

# 太魯閣高海拔環境敏感區域人造有機污 染物累積分析監測

受委託者：中華民國國家公園學會

研究主持人：柯風溪

研究助理：張瓊文、潘韋伶、柯廷華、

朱啟宏、王泰然、曾柏軒、李叔螢

太魯閣國家公園管理處委託辦理研究報告

中華民國 100 年 12 月

本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見。



目次

目次 . . . . . I

表次 . . . . . III

圖次 . . . . . V

附錄次 . . . . . VII

摘要 . . . . . IX

第一章 緒論 . . . . . 1

    第一節 研究緣起與背景 . . . . . 1

    第二節 研究目的 . . . . . 2

第二章 文獻回顧 . . . . . 3

    第一節 高山環境中持久性有機污染物現況介紹 . . . 3

    第二節 多環芳香烴 . . . . . 4

    第三節 有機氯農藥 . . . . . 5

第三章 材料與方法 . . . . . 7

    第一節 採樣時間地點與樣品種類 . . . . . 7

    第二節 研究方法 . . . . . 9

第四章 結果與討論 . . . . . 15

    第一節 持久性有機污染物 (POPs) 之含量分析 . . . 15

    第二節 多環芳香烴之組成與含量分析 . . . . . 18

第三節 有機氣農藥之組成與含量分析	34
第五章 結論與建議	51
第一節 結論	51
第二節 建議	51
參考書目	53
附錄	57

(未註明資料來源之圖表，皆為本研究結果)

## 表次

表 3-1 採樣月份與樣品種類 . . . . .	8
表 3-2 多環芳香烴之擬似標準品在不同樣品之回收率 .	12
表 3-3 多環芳香烴之偵測極限值 . . . . .	12
表 3-4 有機氯農藥之偵測極限值 . . . . .	13
表 4-1 各樣區環境介質之多環芳香烴與有機氯農藥含量 .	17
表 4-2 各國河川與湖泊之沈積物中多環芳香烴濃度含量之比較 .	20



## 圖次

圖 3-1	採樣地點	7
圖 4-1	沈積物之多環芳香烴總濃度比較	19
圖 4-2	沈積物多環芳香烴之主成份分析	19
圖 4-3	各地點之水皿多環芳香烴總濃度比較	22
圖 4-4	各地點之水皿多環芳香烴組成成份比例	22
圖 4-5	砂卡礑流域甲殼類之多環芳香烴總濃度比較	24
圖 4-6	砂卡礑流域甲殼類之溼重與多環芳香烴總濃度關係	25
圖 4-7	甲殼類多環芳香烴之主成份分析	26
圖 4-8	兩棲類成長之多環芳香烴總濃度比較	28
圖 4-9	三間屋蝌蚪成長與變態之多環芳香烴總濃度比較	28
圖 4-10	兩棲類(蛙)溼重與多環芳香烴總濃度關係	29
圖 4-11	兩棲類(蝌蚪)之海拔與多環芳香烴總濃度關係	29
圖 4-12	兩棲類多環芳香烴之主成份分析	30
圖 4-13	魚類多環芳香烴總濃度比較	32
圖 4-14	魚類溼重與多環芳香烴總濃度關係	32
圖 4-15	砂卡礑魚類之多環芳香烴主成份分析	33
圖 4-16	沈積物有機氯農藥總濃度比較	35
圖 4-17	乾季沈積物有機氯農藥組成分析	35

圖 4-18	溼季沈積物有機氯農藥組成分析	36
圖 4-19	舊有農田之 DDT 系列分析	36
圖 4-20	水皿有機氯農藥總濃度比較	38
圖 4-21	水皿有機氯農藥組成分析	38
圖 4-22	砂卡礑流域甲殼類有機氯農藥總濃度比較	40
圖 4-23	砂卡礑流域甲殼類之溼重與有機氯農藥總濃度關係	41
圖 4-24	甲殼類有機氯農藥組成分析	42
圖 4-25	兩棲類成長之有機氯農藥總濃度比較	44
圖 4-26	三間屋蝌蚪成長與變態之有機氯農藥濃度關係	44
圖 4-27	兩棲類(蛙)溼重與有機氯農藥總濃度關係	45
圖 4-28	兩棲類(蝌蚪)之海拔與有機氯農藥總濃度關係	45
圖 4-29	季節影響之兩棲類有機氯農藥組成分析	46
圖 4-30	魚類有機氯農藥總濃度比較	48
圖 4-31	魚類溼重與有機氯農藥總濃度關係	48
圖 4-32	魚類有機氯農藥組成分析	49
圖 4-33	魚類所含之 DDT 系列分析	49

## 附錄次

附錄一 期中簡報會議紀錄 ····· 57

附錄二 期末簡報會議紀錄 ····· 59



## 摘 要

關鍵詞：持久性有機污染物、多環芳香烴、有機氯農藥

### 一、研究緣起

持久性有機污染物 (Persistent Organic Pollutants, POPs) 具有不易被分解之特性，隨氣流或水流長距離傳播，為全球性分佈污染物，更因其親脂性強、具生物累積性，當物質於生物體內之攝取儲存速度高於其代謝分解或排泄速度時，即造成生物累積，更可能經由食物鏈傳遞累積於高階生物體內，形成生物放大 (Biomagnification)。本計畫目的在於調查研究持久性有機污染物在太魯閣國家公園生態棲息地及生物的分佈與含量，並探討其可能對生態系之危害評估。

### 二、研究方法及過程

本計畫針對乾季(三月及四月)與溼季(五月、六月及八月)進行採樣，地點包括：小奇萊、布洛灣、蓮花池、西喀拉罕溪、西寶、水源地、砂卡礑橋、五間屋、攔水壩及三間屋，分別收集沈積物與生物樣品進行有機污染物含量分析比較。沈積物取自河岸或湖岸邊表層5公分底泥，樣品裝於玻璃瓶內帶回實驗室。所有樣品皆以ASE萃取、淨化及濃縮後，再以GC/MS分析多環芳香烴及有機氯農藥。

### 三、重要發現

本計畫以多環芳香烴 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs) 與有機氯農藥 (Organochlorine Pesticides, OCPs) 為主要代表性有機污染物，對太魯閣國家公園人為活動密集區 (景觀區或農墾區) 和人為活動較稀少區 (保護區) 之棲息地介質及水生生物進行調查。整體而言，在太魯閣地區各水生環境介質之多環芳香烴總濃度(total polycyclic aromatic hydrocarbons; t-PAH)範圍：岸邊表層沈積物為 4.10-247.98 ng/g dw、水生昆蟲為 6.60-712.59 ng/g ww、螃蟹為 0.58-25.50 ng/g ww、蝦為 4.96-57.86 ng/g ww、魚類為 1.88-44.03 ng/g ww、兩棲類(蛙)為 1.87-115.54 ng/g ww 及兩棲類(蝌蚪)為 0.39-65.58 ng/g ww。在太魯閣地區，各水域環境介質之有機氯農藥總濃度(total organochlorine pesticides, t-OCPs)範圍：岸邊表層沈積物為 10.59-7447.57 ng/g dw、水生昆蟲 25.15-79.40 ng/g ww、螃蟹為

1.03-92.59 ng/g ww、蝦為 0.60-415.00 ng/g ww、魚類為 10.19-572.02 ng/g ww、兩棲類(蛙)為 1.88-48.05 ng/g ww 及兩棲類(蝌蚪)為 3.51-917.07 ng/g ww。沈積物分析中，PAHs 濃度以小奇萊地區最高，較之其他測站，小奇萊地區屬保護區，在人為活動管制與海拔高度限制下，PAHs 濃度仍最高，顯示受氣流影響之長距離傳送為 PAHs 在太魯閣地區的含量與分佈的關鍵因素之一，另一可能理由為奇萊山區之沈積物皆屬於顆粒極細之有機腐質，造成其吸附 PAHs 之能力增高；OCPs 濃度以蓮花池沈積物中之含量為最高，與其曾為密集耕作地區有直接相關。生物分析中，以水生昆蟲體內的 PAHs 累積濃度最高；OCPs 累積濃度則以兩棲類最高。在蝌蚪體內的 PAHs 及 OCPs 濃度明顯高於在蛙體內，可能與其變態代謝或成長稀釋有關。PAHs 組成分佈情形顯示，沈積物中主要以 3 環及 4 環之 PAHs 為主；生物樣品中則以 3 環、4 環及 5 環之 PAHs 為主。在 OCPs 組成方面，兩棲類以 HCH、Hept 及 HCB 系列為主，而其他樣品則以 HCH、Hept 和 DDT 系列為主要成份，顯示與台灣過去 OCPs 的使用情形相關。

#### 四、建議事項

立即可行建議：

由沈積物及生物樣品分析顯示在海拔高度的高山區，已可偵測到持久性有機污染物，其在棲息地(沈積物)之含量仍低於對生物生態構成威脅之標準程度，短期內應無危害之虞。有機氯農藥分析，如 DDT 系列分解衍生物之比例分析結果，顯示策略性管理，對環境污染控制及生態環境品質維護極具意義。為監測持久性有機污染物之輸入，需以太魯閣國家公園園區全面性著手，定期分析各區域沈積物和指標性物種之持久性有機污染物組成與含量，監測各地域有否增加趨勢，或觀察探討其變化狀況，進一步針對其對生物生態之毒性影響，進行研究、建立標準，作為往後建構太魯閣國家公園內人為活動管理方案之依據。

中長期建議：

於高海拔地區(如：奇萊山、黑水塘地區)設立空氣收集器，同時偵測空氣與表層水中持久性有機污染物含量與分佈，以確切瞭解證實遠距離傳送，對太魯閣高山區污染物質累積之影響。

## Abstract

Keywords: POPs, PAHs, OCPs

Persistent organic pollutants (POPs) have been considered more important because of the characteristics of resistance to degradation, long distance mobility, high lipophilicity, and bioaccumulation. Through the food chain, POPs can accumulate in the organisms and cause the biomagnification. According to other studies, POPs can spread to high altitude areas following with current or wind (Daly and Wania 2005). Taoroko National Park is located in the eastern part of Taiwan. Because the topography, it is worth of abundance of animals and plants. For sustainable management, we have to establish the database of pollution concentration and reduce pollution to expand. The main purpose of this study was to analyze the POP concentrations including the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticides (OCPs) in the sediments and the biota samples.

Overall, the total PAH concentrations at Taoroko National Park were as follows: 4.10-247.98 ng/g dw on surface sediments, 6.60-712.59 ng/g ww in aquatic insects, 0.58-25.50 ng/g ww in crabs, 4.96-57.86 ng/g ww in shrimps, 1.88-44.03 ng/g ww in fishes, 1.87-115.54 ng/g ww in frogs, and 0.39-65.58 ng/g ww in tadpoles. The results shown that the PAH concentrations on sediments of high altitude areas (Little Qilai) were higher than those of low altitude areas (Sanjianwu and Shueiyuandi). The total OCP concentrations were as follows: 10.59-7447.57 ng/g dw on surface sediments, 25.15-79.40 ng/g ww in aquatic insects, 1.03-92.59 ng/g ww in crabs, 0.60-415.00 ng/g ww in shrimps, 10.19-572.02 ng/g ww in fishes, 1.88-48.05 ng/g ww in frogs, and 3.51-917.07 ng/g ww in tadpoles. The results shown that total OCP concentrations in old farmland were higher than which in the other sites.

The concentrations of PAHs and OCPs in aquatic insects were significantly higher than the other organisms, probably because of their high fat content. In the amphibians, frogs had significantly lower concentrations of POPs than tadpoles. It may be due to the growth dilution. The main PAH components were 3 to 5 ringed PAHs in the biota samples while the ones found in sediment were 3 and 4 ringed PAHs. OCPs found in this study mainly consist of HCH, Hept, and DDT. The OCP concentration results shown that the historically accumulated levels of OCP still affect the ecosystem greatly.



## 第一章 緒論

### 第一節 研究緣起與背景

太魯閣國家公園成立於 1986 年，東臨太平洋，西接中央山脈的主陵。境內自接近海平面立霧溪口至最高的南湖大山，海拔落差約為 3742 公尺，2000 公尺以上的山區佔園區二分之一的面積，而 3000 公尺以上高山佔其六分之一面積，轄內合歡群峰為台灣許多重要河川的發源地，包含立霧溪、大甲溪、大肚溪和濁水溪，掌握著台灣生態的動向。因地勢之故，隨海拔高度增高，呈現不同的氣候型態，也因此園區內同時具有亞寒帶至亞熱帶多樣豐富的生態系統。1960 年中橫公路開通後，為此區帶來絡繹不絕的人車潮，此外過去園區曾有農業與礦產活動，隨著人為活動所帶來的現代文明污染物極可能威脅生態環境與野生生物的多樣性與生存。目前有關於環境有機化學污染物在園區內的相關背景資料十分缺乏，在國家公園致力於生態環境的保育政策下，對於人為活動所帶來的環境有機污染物在太魯閣國家公園生態棲息地與生物之間的分佈與含量調查，及其可能對生態系之危害評估，更需快速有效建立，以達兼顧生態保育與觀光旅遊之規劃管理。

持久性有機污染物 (Persistent Organic Pollutions, POPs) 是指環境中不易被分解的有機化學物質，並且其生物累積性極高，進入食物鏈中會由低階食層生物 (如:浮游性植物) 往高階食層生物傳遞及累積而威脅整個生態系、動物和人類的健康與生存 (Barron 1990; Muñoz, Ramos et al. 1996; Kelly and Gobas 2001; Blais et al. 2003; Fernandez et al. 2004)。各項研究顯示 POPs 已入侵到高山區各環境介質中，且威脅其生態環境的健康與生存，並指出野生動物或人類長期暴露在環境持久性有機污染物，會造成生理機能病變，包含甲狀腺機能異常、生殖系統畸形、生殖能力降低、後代個體生存率降低或畸形、致癌率增高等現象 (Colborn et al. 1993; Moran et al. 2007)。POPs 藉由氣流由鄰近人為活動陸地傳播至高海拔山之區，生態系累積，已經有許多研究報告指出 POPs，如：多環芳香烴 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)、多氯聯苯 (Polychlorinated Biphenyls, PCBs)、有機氯農藥 (Organochlorine Pesticides, OCPs) 等，在高山河流、底泥及水中生物體內皆有相當高之濃度 (Fernandez, Vilanova et al. 1999; Daly and

Wania 2005; Barra, Popp et al. 2006; Meire, Azeredo et al. 2008)。

生物累積放大作用是指污染物由棲息地吸收或在生物個體的累積作用(Bioaccumulation)與食物鏈的放大作用(Biomagnification)，環境中的毒性物質藉由生物系統中食物鏈的循環，使其在生物體內之濃度隨食階而累積。尤以持久性、親脂性、易於吸附顆粒和具生物累積性的持久性有機污染化學物質為主，常藉由不同來源直接或間接的進入環境介質(水)中，在生物體的脂肪或肝臟累積儲存，可能造成生物個體的急性或慢性毒害、敏感性生物的半致死效應，進而擴及食物鏈的高階消費者(例如人類)。當化學污染物在水中濃度會對生態系具有危害性、或毒害重要物種、或在食用生物體內過量累積時，生物累積放大作用成為值得重視的環境管理政策。

## 第二節 研究目的

本計畫以多環芳香烴(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)與有機氯農藥(Organochlorine Pesticides, OCPs)為主要分析對象，調查建立監測太魯閣國家公園人為活動密集區(景觀區及農墾區)和人為活動較稀少區(生態保護區)之生態棲息地與水生生物體內之持久性有機污染物含量、分佈與組成，及其季節性變化，以期瞭解這類有機污染物在太魯閣國家公園重要水域生態環境的分佈，及其在生物體之累積情形，進一步評估其可能來源及傳播路徑與對太魯閣國家公園內生態系統之衝擊性。本計畫的研究目的為：

1. 調查太魯閣國家公園重要生態系棲息地之環境有機污染物之分佈與變化。
2. 探討環境有機污染物在重要水域生態系之生物累積情形。
3. 重要持久性有機環境污染物生物放大作用風險評估。
4. 比較人為活動區與生態保護區污染物之生物累積情形，以建構環境有機污染物可能來源，模擬可能傳播路徑。

## 第二章 文獻回顧

### 第一節 高山環境中持久性有機污染物現況介紹

持久性有機污染物 (Persistent Organic Pollutions, POPs) 具半揮發性、親脂性、持久性、生物毒性與生物累積性；進入環境後，傾向與顆粒物質結合，藉由空氣、水和生物之間的交互作用傳播到世界各地，為全球分佈性的污染物(Dachs, Lohmann et al. 2002; Klasmeier, Matthies et al. 2006; Bartrons, Grimalt et al. 2007; Van den Steen, Covaci et al. 2007)。因不易分解與生物累積性，POPs 進入食物鏈中會由低階食層生物往高階食層生物傳遞、累積進而放大，最後威脅整個生態系和人類的健康與生存問題(Barron 1990; Muñoz, Ramos et al. 1996; Kelly and Gobas 2001; Blais, Wilhelm et al. 2003; Fernandez, Ikonomou et al. 2004)。POPs 被排出至環境中，隨著大氣氣流傳送往低揮發區 (高緯度區、極地區或高山區) 沈降，在極地的研究報告指出，POPs 在極地區的環境樣品和食物鏈生物中被發現，甚至其含量近於在都會區與工業區所測得的量(Luckas, Vetter et al. 1990; Inomata, Montone et al. 1996; Aono, Tanabe et al. 1997; Norstrom, Belikov et al. 1998; Kuhnlein and Chan 2000; Chiuchiolo, Dickhut et al. 2004)。目前相關研究顯示極地區已累積相當量之此類有機化學污染物，致使其成為一有潛力之“儲存槽”，而嚴重地威脅極地生態系統(Wania 2003; Wania and Dugani 2003; Breivik, Wania et al. 2006)。

持久性有機污染物會藉由氣流，由鄰近或遠處人為活動頻繁區傳播至高山區，進入高山區環境和生態系累積。近年許多研究報告指出有機氣農藥，在高山湖泊、底泥及水中生物體內皆有相當高之濃度(Fernández, Vilanova et al. 1999; Barra, Colombo et al. 2006; Barra, Popp et al. 2006; Meire, Azeredo et al. 2008)。Fernández (1999) 等人研究全歐洲山區湖泊底泥中 PAHs 分佈與含量，發現開發中的東歐山區湖泊底泥中 PAHs 之含量與美國工業區湖泊 (五大湖區) 底泥含量相當，而位於已開發區的中西歐部分山區湖泊底泥中，PAHs 之含量亦與工業與都會區之河流或港口底泥之含量相近(Fernández, Vilanova et al. 1999)。在高山湖泊魚類與兩棲類體內有機氣農藥含量隨著海拔的增加而增長，其原因可能與高山區溫度梯度變化有關(Donald, Stern et al. 1998; Grimalt, Fernandez et al. 2001; Blais,

Wilhelm et al. 2003)。顯示 POPs 已入侵到高山區各環境介質中，且威脅其生態環境與生物的健康與生存。

## 第二節 多環芳香烴 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)

PAHs為環境中普遍存在的有機污染物，為二個或二個以上的苯環結合而成的碳氫化合物，依據美國環保署報告指出環境中PAHs種類高達2000多種，而其中有16種化合物已被國際各國列為優先處理的污染物(WHO 1983)。PAHs依其苯環數的不同，對環境生物的危害性亦有些差距，研究顯示4~6環的PAHs具高突變性與致癌性；2~3環的PAHs具較低的突變性但有較高的毒性(Fernandes, Sicre et al. 1997)。環境中PAHs的來源可分為天然來源，如森林大火和火山爆發；人為來源，如石化污染、碳氫化合物的熱裂解或不完全燃燒、汽機車排放(Page, Boehm et al. 1999; Yunker, Macdonald et al. 2002)。然今日環境中所存在的PAHs大多為人類活動所造成，因人為活動的密集度與距離遠近，對環境不同區域的影響程度亦有所差異，就目前相關研究可將PAHs的來源初步歸類如下(Douben 2003)：

### 一. 燃燒來源：

主要是指碳氫化合物在短時間且高溫狀況下，不完全燃燒所產生的PAHs(Neff 1979)。主要產物為4環以上高分子量的PAHs，其來源包含因森林火災和火山爆發等自然燃燒所產生，以及人為工業活動燃燒排放、汽機車排放、火力發電或垃圾焚化爐排放等人類活動所致(Fernandes, Sicre et al. 1997)。

### 二. 石油來源：

這類PAHs的產生原因主要是生物體在高壓高溫 (~150°C) 下的環境中分解形成石油或煤炭過程所生成的，其化合物特性為2~3環或具烷基的PAHs為主。其來源包含石化工業製成過程或運輸過程溢油等過程的排放(Boehm, Page et al. 2001)。

### 三. 生物來源：

自然環境植物本身就會合成一些PAHs，如樹油脂類中萜烯類化合物

(terpenes)會經成岩作用(diagenesis)轉化成 retene 或衍生物 phernanthrene 或 chrysene(Douben 2003)。Perylene 是常見的生物性 PAHs,其生成原因尚不清楚,但厭氧環境是其生成的必備條件(Venkateasn 1988)。

藉由分析環境中PAHs的含量與組成特徵,可進一步釐清及辨別可能之污染來源,故PAHs可做為人類活動範圍的指標。

### 第三節 有機氯農藥 (Organochlorine Pesticides, OCPs)

OCPs在二次世界大戰時開始大量使用在瘧疾防治,由於殺蟲效果佳、時效性長且成本低,隨後更是廣泛使用在農業、家庭及工業上。直至1962年「寂靜的春天」出版,書中指出DDT的濫用,已經對環境生態及野生動物帶來嚴重的浩劫,甚至是族群的滅絕(Carson 1962)。進而引起國際各國開始重視評估OCPs對於環境生態的影響,隨之在1970~1980年國際間開始禁用這些OCPs。在2001年聯合國環境部所公告的12種POPs中,OCPs種類高達9種,包含阿特靈(Aldrin)、可氯丹(Chlordane)、滴滴涕(DDT)、地特靈(Dieldrin)、安特靈(Endrin)、飛佈達(Heptachlor)、六氯丹(Hexachlorobenzene)、滅蟻樂(Mirex)、毒殺芬(Toxaphene),其於3種主要為有機氯工業商品及其副產品,包含戴奧辛(Dioxin)、呔喃(Furans)及多氯聯苯(PCBs)(USEPA 2003)。如同其他種 POPs,OCPs 親脂、不易被分解,會在環境生態中蓄積,經食物鏈放大,具有毒害性、致癌性、突變性、部分更具有使生物雌性化的毒性(Welsch-Pausch, McLachlan et al. 1995; Blomqvist, Berg et al. 2006; Carriger and Rand 2008)。

台灣曾因農業與衛生防治需要,引進使用多種OCPs包含滴滴涕(DDT)、蟲必死(HCH)、靈丹(Lidane)、阿特靈(Aldrin)、地特靈(Dieldrin)、飛佈達(Heptachlor)、安沙番(endosulfan)等。根據台灣農藥工業同業公會統計蟲必死與滴滴涕的使用量最大,雖然七十年代後,台灣陸續禁用OCPs,但由於OCPs低揮發性、不易分解、疏水性且高生物累積性,目前仍殘留在環境中,根據研究報告指出,雖然OCPs在台灣已禁用長達30年以上,但在許多河川、底泥、水生生物與陸生生物組織尚有ppb等級的OCPs殘留(Wang and Liu 2000)。由於OCPs為歷史性指標污染物,因此可藉由觀察環境中此類有機毒物含量與組成份,

太魯閣高海拔環境敏感區域人造有機污染物生物累積分析監測

分析出其在生物體內之累積與降解情形。

### 第三章 材料與方法

#### 第一節 採樣時間地點與樣品種類

本研究採樣時間分為乾季(三月及四月)與溼季(五月、六月及八月)，針對棲息地沈積物與生物樣品進行採樣。採樣地點(圖3-1) 包括：小奇萊、布洛灣、蓮花池、西喀拉罕溪、西寶、水源地、砂卡礑，其中砂卡礑測站由上下游位置，包括：砂卡礑橋、五間屋、攔水壩及三間屋等四個測站。

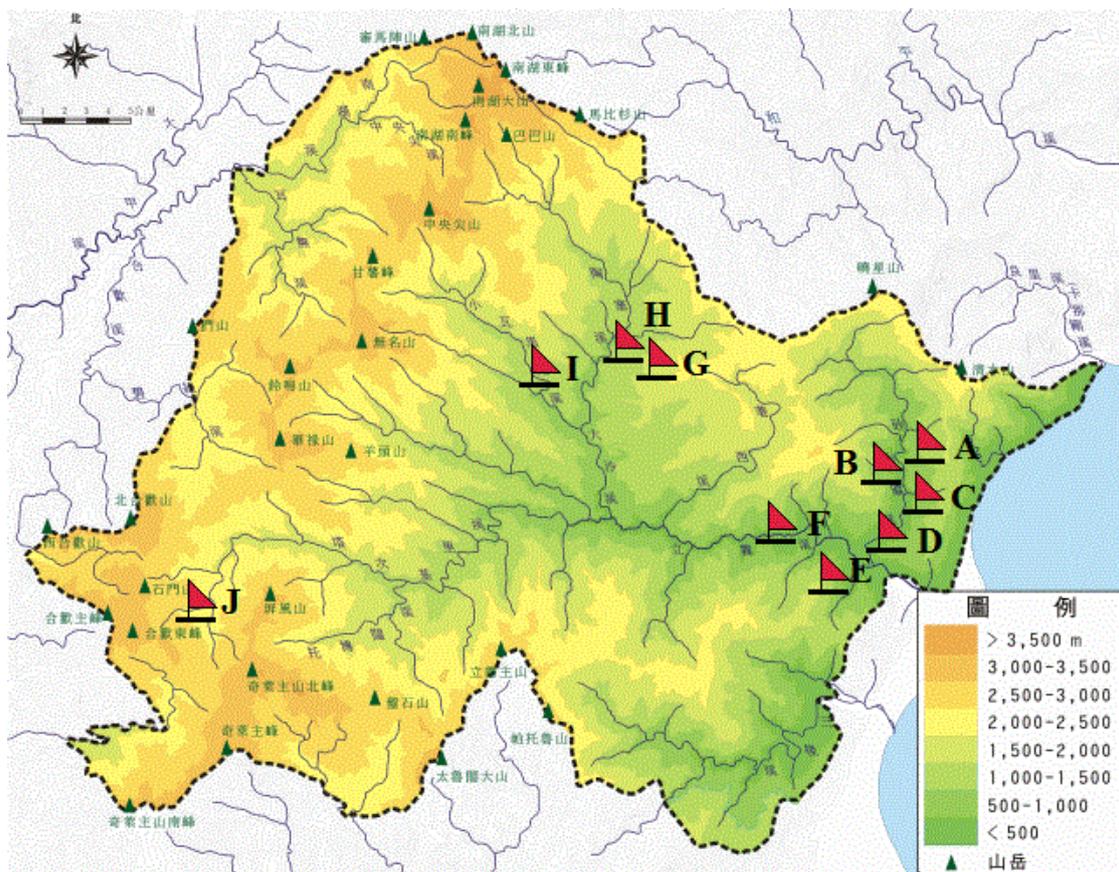


圖 3-1 採樣地點(海拔高度)。

A：三間屋(200 m)，B：攔水壩(180 m)，C：五間屋(150 m)，D：砂卡礑橋(70 m)，  
E：水源地(168 m)，F：布洛灣(370 m)，G：西喀拉罕溪(1100 m)，H：蓮花池(1180 m)，  
I：西寶(915 m)，J：小奇萊(2500 m)

表3-1 採樣月份與樣品種類

月份	地點	特徵	樣品種類
三月	布洛灣	景觀區	沈積物、日本樹蛙、盤古蟾蜍、蝌蚪、非洲大蝸牛
	西寶	農墾區	沈積物、蝌蚪、水皿
	水源地	保護區	沈積物、蝌蚪、螃蟹、水皿
	三間屋	景觀區	沈積物、小魚、魚苗(含卵黃)、魚卵數類、螃蟹、蝌蚪、蛙卵數類
	砂卡礑	景觀區	螃蟹、蝦、蝌蚪數隻、蛙卵數類
四月 五月 六月	三間屋	景觀區	蝦、螃蟹、魚類
	攔水壩	景觀區	蝦、螃蟹、魚類
	五間屋	景觀區	蝦、螃蟹、魚類
	砂卡礑橋	景觀區	蝦
八月	布洛灣	景觀區	沈積物、水蛙、樹蛙、水蚤、水皿、非洲大蝸牛
	西寶農田	農墾區	沈積物
	西寶	農墾區	沈積物、蛙類、蝌蚪、水皿
	水源地	保護區	沈積物、螃蟹、蝌蚪、水皿
	西喀拉罕溪	保護區	沈積物、蛙類、蝌蚪、水蚤、魚類
	蓮花池	景觀區	沈積物、水皿
	小奇萊	保護區	沈積物

## 第二節 研究方法

### 壹、採樣與樣品前處理

#### 一、沈積物樣品

沈積物樣品以鏟子收集岸邊表層（約5 cm）底泥，裝入玻璃樣品瓶，放置攜帶式的冷藏箱，帶回實驗室後以-20°C冷凍櫃保存。分析前先將樣品取出解凍，攪拌均勻後，取適量進行冷凍乾燥去除水分，再行萃取分析。

#### 二、生物樣品

生物樣品以含餌料之蝦籠放置隔夜、網具撈取或徒手捕捉，取得活體樣品裝入玻璃樣品瓶以-20°C保存。分析前進行冷凍乾燥去除水分，再加入無水硫酸鈉研磨成粉。

### 貳、多環芳香烴分析

樣品分析包括：萃取、純化、濃縮以及儀器分析，皆採用筆者 (Ko & Baker, 1995) 所開發之持久性有機化學物質分析方法，再經多次修正後 (Ko et al., 2003; Ko & Baker, 2004; Ko et al. 2011)，訂成高效率微量分析方法，樣品分析方法步驟簡述如下：

#### 一、加速溶劑萃取法 (Accelerated solvent extraction, ASE)

將所採集回來的樣品秤其濕重後進行冷凍乾燥，乾燥完畢的樣品秤完乾重後，再與無水硫酸鈉混合研磨，除了研磨較均勻外，也再次確保除水，接著依序將研磨好的樣品置入萃尿管中，以高溫高壓的方式進行加速溶劑萃取法(ASE)萃取。

#### 二、脂肪含量

將每個經萃取後的樣品各取出 5 ml 放置在乾淨的鋁盤上，將樣品置於 30°C加熱器上，使溶劑揮發，隨後置入高溫烘箱 80°C烘烤 24小時，取出鋁盤放入

乾燥器冷卻，再以微量電動天平測量其乾重，重複測量步驟直到誤差小於 0.001 mg，並記錄乾重與溼重兩者之間的差異。

### 三、淨化

萃取出溶液除了取出部分做測量脂肪的動作，其餘萃出液則接著用乙腈 (Acetonitrile) 及離心機去除脂肪，而後再以氧化鋁管柱淨化，去除干擾分析之雜質；沈積物樣品則免測脂肪，直接以氧化鋁淨化，另加入銅絲去硫。經氧化鋁淨化後的收集液隨之進行真空減壓濃縮、吹氮，最後加入 PAHs 內標品，以 GC/MS 分析 23 種 PAHs。

### 參、有機氯農藥分析

將分析完 PAHs 樣品，加入 OCPs 內標品後以 GC/MS 設定 16 種 OCPs 分子量範圍分析 OCPs。

### 肆、定性及定量分析

各種持久性有機污染物採用標準品對應法定性，即以標準品各化學物質於層析圖之滯留時間 (retention time) 鑑定；採用內標品以相對感應因子 (Relative Response Factor, RRF) 進行各有機污染物定量，依據已知待測物量及已知內標準品量，計算出樣品所含的有機污染物含量。經由儀器分析測得的感應面積，進行計算相對感應因子，計算公式如下：

$$RRF = \frac{Area_{TA} \times Mass_{IS}}{Area_{IS} \times Mass_{TA}}$$

$Area_{TA}$ ：待測物 (Target) 感應面積

$Area_{IS}$ ：內標準品 (Internal Standard) 感應面積

$Mass_{TA}$ ：待測物量

$Mass_{IS}$ ：內標準品量

## 伍、品保及品管 (QA/QC)

### 一、方法回收率

在實驗分析流程中加入已知濃度的擬似標準品 (Surrogate Standards)，以測定分析流程中樣品的回收率，PAHs之樣品回收率 (Surrogate Recoveries) 如表3-2所示。

### 二、偵測極限

樣品分析中，每10個樣品萃取過程同時操作空白組分析 (Blank)，以做為分析過程中之背景值。以有機溶劑清洗過，並經過高溫烘箱烘烤過之無水硫酸鈉做為空白樣品，與分析之樣品一同進行各項實驗流程。各空白分析結果之平均值加其三倍標準差為偵測極限值 (Method Detection Limit, MDL)。本研究中，多環芳香烴與有機氯農藥之偵測極限值如表3-3、3-4所示。

### 三、標準查核樣品分析 (Spike Recoveries)

每批樣品萃取過程另準備乾淨的無水硫酸鈉，加入待測 PAHs 與 OCPs 標準品 (已知濃度)，與樣品一同萃取，以求得各待測物之回收率。

表 3-2 多環芳香烴之擬似標準品在不同樣品之回收率 (%)

	沈積物	生物
Napthalene-d8	32.0±21.1	33.5±10.9
Fluorene-d10	70.3±28.6	59.9±16.2
Fluoranthene-d10	93.1±31.8	49.7±9.6
Perylene-d12	192.5±79.1	82.5±47.0

表 3-3 多環芳香烴之偵測極限值 (平均空白值+3 倍標準差, ng)

多環芳香烴	簡稱	沈積物	生物
Acenaphthylene	Acy	0.10	0.59
Acenaphthene	Ace	0.21	1.80
Fluorene	Flu	3.38	6.71
Dibenzothiophene	DBT	4.48	3.63
phenanthrene	Phe	2.96	10.05
Anthracene	Ant	0.52	1.09
4,6-dimethyldibenzothiop	4,6-DMDBT	0.17	0.42
Fluoranthene	Fla	1.02	1.33
Pyrene	Pyr	1.01	0.89
Retene	RT	4.51	6.30
Benzo[a]fluorene	BaF	1.14	1.40
Benzo[b]fluorene	BbF	2.62	1.00
Benz[a]anthracene	BaA	2.30	1.30
Chrysene+Triphenylene	Chr+Trip	2.13	1.73
benzo[b]fluoranthene	BbF	2.05	1.07
benzo[k]fluoranthene	BkF	0.36	1.16
benzo[e]pyrene	BeP	0.53	0.69
benzo[a]pyrene	BaP	1.40	2.08
perylene	Per	0.86	1.16
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	IP	0.33	0.25
Dibenz[a,h]anthracene	DA	1.53	1.60
benzo[g,h,i]perylene	BP	0.68	1.17
Coronene	Cor	0.61	0.65

表 3-4 有機氯農藥之偵測極限值 (平均空白值+3 倍標準差, ng)

有機氯農藥	沈積物	生物
Tecnacene	4.05	0.61
$\alpha$ -HCH	5.38	0.35
HCB	6.88	0.42
$\beta$ -HCH	2.70	1.07
$\gamma$ -HCH	2.97	0.81
$\delta$ -HCH	0.59	0.38
Hept	0.22	0.30
Aldrin	0.41	0.26
cis-Hept Oxid	0.39	0.08
tran-Hept Oxid	1.36	4.13
o.p'-DDE	4.94	0.53
p.p'-DDE	6.91	0.74
o.p'-DDD	4.74	1.04
p.p'-DDD	0.63	0.34
o.p'-DDT	1.20	0.31
p.p'-DDT	0.83	0.38



## 第四章 結果與討論

### 第一節 持久性有機污染物 (POPs) 之含量分析

本計畫針對太魯閣國家公園高山環境中水生生態棲息地與生物的持久性有機污染物 (包括 PAHs 與 OCPs) 含量調查分析, 研究著重在各測站間沈積物及各種水生生物體內的濃度與其他地區濃度比較, 以建立目前太魯閣國家公園高山環境敏感區生態棲息地與生物的持久性有機污染物濃度分佈及傳遞資料。研究結果顯示, 持久性有機污染物含量隨地區及季節性有所差異, 但與海拔高度無明顯相關。整體而言, 太魯閣地區 23 種 PAHs 總濃度(total PAH; t-PAH) (表 4-2): 岸邊表層沈積物為 4.10-247.98 ng/g dw、水生昆蟲為 6.60-712.59 ng/g ww、螃蟹為 0.58-25.50 ng/g ww、蝦為 4.96-57.86 ng/g ww、魚類為 1.88-44.03 ng/g ww、兩棲類(蛙)為 1.87-115.54 ng/g ww 及兩棲類(蝌蚪)為 0.39-65.58 ng/g ww。沈積物中 PAHs 總濃度以小奇萊的濃度最高; 生物方面, 則以水生昆蟲之水皿 PAHs 濃度最高。根據所分析之 16 種 OCPs 分析結果 (表 4-2), OCPs 總濃度範圍: 岸邊表層沈積物為 10.59-7447.57 ng/g dw、水生昆蟲 25.15-79.40 ng/g ww、螃蟹為 1.03-92.59 ng/g ww、蝦為 0.60-415.00 ng/g ww、魚類為 10.19-572.02 ng/g ww、兩棲類(蛙)為 1.88-48.05 ng/g ww 及兩棲類(蝌蚪)為 3.51-917.07 ng/g ww。沈積物中 OCPs 濃度以西寶農田為最高, 蓮花池次之。比較 PAHs 及 OCPs 在各種生物樣品中之濃度, 發現水生昆蟲體內的 PAHs 累積濃度最高, 而兩棲類體內的 OCPs 累積濃度最高。在兩棲類中, 蝌蚪體內的濃度明顯高於蛙之累積, 可能與變態代謝或成長稀釋有關。

環境樣品中持久性有機污染物組成份顯示其主要污染源與可能的污染途徑。PAHs 分為 3 環 (Acy、Ace、Flu、DBT、Phe、Ant)、4 環 (Fla、Pyr、RT、BaF、BbF、BaA、Chr+Trip)、5 環 (BbF、BkF、BaP、BeP、Per)、6 環 (IP、DA、BP)、7 環 (Cor); 沈積物除三月份的西寶地區為 4~6 環 PAHs 為主外, 其他地區主要皆為 3 環和 4 環 PAHs 為主; 生物樣品除浮游生物以 5 環的 benzo[e]pyrene 外, 其餘樣品皆以 3~5 環 PAHs 為主, 並且受季節影響而變動。在 OCPs 組成方面, 環境棲息地和生物樣品, 皆以 HCH、Hept 和 DDT 系列為主要成份, 台灣早期有機氣

農藥累計用量以蟲必死 (HCH, 商品內含55~85%  $\alpha$ -HCH、5~14%  $\beta$ -HCH及8~15%  $\gamma$ -HCH)和DDT最大,其次為Aldrin和Heptachlor,使用年限以靈丹(Lindane, 99%的 $\gamma$ -HCH)最長(34年)而Heptachlor最短(11年)。此分析結果顯示, OCPs含量及組成現象似乎受台灣過去OCPs的使用情形相影響極大(Wang and Liu 2000)。

表 4-1 各樣區環境介質之多環芳香烴<sup>a</sup>與有機氯農藥<sup>b</sup>含量

POPs 種類	樣區	沈積物 (ng/g dw)	水生昆蟲 (ng/g ww)	蟹 (ng/g ww)	蝦 (ng/g ww)	魚 (ng/g ww)	兩棲類成蛙 (ng/g ww)	兩棲類蝌蚪 (ng/g ww)
PAHs	小奇菜	247.98	-	-	-	-	-	-
	西喀拉罕溪	175.84	6.60	-	-	14.47-27.07	1.87-2.21	1.93-3.31
	西寶	15.17-77.52	233.34-293.81	-	-	-	115.54	20.41-65.58
	蓮花池	4.10	29.27	-	-	-	-	-
	布洛灣	84.63-203.73	11.18-173.73	-	-	-	1.91-47.03	47.30
	水源地	33.73-113.59	712.59	0.58-2.18	-	-	-	3.29-10.41
	砂卡礑	9.60	-	2.70-25.50	4.96-57.86	1.88-44.03	-	0.93-47.05
OCPs	小奇菜	41.37	-	-	-	-	-	-
	西喀拉罕溪	10.59	25.15	-	-	147.66-228.3	2.78-9.41	20.64-22.05
	西寶	13.03-43.86	28.82-79.40	-	-	-	21.42	3.51-13.13
	蓮花池	186.09	48.92	-	-	-	-	-
	布洛灣	28.56-118.12	7.33-69.63	-	-	-	1.88-48.05	230.42
	水源地	17.21-25.35	79.40	4.06-18.87	-	-	-	17.01-46.28
	砂卡礑	36.52	-	1.03-92.59	0.60-415.00	10.19-572.02	-	43.23-917.07

<sup>a</sup> acenaphthylene、acenaphthene、fluorene、dibenzothiophene、phenanthrene、anthracene、4,6-dimethyldibenzothiophene、fluoranthene、pyrene、retene、benz[a]fluorene、benzo[b]fluorene、benz[a]anthracene、chrysene+triphenylene、benzo[b]fluoranthene、benzo[k]fluoranthene、benzo[e]pyrene、benzo[a]pyrene、perylene、indeno[1,2,3-c,d]pyrene、dibenz[a,h]anthracene、benzo[g,h,i]perylene、Coronene

<sup>b</sup> aldrin、o,p'-DDD、p,p'-DDD、o,p'-DDE、p,p'-DDE、o,p'-DDT、p,p'-DDT、α-HCH、β-HCH、γ-HCH、δ-HCH、heptachlor、cis-heptachlorepoxyde、trans-heptachlorepoxyde、HCB、tecnacene

<sup>c</sup>“-”:無樣品

<sup>d</sup> ng/g dw: 為樣品乾重

<sup>e</sup> ng/g ww: 為樣品溼重

## 第二節 多環芳香烴之組成與含量分析

### 壹、沈積物

本研究顯示太魯閣河流區域的沈積物之 t-PAHs 濃度範圍為4.10–247.98 ng/g dw，沈積物PAHs濃度遠低於其他國家河川湖泊沈積物 PAHs濃度其他國家，而與台灣高屏溪河川中沈積物PAHs濃度範圍相近（表4-2），其中在布洛灣和水源地的溼季含量較高（圖4-1），小奇萊山區所測得的濃度最高，推測可能與氣流傳遞有關，PAHs 隨氣流往高海拔地區傳送而累積，另外，小奇萊山區沈積物屬顆粒極細之污泥 (silt) 極富含樹根、草根等有機質，較易吸附有機毒物。

除了量的分析外，本研究進一步以主成份分析（Principal Component Analysis, PCA），分析各種樣品中，PAHs 的組成分佈，藉以判斷其污染來源之相似性，或生物累積之特性。圖 4-2 顯示太魯閣地區沈積物 PAHs 組成以石油性來源的 3 環 PAHs 為主 (Boehm, Page et al. 2001)，其中以 phenanthrene 為最多，而唯一例外的西寶地區在三月時之組成成份較特殊，含較多屬燃燒性來源的 4~6 環 PAHs (Fernandes et al. 1997)，其原因未明，初步判斷為環境樣品變異，需更多樣品分析鑑定印證。PAHs 風險評估方面，各測站沈積物 PAHs 含量皆遠低於美國 NOAA (National oceanic and atmospheric administration)所制訂的 PAHs 在沈積物對敏感物種生物的最低影響濃度 (Effect Range Low; ERL4000 ng g<sup>-1</sup>; Long et al. 1995)，顯示太魯閣地區生物棲息地之沈積物 PAHs 含量尚屬安全範圍。

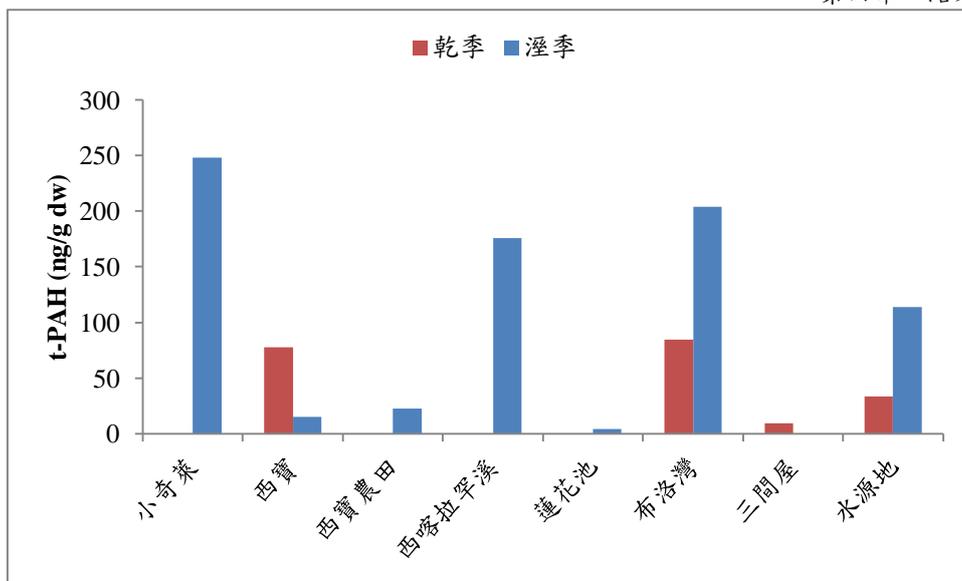


圖4-1 沈積物之多環芳香烴總濃度比較(季節、地點)

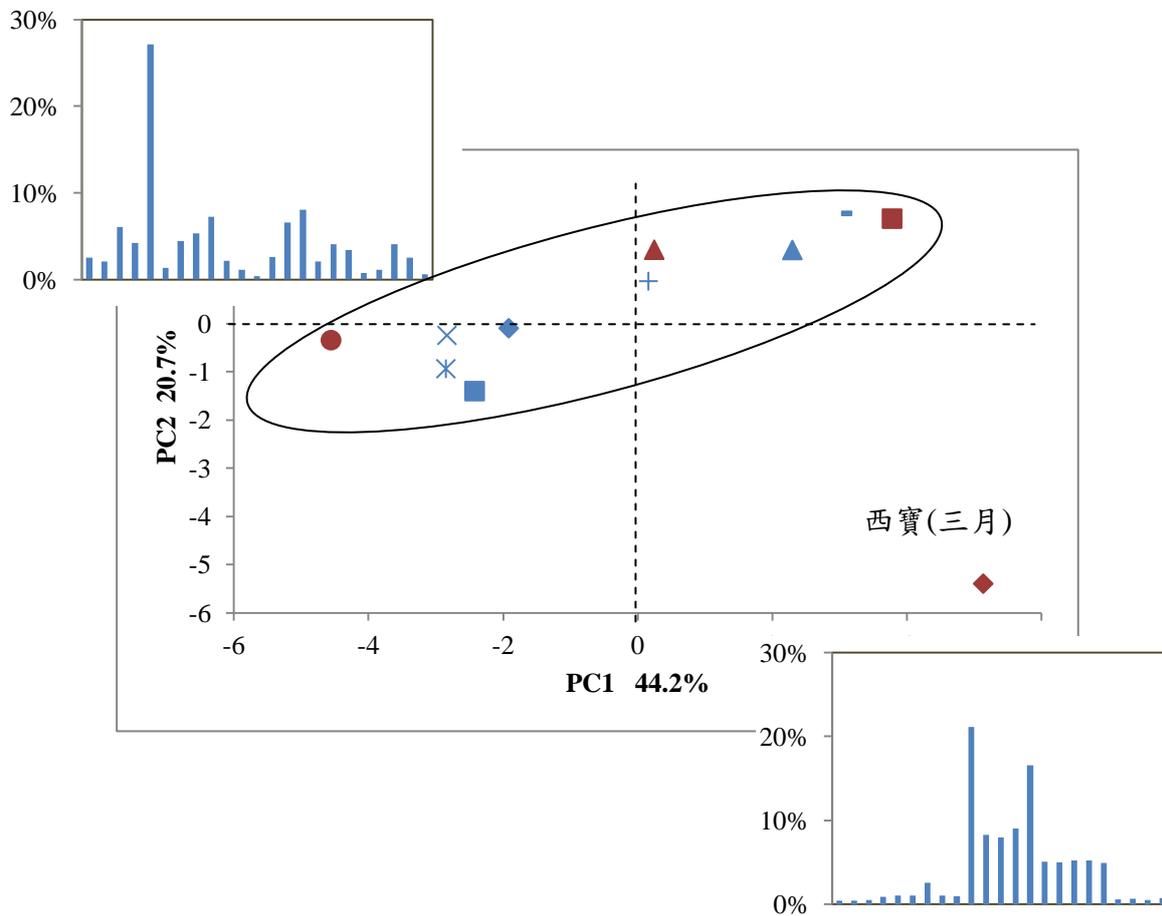


圖4-2 沈積物多環芳香烴之主成份分析(縮圖為組成成份比例)

▲：布洛灣，■：水源地，●：三間屋，◆：西寶，+：小奇菜，-：西喀拉罕溪，  
 ×：蓮花池，\*：西寶農田，乾季：紅，溼季：藍。

表 4-2 各國河川與湖泊之沈積物中多環芳香烴濃度含量之比較

地點	t-PAHs 濃度 (ng/g dw)	文獻
砂卡礑	9.60	本研究
西喀拉罕溪	175.84	本研究
蓮花池	4.10	本研究
小奇萊山區	247.98	本研究
西寶	15.17-77.52	本研究
水源地	33.73-113.59	本研究
布洛灣	84.63-203.73	本研究
高屏溪	8-356	Doong and Li (2004)
大遼河，中國	61.9-840.5	Guo et al. (2007)
馬來西亞河流與河口	4-924	Zakaria et al. (2002)
中西歐高海拔湖泊	180-1100	Fernández et al. (1999)
東歐高海拔湖泊	13000-18000	Fernández et al. (1999)
美國偏遠湖泊	100-1100	Fernández et al. (1999)

## 貳、生物

生物樣品 t-PAHs 的濃度以水生昆蟲最高(6.60-712.59 ng/g ww)，次之為兩棲類(蛙)(1.87-115.54 ng/g ww)、蝦(4.96-57.86 ng/g ww)、兩棲類(蝌蚪)(0.93-47.30 ng/g ww)、魚類(1.88-44.03 ng/g ww)，最低的為螃蟹(0.58-25.5 ng/g ww)，如表 4-1 所示。

以下分為四個部份：水生昆蟲、甲殼類、兩棲類及魚類，分別討論多環芳香烴總濃度在不同生物體內的分佈及含量。

### 一、水生昆蟲

水生昆蟲種類以水皿和水蠶為優勢種，而僅在西喀拉罕、西寶、蓮花池、布洛灣及水源地等五個地區採集到水生昆蟲。採集方式主要以翻動石頭和手抄網進行採集。水蠶所含 PAHs 濃度遠低於水皿，水蠶與水皿體內所含 t-PAH 濃度範圍分別為 6.60-11.18 ng/g ww 和 29.27-712.59 ng/g ww，且水蠶僅在西喀拉罕溪與布洛灣採集到。圖 4-3 顯示水皿在不同地區所含濃度，以水源地含量最高 (712.59 ng/g ww)，依照 PAHs 可蓄積於生物體的脂肪組織中的特性 (Froehner and Maceno, 2009)，發現水源地之水皿的體內脂肪含量為較其他地區高，印證 PAHs 之生物累積與脂肪含量相關。PAHs 在水生昆蟲之組成成分比例中都極相似，以 5 環的 benzo[e]pyrene 為主 (圖 4-4)，其原因不明，值得進一步探討。

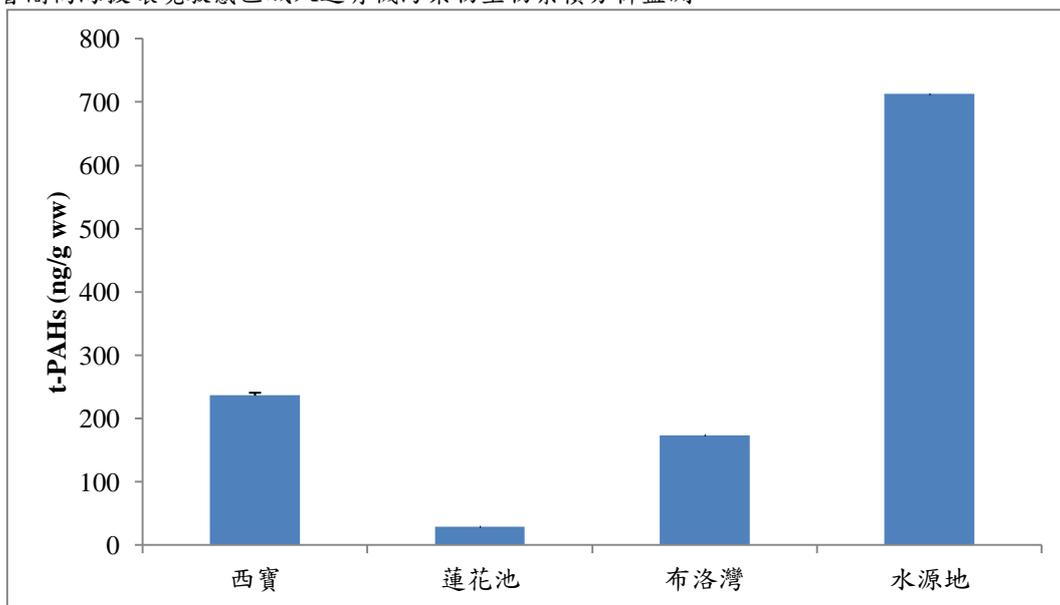


圖4-3 各地點之水血多環芳香烴總濃度比較

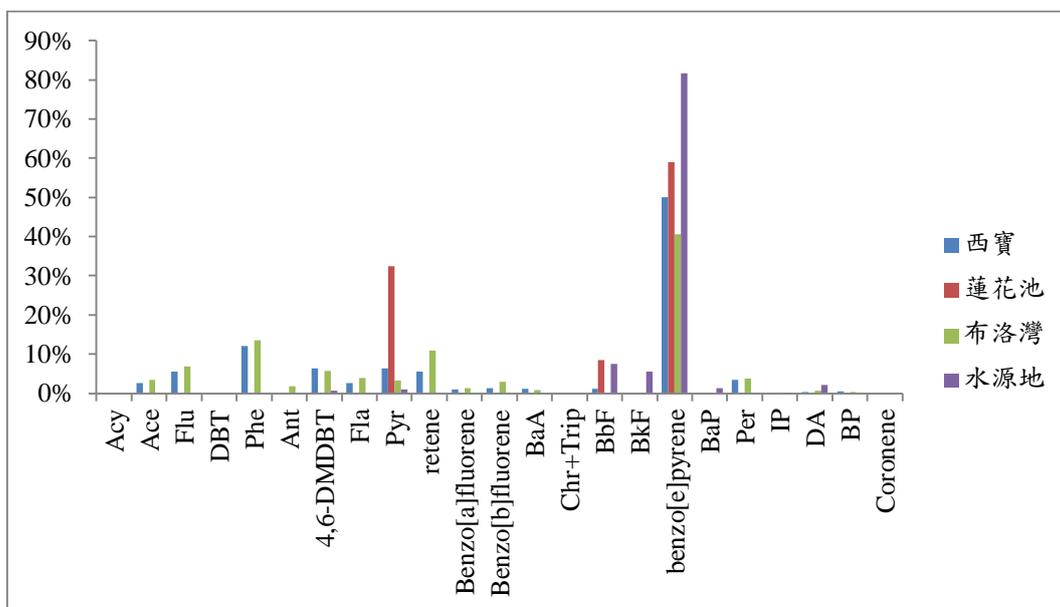


圖4-4 各地點之水血多環芳香烴組成成份比例

## 二、甲殼類

螃蟹及蝦的採集方式以定點放置蝦籠，隔天清晨予以收回。本研究各測站中，僅在砂卡礑地區與水源地有採集到甲殼類樣品，且水源地樣品僅有螃蟹。螃蟹的 t-PAHs 含量範圍為 0.58-25.50 ng/g ww，同於水生昆蟲，在水源地樣品分析得最高濃度，而蝦的 t-PAHs 含量範圍為 4.96-57.86 ng/g ww。以砂卡礑溪流段完整資料進行討論，上游蝦類所含 PAHs 濃度較高，而螃蟹所含濃度趨勢則相反，以下游之螃蟹體內 PAHs 含量較高(圖 4-5)。進一步分析發現甲殼類體內 t-PAHs 濃度與樣品溼重呈現曲線負相關(圖 4-6)，亦即 PAHs 含量隨生物體重增加而遞減。而本研究中所採得之蝦類的體型以上游者較大，但螃蟹則在下游體型較大，顯示 PAHs 在甲殼類體內之累積受其體型(體重)影響較大於地域之分佈影響；由於生長稀釋作用，其生長速度大於 PAHs 累積速度，使大體型之甲殼類累積濃度較低。類似於棲息地沈積物，在甲殼類體內，亦以屬石油性來源的 3 環 PAHs 為主要組成成份(圖 4-7)。

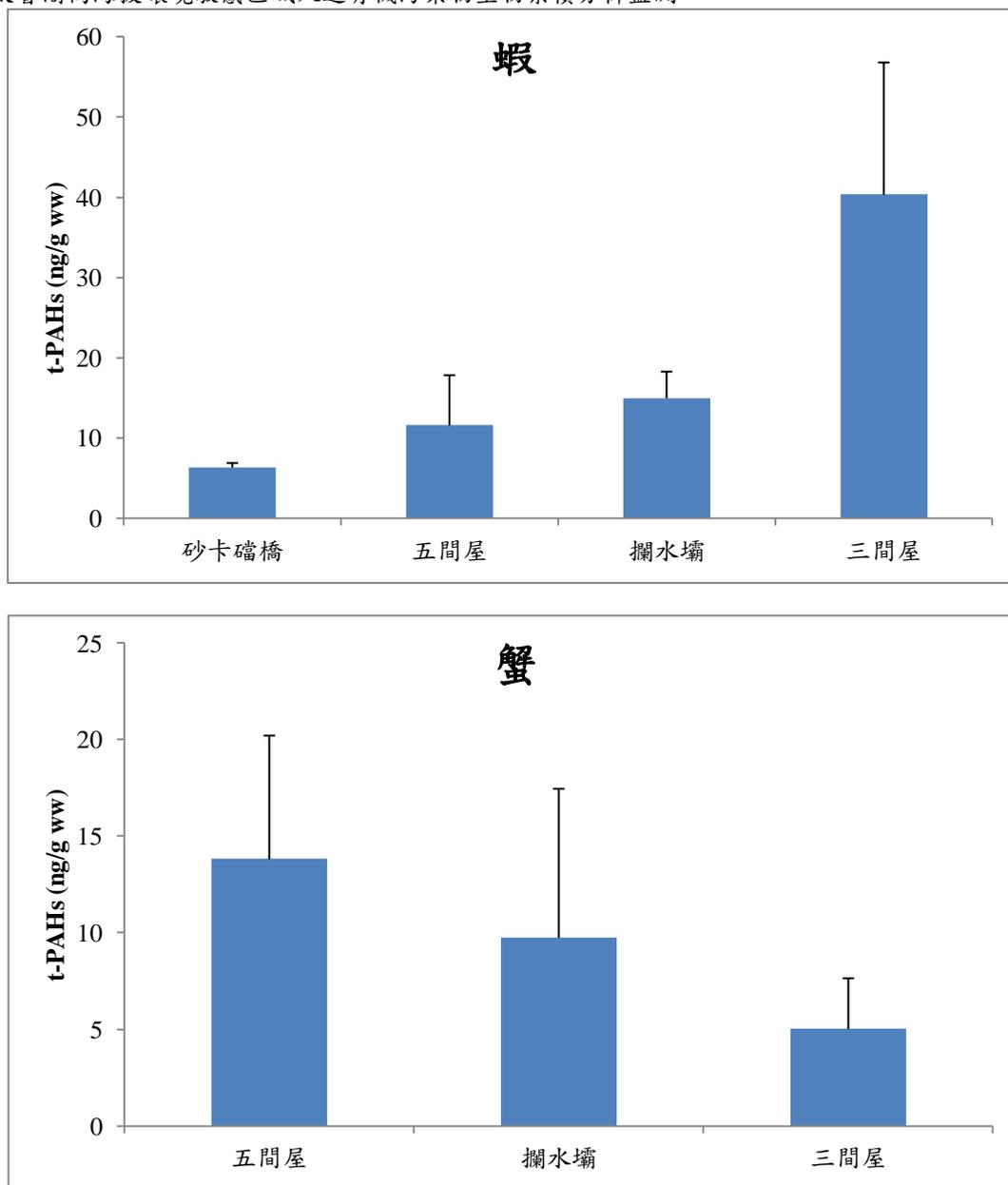


圖4-5 砂卡礑流域甲殼類之多環芳香烴總濃度比較

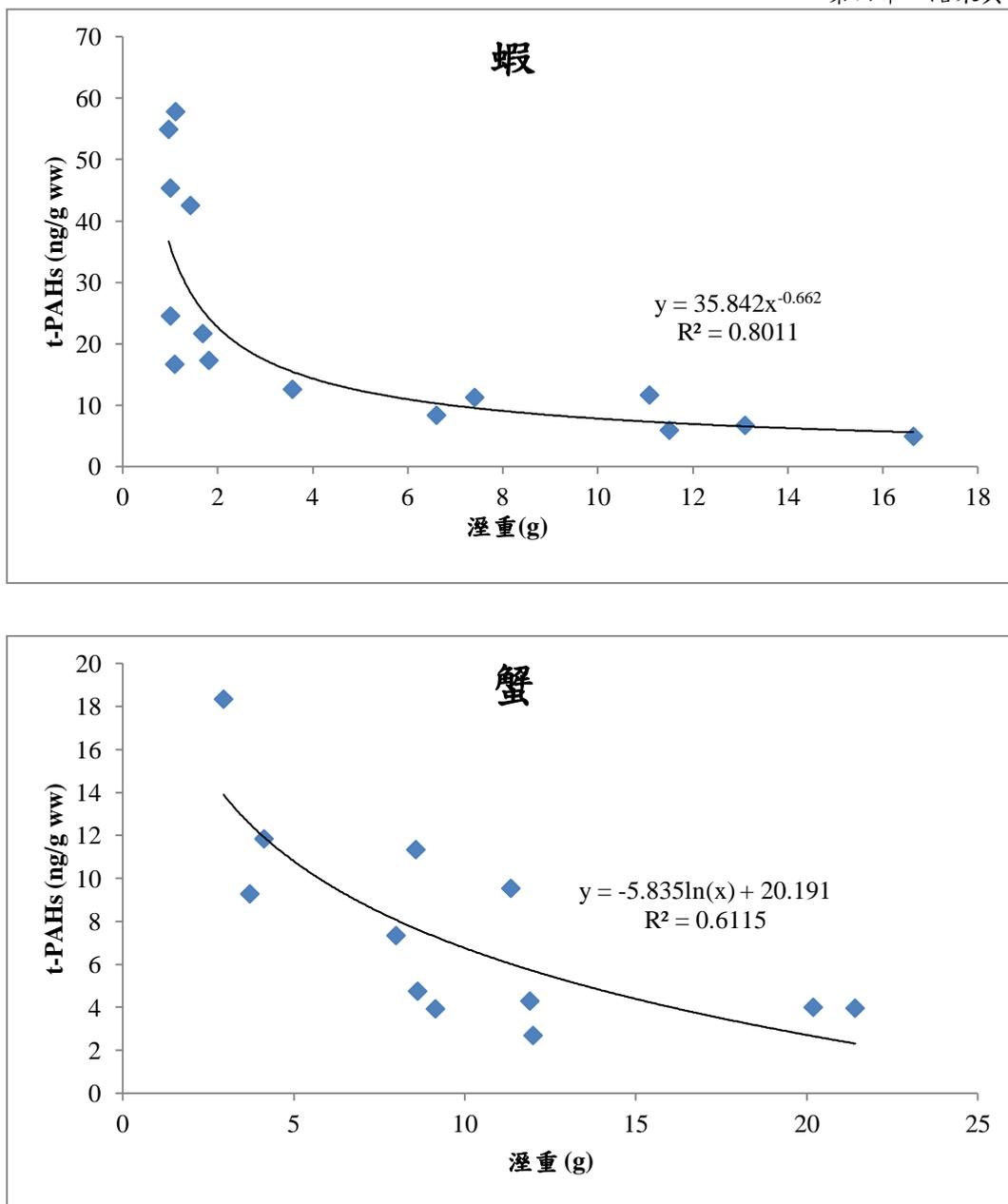


圖 4-6 砂卡礑流域甲殼類之溼重與多環芳香烴總濃度關係

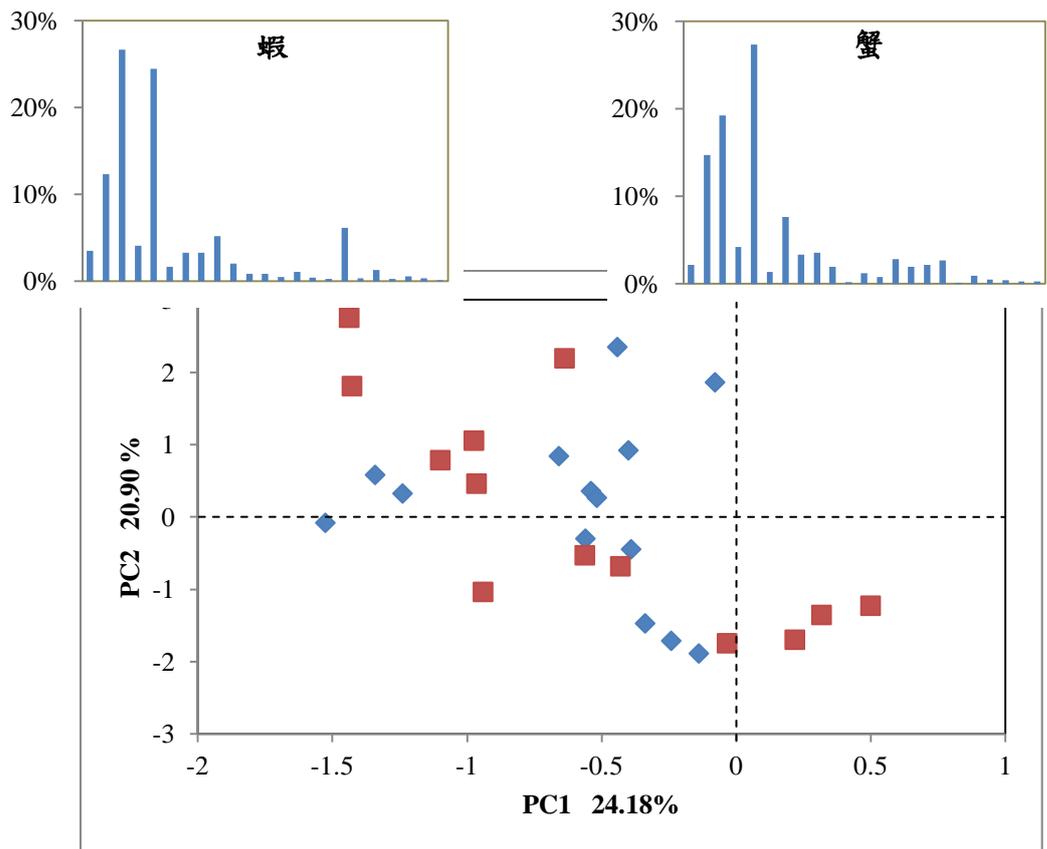


圖 4-7 甲殼類多環芳香烴之主成份分析(縮圖為組成成份比例)

■ : 蟹, ◆ : 蝦

### 三、兩棲類

兩棲類樣品分為蛙卵、蝌蚪及蛙，進行分析比較，其 t-PAHs 濃度範圍分別為：1.87-115.54 ng/g ww、0.93-65.58 ng/g ww 及 3.81-5.70 ng/g ww(圖 4-8)。PAHs 濃度隨著不同生長階段而變化，以蝌蚪成長為蛙時變異最大，推測其受變態過程影響，使得 PAHs 濃度呈現波動，以三間屋收集到之蝌蚪變態過程完整資料進行分析(圖 4-9)，發現於不同變態時期的累積濃度不同，由卵至具後腳之蝌蚪，有明顯生物累積現象，而於具前後腳之成長階段快速成長，致使 PAHs 在其體內濃度減少(成長稀釋)；蛙的變異度則受到物種與體型的影響，盤古蟾蜍生長速度快，最大可達 11 公分，相較下，日本樹蛙僅可達 4 公分，生長速度差異所造成的生長稀釋不同(當體型越大體內所含 PAHs 濃度較低，反之，體型越小者則體內所含 PAHs 濃度較高，圖 4-10)，導致日本樹蛙所具有的 PAHs 濃度(17.17-115.54 ng/g ww)遠高於盤古蟾蜍(1.87-1.91 ng/g ww)。圖 4-11 表示海拔高度與蝌蚪所含之 PAHs 濃度關係，結果顯示海拔高度與兩棲類 PAHs 的累積分佈，並無直接相關。

由兩棲類體內 PAHs 組成的主成份分析(圖 4-12)發現其受季節影響。其中，乾季以 3 環 PAHs 為主，較類似於其他棲息地沈積物中 PAHs 之組成，溼季則以 4 環與 5 環 PAHs 為主，推測兩棲類可能於雨季可快速吸附累積不同之外來高分子 PAHs。依據研究指出，季節性的溫度變化會改變生物在分子、生化和物性上對於環境污染物的敏感度 (Anestis et al. 2007; Hamer et al. 2008; Fisher et al. 2000; Barreira et al. 2007)。因此，兩棲類對 PAHs 之累積分佈情況極能代表並反應出當地有機毒物對生物生態之影響，值得長期監測調查 (Fang et al. 2010)。

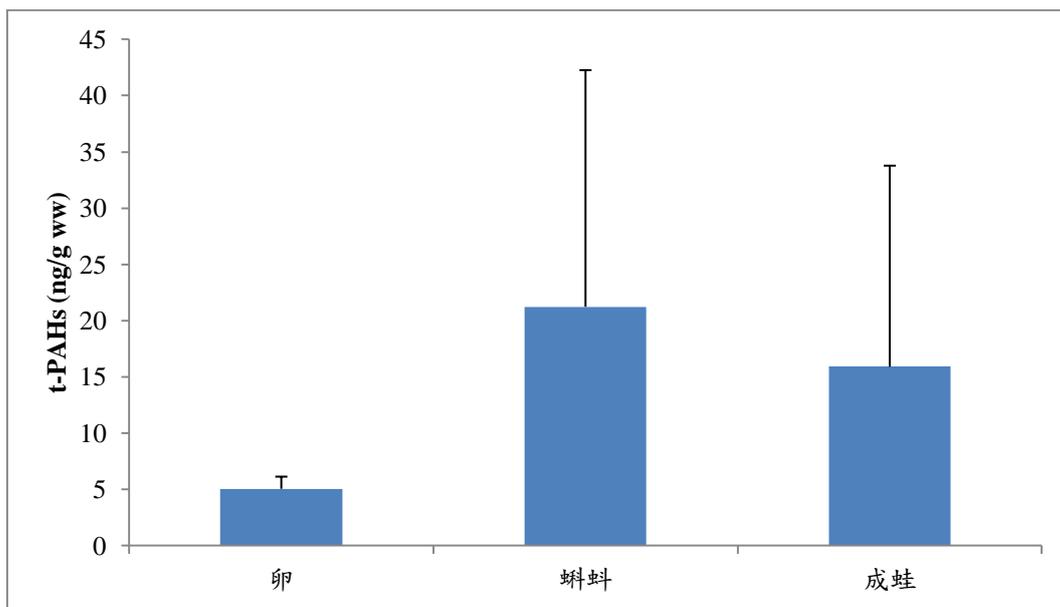


圖 4-8 兩棲類成長之多環芳香烴總濃度比較

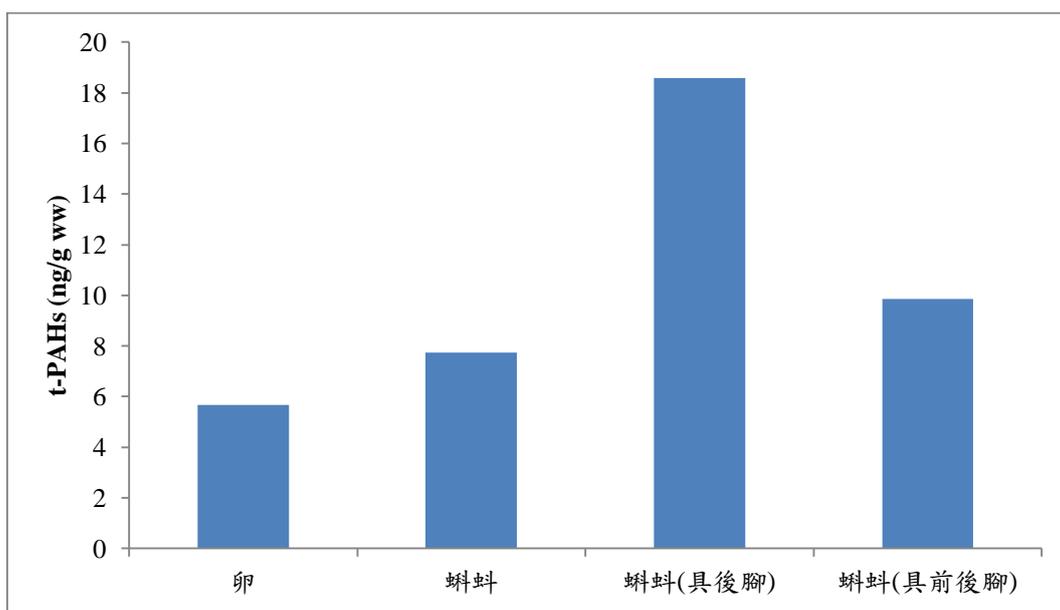


圖 4-9 三間屋蝌蚪成長與變態之多環芳香烴總濃度比較

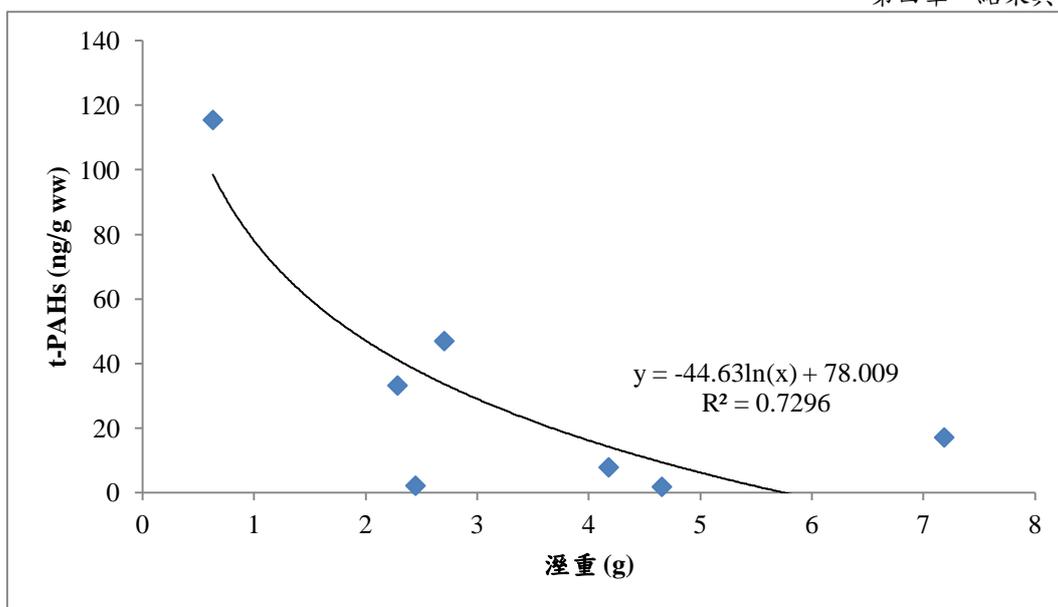


圖 4-10 兩棲類(蛙)溼重與多環芳香烴總濃度關係

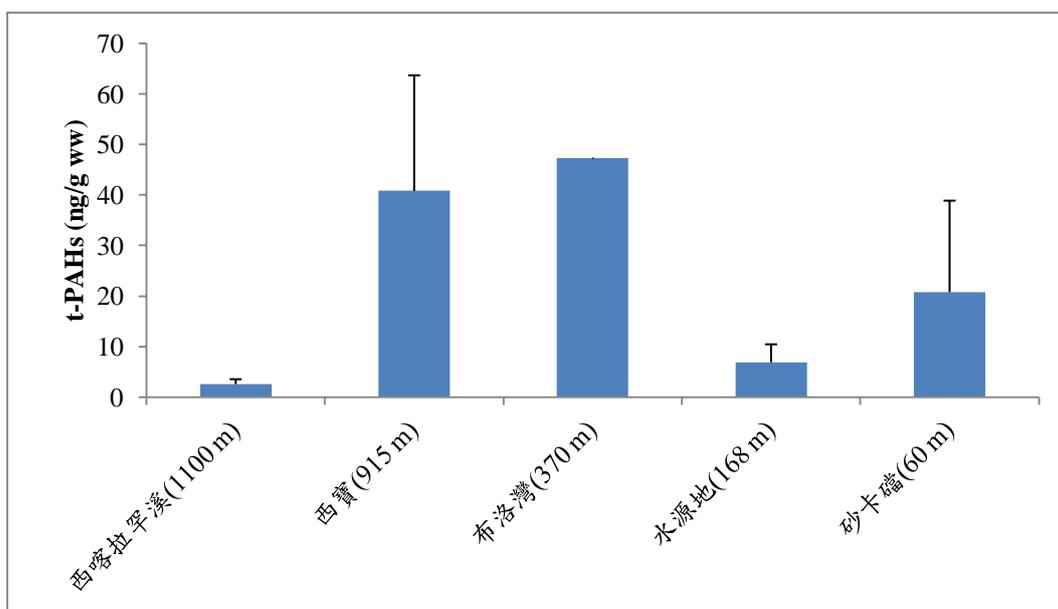


圖 4-11 兩棲類(蝌蚪)之海拔與多環芳香烴總濃度比較

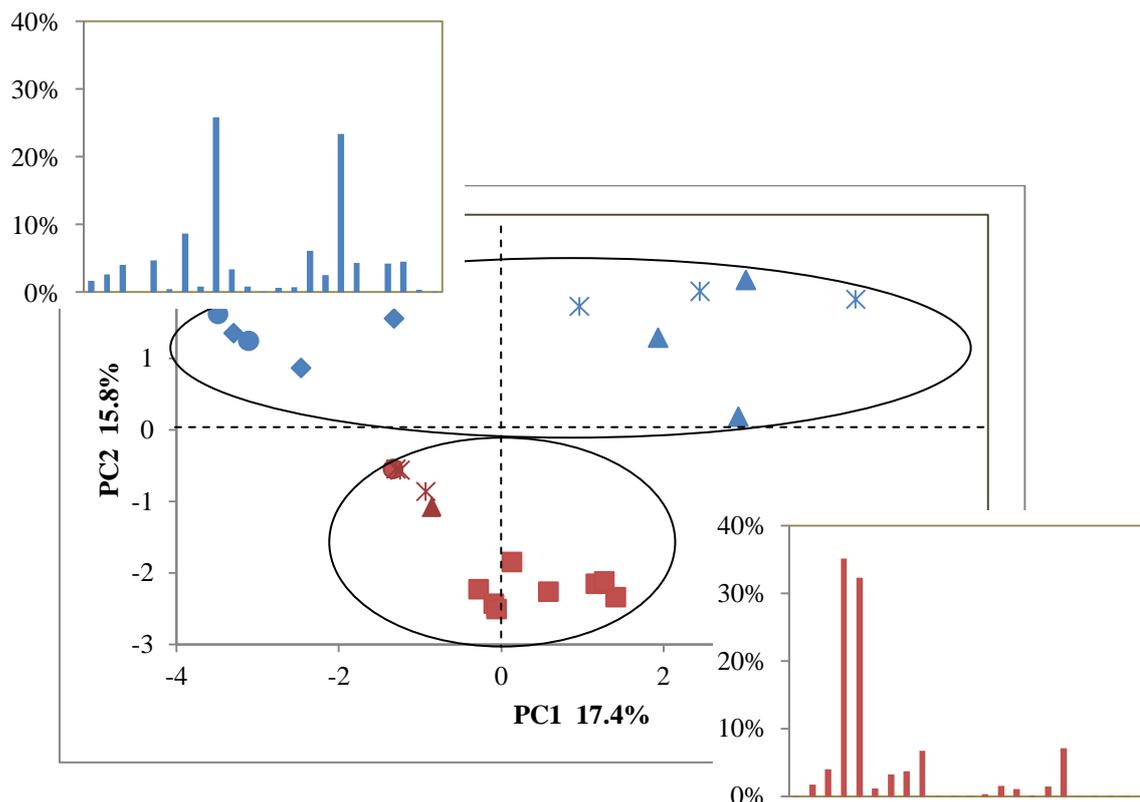


圖 4-12 兩棲類多環芳香烴之主成份分析(縮圖為組成成份比例)

\*：布洛灣，■：砂卡礑，◆：西喀拉罕溪，●：水源地，▲：西寶，

乾季：紅，溼季：藍。

#### 四、魚類

本研究中，魚類樣品以在砂卡礑流域（五間屋、攔水壩、三間屋）與西喀拉罕溪為主，魚體內 t-PAHs 濃度：五間屋 11.59-13.73 ng/g ww、攔水壩 11.30-31.43 ng/g ww、三間屋 1.88-5.31 ng/g ww、西喀拉罕溪 14.47-27.07 ng/g ww（圖 4-13），同於兩棲類之分析結果，PAHs 於魚體內累積程度，與海拔高度無直接相關。圖 4-14 顯示魚類體內所含 t-PAHs 濃度與其體型大小亦成反比關係，其主要原因亦為生長速度快於累積速度，導致小型魚類所含 t-PAHs 濃度較高。

砂卡礑溪隨流段不同，魚類所含 t-PAHs 組成亦有差異，利用主成份分析（圖 4-15），發現 PAHs 之組成份分佈情形，可分為兩群：第一群（group I）為下游地區，包括：三間屋和攔水壩，第二群（group II）為上游地區之五間屋，顯示主要成份皆以 3 環 PAHs 為主，但比例上略有不同，此兩群的組成比例相差主要為上下游流段不同，所累積之污染來源可能有差異，需進一步長期監測追蹤確認污染來源與魚體累積之關係。

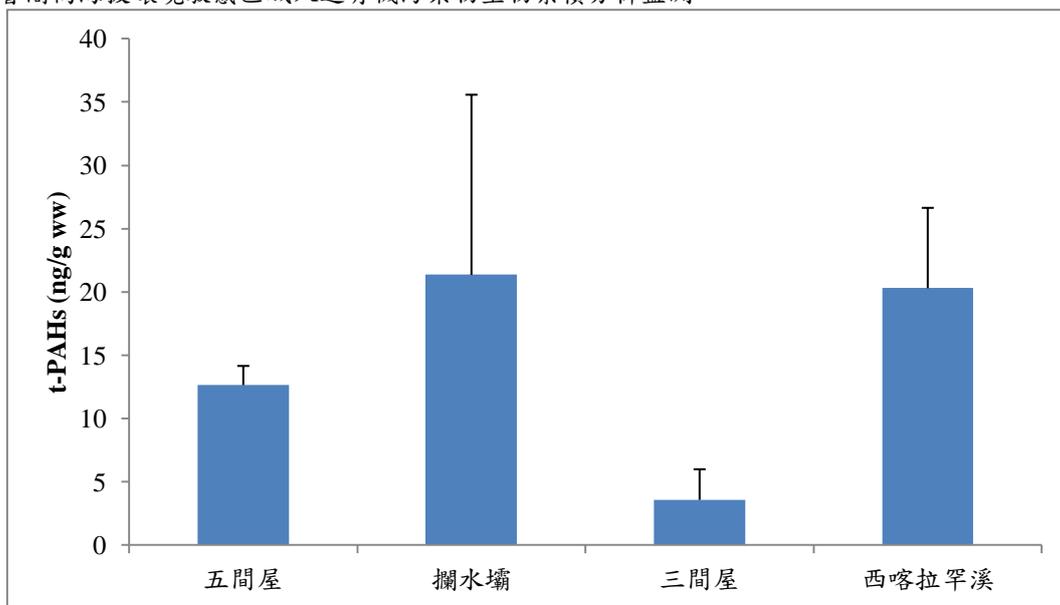


圖4-13 魚類多環芳香烴總濃度比較

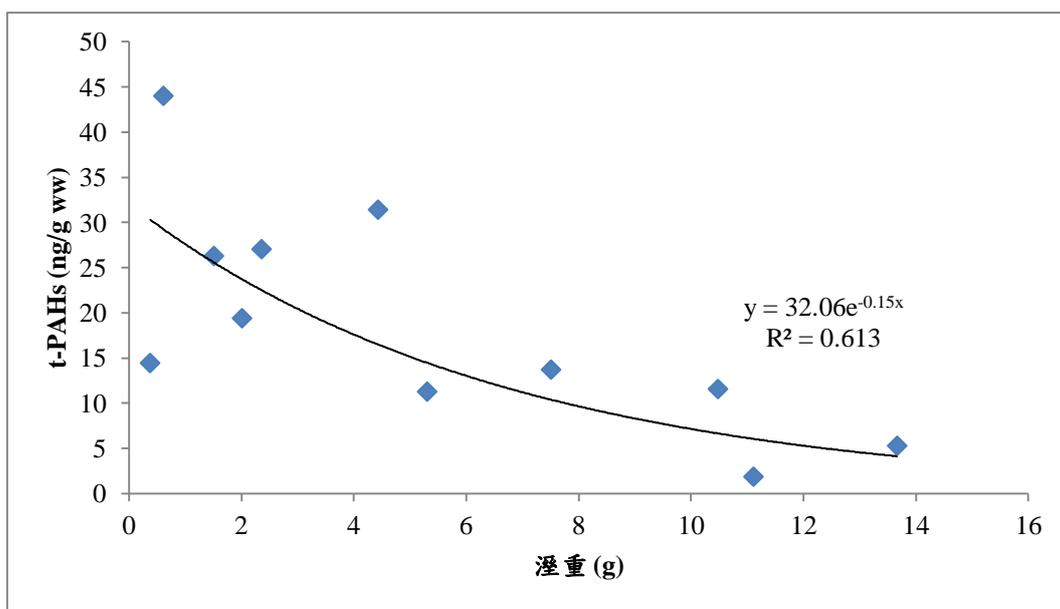


圖 4-14 魚類溼重與多環芳香烴總濃度關係

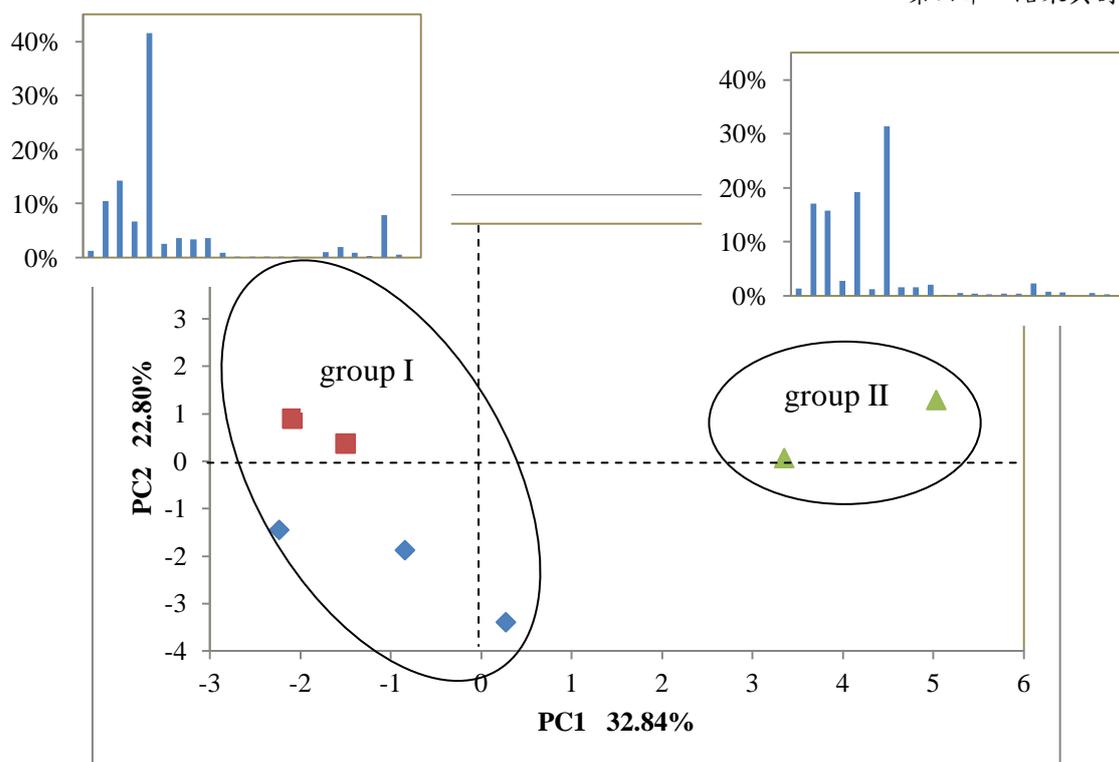


圖 4-15 砂卡礁魚類之多環芳香烴主成份分析(縮圖為組成成份比例)

◆：三間屋，■：攔水壩，▲：五間屋

### 第三節 有機氯農藥之組成與含量分析

#### 壹、沈積物

沈積物之總有機氯農藥 (t-OCPs) 濃度範圍為 13.03-186.09 ng/g dw (圖 4-16)，以蓮花池沈積物所測得的濃度最高(186.09 ng/g dw)，推測與過去蓮花池地區為密集農墾活動頻繁地區極相關，顯示 OCPs 含量受農耕活動影響與海拔高度相關性不大。季節亦影響沈積物所含之 OCPs 濃度，在西寶、布洛灣、水源地皆以乾季濃度較高，尤其布洛灣之變化顯著。沈積物中 t-OCPs 組成在乾季以 Hept 系列為主，而溼季以 HCH 及 DDT 系列的農藥為主 (圖 4-17、4-18)，其中八月份在蓮花池所採得沈積物中測得較高比例之 DDT 系列農藥。西寶農田與蓮花池所含 OCPs 濃度皆受人為農耕影響，在沈積物樣品中 HCH、Hept 或 DDT 系列農藥也大多以降解產物方式存在，由  $(\Sigma\text{DDD}+\Sigma\text{DDE})/\Sigma\text{DDT}$  的公式計算，其值皆大於 0.5 (圖 4-19)，顯示未有新的 DDT 輸入，即太魯閣地區之有機氯農藥可能為過去歷史殘留。

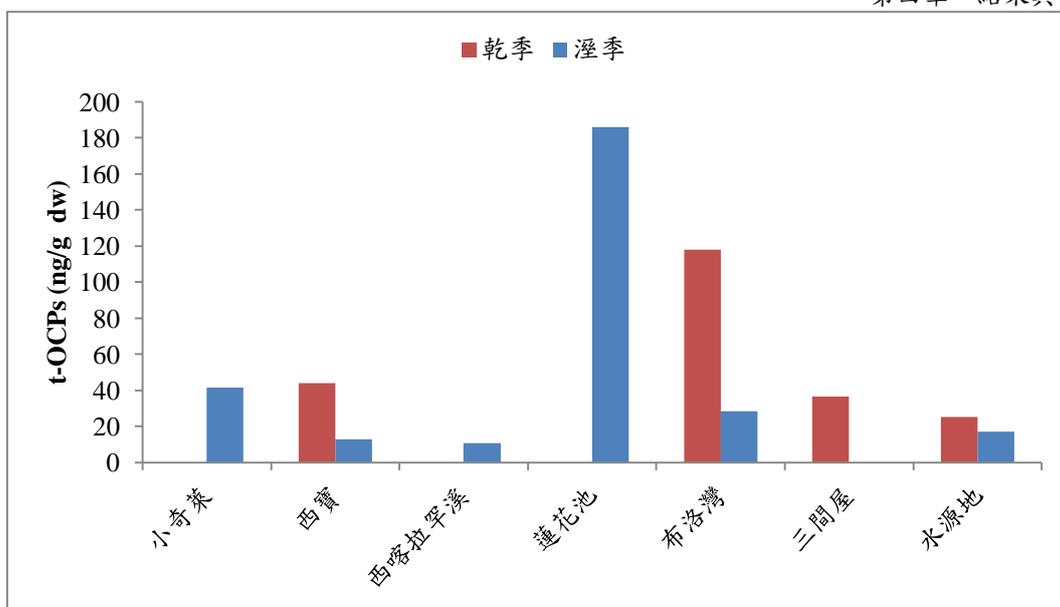


圖 4-16 沈積物有機氯農藥總濃度比較(季節、地點)

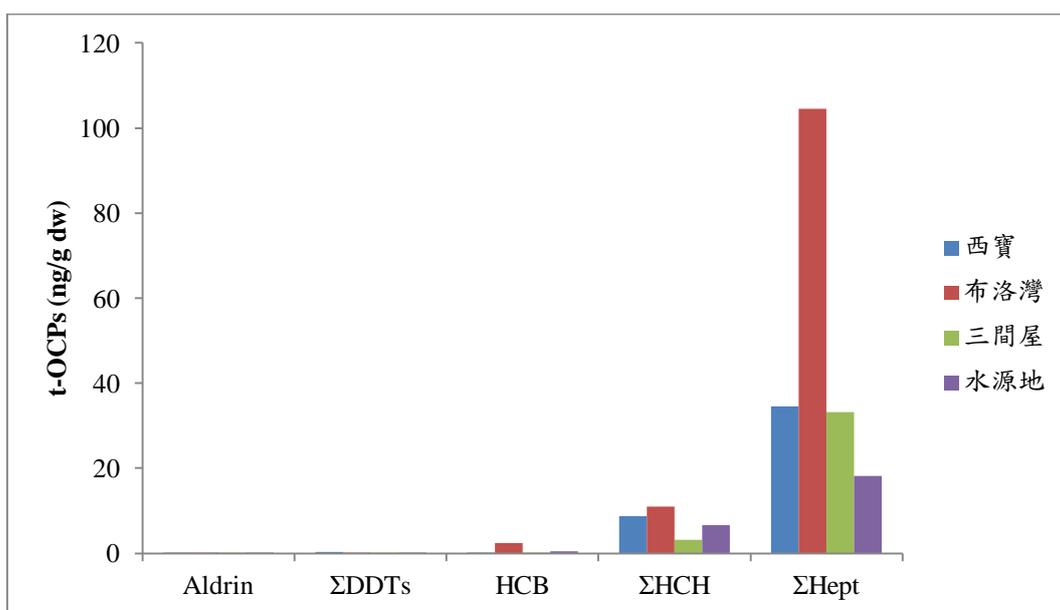


圖 4-17 乾季沈積物有機氯農藥組成分析

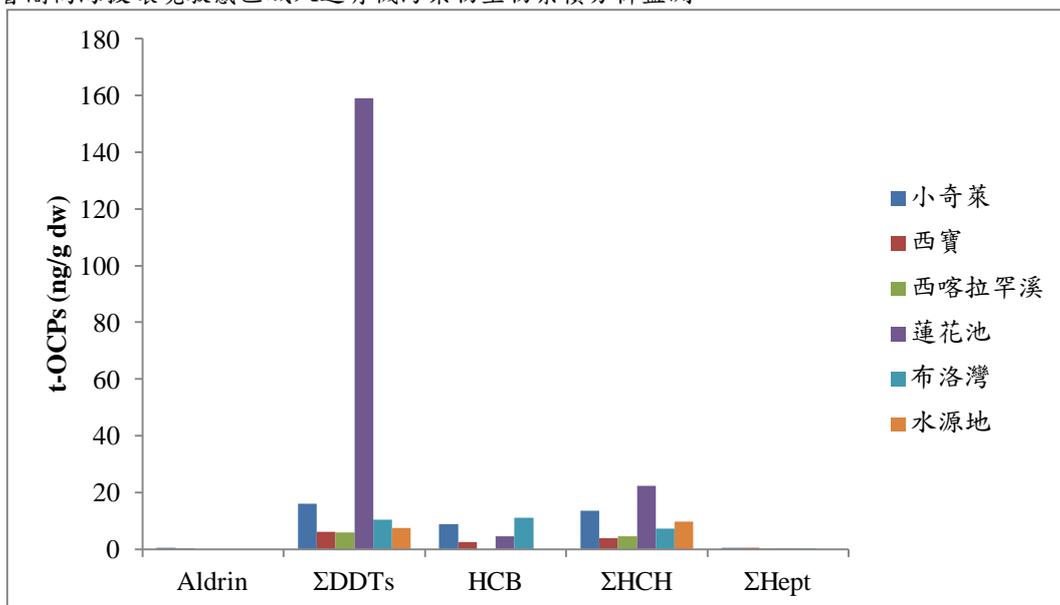


圖 4-18 溼季沈積物有機氯農藥組成分析

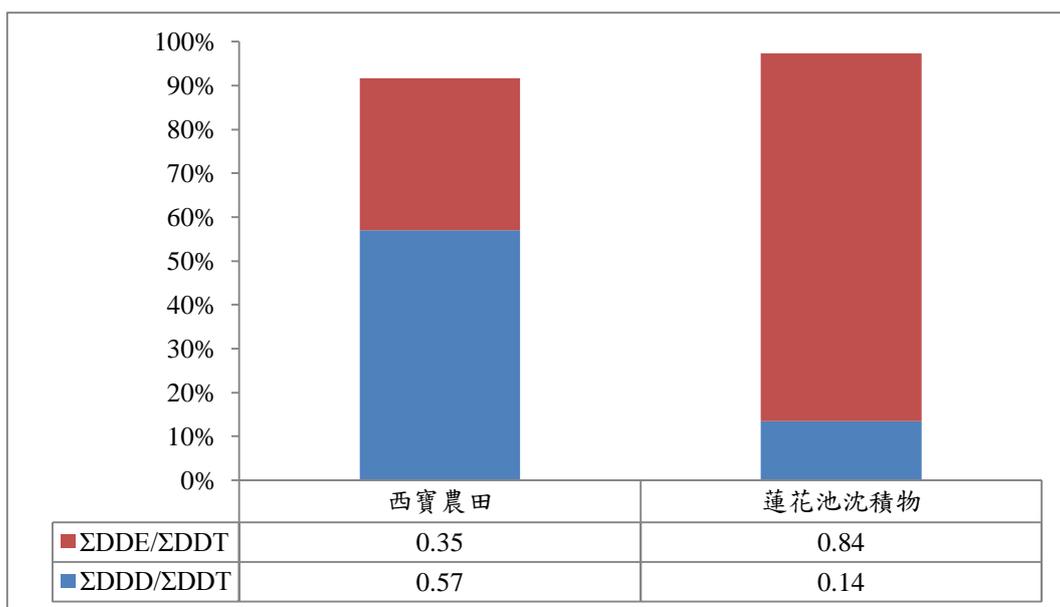


圖 4-19 舊有農田之 DDT 系列分析

## 貳、生物

生物樣品中以兩棲類之蝌蚪體內 t-OCPs 濃度最高 (3.51-917.07 ng/g ww)，其次為魚類 (10.19-572.02 ng/g ww)、蝦 (0.60-415.00 ng/g ww)、蟹 (1.03-92.59 ng/g ww)、水生昆蟲 (7.33-79.40 ng/g ww)，而以兩棲類之蛙體內含量最低 (1.88-48.05 ng/g ww)。

以下分為四個部份：水生昆蟲、甲殼類、兩棲類及魚類，分別討論 t-OCPs 在不同生物體內的分佈及含量。

### 一、水生昆蟲

本研究在西喀拉罕、西寶、蓮花池、布洛灣及水源地等五個地區採集到水生昆蟲，種類包括水皿和水蠶。測得的 t-OCPs 濃度範圍為水蠶：25.23-69.93 ng/g ww 及水皿：7.33-79.40 ng/g ww。圖 4-20 顯示在不同地區水皿所含 OCPs 濃度，以水源地之含量最高(79.40 ng/g ww)，同於 PAHs 之特性，OCPs 亦傾向蓄積於生物體的脂肪組織，故以脂肪含量較高的水源地之水皿體內含 OCPs 最高。水生昆蟲體內 OCPs 組成，主要以 HCH 系列為主，其次為 Hept 系列；布洛灣之水皿各種 OCPs 組成比例較平均，在西寶地區之水皿則以 DDT 系列為主 (圖 4-21)，且 DDT 系列中大多以降解產物方式存在。

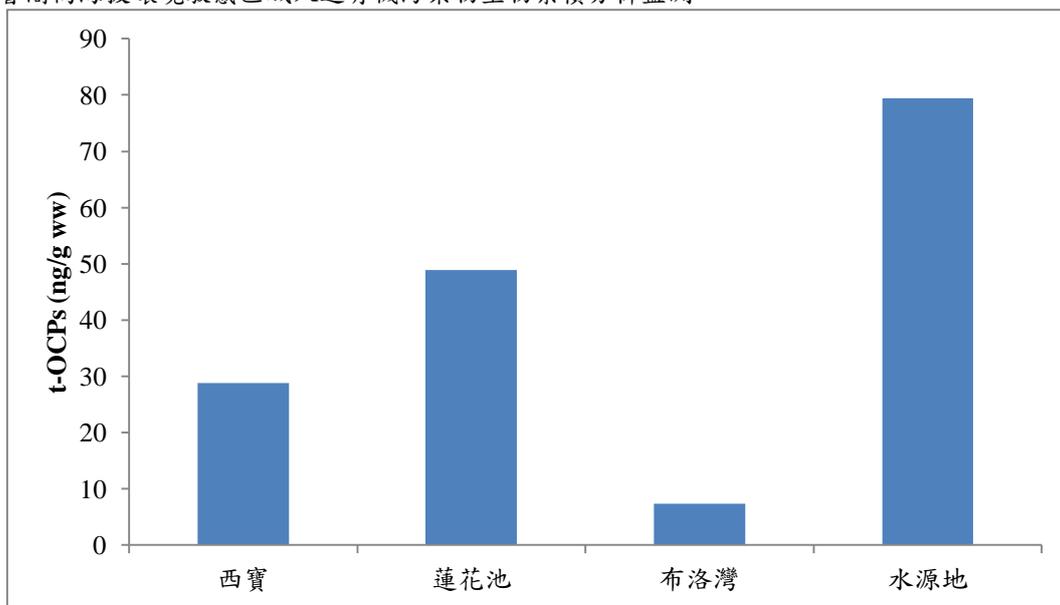


圖 4-20 水皿有機氯農藥總濃度比較

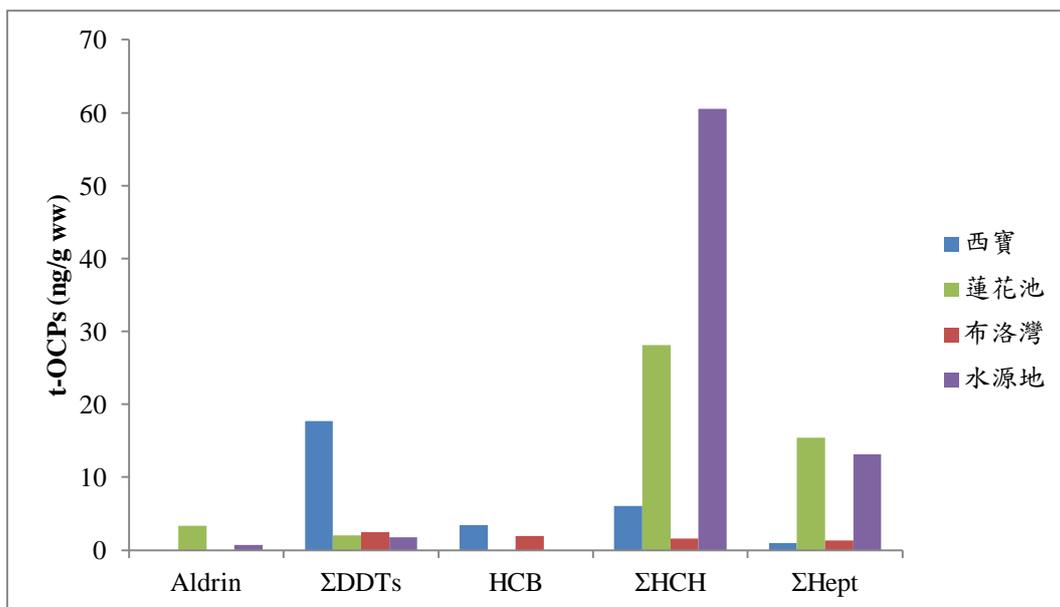


圖 4-21 水皿有機氯農藥組成分析

## 二、甲殼類

本研究僅在砂卡礑流域及水源地採到甲殼類樣品。而其中，在螃蟹體內 t-OCPs 含量為 1.03-92.59 ng/g ww，而蝦體內 t-OCPs 含量為 0.60-415.00 ng/g ww（表 4-1）。以具有完整資料之砂卡礑河流域進行討論，於上游三間屋採得之蝦類所含 t-OCPs 濃度較高，而螃蟹所含濃度趨勢則相反（圖 4-22），與總 PAHs 含量分佈趨勢相同，以下游五間屋之蟹體內所含 OCPs 量較高。進一步分析發現甲殼類體內 t-OCPs 含量與生物濕重成二次曲線反比（圖 4-23），亦即 OCPs 在甲殼類體內含量隨體重增加而遞減，即為生物生長稀釋作用與 OCPs 濃度趨勢相關性低。由組成分析，顯示甲殼類體內 OCPs 以 HCH 系列為主要組成（圖 4-24）。

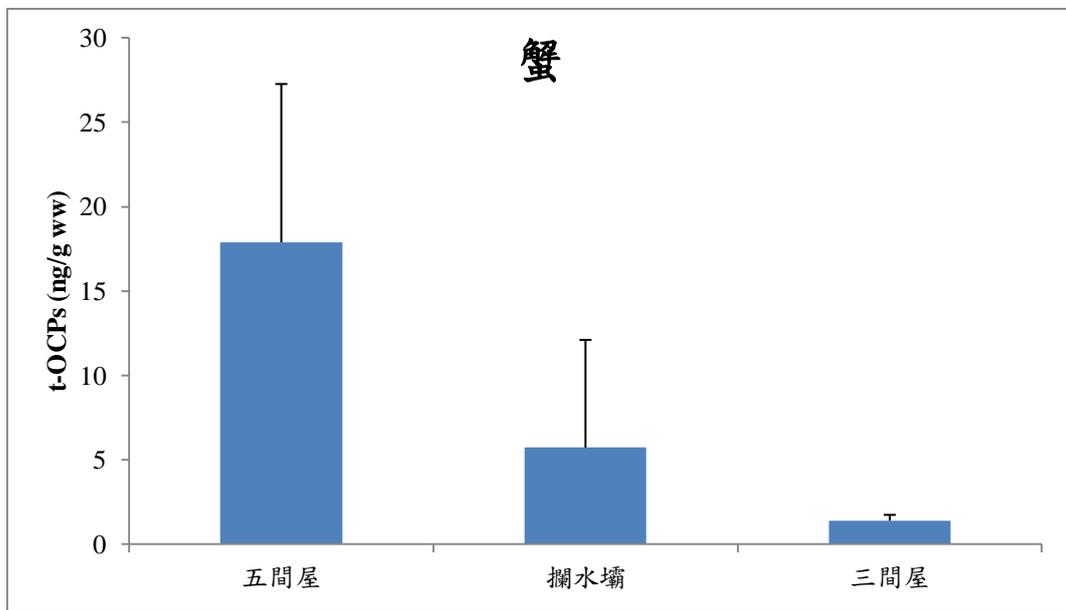
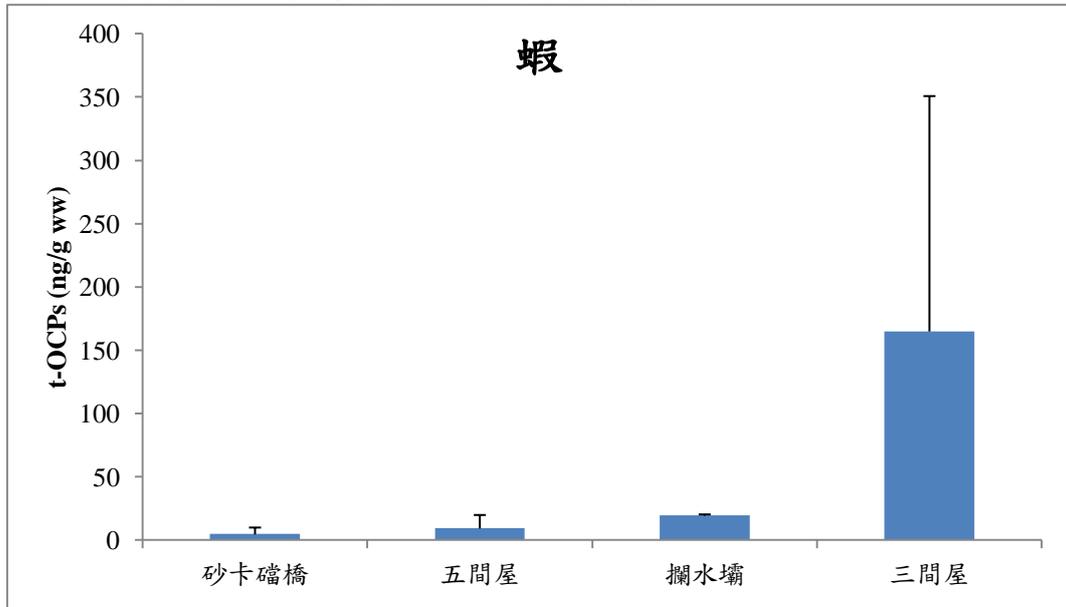


圖4-22 砂卡礑流域甲殼類有機氯農藥總濃度比較

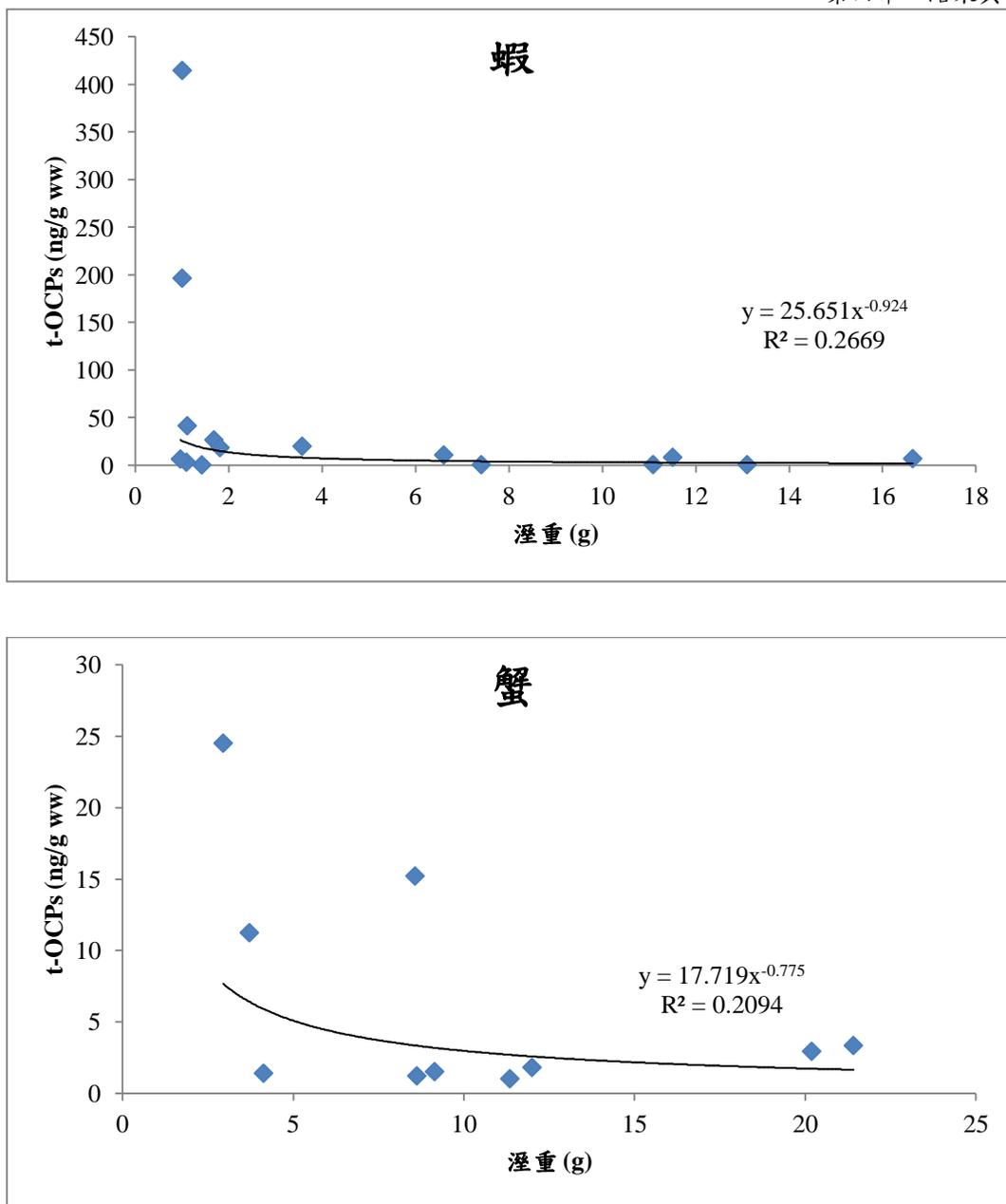


圖 4-23 砂卡礑流域甲殼類之溼重與有機氯農藥總濃度關係

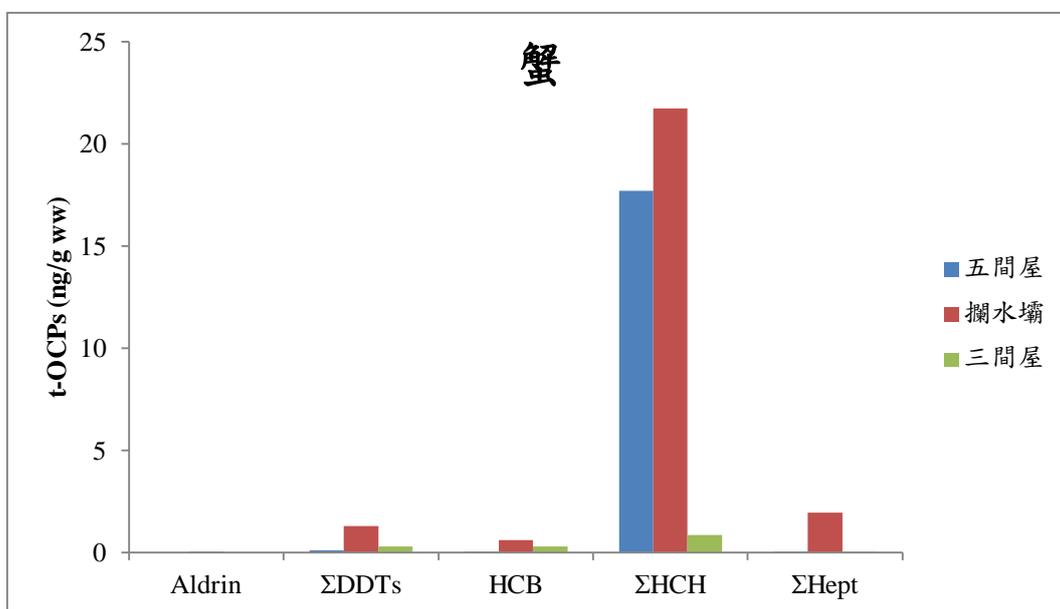
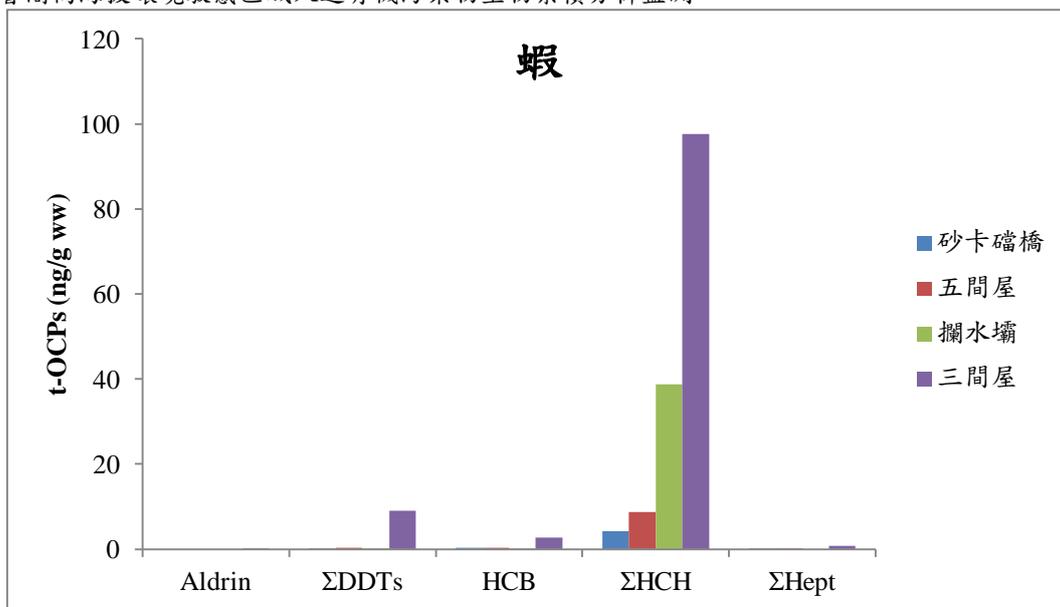


圖 4-24 甲殼類有機氯農藥組成分析

### 三、兩棲類

兩棲類樣品分為蛙卵、蝌蚪及蛙，進行分析比較，其 t-OCPs 濃度範圍分別為 1.88-30.11 ng/g ww、3.51-917.07 ng/g ww 及 43.23-273.97 ng/g ww(圖 4-25)。其濃度分佈情形與 t-PAHs 相類似，蝌蚪可能受變態過程影響使得 t-OCPs 濃度呈現波動現象。以三間屋收集到之蝌蚪變態過程中，t-OCPs 分佈之完整資料(圖 4-26)進行分析探討，發現於變態過程中，以蝌蚪時期 t-OCPs 之含量高於蛙卵及長出後腳及前腳階段。由蛙體重與 OCPs 濃度相關性分析(圖 4-27)，發現與 PAHs 累積趨勢不同，t-OCPs 在蛙體內之累積情形無成正比，亦即沒有明顯的成長稀釋現象。圖 4-28，與 PAHs 結果顯示相同，OCPs 在蝌蚪體內的累積與海拔高度並無直接相關。

OCPs 組成成份分析發現在蝌蚪與蛙體內的 OCPs 組成不同，其受季節影響：蝌蚪於乾季以 Hept 系列為主，於溼季則以 HCH 系列為主；而蛙於乾季以 HCB 系列為主，於溼季則以 HCB 和 Hept 系列為主(圖 4-29)。

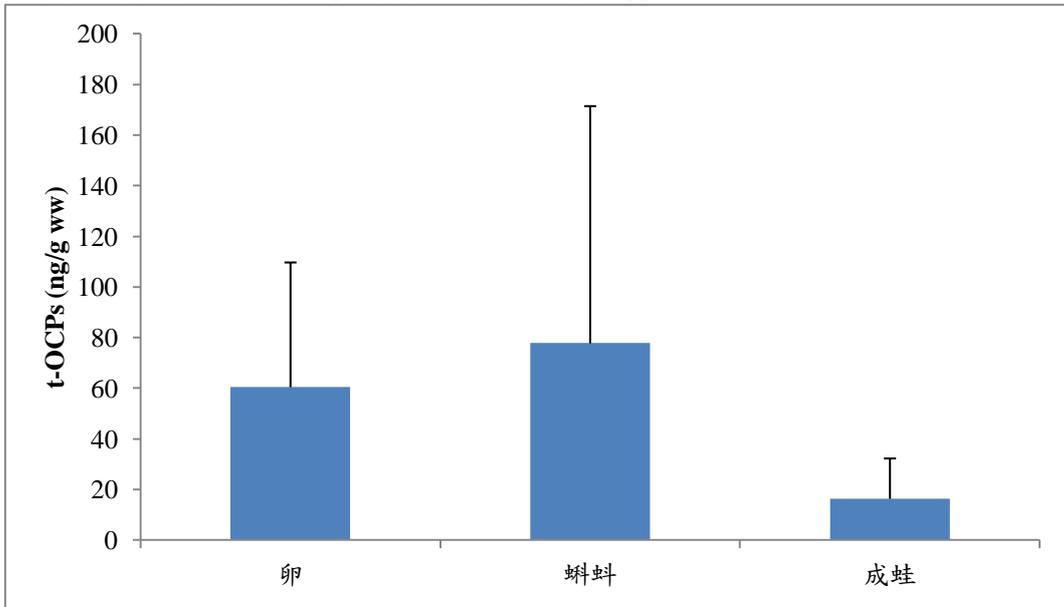


圖 4-25 兩棲類成長之有機氯農藥總濃度比較

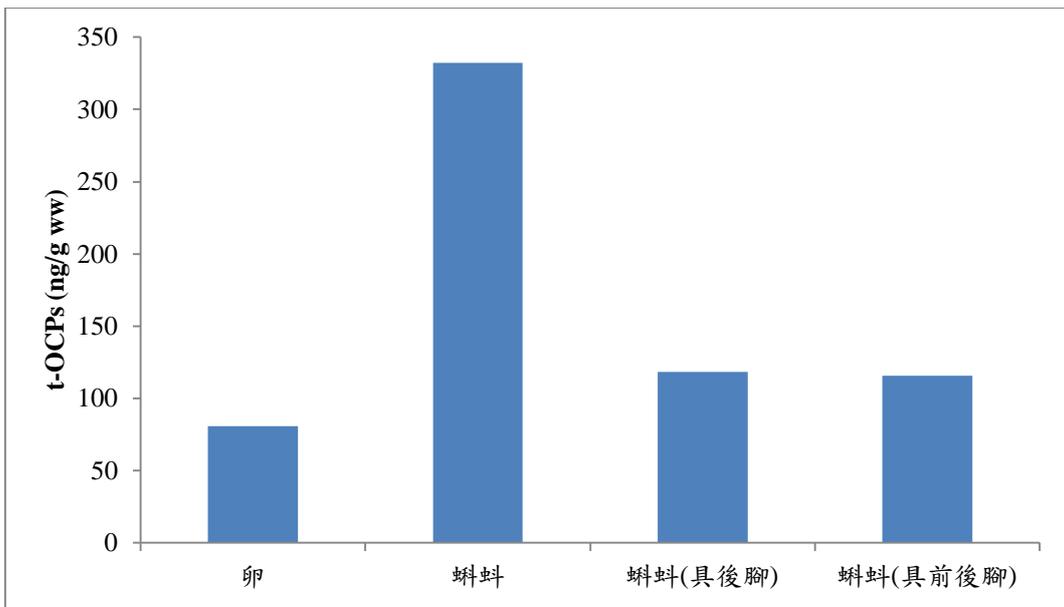


圖 4-26 三間屋蝌蚪成長與變態之有機氯農藥濃度比較

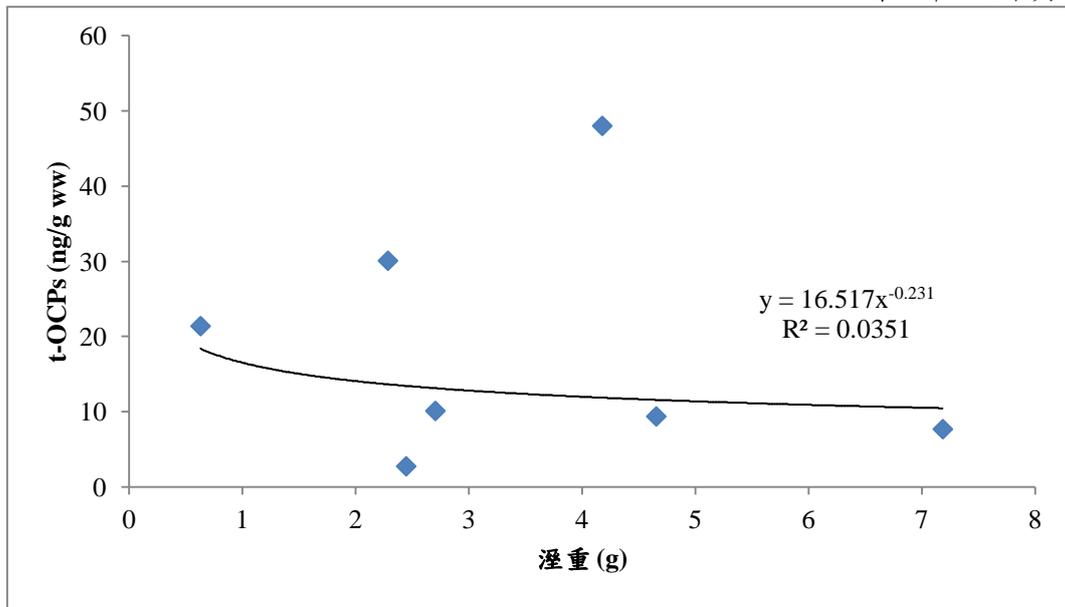


圖 4-27 兩棲類(蛙)溼重與有機氯農藥總濃度關係

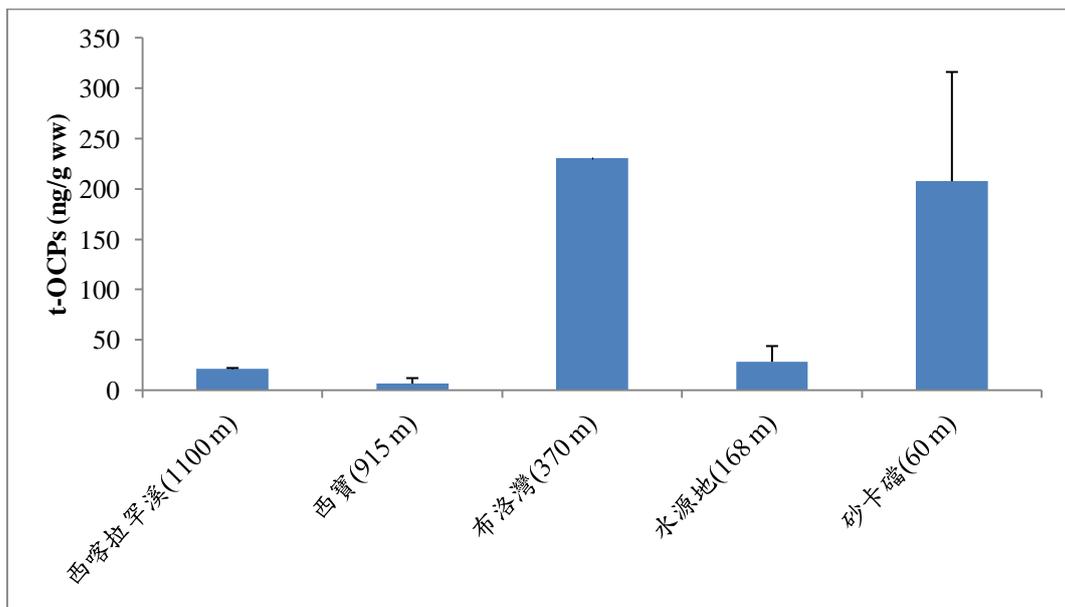


圖 4-28 兩棲類(蝌蚪)之海拔與有機氯農藥總濃度關係

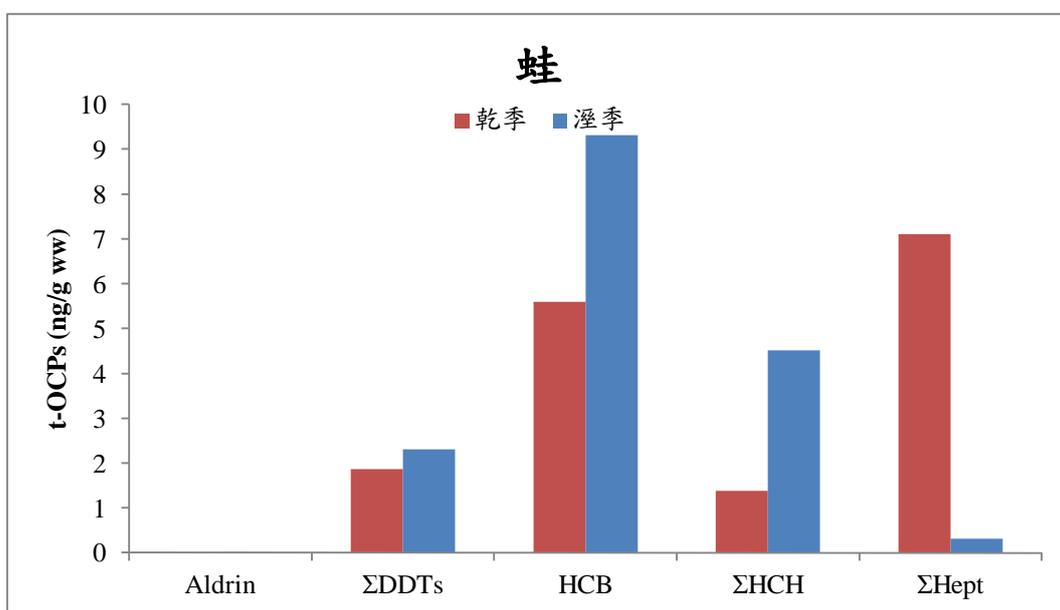
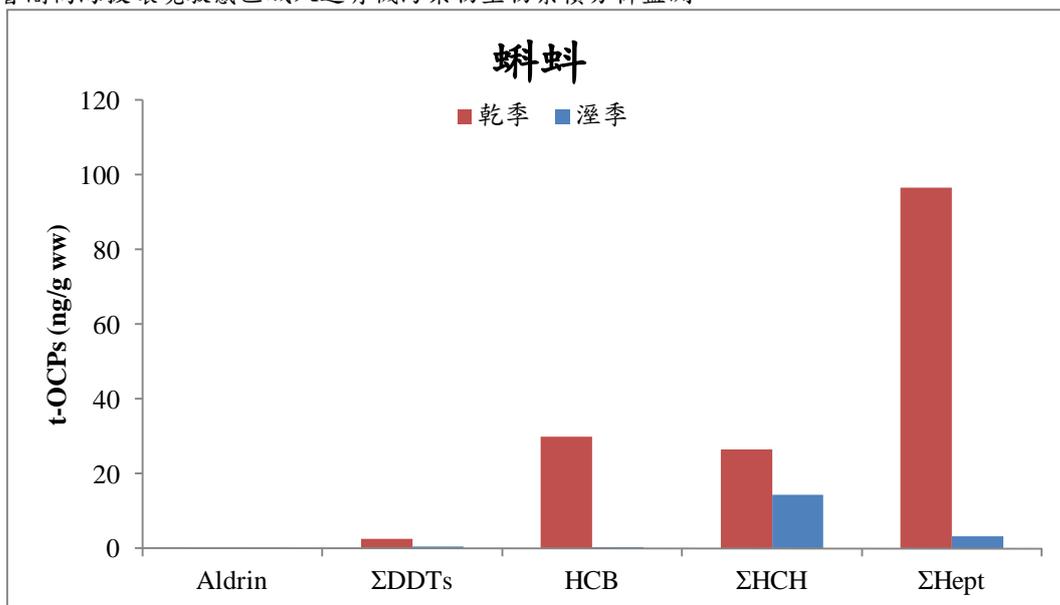


圖 4-29 季節影響之兩棲類有機氯農藥組成分析

#### 四、魚類

在魚類的樣品中，以砂卡礑流域（五間屋、攔水壩、三間屋）與西喀拉罕溪之樣品為主，魚類的 t-OCPs 濃度分佈：五間屋 10.19-18.98 ng/g ww、攔水壩 294.02-572.02 ng/g ww、三間屋 203.15-291.38 ng/g ww、西喀拉罕溪 147.66-264.86 ng/g ww（圖 4-30）。比較其溼重與 t-OCPs 濃度關係（圖 4-31），顯示無明顯相關性，亦即 OCPs 在魚體內之濃度，與魚成長及其體型大小無直接相關性。

本研究 OCPs 在魚體內之組成差異頗大，於五間屋以 HCH 系列為主，於攔水壩以 DDT 系列為主，於三間屋則以 Hept 系列為主，而在西喀拉罕溪以 DDT 及 HCH 為主要 OCPs（圖 4-32）。經由  $(\Sigma\text{DDD}+\Sigma\text{DDE})/\Sigma\text{DDT}$  的公式計算，發現 DDT 都以降解產物方式存在，其值皆大於 0.5，顯示未有新的 DDT 輸入（圖 4-33），印證 DDT 為過去的使用殘留。

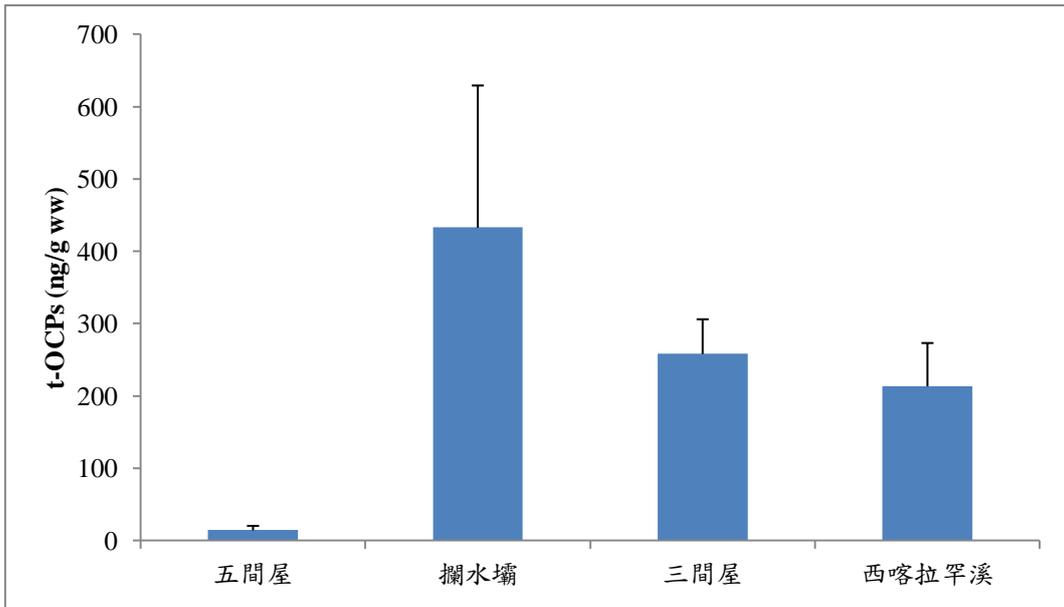


圖4-30 魚類有機氯農藥總濃度比較

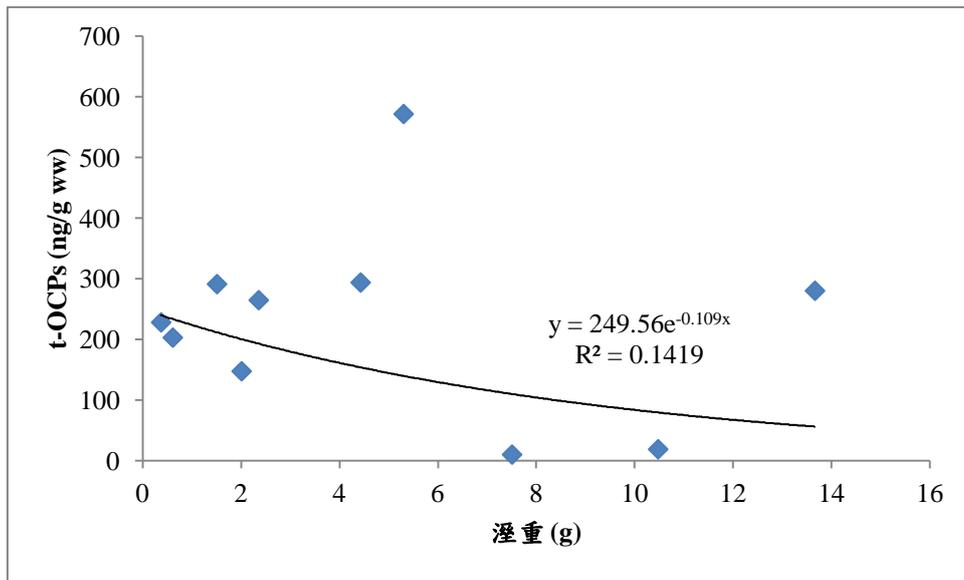


圖 4-31 魚類溼重與有機氯農藥總濃度關係

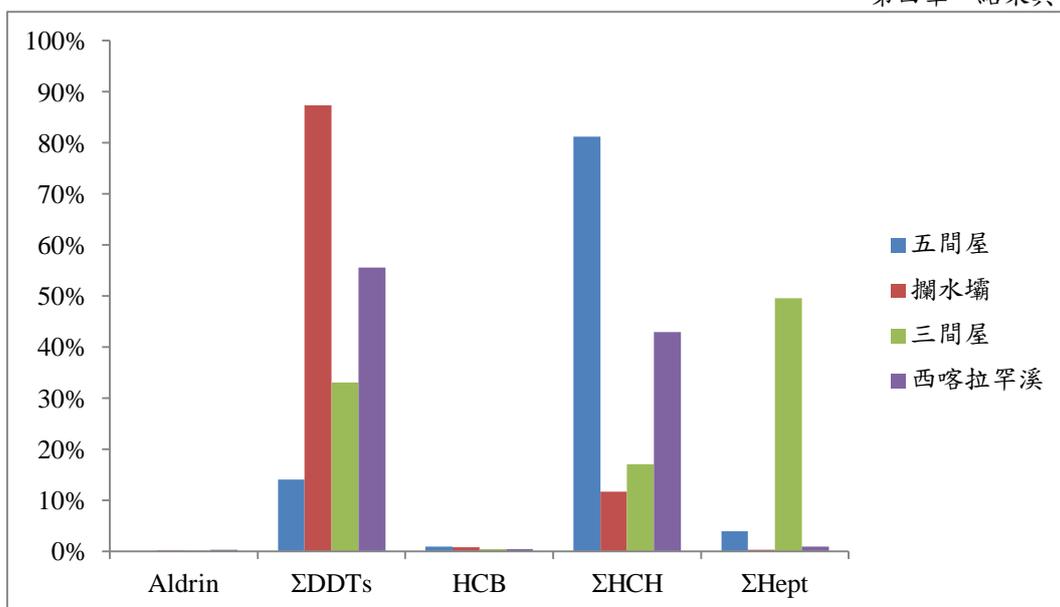


圖 4-32 魚類有機氯農藥組成分析

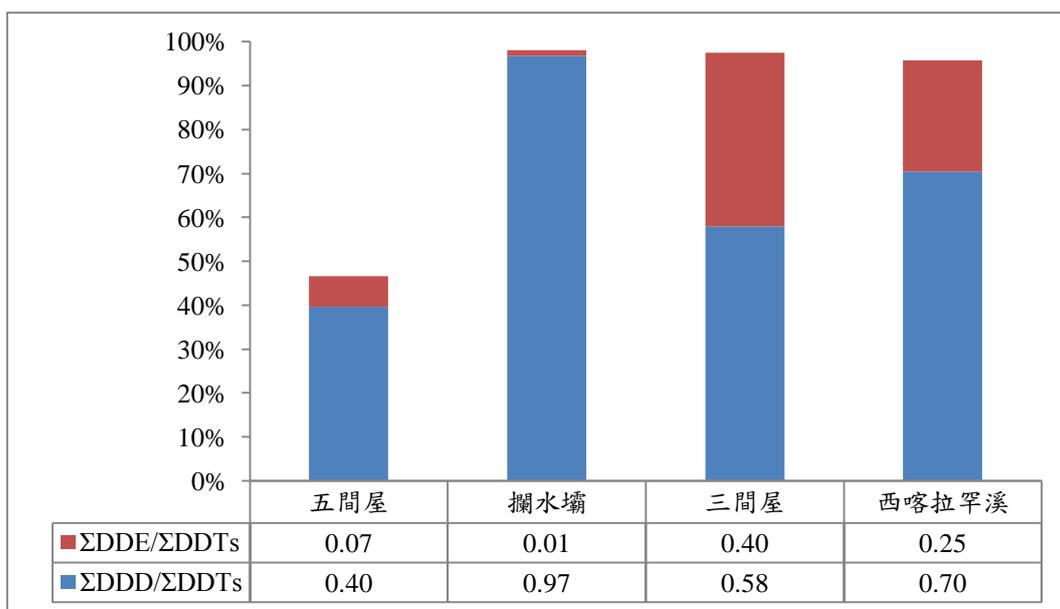


圖 4-33 魚類所含之 DDT 系列分析



## 第五章 結論與建議

### 第一節 結論

太魯閣國家公園棲息地沈積物及生物體內所累積之持久性有機毒物含量及分佈之變化性極大，隨區域及季節之不同有相當大的差異，但與棲息地海拔高低，並沒有明顯的相關，尤其是生物樣品更因其種類、成熟度、體型、性別等差異，而造成極大的變異範圍。整體而言，PAHs 及 OCPs 含量，仍皆遠低於由毒物學實驗所得對生物健康與活存構成威脅之標準界線，然而針對細微層次（如：分子、細胞、組織構造）之影響仍未知，累積綜合過去研究調查資料，發現 PAHs 在人為活動頻繁區的棲息地沈積物之含量，並非一定高於生態保護區，顯示長距離傳送分佈，是目前仍使用的有機毒物 (PAHs) 在太魯閣地區的主要來源，但是遊客的人為活動如車輛排放污染卻仍應注意並長期監測，以了解各區域的污染物輸入狀況。有機氯農藥雖然已經禁用多年，在太魯閣地區棲息地及生物體內仍然殘留，降解或消失的速度緩慢，也值得繼續追蹤監測。

本研究資料顯示太魯閣地區高山水域生態，持久性污染物存在於水生昆蟲及兩棲類 (蛙) 及魚類體內，生物累積及生物放大作用現象卻不甚明顯，可能由於成長稀釋 (Growth dilution) 所致，即生物個體之體重隨成長增大，而有機污染物累積速度小於其個體成長速度，導致所測得濃度減少，但是有機毒物之總量在生物環境圈中並無明顯降低或消失。

### 第二節 建議

立即可行建議：

1. 經由沈積物及生物樣品分析，證實持久性有機污染物已存在於高海拔山區，影響整體區域內的環境，為監測持久性有機污染物之輸入，建議於太魯閣國家公園園區全面性著手，定期分析各區域沈積物和指標性物種之污染物組成與含量，作為往後太魯閣國家公園內人為活動與進出限制或控管之依據，以減緩人為造成的有機污染物傳遞、分佈與生態衝擊。(主辦機關：太魯閣國家公園管理處；協辦機關：學術研究專業機構)

2. 另外，調查結果發現，兩棲類之有機污染物累積穩定，受個體差異影響小，又具變態過程之各階段代表性，加上其水陸兩棲特性與廣佈於太魯閣地區，建議設計整合型計畫包括：生物學生態學及環境監測，以兩棲類為環境指標性物種及針對各區域優勢物種進行長期觀察監測，收集分析足夠資料，評估定義太魯閣各環境敏感區有機毒物對各種生物族群消長之影響及趨勢。  
(主辦機關：太魯閣國家公園管理處；協辦機關：學術研究專業機構)

中長期建議：

1. 於高海拔地區（如：奇萊山、黑水塘地區）設立空氣收集器，同時偵測空氣與表層水中持久性有機污染物含量與分佈，以確切瞭解證實遠距離傳送，對太魯閣高山區污染物質累積之影響。(主辦機關：太魯閣國家公園管理處；協辦機關：學術研究專業機構)

## 參考書目

- Aono, S., S. Tanabe, et al. (1997). "Persistent organochlorines in minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) and their prey species from the Antarctic and the North Pacific." Environmental Pollution **98**(1): 81-89.
- Barra, R., J. C. Colombo, et al. (2006). "Persistent organic pollutants (POPs) in Eastern and Western South American Countries." Reviews of environmental contamination and toxicology: 1-33.
- Barra, R., P. Popp, et al. (2006). "Polycyclic aromatic hydrocarbons fluxes during the past 50 years observed in dated sediment cores from Andean mountain lakes in central south Chile." Ecotoxicology and Environmental Safety **63**(1): 52-60.
- Barra, R., P. Popp, et al. (2006). "Polycyclic aromatic hydrocarbons fluxes during the past 50 years observed in dated sediment cores from Andean mountain lakes in central south Chile." Ecotoxicology and Environmental Safety **63**(1): 52-60.
- Barron, M. G. (1990). "Bioconcentration. Will water-borne organic chemicals accumulate in aquatic animals?" Environmental Science & Technology **24**(11): 1612-1618.
- Bartrons, M., J. O. Grimalt, et al. (2007). "Concentration changes of organochlorine compounds and polybromodiphenyl ethers during metamorphosis of aquatic insects." Environ. Sci. Technol **41**(17): 6137-6141.
- Blais, J. M., F. Wilhelm, et al. (2003). "Concentrations of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in amphipods (*Gammarus lacustris*) along an elevation gradient in mountain lakes of western Canada." Environmental toxicology and chemistry **22**(11): 2605-2613.
- Blomqvist, A., C. Berg, et al. (2006). "Defective reproductive organ morphology and function in domestic rooster embryonically exposed to o, p -DDT or ethynylestradiol." Biology of reproduction **74**(3): 481.
- Boehm, P. D., D. S. Page, et al. (2001). "Resolving the origin of the petrogenic hydrocarbon background in Prince William Sound, Alaska." Environ. Sci. Technol **35**(3): 471-479.
- Breivik, K., F. Wania, et al. (2006). "Empirical and modeling evidence of the long-range atmospheric transport of decabromodiphenyl ether." Environ. Sci. Technol **40**(15): 4612-4618.
- Carriger, J. F. and G. M. Rand (2008). "Aquatic risk assessment of pesticides in surface waters in and adjacent to the Everglades and Biscayne National Parks: I. Hazard assessment and problem formulation." Ecotoxicology **17**(7): 660-679.
- Carson, R. (1962). "Silent Spring Boston." Houghton Mifflin **40**: 22-23.
- Chiuchiolo, A. L., R. M. Dickhut, et al. (2004). "Persistent organic pollutants at the base

太魯閣高海拔環境敏感區域人造有機污染物生物累積分析監測  
of the Antarctic marine food web." Environ. Sci. Technol **38**(13): 3551-3557.

Dachs, J., R. Lohmann, et al. (2002). "Oceanic biogeochemical controls on global dynamics of persistent organic pollutants." Environ. Sci. Technol **36**(20): 4229-4237.

Daly, G. L. and F. Wania (2005). Organic Contaminants in Mountains. Environmental Science & Technology. **39**: 385-398.

Donald, D. B., G. A. Stern, et al. (1998). "Chlorobornanes in water, sediment, and fish from toxaphene treated and untreated lakes in western Canada." Environ. Sci. Technol **32**(10): 1391-1397.

Douben, P. E. T. (2003). "PAHs: An ecotoxicological perspective." Wiley, Chichester, UK.

Fernández, P., R. M. Vilanova, et al. (1999). "Sediment fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in European high altitude mountain lakes." Environ. Sci. Technol **33**(21): 3716-3722.

Fernandes, M. B., M. A. Sicre, et al. (1997). "Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary." Marine Pollution Bulletin **34**(11): 857-867.

Fernandez, M. P., M. G. Ikonou, et al. (2004). "Spatial variation in hepatic levels and patterns of PCBs and PCDD/Fs among young-of-the-year and adult Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) in the Hudson River estuary." Environ. Sci. Technol **38**(4): 976-983.

Fernandez, P., R. M. Vilanova, et al. (1999). "Sediment Fluxes of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in European High Altitude Mountain Lakes." Environmental Science & Technology **33**(21): 3716-3722.

Grimalt, J. O., P. Fernandez, et al. (2001). "Selective trapping of organochlorine compounds in mountain lakes of temperate areas." Environ. Sci. Technol **35**(13): 2690-2697.

Inomata, O. N. K., R. C. Montone, et al. (1996). "Tissue distribution of organochlorine residues—PCBs and pesticides—in Antarctic penguins." Antarctic Science **8**(03): 253-255.

Kelly, B. C. and F. Gobas (2001). "Bioaccumulation of Persistent Organic Pollutants in Lichen- Caribou- Wolf Food Chains of Canada's Central and Western Arctic." Environ. Sci. Technol **35**(2): 325-334.

Klasmeier, J., M. Matthies, et al. (2006). "Application of multimedia models for screening assessment of long-range transport potential and overall persistence." Environ. Sci. Technol **40**(1): 53-60.

Kuhnlein, H. V. and H. M. Chan (2000). "Environment and contaminants in traditional food systems of northern indigenous peoples." Annual Review of Nutrition **20**(1): 595-626.

- Luckas, B., W. Vetter, et al. (1990). "Characteristic chlorinated hydrocarbon patterns in the blubber of seals from different marine regions." Chemosphere **21**(1-2): 13-19.
- Meire, R. O., A. Azeredo, et al. (2008). "Polycyclic aromatic hydrocarbons assessment in sediment of national parks in southeast Brazil." Chemosphere **73**(1, Supplement 1): S180-S185.
- Meire, R. O., A. Azeredo, et al. (2008). "Polycyclic aromatic hydrocarbons assessment in sediment of national parks in southeast Brazil." Chemosphere **73**(1): S180-S185.
- Muñoz, M. J., C. Ramos, et al. (1996). "Bioaccumulation and toxicity of hexachlorobenzene in *Chlorella vulgaris* and *Daphnia magna*." Aquatic Toxicology **35**(3-4): 211-220.
- Neff, J. M. (1979). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Sources, fates and biological effects.
- Norstrom, R. J., S. E. Belikov, et al. (1998). "Chlorinated hydrocarbon contaminants in polar bears from eastern Russia, North America, Greenland, and Svalbard: biomonitoring of Arctic pollution." Archives of environmental contamination and toxicology **35**(2): 354-367.
- Page, D. S., P. D. Boehm, et al. (1999). "Pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments record past human activity: a case study in Prince William Sound, Alaska." Marine Pollution Bulletin **38**(4): 247-260.
- USEPA (2003). "Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances." Global Report, UNEP Chemicals. Geneva, Switzerland.
- Van den Steen, E., A. Covaci, et al. (2007). "Accumulation, tissue-specific distribution and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in European starlings (*Sturnus vulgaris*)." Environmental Pollution **148**(2): 648-653.
- Venkatesan, M. I. (1988). "Occurrence and possible sources of perylene in maine sediment-a review." Marine Chemistry **25**: 1-27.
- Wang, C. H. and C. Liu (2000). "Dissipation of organochlorine insecticide residues in the environment of Taiwan, 1973-1999." Journal of Food and Drug Analysis **8**(3): 149-157.
- Wania, F. (2003). "Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar regions." Environ. Sci. Technol **37**(7): 1344-1351.
- Wania, F. and C. B. Dugani (2003). "Assessing the long range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: A comparison of four multimedia models." Environmental toxicology and chemistry **22**(6): 1252-1261.
- Welsch-Pausch, K., M. S. McLachlan, et al. (1995). "Determination of the principal pathways of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to *Lolium multiflorum* (Welsh ray grass)." Environmental Science & Technology **29**(4): 1090-1098.

WHO (1983). "Evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, polynuclear aromatic compounds, part 1, chemical environmental and experimental data, 32." International Agency for Research on Cancer, World Health Organization: 477.

Yunker, M. B., R. W. Macdonald, et al. (2002). "PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition." Organic Geochemistry **33**(4): 489-515.

Zakaria, M. P., H. Takada, et al. (2002). "Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rivers and estuaries in Malaysia: a widespread input of petrogenic PAHs." Environ. Sci. Technol **36**(9): 1907-1918.

## 附錄一

### 『太魯閣高海拔生態敏感區持久性人造有機汙染物生物累積 分析監測』 期中簡報會議紀錄

一、時間：100年7月6日上午10時

二、地點：本處大會議室

三、主持人：曾處長偉宏

記錄：高 欣

四、與會人員：張副處長登文、聶世詔、王永謙、陳俊山、朱何宗、林永賢、陳孟江、王愛華、蔡佩芳、江淑敏、陳月蓁。

五、主辦課室報告：依合約第二條規定應於100年6月25日前提出期中報告書，本案於100年6月24日送達，符合合約規定，並出席本處排定今日之期中審查會議。

六、討論（略）：

七、結論：

- （一）有關100年度各委託（研究）辦理計畫簡報電子檔，會後保存於本處公用區U:\業務資料區\（04-簡報區）\保育課\100期中簡報資料夾中，提供本處各業務課室經營管理參考運用。
- （二）有關研究方法論描述的部分，由於涉及化學分析原理等專業術語一般人較難理解，期能提供更完整、口語化且淺顯易懂的描述，以利管理處未來解說教育與宣導之運用。相關資料後續上網公告後，亦可提供有興趣之國人與學子能較容易理解與引發更深層的學習與運用。
- （三）配合本處近年輔導西寶地區進行有機農法栽培方式生產，請研究團隊針對西寶地區做相關有機農法與過去慣習農法對照之調查，以利未來對推動相關友善地球、友善環境之工作上的幫助。
- （四）本次期中簡報原則通過，請依合約辦理後續作業。

回應：

- (一) 重新修訂撰寫期末報告第三章第二節研究方法部份。
  - 盡量避免專業術語
  - 描述採口語化
  
- (二) 西寶地區小尺度試驗有機農法，甚難由比較對照農藥的分佈與累積，然而由本計畫研究結果顯示停用農藥(如：DDT)在國家公園內會自然逐漸降解消失，輔導鼓勵有機農法栽培方式生產，減少或停止使用農藥對生態環境絕對是正面的。

附錄二

9

「太魯閣高海拔環境敏感區域人造有機污染物之生物累積調查」案

期末審查會議出席人員簽名冊

主辦單位：保育研究課

時間	100年12月9日下午2時30分	地點	本處會議室
主持人	曾處長偉宏	紀錄	高欣
出席人員			
機關(單位)		簽名 (請以正楷書寫,以利辨識)	
1	國家公園學會	林忠欽	
2			
3	太魯閣國家公園副處長		
4	秘書	林忠欽	
5	企劃經理課	張志玲	
6	環境維護課		
7	遊憩服務課		
8	解說教育課	許壽真	
9	蘇花管理站		
10	布洛灣管理站	董清波	
11	天祥管理站		
12	合歡山管理站		
13	保育研究課	陳高欣 江和純 高欣	
14		高欣 蔡佳穎 邱雲博 陳學斌	
15		蔡佳穎 邱雲博 陳學斌	

