 林淵淙：餐廳廚房排放廢氣及周圍大氣中多環芳香烴化合物特徵。成功大學環境醫學研究所碩士論文，2000。
- 林淵淙：環保訓練園地。2003。
- 後藤純雄、杉田和俊、遠藤 治、溝口次夫、石井忠浩、松下秀鶴、岩井和郎：ディーゼル排ガス粒子中の多環芳香屬炭化水素化合物の呼吸器沈著率について。大氣污染學會誌 1995；30：53-8，。
- 郭錦堂：針對台灣中部地區空氣粉塵粒子中致癌物質多環芳香烴做比較分

- 析研究。行政院國家科學委員會專題研究計畫，計畫編號 NSC 80-0421-B-039-01Z，1991。
- 郭錦堂：利用高感度自動 HPLC 偵測空氣中多環芳香烴化合物之時變化研究。行政院國家科學委員會專題研究計畫，計畫編號 NSC 82-0208-M-039-002，1994。
- 郭錦堂、龔聖祐、蕭曉霽、黃元宏、劉鎮源：利用 HPLC 及 GC/MS 分析大氣環境中多環芳香烴化合物探討。環境分析化學研討會，崑山科技大學，2004。
- 陳小龍：高速公路收費站人員 PAHs 之暴露危害評估。成功大學環境醫學研究所碩士論文，2001。
- 陳裕政、蔡朋枝、汪禧年：UH-1H 直昇機引擎多環芳香烴化合物排放特徵之研究。勞工安全衛生研究季刊 2005；13：1-11。
- 黃麗玉、李奇學、程一文：環境中學校地區及住宅地區 PAHs 時變化之研究與比較。中國醫藥學院公共衛生學系畢業論文，1994。
- 楊世模、劉俊德：空氣中 TSP 和 PM₁₀ 粒徑中多環芳香烴之研究。中國醫藥學院公共衛生學系畢業論文，1993。
- 楊承翰：台中市空氣中 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 之多環芳香烴化合物調查研究。中國醫藥學院環境醫學研究所碩士論文，1999。
- 劉碧隆：高雄市某地區空氣懸浮微粒中多環芳香烴化合物之分析調查研究。中國醫藥學院碩士論文，1995。
- 鄭吉良：利用中毛細管液相層析管柱分析多環芳香烴相關致癌物研究。中國醫藥學院碩士論文，2001。
- 橋本正史、山岸 豐：多環芳香族碳化水素(PAH) の健康リスク評價手法，大氣環境學會誌 2004；39：119-36
- 謝錦松：環境衛生實務、初版、台北、淑馨出版社。1989。

薛宏榮：碳黑業勞工多環芳香烴碳氫化合物之暴露調查及其健康危害風險評估。成功大學環境醫學研究所碩士論文，1999。

羅卓卿：油品儲輸站鄰近空氣中揮發性有機污染物之特性研究。中山大學環境工程研究所，2001。