

玉山國家公園環境因子監測-水域持久性環境污 染物分佈及累積調查以南橫天池為例

受委託者：國立東華大學

計畫主持人：柯風溪

計畫助理：張瓊文、潘韋伶、柯廷華、

曾柏軒、李叔螢、朱啟宏

內政部營建署玉山國家公園管理處委託辦理之報告

中華民國 101 年 11 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。

**玉山國家公園環境因子監測-水域持久性環境污染物分佈及累積調查
以南橫天池為例**

成果報告基本資料表

一、辦理單位	內政部營建署玉山國家公園管理處			
二、受託單位	國立東華大學			
三、年 度	101 年度	計畫編號	101-17	
四、計畫性質	調查監測計畫			
五、計畫期間	101 年 1 月 12 日 至 101 年 12 月 31 日			
六、本期期間	101 年 1 月 12 日 至 101 年 12 月 31 日			
七、計畫經費	890 仟元			
	資本支出	仟元	經常支出	890 仟元
	土地建築	仟元	人事費	469 仟元
	儀器設備	仟元	業務費	26 仟元
	其 他	仟元	差旅費	85 仟元
			設備使用及維護費租金等	120 仟元
			材料費	100 仟元
			其 他	仟元
			雜支費	17 仟元
			行政管理費	73 仟元
八、摘要關鍵詞（中英文各三筆） 持久性有機污染物、多環芳香烴、有機氯農藥 POPs, PAHs, OCPs				
九、參與計畫人力資料：				
參與計畫 人員姓名	工作要項 或撰稿章節	現職與 簡要學經歷	計畫參 與期程	聯絡電話及 e-mail
柯風溪	規劃執行與整合	計畫主持人	全程	08-8825039 ko@mail.ndhu.edu.tw
張瓊文	執行計畫	計畫專任助理	全程	08-8825039
潘韋伶	協助採樣	研究生	上半年	08-8825039
柯廷華	協助採樣	研究生	上半年	08-8825039
曾柏軒	分析樣品	研究生	下半年	08-8825039
李叔螢	分析樣品	研究生	下半年	08-8825039
朱啟宏	分析樣品	研究生	下半年	08-8825039

目次

目次	I
表次	III
圖次	V
摘要	VII
第一章 緒論	1
第一節 緣起	1
第二節 目的	4
第二章 文獻回顧	5
第一節 高山環境中持久性有機污染物現況介紹	5
第二節 多環芳香烴	7
第三節 有機氯農藥	8
第三章 材料與方法	9
第一節 採樣時間與地點	9
第二節 方法	11
第四章 結果與討論	21
第一節 持久性有機污染物 (POPs) 之含量分析	21
第二節 多環芳香烴之組成與含量分析	22
第三節 有機氯農藥之組成與含量分析	30

第五章 結論與建議	35
第一節 結論	35
第二節 建議	35
參考書目	37
附錄	41

(未註明資料來源之圖表，皆為本計畫結果)

表次

表一 世界各國高山區環境樣品中持久性有機污染物的分佈概況 · 6

表二 多環芳香烴之擬似標準品在不同樣品之回收率 (%) · 13

表三 多環芳香烴之偵測極限值 (ng) · · · · · 14

表四 有機氯農藥之偵測極限值 (ng) · · · · · 15

表五 多環芳香烴之標準回收率 (%) · · · · · 16

表六 有機氯農藥之標準回收率 (%) · · · · · 17

圖次

圖一 天池及塔塔加山區之採樣站(A、B、C、D 和 E 站)	9
圖二 水中 t-PAH 濃度	22
圖三 水中顆粒 t-PAH 濃度	23
圖四 水中顆粒 TSP	23
圖五 水的 $\log K_d$ 與 $\log K_{ow}$ 分佈圖	24
圖六 底泥 t-PAH 濃度	25
圖七 各不同粒徑底泥所含之 t-PAH 濃度	26
圖八 各站底泥中不同粒徑之底泥所占重量百分比	26
圖九 (A) 水中顆粒與底泥之化學指數分析圖	27
圖九 (B) 水中顆粒與底泥之化學指數分析圖	28
圖十 水與底泥中 PAH 之主成份分析圖(縮圖為 PAH 組成份圖) .	29
圖十一 水中 t-OCP 濃度	30
圖十二 水中顆粒 t-OCP 濃度	31
圖十三 底泥 t-OCP 濃度	32
圖十四 各不同粒徑底泥中所含之 t-OCP 濃度	33

摘 要

關鍵詞：持久性有機污染物、多環芳香烴、有機氯農藥

一、緣起

持久性有機污染物 (Persistent Organic Pollutants, POPs) 具有半揮發及不易被分解之特性，長時間殘留於環境中，長距離傳播，為全球性分佈污染物，近年來研究報告指出高山湖泊有顯著累積持久性有機污染物之現象。玉山國家公園高山水域生態特殊，為許多野生生物棲息地及重要水源，而有機污染物在園區內的相關背景資料十分缺乏，加諸遊客明顯增加趨勢致使這方面的調查工作刻不容緩。本計畫目的在於調查持久性有機污染物在玉山國家公園水域生態棲息地的分佈與含量，並探討其可能來源及對生態系之危害評估。

二、方法及過程

本計畫針對天池乾季 (二月及四月) 與塔塔加溼季 (七月) 進行採樣，地點包括：南橫天池: A、B兩站，塔塔加: 鹿林山鞍部 (C站)、麟趾山登山口 (D站) 及麟趾山山頂的高山小型水域 (E站)，於A、B和C站取得水樣品，於A、B、C、D和E站分別收集沈積物樣品，分析比較有機污染物含量。南橫天池 (A和B站) 之水樣品直接各取20 L帶回實驗室分析，而鹿林山 (C站) 位處較高處且登山步道數公里，不易攜帶大量湖水，故設計連續過濾系統當場採樣；沈積物均取自湖岸邊表層5公分 (深度) 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，對其在玉山國家公園南橫天池及塔塔加山區之水域棲息地之含量與組成進行分析調查比較。初步調查結果顯示南橫天池與塔塔加山區水域所分析的 23 種 PAHs 在水樣品中總濃度 (total PAH; t-PAH) 差異不大 (南橫天池: 11.19-21.98 ng/L、塔塔加山區水域: 17.79 ng/L)；而 t-PAH 在底泥中之含量顯示南橫天池明顯高於塔塔加山區水

域中之底泥（南橫天池底泥：95.03-518.92 ng/g dw、塔塔加山區水域中之底泥：48.10-72.43 ng/g dw）。16種 OCPs 總濃度（total OCP；t-OCP），在南橫天池水中含量為 3.95-14.62 ng/L，在底泥中含量為 1.97-3.68 ng/g dw；在塔塔加山區水域中則水為 6.38 ng/L、底泥為 3.91-6.64 ng/g dw。其含量仍低於對環境生態造成威脅之程度

四、建議事項

立即可行建議：

由沈積物及湖水樣品分析顯示在南橫天池水域及塔塔加山區，已可偵測到持久性有機污染物，其在棲息地（沈積物和水）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。然而生物樣品分析闕如，對於持久性有機污染物在公園區內生物累積情形仍一無所知。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，需以玉山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，並深入探討分析在各類優勢種生物體內的累積或隨食物鏈累積至高階掠食性生物體內情形，進一步針對其對生物生態之毒性影響，進行研究、建立標準，作為往後建構玉山國家公園內人為活動管理方案之依據。

中長期建議：

由於玉山國家公園佔地廣闊，可於園區內選擇具代表性之山區，設立空氣收集器（目前可以利用鹿林山氣象站的現成設施），同時採樣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，對玉山國家公園污染物質累積之影響，更可監測人為活動對玉山國家公園高山生態的影響評估。

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. According to many studies, POPs can spread to high altitude areas following with current or wind. Yushan National Park is located in the middle 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 water and sediment samples from the high mountain lakes.

Overall, the total PAH concentrations (t-PAH; including 23 PAHs) at Yushan National Park were not significantly different between Teng Lake and Tataka (Teng Lake: 11.19-21.98 ng/L, Tataka: 17.79 ng/L) in water. However, the t-PAH levels were higher on surface sediment at Teng Lake (95.03-518.92 ng/g dw) than which at Tataka (48.10-72.43 ng/g dw) implying that human religion activities such as burning "joss stick" may affect and elevate the PAH levels at Teng Lake. For the total OCP concentrations, the levels in the water samples were similar at Teng Lake and Tataka (3.95-14.62 ng/L and 6.38 ng/L, respectively). However, the t-OCP concentrations on the sediments were higher at Tataka (3.91-6.64 ng/g dw) than which at Teng Lake (1.97-3.68 ng/g dw). The results indicated that the t-OCP concentrations on sediments follow the trend of altitude distribution of high altitude area (Tataka) may be higher than those of low altitude areas (Teng Lake). Both PAH and OCP concentrations at the Yushan National Park are still under the level for the ecological threaten. Long-term monitoring for the POPs in the Yushan National Park is necessary to protect the natural resource and health ecosystem.

第一章 緒論

第一節 緣起

持久性有機污染物 (Persistent Organic Pollutants, POPs) 不易被分解，且隨氣流或水流可長距離傳播，為全球性分佈污染物，更因其半揮發性、親脂性、易於吸附顆粒和具生物累積性的特性，常藉由直接或間接的不同來源進入水中，當生物體攝取儲存有機污染物的速度，高於其代謝分解或排泄的速度時，即造成生物累積 (Bioaccumulation)，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)。有機化學污染物對於生物的影響有三類：1. 化學污染物在水體中或底泥的濃度超過生物的耐受度時，會對該區生物造成急性或慢性毒害。2. 使得敏感性生物的生長和生殖產生微量變化所導致的半致死效應。3. 持久性化學物在最高食階生物體中的累積與擴大最終會反應到人體中。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，生物累積放大作用就成為值得重視的環境管理政策。

卡森博士 (Rachel Carson) 在 1962 年出版「寂靜的春天」一書，首次揭露人類使用殺蟲劑 (DDT) 對生態環境的危害，更敘述許多有機污染物正在生物體和人體體內蓄積。1996 年「我們被偷走的未來」和 1997 年「雌性化自然」二本書相繼出版，書中更列舉出高達 70 多種現代文明生活所產生的有機化學物質對於生物及人體內分泌系統之危害，並將這些化學物質稱為「內分泌干擾物」(endocrine disrupting chemicals); 1997 年七月日本 NHK 電視在探討這類問題時，將這些廣泛傳佈於環境中之化學污染物質稱之為「環境荷爾蒙」。

多項研究報告指出野生動物或人類，長期暴露在環境有機污染物中，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)。這類有機污染物質在環境中不易被分解，通稱為持久性有機污染物 (Persistent Organic Pollutions, POPs)。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，進而威脅整個生態系、動物和人

類的健康與生存 (Barron, 1990; Munoz et al., 1996; Kelly and Gobas, 2001; Blais et al., 2003; Fernandez et al., 2004)。POPs 因具半揮發性、親脂性、持久性、生物毒性與累積性，當其進入環境中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 (Klasmeier et al., 2006; Bartrons et al., 2007; Van den Steen et al., 2007)。許多研究報告指出 POPs 在人煙罕至的極地區環境樣品和生物中亦被發現，其含量十分接近於在都會區與工業區所測得的量 (Luckas et al., 1990; Aono et al., 1997; Norstrom et al., 1998; Kuhnlein and Chan, 2000; Chiuchiolo et al., 2004; Inomata 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”，嚴重威脅極地生態系統 (Wania, 2003; Wania and Dugani, 2003; Breivik et al., 2006)。

POPs 亦會藉由氣流由鄰近人為活動陸地傳播至高海拔山之區，沉降於高山生態系中累積，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 et al., 1999; Barra et al., 2006; Meire et al., 2008)。Fernandez 等人研究全歐洲山區湖泊底泥中 PAHs 分佈與含量，發現東歐山區湖泊底泥中 PAHs 之含量相當於美國工業區湖泊 (五大湖區) 底泥含量，而位於已開發區的中西歐部分山區湖泊底泥其含量亦與工業區與都會區之河流或港口底泥之含量相近 (Fernandez et al., 1999)。在高山湖泊魚類與兩棲類體內 POPs 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 et al., 1998; Grimalt et al., 2001; Blais et al., 2003)。顯示 POPs 已入侵到高山區各環境介質中，且威脅其生態環境的健康與生存。

玉山國家公園《南部園區》包括南橫公路沿線、梅山—天池—中之關—垭口、南橫三山及關山等地區。西起台南市省道台 19 號路口，東訖台東縣海端鄉海端村與台 9 號省道交叉，全長 212 公里，全線闢建完成於民國六十一年，由於完工後，路基不穩，落石坍塌不斷，一直到八十一年全線鋪設柏油，八十二年全線開放管制，並在玉山國家公園積極建設梅山遊憩區，天池步道系統及沿線景觀據點

等遊憩設施相繼完成後，遊客逐漸增加，此後已成為新興熱門遊憩路線。直至莫拉克風災襲台，致使道路受損嚴重，本計畫上半年調查時，其路段仍在管制中。期中報告後，六月十九日泰利颱風嚴重侵襲桃園村導致交通完全中斷，經審查委員評議建議本計畫下半年更改為初步調查塔塔加山區水域持久性有機污染物質的累積情形，並與南橫天池的結果作比較分析。

玉山國家公園管理處調查「南橫天池」的水深，經遙控船進行聲納探測，測出其最深為 2 公尺、雨季時深度可達 2.5 公尺，平均深度為 1.2 公尺、蓄水量約 2 萬立方公尺，並非如宗教界所傳說的「無底洞」。過去報導，由於遊客眾多，及宗教團體放生，造成天池嚴重優養化，本計畫兩次採樣均發現有信徒焚香祭拜、燒紙錢的遺留物；在池水中亦發現放生錦鯉及藻類繁生，導致溶氧量降低。隨著人為活動所帶來的污染物，極可能威脅其生態環境與野生生物的多樣性與生存，但目前尚無有關於人為活動所造成持久性有機污染物含量、分佈及傳輸與對當地生態環境影響之相關研究報告。持久性有機污染物為全球分佈的環境化學污染物，且有許多研究報告指出持久性有機污染物，對生態環境與野生生物的健康、族群發展與生存具有嚴重的威脅性。因此對玉山國家公園地區內持久性有機污染物的分佈與含量基本資料之建立十分需要。

高山地區因地勢起伏，雨水常滲匯於凹地，匯集成高山湖泊，形成特殊高山水域生態，更為許多野生動物棲息地與重要水源，一旦受到污染即難恢復，是極脆弱的生態體系。南橫天池位於玉山國家公園西南部園區，瀕臨南橫公路位於公路中點，為重要的地標。近年來，遊客絡繹不絕，加上居民，從過去到現今，燒墾或施用農藥所產生且殘留的化學污染物，及其可能傳播路徑，迄今未曾有過完整記錄。

隨人為活動所帶來之持久性環境有機污染物，因其半揮發、親脂特性，不易被分解，容易長時間殘留在環境中，極可能隨氣流傳送或水氣交換作用擴散及國家公園高海拔湖泊水域，而危害生物及生態環境。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，對於因人為活動所帶來的環境有機污染物之分佈與含量調查，及其可能對生態系

之危害評估，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，因此監測水源水質變化為玉山國家公園管理處重要課題。

第二節 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，調查建立監測玉山國家公園南橫天池水域，持久性環境污染物累積含量、分佈與組成，及其隨季節之變化，評估其環境有機污染之可能來源與對玉山國家公園內生態系統之衝擊性。

但今年六月豪雨及泰利颱風，接著七、八月颱風季節，造成通往梅山路段崩塌毀損，無法前往南橫天池進行採樣，於期中報告時，玉山國家公園管理處及審查委員建議，將採集樣點改為玉山國家公園塔塔加地區水域，繼續本計畫，採集分析湖水中及底泥中 PAHs 與 OCPs 含量組成，並與上半年完成之南橫天池所得成果作比較及討論。

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) 因具半揮發性、親脂性、持久性、生物毒性與生物累積性，進入環境中，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 (Dach et al., 2000; Klasmeier et al., 2006; Bartrons et al., 2007; Van den Steen 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 (如浮游性植物) 往高階食層生物傳遞、累積進而放大最後造成整個生態系、動物和人類的健康與生存問題 (Barron, 1990; Munoz et al., 1996; Kelly and Gobas, 2001; Blais et al., 2003; Fernandez et al., 2004)。POPs 因其物化特性，會在高揮發區被排出至大氣中 (溫度較高地區，如低緯度區或平地) 隨著大氣氣流傳送往低揮發區 (溫度較低地區，高緯度區、極地區或高山區) 沉降。

近年許多研究報告指出 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，在高山湖泊、底泥及水中生物體內皆有相當高之濃度 (Fernandez et al., 1999; Daly and Wania, 2005; Barra et al., 2006; Meire et al., 2008)。1999年 Fernandez 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 (Fernandez et al., 1999)。在高山湖泊魚類與兩棲類體內 POPs 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 et al., 1998; Grimalt et al., 2001; Blais et al., 2003)。表六為目前持久性有機污染物在各國高海拔區水體與底泥中的分佈概況 (Daly and Wania, 2005)。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。

表一、世界各國高山區環境樣品中持久性有機污染物的分佈概況

(Daly and Wania, 2005)

lake (elevation, ^a mountain region, country)	compound(s)	year
Water		
Cabin Lake (1219 m), Emerald Lake (1300 m), Annette Lake (1019 m), Maligne Lake (1671 m), Bow Lake (1940 m), Rocky Mountains, Canada	toxaphene	1994
Inferior Lake (5067 m), Sagarmatha National Park, Nepal	PCBs, OCPs	1994
Lake Tahoe (1899 m), Marlette Lake (2384 m), Sierra Nevada, CA/NV, USA	PCBs	1995
eight surface waters (118–3322 m), Sierra Nevada, CA, USA	OPPs, endosulfan	1997
Estany Redó (2240 m), Pyrenees, Spain, Gossenköllesee (2417 m), Alps, Austria, Øvre Neådalsvatn (728 m), Norway	PCBs, PAHs, OCPs	1996–1998
Bow Lake (1940 m), Rocky Mountains, Canada	OCPs, PCBs	1998
lakes in parks across the western United States	SOCs	2003
Sediments		
Sagamore Lake (586 m), Woods Lake (615 m), Adirondack Mountains, NY, USA	PAHs	1978
Lake Husted (3380 m), Lake Louise (3365 m), Lake Haiyaha (3109 m), the Loch (3109 m), Rocky Mountain National Park, CO, USA	PAHs, PCBs	1981
Dosener See (2270 m), Central Alps, Austria	PAHs	1987
Superior Lake (5213 m) and Inferior Lake (5067 m), Sagarmatha National Park, Nepal	PCBs, OCPs	1992
Grosser Arbersee (935 m), Bavarian Forest, Germany	PCBs, PCDD/Fs	1993
Moab Lake (1204 m), Cabin Lake (1219), Emerald Lake (1300 m), Annette Lake (1019 m), Beauvert Lake (1021 m), Bow Lake (1940 m), Rocky Mountains, Canada	toxaphene	1994
Escura (1680 m), Serra Estrela, Portugal, Cimera (2140 m), Sierra Gredos, La Caldera (3050 m), Sierra Nevada, Estany Redó (2240 m), Pyrenees, Spain, Noir (2750 m), Alps, France, Schwarzsee ob Sölden (2799 m) and Gossenköllesee (2417 m), Alps, Austria, Dlugi Staw (1783 m) and Starolesnianske Pleso (2000 m), Tatra, Poland/Slovakia, Øvre Neådalsvatn (728 m), Norway	PAHs, PCBs, HCB, DDE	1993–1995
Estany Redó (2240 m), Pyrenees, Spain, Dlugi Staw (1783 m), Starolesnianske Pleso (2000 m), Lake Ladove (2057 m) Tatra, Poland/Slovakia	PCBs, DDTs, HCB	not given
Lake Planina (1430 m), Alps, Slovenia	PAHs	2000
Chungara Lake, Andes, Chile	PCBs	1999
wetland and lake sediments, Tibetan Plateau	HCHs, DDTs	not given

^a Elevation given in meters above sea level.

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

多環芳香烴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多環芳香烴種類高達2000多種。多環芳香烴依其苯環數的不同，對環境生物的危害性亦有些差距，研究顯示4-6環的多環芳香烴具高突變性與致癌性；2-3環的多環芳香烴具較低的突變性但有較高的毒性(Fernandes et al., 1997)。環境中多環芳香烴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、汽機車排放等(Page et al., 1999; Yunker et al., 2002)。然今日環境中所存在的多環芳香烴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多環芳香烴的來源初步歸類如下(Douben et al., 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多環芳香烴。主要產物為四環以上高分子量的多環芳香烴，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 et al., 1997)。

二、石油來源：

這類多環芳香烴的產生原因主要是生物體在高壓低溫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環或具烷基的多環芳香烴為主。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。

二、生物來源：

自然環境植物本身就會合成一些多環芳香烴，如樹油脂類中的萜烯類化合物(terpenes)會經成岩作用(diagenesis)轉化成retene或衍生物peranthrene或chrysene(Douben et al., 2003)。Perylene是常見的生物性多環芳香烴，其生成原因尚不清楚，但厭氧環境是其生成的必備條件(Venkatesan et al., 1988)。

藉由分析環境中多環芳香烴的含量與組成特徵，可進一步釐清及辨別其可能污染來源，故多環芳香烴可做為人類活動範圍與污染指標。

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

有機氯農藥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)。而引起國際各國開始重視評估有機氯農藥對於環境生態的影響，在1970-1980年國際各國開始禁用含氯有機農藥。2001年聯合國環境部所公告的12種POPs中，有機氯農藥種類高達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)、呋喃 (Furans) 及多氯聯苯 (PCBs) (UNEP, 2002)。有機氯農藥亦具有親脂特性、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 et al., 1995; Blomqvist et al., 2006; Carriger and Rand, 2008)。

台灣於1950~1974年間因農業與衛生防治，引進使用多種有機氯農藥包含滴滴涕 (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，至1970年後期，台灣陸續禁用有機氯農藥，但由於有機氯農藥低揮發性、不易分解、疏水性且生物累積性強，目前乃殘留在環境中，根據過去研究報告指出，有機氯農藥在台灣雖然已禁用數十餘年，在河川、底泥、水生生物與陸生生物組織尚有ppb等級的農藥殘留 (Wang and Liu, 2000)。因此有機氯農藥成為歷史性指標污染物，可藉由觀察環境中其含量與組成份，藉以釐清有機污染物來源及土地開墾。

第三章 材料與方法

第一節 採樣地點與時間

一、採樣地點：

樣區選擇為南橫天池分 A、B 兩站，塔塔加地區分 C、D、E 三站。



圖一、天池及塔塔加山區之採樣站 (A、B、C、D 和 E 站)

二、採樣時間：

本計畫於 2 月及 4 月於南橫天池進行採樣，7 月則改於塔塔加山區鹿林山鞍部（C 站）、麟趾山登山口（D 站）及麟趾山山頂的高山小型水域（E 站），進行採樣及分析。

三、各測站經緯度：

A 及 B: 經 $120^{\circ}55'8.03''$ 緯 $23^{\circ}16'48.99''$; C: 經 $120^{\circ}53'3.92''$ 緯 $23^{\circ}28'22.12''$;
D: 經 $120^{\circ}53'14.82''$ 緯 $23^{\circ}28'33.61''$; E: 經 $120^{\circ}53'35.74''$ 緯 $23^{\circ}28'30.85''$ 。

第二節 方法

壹、採樣與樣品前處理

一、湖水樣品

在天池採樣點（A 站及 B 站）各取 20 公升池水裝於清洗過之不鏽鋼瓶，帶回實驗室隨即將池水樣品以氮氣壓力通過 1 μm 孔徑之玻璃纖維濾紙，將水中顆粒相 POP 收集於濾紙上，溶解相 POPs 則 XAD-2 的離子交換樹脂吸附管柱收集之。在塔塔山區之測站（C、D、E 站）交通不便，以不鏽鋼瓶攜帶運送 20 公升池水困難度極高，故設計連續性採樣裝置以充電式馬達採用當場抽取池水，將池水樣品通過 1 μm 孔徑之玻璃纖維濾紙，將水中顆粒相 POP 收集於濾紙上，濾過之池水則通過 XAD-2 的離子交換樹脂吸附管柱收集，攜回實驗室分析溶解相 POPs。

二、底泥樣品

收集天池及塔塔加山區水域之表層底泥，裝於冰桶攜回實驗室後，以玻璃罐保存，置於 -20°C 直至分析為止。

貳、樣品分析

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）所開發出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），遂成高效率微量分析方法，茲將此樣品分析方法步驟簡述於下：

一、樣品萃取

水體樣品（包括：玻璃纖維濾紙及 XAD-2）使用索式萃取法（Soxhlet），以丙酮及正己烷混合液（體積比為 1：1），萃取 24 小時。底泥樣品則使用加壓溶液萃取法（Accelerated Solvent Extraction, ASE）以二氯甲烷（Dichloromethane, DCM）萃取。

二、純化及分析

萃取後的溶液以真空減壓濃縮機濃縮至約 5 mL 後，通過氧化鋁管柱進行純化，以正己烷沖提，再以真空減壓濃縮機濃縮至約 2 mL，以氮氣吹拂至 0.5 mL，移入小型樣品瓶 (vial)，以 GC-MS 分析多環芳香烴 (PAHs) 及有機氯農藥 (OCPs)。

三、定性及定量分析

各種持久性有機污染物之定性採標準品對應法，即以各化學物質標準品於層析圖之滯留時間 (retention time) 鑑定；加入內標準品 (Internal Standards) 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，經由儀器分析測得的感應面積，計算其相對感應因子，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

參、分析品質確認與管控 (QA/QC)

一、方法回收率

於各樣品萃取前加入已知濃度的擬似標準品 (Surrogate Standards)，經過實驗分析流程以測定其回收率，多環芳香煙之樣品回收率 (Surrogate Recoveries)，如表二所示。

表二、多環芳香煙之擬似標準品在不同樣品之回收率 (%)

	Cd	Cp	Cs
D8-Naphthalene	50.2	62.8	53.3
D10-fluorene	90.2	67.8	127.1
D10-fluoranthene	67.0	101.5	78.9
D12-perylene	71.0	165.6	69.0

Cd: 量測水溶性PAHs 以XAD為介質

Cp: 量測顆粒狀PAHs 以玻璃纖維濾紙為介質

Cs: 量測底泥中之PAHs 以無水硫酸鈉為介質

二、偵測極限值

每批樣品萃取分析過程同時進行至少一次空白組分析，所有空白分析結果平均值加上其標準差的三倍成為偵測極限值（Method Detection Limit, MDL）以作為樣品分析過程中之背景值。如表三、表四所示。

表三、多環芳香烴之偵測極限值（ng）

	Cd	Cp	Cs
Acenaphthylene	0.20	0.04	0.26
Acenaphthene	0.63	0.17	1.13
Fluorene	1.17	0.20	3.51
Dibenzothiophene	0.13	0.11	4.47
Phenanthrene	1.07	0.44	11.74
Anthracene	0.43	0.06	0.67
4,6-dimethyldibenzothiop	0.05	0.06	0.30
Fluoranthene	0.08	0.13	2.54
Pyrene	0.26	0.16	0.99
Retene	0.15	0.05	0.24
Benzo[a]fluorene	0.01	0.01	0.13
Benzo[b]fluorene	0.10	0.02	0.24
Benz[a]anthracene	0.10	0.01	0.04
Chrysene+Triphenylene	0.09	0.03	0.06
Benzo[b]fluoranthene	0.05	0.09	0.12
Benzo[k]fluoranthene	0.11	0.07	0.06
Benzo[e]pyrene	0.12	0.09	0.18
Benzo[a]pyrene	0.11	0.13	0.08
Perylene	0.02	0.05	0.05
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	0.27	0.03	0.01
Dibenz[a,h]anthracene	0.03	0.02	0.03
Benzo[g,h,i]perylene	0.02	0.01	0.04
Coronene	0.03	0.01	0.03

Cd: 量測水溶性PAHs 以XAD為介質

Cp: 量測顆粒狀PAHs 以玻璃纖維濾紙為介質

Cs: 量測底泥中之PAHs 以無水硫酸鈉為介質

表四、有機氯農藥之偵測極限值 (ng)

	Cd	Cp	Cs
Tecnacene	0.91	0.83	1.59
α -HCH	0.91	1.06	0.60
HCB	0.42	0.19	0.10
β -HCH	2.26	0.61	3.69
γ -HCH	0.81	0.71	0.93
δ -HCH	1.68	1.26	0.57
Hept	0.58	0.51	0.57
Aldrin	0.20	0.19	0.30
cis-Hept Oxid	0.89	0.16	0.28
tran Hept Oxid	1.75	2.23	1.08
o.p'-DDE	0.10	0.15	0.19
p.p'-DDE	0.16	0.08	0.13
o.p'-DDD	0.83	0.36	0.30
p.p'-DDD	1.13	0.19	0.42
o.p'-DDT	0.34	0.48	0.63
p.p'-DDT	1.18	0.64	1.71

Cd: 量測水溶性PAHs 以XAD為介質

Cp: 量測顆粒狀PAHs 以玻璃纖維濾紙為介質

Cs: 量測底泥中之PAHs 以無水硫酸鈉為介質

三、標準查核樣品分析 (Spike Recoveries)

每批樣品萃取過程另準備與空白分析相同樣品，加入所有待測已知濃度多環芳香烴與有機氯農藥標準品，與樣品一同萃取，做為測量各待測物之回收率用。如表五、表六所示。

表五、多環芳香烴之標準回收率 (%)

	Cd	Cp	Cs
Acenaphthylene	60.5	61.0	66.8
Acenaphthene	64.6	83.7	78.3
Fluorene	63.6	82.3	81.4
Dibenzothiophene	68.7	84.9	84.2
Phenanthrene	70.4	86.9	94.3
Anthracene	72.1	73.5	78.7
4,6-dimethyldibenzothiop	77.1	97.1	88.9
Fluoranthene	66.3	77.8	79.5
Pyrene	71.5	82.9	81.6
Retene	77.3	90.9	88.1
Benzo[a]fluorene	73.2	81.6	78.9
Benzo[b]fluorene	77.8	80.1	73.0
Benz[a]anthracene	74.9	80.8	84.3
Chrysene+Triphenylene	65.6	82.1	79.0
Benzo[b]fluoranthene	81.7	95.4	92.2
Benzo[k]fluoranthene	74.1	87.1	88.7
Benzo[e]pyrene	78.3	94.2	94.9
Benzo[a]pyrene	76.9	56.4	82.5
Perylene	74.0	59.4	82.7
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	91.9	85.7	89.4
Dibenz[a,h]anthracene	84.3	94.5	90.5
Benzo[g,h,i]perylene	78.1	87.5	91.3
Coronene	79.8	85.6	88.3

Cd: 量測水溶性PAHs 以XAD為介質

Cp: 量測顆粒狀PAHs 以玻璃纖維濾紙為介質

Cs: 量測底泥中之PAHs 以無水硫酸鈉為介質

表六、有機氯農藥之標準回收率 (%)

	Cd	Cp	Cs
Tecnacene	88.0	63.6	73.3
α -HCH	76.4	79.4	66.7
HCB	68.3	83.3	81.4
β -HCH	83.0	91.7	77.9
γ -HCH	78.9	90.6	81.6
δ -HCH	62.2	63.3	25.9
Hept	68.3	90.6	114.6
Aldrin	76.4	82.9	87.5
cis-Hept Oxid	92.4	43.3	117.7
tran Hept Oxid	58.4	94.1	68.9
o.p'-DDE	78.6	90.7	101.0
p.p'-DDE	83.7	91.3	110.1
o.p'-DDD	90.6	91.7	99.6
p.p'-DDD	70.6	99.2	97.0
o.p'-DDT	115.3	98.4	93.2
p.p'-DDT	84.4	114.4	104.9

Cd: 量測水溶性PAHs 以XAD為介質

Cp: 量測顆粒狀PAHs 以玻璃纖維濾紙為介質

Cs: 量測底泥中之PAHs 以無水硫酸鈉為介質

肆、資料分析

有機污染物 PAHs 於環境中普遍存在，其來源除了少部份為天然來源，如：森林大火和火山爆發等；絕大部分存在於環境之 PAHs 都是人為來源，如：石化污染、碳氫化合物的熱裂解或不完全燃燒、汽機車排放等 (Page et al., 1999; Yunker et al., 2002)，因此 PAHs 為人類活動的重要指標化學污染物，藉由分析環境樣品中 PAHs 組成分佈與指標物種含量比例，進一步釐清及辨別其可能之污染來源 (Yunker et al., 2002)。

一、主成份分析 (Principal Component Analysis, PCA)

主成份分析 (Principal Component Analysis, PCA)，就是將數據集體簡化後轉化成少數幾個綜合指標，用來解釋評估所觀測數據中成份變異。經主成份分析後，將各測站或樣品中其化學組成相近的分群在一起，組成相異的樣品分離出。藉此分析方法判斷和解釋其相關性，以期區分出可能之污染來源。

二、化學指紋鑑定 (chemical fingerprinting)

化學指紋鑑定主要是以化學分析技術為基礎，進而找出環境樣品中之特殊化合物組成特徵，藉由分析組成成分之間的比例或指標性物種來判斷其可能的污染來源。目前大多運用在多環芳香烴的污染源鑑定上，2002 年 Yunker 等人整理相關多環芳香烴污染源之特徵比，如下所示：

1. Fluoranthene / Fluoranthene + Pyrene ($F1/F1 + Py$)

$F1/F1 + Py$ 比值小於 0.4 時，為石油來源； $F1/F1 + Py$ 比值介於 0.4~0.5 之間為液態石油燃料燃燒來源 (包含汽機車排放和原油燃燒)； $F1/F1 + Py$ 比值大於 0.5 時則為熱裂解來源 (植物性物質燃燒)。

2. Indeno [1, 2, 3-cd] pyrene / Indeno [1,2,3-cd] pyrene + Benzo[g, h, i] perylene ($IP/ IP + BghiP$)

$IP/ IP + BghiP$ 比值小於 0.2 時為原油；介於 0.2-0.5 間為液態石油燃料燃燒

來源；大於 0.5 時為燃燒來源。

3. 低分子量/高分子量 (LMW/HMW)

以分子量 202 為分界點，其 LMW/HMW 比值大於 1 時為石油來源，反之 LMW/HMW 比值小於 1 為燃燒來源。

伍、計畫執行進度

工作項目	月份											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
文獻收集	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	
樣品採集		◎		◎			◎					
樣品分析			◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	
資料分析			◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	
期中及期末報告						◎					◎	
修正並完成期末報告											◎	

◎: 完成部分

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

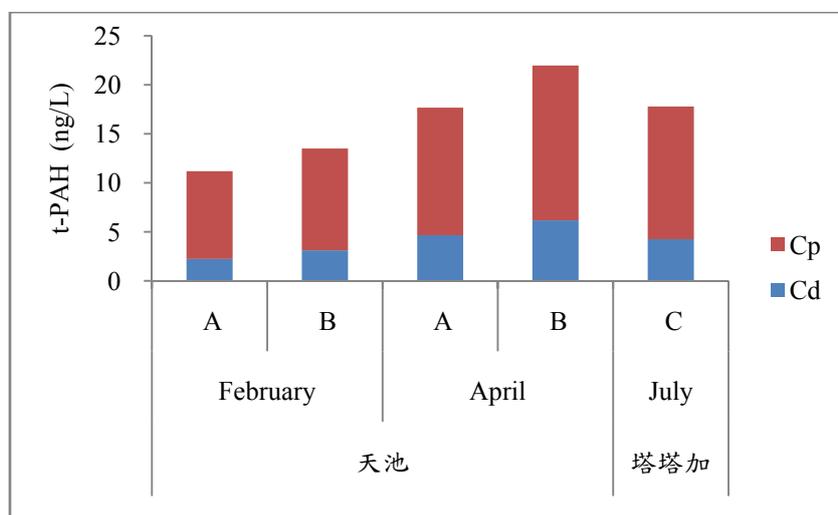
本計畫針對玉山國家公園南橫天池水域的水及底泥，分析其持久性環境污染物 (包括 PAH 和 OCP) 累積含量、分佈與組成，及其隨季節之變化，評估其環境有機污染之可能來源與對玉山國家公園內生態系統之衝擊性。初步顯示，南橫天池水域水中四月份持久性有機污染物含量高於二月份，推測其可能原因為污染來源不同，而 A、B 站差異不明顯，可能由於天池範圍不大。天池池面表面積約 1,800 平方公尺，計畫採樣規劃為 A、B 兩站，相距僅約 20 公尺 (圖一)，因此水樣品中有機污染物濃度之地域差異不顯著。整體而言，南橫天池水域所分析的 23 種 PAHs 總濃度 (total PAH; t-PAH)，水為 11.19-21.98 ng/L、底泥為 95.03-518.92 ng/g dw。而 16 種 OCPs 總濃度 (total OCP; t-OCP)，水為 3.95-14.62 ng/L、底泥為 1.97-3.68 ng/g dw。塔塔加山區水域所分析的 t-PAH，水為 17.79 ng/L、底泥為 48.10-72.43 ng/g dw。而 t-OCP，水為 6.38 ng/L、底泥為 3.91-6.64 ng/g dw。初步分析比較南橫天池水域與塔塔加山區水域，發現水中 t-PAH 與 t-OCP 含量均相近，而在底泥中之累積則相反現象，南橫天池水域之 PAH 含量明顯居多，塔塔加山區水域底泥中 OCP 含量略為高於南橫天池水域。各種 PAH 及 OCP 在水中及底泥，均普遍高於實驗偵測極限值 (表三、表四)，顯示玉山國家公園高山區水域有 POP 累積現象，雖然其含量仍低於美國 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; Long et al., 1995)，對其在國家公園生態圈內，累積速度與變化情形，仍需完整之長期監測調查的瞭解與提出確切管理方案。

第二節 多環芳香烴之組成與含量分析

壹、水

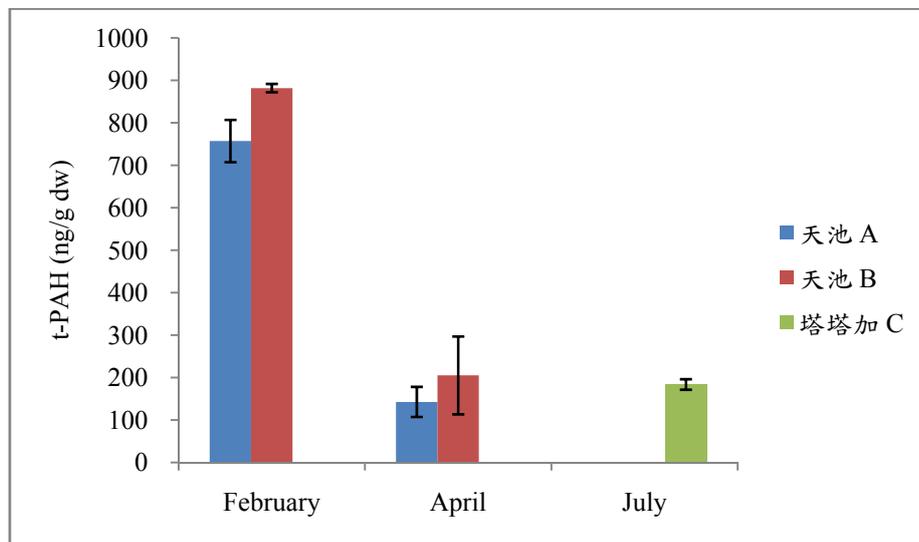
一、濃度與分佈

圖二顯示，南橫天池及塔塔加山區水域的水中 t-PAH 濃度範圍為 11.19-21.98 ng/L，包括水中顆粒態的濃度 (Cp)，以及水中溶解態的濃度 (Cd)。其中，大部分的 PAH 濃度存在於顆粒態 (平均：75%)，與其疏水性的特質相符，較傾向於存在 (吸附) 於水中顆粒。天池水中 t-PAH 四月份含量高於二月份。其確切原因不明，很難以一次採樣論斷其季節變化。然而，在四月份採樣過程，發現天池畔，明顯遺留下宗教儀式後之祭拜物品，如花束、水果籃、香柱及燃燒紙錢遺跡，其相關性仍需進一步調查證實，此初步結果可提供未來繼續調查之依據。塔塔加山區水域中 t-PAH 濃度 (17.79 ng/L)，介於天池水中高與低濃度範圍間，也證實目前玉山國家公園高山區水域中，t-PAH 含量累積程度。

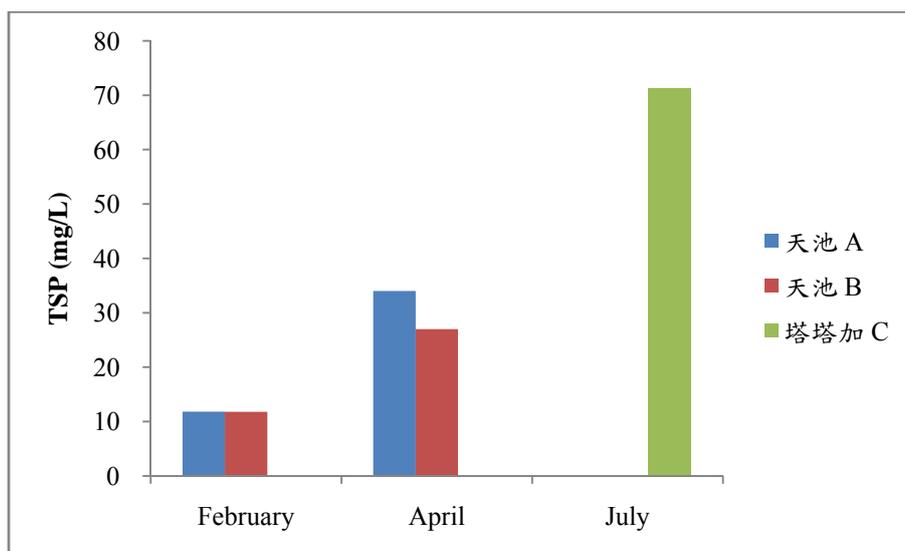


圖二、水中 t-PAH 濃度

進一步分析 t-PAH 在水中顆粒性濃度 (Cp; ng/g) (圖三), 發現在天池中 (包括 A 站及 B 站), 二月份之濃度變化比四月份之濃度高四倍, 顯示於二月份所採得之水中顆粒, 存於水中時間可能較四月份者久, 使 PAH 吸附作用較久, 此現象亦出現在 OCP 之結果 (圖十二)。另外, 圖四顯示二月份水中顆粒量 (TSP) 低於四月份, 導致整體 t-PAH 在水中的總濃度以四月份較高 (圖二), 同時 TSP 也可能影響 PAH 吸附作用 (圖四), 此推論由塔塔加之分析結果相吻合, 塔塔加山區水域中 TSP 高達 70 mg/L, 而其水中顆粒性 PAH 濃度 (190 ng/g dw) 接近於天池四月份之濃度 (150-200 ng/g dw)。



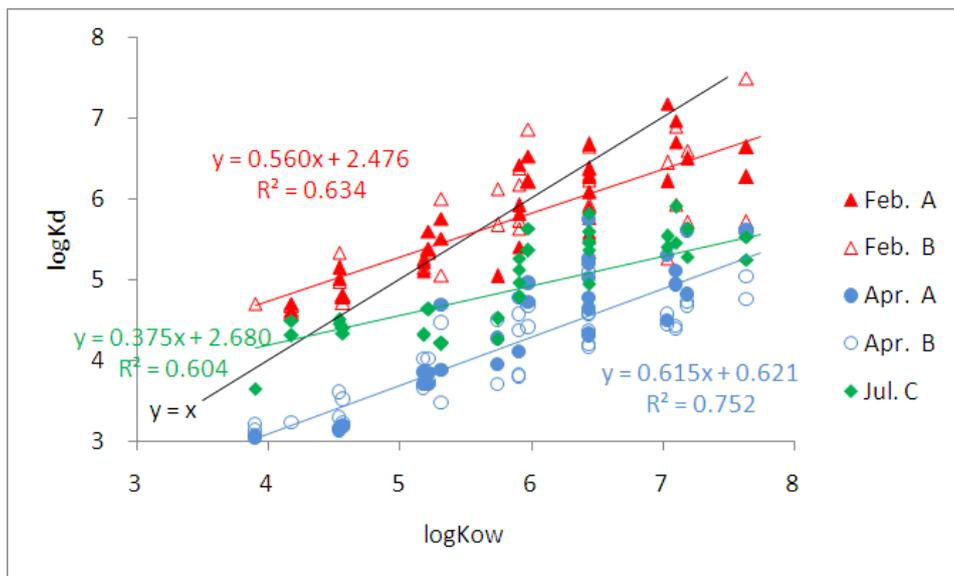
圖三、水中顆粒 t-PAH 濃度



圖四、水中顆粒 TSP

二、在池水中顆粒性與水溶性分配 ($\log K_d$ 與 $\log K_{ow}$) 情形

PAH 存在水中顆粒性 (C_p) 與水溶性 (C_d) 濃度之比值 (K_d 值)，依其各個 PAH 化學性質而不同，一般常以 K_{ow} 值代表其化學疏水特性，故以野外測得水中 PAH 含量之 K_d 值與 K_{ow} 相做比較。本計畫天池與塔塔加水域水中 PAH 資料 $\log K_d$ - $\log K_{ow}$ 皆呈現線性關，其相關係數 (R^2) 為 0.6-0.75 (圖五)，顯示在南橫天池及塔塔加山區水域，水中 PAH 依其化學疏水性質，吸附於水中顆粒，由圖五比較 PAH 之 K_d 值，於二月份明顯高於四月份，但四月份天池水中 PAH 污染高於二月份 (圖二)，由其 C_p - C_d 分佈 (吸附機制)，推測二月份之水中顆粒性 PAH 停留在池中時間較長，較趨於吸附平衡，而四月份之水中 C_p 則可能是短時間進入池中之“新”顆粒。塔塔加山區水域 PAH 之吸附於水中顆粒狀況，其 K_d 值分佈直線低於天池二月份之 K_d 值分佈直線間，顯見其水中攪動程度高於天池，推測池水深度及動物棲息可能是主要因素，須較長期調查使得確切結論。



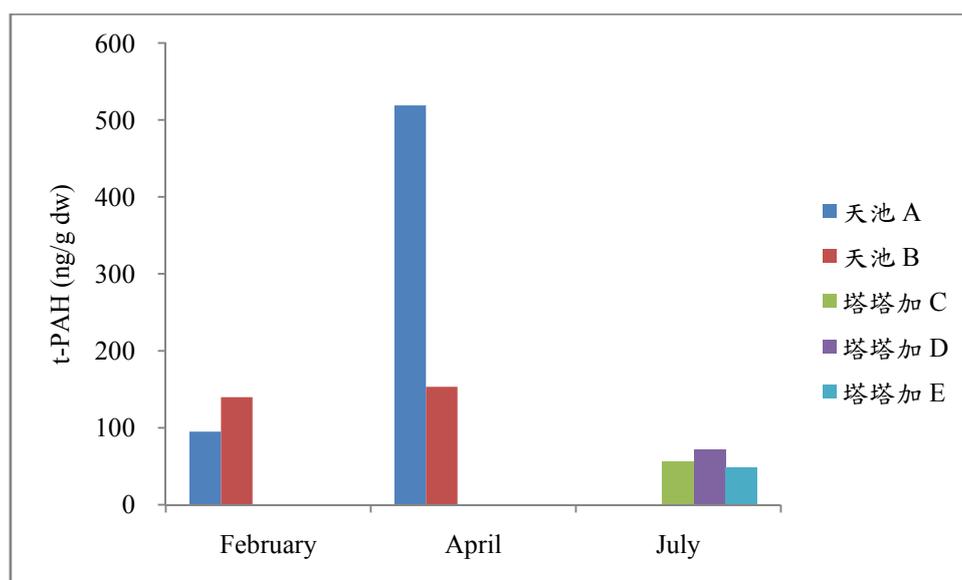
圖五、水的 $\log K_d$ 與 $\log K_{ow}$ 分佈圖

紅色△：二月、藍色○：四月、綠色◇：七月；
實心：A 站、空心：B 站、綠色實心：C 站。

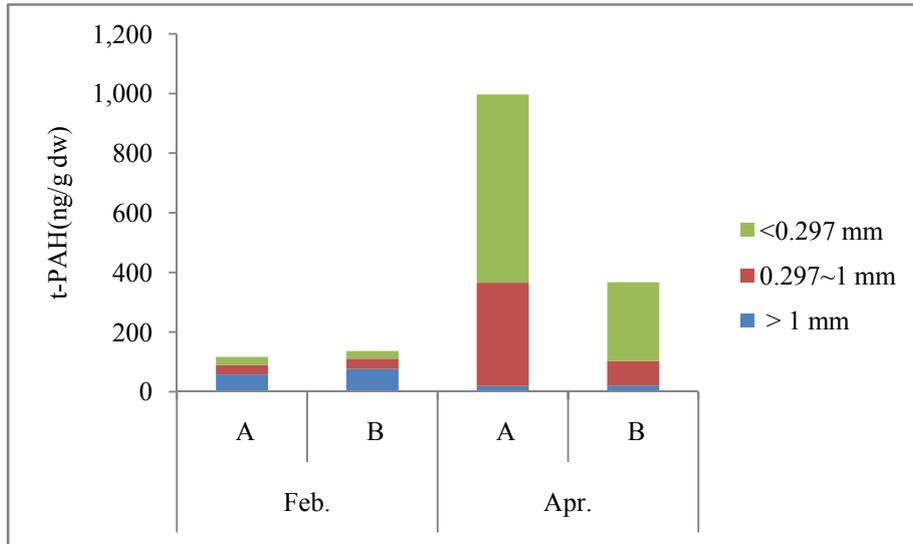
貳、底泥

一、濃度與分佈

天池底泥中 t-PAH 濃度變異頗大，其範圍為 95.03-518.92 ng/g dw (圖六)，其中以四月份之 A 站底泥 t-PAH，明顯高於 B 站、塔塔加其他測站及二月份樣品含量；於塔塔加山區三處水域 C、D、E 所採集樣品，底泥中 t-PAH 濃度相差不遠，均呈現低濃度，其範圍為 48.10-72.43 ng/g dw，低於天池水域底泥所受之污染濃度。類似於在水中濃度之分佈情形，A 站及 B 站底泥皆以四月份的 t-PAH 含量高於二月份之含量，尤其是四月份 A 站之底泥中 t-PAH 濃度明顯高於其他各站。目前資料不足以說明解釋其原因，推測受水底攪動造成底泥再懸浮及分佈情形所影響。進一步分析底泥粒徑大小，並分三種粒徑大小(圖八)的底泥各別進行 PAH 分析，由圖七發現四月份的天池底泥樣品中，PAH 濃度大部分存在於粒徑較小 (<0.297 mm) 的底泥與過去分析報告結論相符，小顆粒底泥提供較大的表面積吸附 PAH，故使其濃度較高；然而，二月份的樣品 PAH 濃度分佈卻不明顯。天池底泥中 PAH 濃度與底泥粒徑之間的關係有待更多分析資料加以證實。塔塔加山區水域底泥呈稀泥狀，分析其粒徑全部小於 0.297 mm，而其 t-PAH 濃度並未較高，顯示塔塔加地區底泥的 PAH 累積較南橫天池為低。



圖六、底泥 t-PAH 濃度



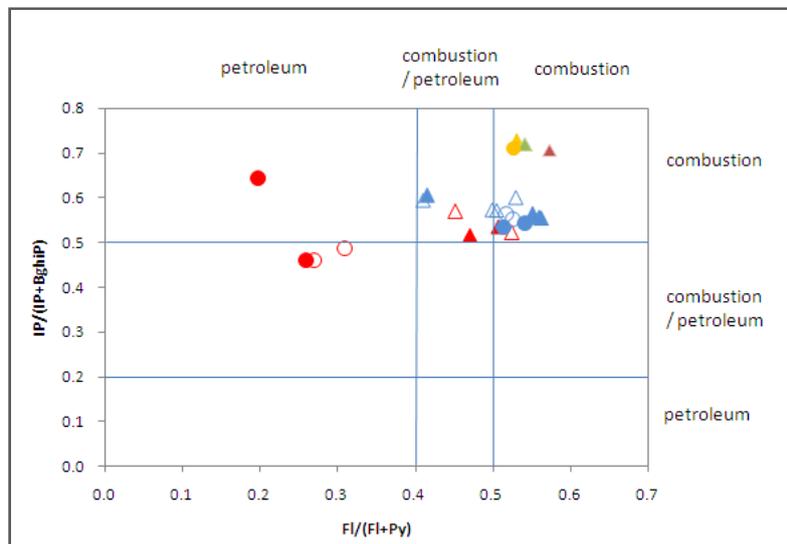
圖七、各不同粒徑底泥所含之 t-PAH 濃度



圖八、各站底泥中不同粒徑之底泥所占重量百分比

二、化學指紋鑑定 (chemical fingerprinting)

圖九(A)及(B)為 PAH 之化學指紋分析，又稱為化學同分異構物比值 (isomer ratios)，圖九 (A) 所選定的代表化合物指標為 $Fl/(Fl+Py)$ 與 $IP/(IP+BghiP)$ ，用以推斷 PAH 的可能來源，結果顯示天池水中顆粒及底泥中所含 PAH，大部分來自燃燒性來源，而少部份來自燃燒與石油混合，推測南橫天池中的 PAH 污染，主要來源可能為空氣飄送燃燒性 PAHs，部分為混合性 PAHs，而塔塔加山區則主要以來自於燃燒性 PAHs 為主。換句話說，以底泥中 PAH 之組成判定，南橫天池之有機污染物包括遠處傳遞過來及部份當地的污染，而塔塔加地區或許受人為干擾小於南橫天池，其有機污染主要來自於遠處空飄而來，進而累積於水中底泥。

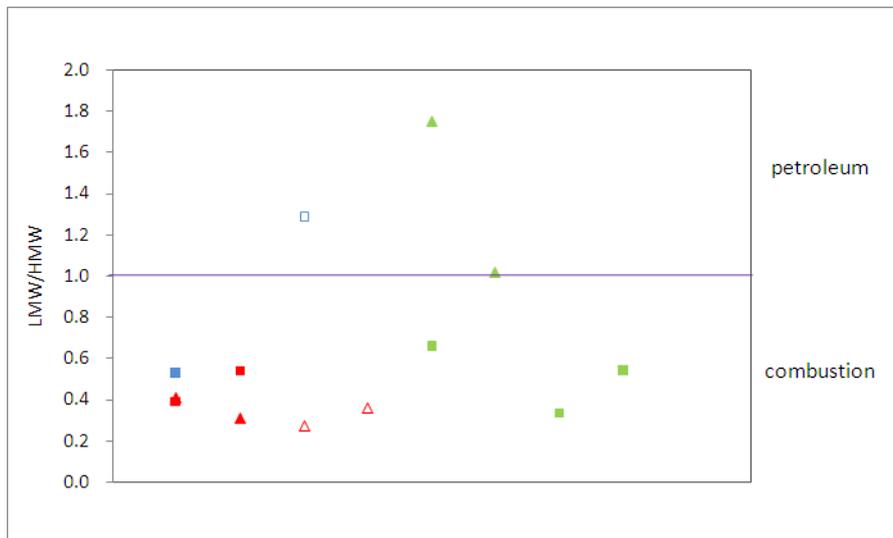


圖九、(A) 水中顆粒與底泥之化學指數分析圖

紅色：二月、藍色：四月、綠色：七月；
 實心：A、C、D、E 站、空心：B 站；
 ○：Cp、△：Cs。

圖九 (B) 選定的指標為低分子量/高分子量 (LMW/HMW)，以分子量 202 之 PAH 為分界點，其 LMW/HMW 比值大於 1 時為石油來源，反之 LMW/HMW 比值小於 1 則列為燃燒來源。結果發現，除了天池的四月份，水中顆粒及底泥以外，天池與塔塔加大部分的水中顆粒及底泥中，所含 PAH 皆以燃燒性來源的可能性較高，少部份資料顯示可能來自燃燒與石油混合，可見天池與塔塔加的 PAH 污染，最主要來源為空氣飄送燃燒性 PAHs，部分為混合性 PAHs。

除南橫天池有宗教儀 (如：燃燒紙錢等) 的人為活動造成之燃燒性污染來源之外，遠處傳送亦高於燃燒性來源，依此化學指紋分析結果顯示，由高空氣流傳送 POP 至高海拔地區之說法，在玉山國家公園山區明顯印證。進一步深入探討 POP 分佈與傳遞之機制與動態趨勢，極具實用性及學術研究性。

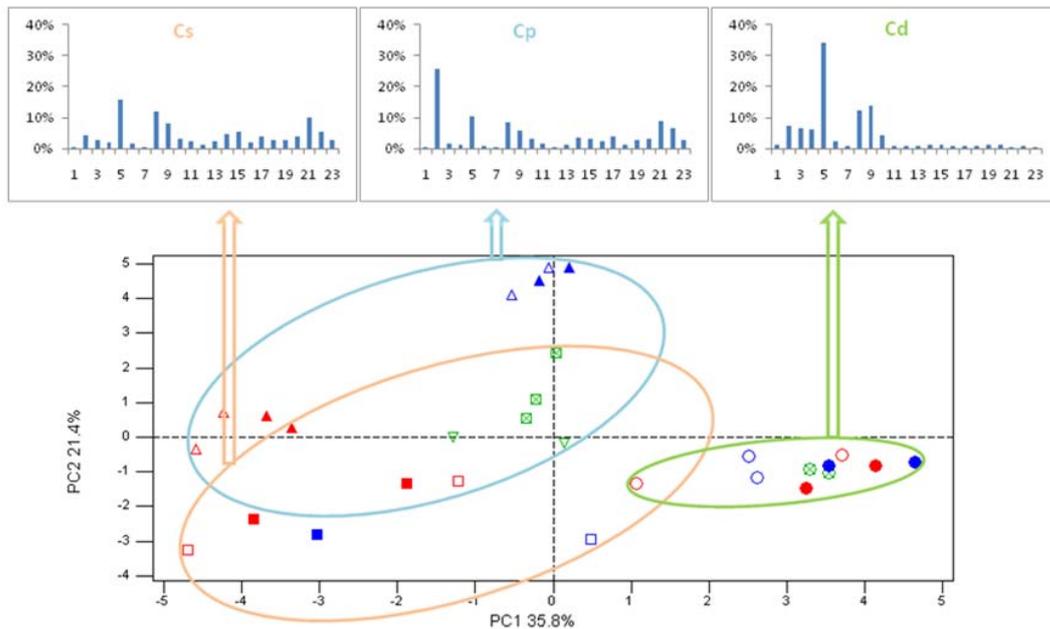


圖九、(B) 水中顆粒與底泥之化學指數分析圖

紅色：二月、藍色：四月、綠色：七月；
實心：A、C、D、E 站、空心：B 站；
△：Cp、□：Cs。

三、主成份分析 (Principal Component Analysis, PCA)

主成份分析比較樣品中 23 種 PAH 之組成，以判定其污染源之同源性，當 PCA 圖顯示其 PAH pattern 的位置相近者，代表該區域該採樣時段之污染物屬同一來源，圖十為天池及塔塔加樣品的主成份分析圖，PC1 及 PC2 之代表性各為：35.8%及 21.4%，大約分成三大族群：(1) 水中溶解態，Cd；(2) 水中顆粒態，Cp；及 (3) 底泥之 PAH，Cs。水中溶解態 PAH (Cd) 乃依其化學性質，顯示存在較多的低分子量 PAHs，而 PAH 在底泥 (Cs) 與水中顆粒 (Cp) 中不同 pattern，顯示吸附於天池和塔塔加底泥之 PAH，與吸附於水中顆粒之 PAH 為不同群，可能為來源不同或不同時間進入此池中環境，部分重疊則表示水中顆粒可能包括底泥再懸浮顆粒。



圖十、水與底泥中 PAH 之主成份分析圖 (縮圖為 PAH 組成份圖)

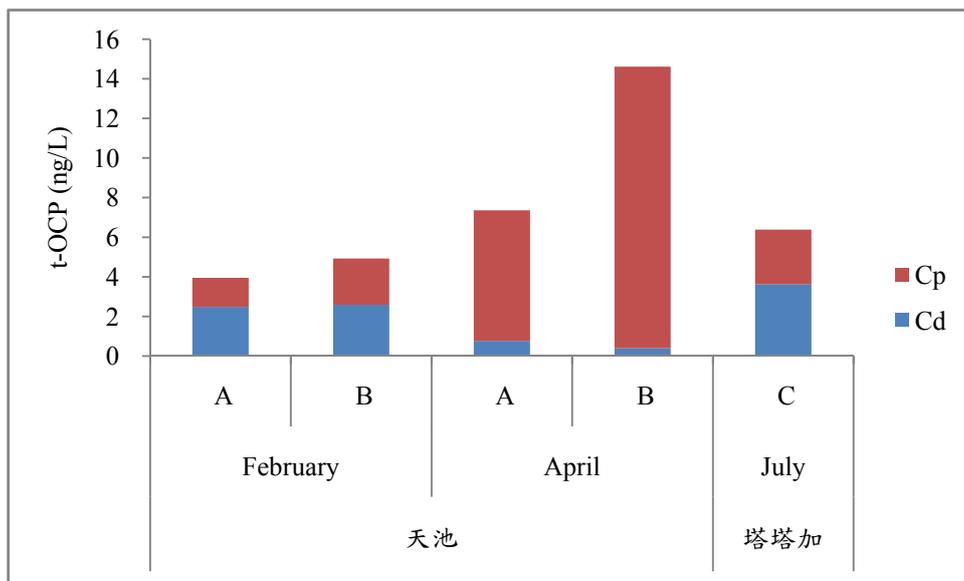
紅色：二月、藍色：四月、綠色：七月；□：Cs、△：Cp、○：Cd；
實心：A 站、空心：B 站、空心綠色：C、D、E 站。

第三節 有機氯農藥之組成與含量分析

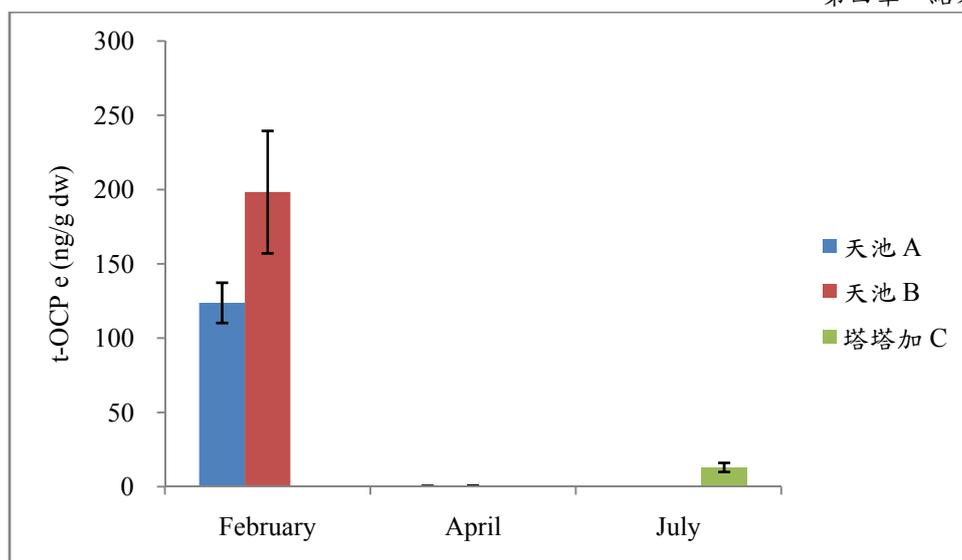
壹、水

一、濃度與分佈

圖十一顯示，南橫天池及塔塔加山區水域的水 t-OCP 濃度範圍為 3.95-14.62 ng/L，其分佈於水中顆粒態的濃度 (Cp) 以及水中溶解態的濃度 (Cd) 無明顯地域性或時間性差異之趨勢，僅有四月份的 OCP 濃度，類似 PAH 以存在於顆粒態為主 (平均：95%)；天池二月份及塔塔加七月份的 OCP 濃度則以存在於溶解態略多 (平均：57%)。同於 PAH 分佈，於天池四月份水中 t-OCP 含量高於二月份，而塔塔加山區水域中 t-OCP 濃度則介於其間。



圖十一、水中 t-OCP 濃度



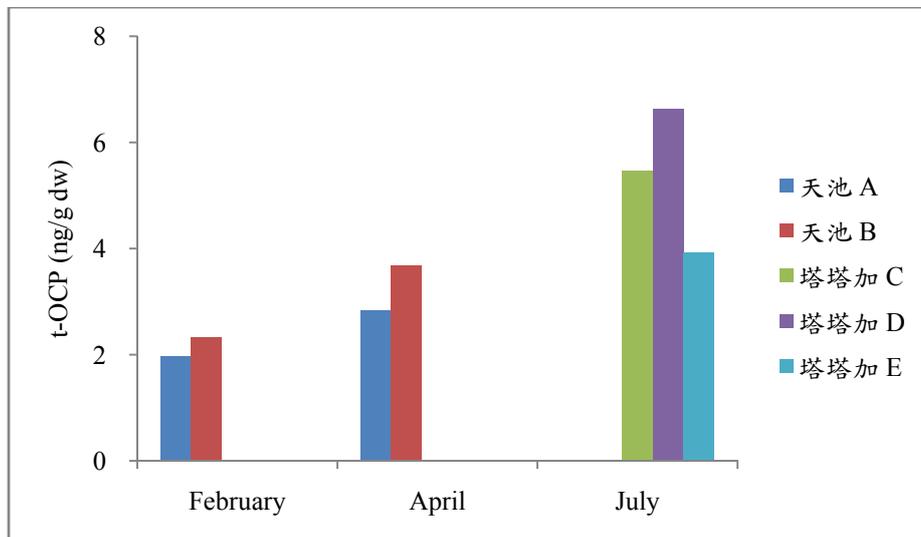
圖十二、水中顆粒 t-OCP 濃度

進一步分析其在水中顆粒之濃度(C_p ; ng/g dw),發現與 PAH 之分佈現象相似,二月份的顆粒態濃度高於四月份(圖十二),且塔塔加水域之 TSP 雖高,其 t-OCP 在顆粒濃度僅 10 ng/g dw,其原因可能同於 PAH(圖四),受水中懸浮顆粒量(TSP)之影響。水中顆粒包括植物浮游生物、無機顆粒及再懸浮底泥,皆受環境因子(水溫、氣流、水流或攪動等)影響其組成及含量,間接影響水中 POP 濃度及分佈。

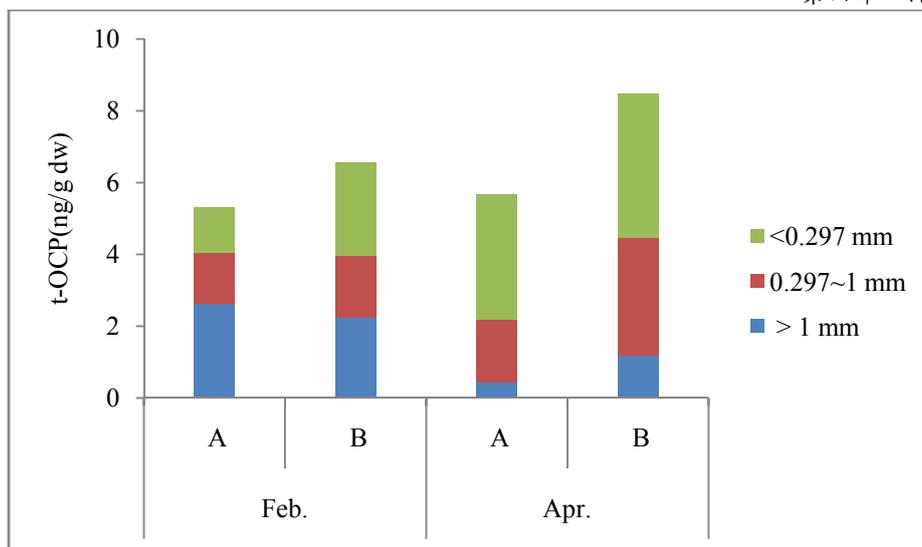
貳、底泥

一、濃度與分佈

天池底泥中 t-OCP 濃度差異不大，範圍為 1.97-3.68 ng/g dw；塔塔加各站底泥中 t-OCP 濃度差異也不大，範圍為 3.91-6.64 ng/g dw（圖十三）類似於 PAH 之資料，南橫天池 A 站及 B 站底泥皆以四月份的 t-OCP 含量高於二月份之含量，然而 OCP 總濃度以塔塔加高於天池，目前資料不足以說明解釋其原因，推測受水底攪動造成底泥再懸浮及分佈情形所影響。進一步將天池底泥粒徑大小分為三類（>1 mm、0.297-1 mm 及 <0.297 mm），各粒徑之底泥進行分析 OCP（圖十四），發現二月份的底泥中，有相當大比例的 t-OCP 存在於粒徑 >1 mm 底泥；而四月份的底泥中，t-OCP 大部分是存在於粒徑 <0.297 mm 底泥。塔塔加山區水域底泥呈稀泥狀，分析其粒徑全部小於 0.297 mm，而其 t-OCP 濃度明顯高於天池之底泥（圖十三），顯示塔塔加地區底泥的 OCP 累積主要受粒徑大小影響。



圖十三、底泥 t-OCP 濃度



圖十四、各不同粒徑底泥中所含之 t-OCP 濃度

第五章 結論與建議

第一節 結論

本計畫進行南橫天池及塔塔加山區水域的水樣品及底泥樣品調查，分析比較 PAH 及 OCP 在天池與塔塔加水域生態環境之分佈與傳遞情形。

整體而言，調查區域環境中 PAHs 及 OCPs 含量略高於太魯閣高山地區之含量，但明顯低於世界其他地區（附表一、二），雖皆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），在玉山國家公園山區的主要來源，但是遊客的人為活動如宗教活動及車輛排放污染卻仍應注意並長期追蹤監測，以了解各區域的污染物輸入狀況。

第二節 建議

立即可行建議：

1. 經由水及底泥樣品分析，證實持久性有機污染物已存在於玉山高海拔山區水域環境中，但是生物累積部分完全闕如，為追蹤監測持久性有機污染物之輸入與分佈，建議於玉山國家公園園區全面性規劃，定期分析各區域泥土，沈積物和指標性生物物種之污染物組成與含量，作為玉山國家公園內人為活動管理之依據，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：玉山國家公園管理處；協辦機關：學術研究專業機構）

2. 環境水質分析監測對高山生態極具有重要性，經觀察兩處的水域皆呈混濁狀，尤其是南橫天池顯得嚴重優養化，在計畫期間採樣時發現南橫天池混濁呈現深綠色的池水，並有焚香拜拜的香及紙錢殘留物、放生錦鯉及巴西龜等，顯示來此祭祀的遊客眾多，放生生物排泄物降低水中溶氧率，導致

玉山國家公園南橫天池水域持久性環境污染物分佈與累積之調查

水質優養化加諸外來種問題，改變生物相、食物鏈，極可能破壞高山水域生態，建議建立水質監測機制並加強宣導保育常識及巡邏。

(主辦機關: 玉山國家公園管理處; 協辦機關: 學術研究專業機構)

中長期建議:

1. 利用高海拔地區 (鹿林山區) 現有已設立之空氣收集器，採集分析空氣樣品中持久性有機污染物含量與分佈，並同時偵測附近水域表層水中持久性有機污染物含量與分佈，經由水-氣交換研究，以確切瞭解證實遠距離傳送，對玉山高山區污染物質累積之影響。

(主辦機關: 玉山國家公園管理處; 協辦機關: 學術研究專業機構)

參考書目

- Aono, S., Tanabe, S., Fujise, Y., Kato, H., Tatsukawa, R., 1997. Persistent organochlorines in minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) and their prey species from the Antarctic and the North Pacific. *Environmental Pollution*. 98, 81-89.
- Barra, R., Popp, P., Quiroz, R., Treutler, H.-C., Araneda, A., Bauer, C., Urrutia, R., 2006b. 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, 52-60.
- Barron, M.G., 1990. Bioconcentration. Will water-borne organic chemicals accumulate in aquatic animals? *Environmental Science & Technology*. 24, 1612-1618.
- Bartrons, M., Grimalt, J.O., Catalan, J., 2007. Concentration changes of organochlorine compounds and polybromodiphenyl ethers during metamorphosis of aquatic insects. 41, 6137-6141.
- Blais, J.M., Wilhelm, F., Kidd, K.A., Muir, D.C.G., Donald, D.B., Schindler, D.W., 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, 2605-2613.
- Blomqvist, A., Berg, C., Holm, L., Brandt, I., Ridderstrale, Y., Brunstrom, B., 2006. Defective Reproductive Organ Morphology and Function in Domestic Rooster Embryonically Exposed to o,p'-DDT or Ethynylestradiol. *Biology of Reproduction*. 74, 481-486.
- Breivik, K., Wania, F., Muir, D.C.G., Alaee, M., Backus, S., Pacepavicius, G., 2006. Empirical and modeling evidence of the long-range atmospheric transport of decabromodiphenyl ether. *Environmental Science & Technology*. 40, 4612-4618.
- Carriger, J., Rand, G., 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, 660-679.
- Carson R., 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin, Boston, USA.
- Chiuchiolo, A.L., Dickhut, R.M., Cochran, M.A., Ducklow, H.W., 2004. Persistent organic pollutants at the base of the Antarctic marine food web. *Environmental Science & Technology*. 38, 3551-3557.
- Colborn, T., Saal, F.S.v., Soto, A.M., 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environ Health Perspect*. 101, 378-384.
- Daly, G.L., Wania, F., 2005. Organic contaminants in mountains. *Environmental Science & Technology*. 39, 385-398.

Donald, D.B., Stern, G.A., Muir, D.C.G., Fowler, B.R., Miskimmin, B.M., Bailey, R., 1998. Chlorobornanes in water, sediment, and fish from toxaphene treated and untreated lakes in western Canada. *Environmental Science & Technology*. 32, 1391-1397.

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

Fernandes, M.B., Sicre, M.A., Boireau, A., Tronczynski J., 1997. Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary. *Marine Pollution Bulletin*. 34, 857-867.

Fernandez, M.P., Ikonomou, M.G., Courtenay, S.C., Wirgin, I.I., 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. *Environmental Science & Technology*. 38, 976-983.

Fernandez, P., Vilanova, R.M., Grimalt, J.O., 1999. Sediment fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in European high altitude mountain lakes. *Environmental Science & Technology* 33, 3716-3722.

Grimalt, J.O., Fernandez, P., Berdie, L., Vilanova, R.M., Catalan, J., Psenner, R., Hofer, R., Appleby, P.G., Rosseland, B.O., Lien, L., Massabuau, J.C., Battarbee, R.W., 2001. Selective trapping of organochlorine compounds in mountain lakes of temperate areas. *Environmental Science & Technology*. 35, 2690-2697.

Inomata, O.N.K., Montone, R.C., Lara, W.H., Weber, R.R., Toledo, H.H.B., 2004. Tissue distribution of organochlorine residues in Antarctic penguins. *Antarctic Science*. 8, 253-255.

Kelly, B.C., Gobas, F.A.P.C., 2001. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in lichen-caribou-wolf food chains of Canada's central and western Arctic. *Environmental Science & Technology*. 35, 325-334.

Klasmeier, J., Matthies, M., Macleod, M., Fenner, K., Scheringer, M., Stroebe, M., Le Gall, A.C., McKone, T., Van De Meent, D., Wania, F., 2006. Application of multimedia models for screening assessment of long-range transport potential and overall persistence. *Environmental Science & Technology*. 40, 53-60.

Ko, F.C. & Baker, J.E. (1995) Partitioning of hydrophobic organic contaminants to resuspended sediment and plankton in the Chesapeake Bay. *Marine Chemistry*. 49, 171-188.

Ko, F.C. & Baker, J.E. (2004) Loading of hydrophobic organic contaminants from Susquehanna River to Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin* 48, 840-851.

Ko, F.C., Sanford, L.P., & Baker, J.E. (2003) Internal recycling of particle reactive organic chemicals in the Chesapeake Bay water column. *Marine Chemistry* 81, 163-176.

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

- Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19, 81-97.
- Luckas, B., Vetter, W., Fischer, P., Heidemann, G., Plötz, J., 1990. Characteristic chlorinated hydrocarbon patterns in the blubber of seals from different marine regions. *Chemosphere*. 21, 13-19.
- Meire, R.O., Azeredo, A., Pereira, M.d.S., Torres, J.P.M., Malm, O., 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons assessment in sediment of national parks in southeast Brazil. *Chemosphere*. 73, S180-S185.
- Moran, P.W., Aluru, N., Black, R.W., Vijayan, M.M., 2007. Tissue contaminants and associated transcriptional response in trout liver from high elevation lakes of Washington. *Environmental Science & Technology*. 41, 6591-6597.
- Munoz, M.J., Ramos, C., Tarazona, J., 1996. Bioaccumulation and toxicity of hexachlorobenzene in *Chlorella vulgaris* and *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*. 35, 211-220.
- Norstrom, R.J., Belikov, S.E., Born, E.W., Garner, G.W., Malone, B., Olpinski, S., Ramsay, M.A., Schliebe, S., Stirling, I., Stishov, M.S., Taylor, M.K., Wiig, Ø., 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, 354-367.
- Page, D.S., Boehm, G.S., Douglas, Bence, A.E., Burns, W.A., Mankiewicz, P.J., 1999. In pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments record past human activity: a case study in Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*. 38, 247-266.
- UNEP(United Nations Environment Programme).Central and North East Asia regional report,regionally based assessment of PTS, UNEP/GEF ; 2002.
- Van den Steen, E., Covaci, A., Jaspers, V.L.B., Dauwe, T., Voorspoels, S., Eens, M., Pinxten, R., 2007. Accumulation, tissue-specific distribution and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in European starlings (*Sturnus vulgaris*). *Environmental Pollution*. 148, 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., Liu C., 2000. Dissipation of organochlorine insecticide residues in environment of taiwan, 1973-1999. *Journal of food and drug analysis*. 8,149-158.
- Wania, F., 2003. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar regions. *Environmental Science & Technology*. 37, 1344-1351.
- Wania, F., Dugani, C.B., 2003. Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: a comparison of four multimedia models. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 22, 1252-1261.

Welsch-Pausch, K., McLachlan, M.S., Umlauf, G., 1995. Determination of the principal pathways of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to *Lolium multiflorum* (welsh ray grass). *Environmental Science & Technology*. 39, 1090-1098.

Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, H., Goyette, D., Silvestre, S., 2002. PAHs in the Fraser river basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*. 33, 489–515.

附表一 各地水中總PAH含量比較表

	地點	Total PAH	
水 ng L ⁻¹	南橫天池及塔塔加	11.19~21.98	本計畫
	砂卡噹	1.46	Ko et al. (2011)
	水源地	0.02	Ko et al. (2011)
	立霧溪流域	0.04~0.71	Ko et al. (2011)
	高屏溪	10~9400	Doong and Li (2004)
	東港溪	423.4~1571.4	洪甄嬪 (2005)
	大遼河，中國	946.1~13448.5	Gao et al. (2007)
	Seine River，法國	4~36	Ferinades et al. (1997)
	York River，美國	2~123	Rebecca et al. (2003)
	River Nile，埃及	1112.7~4364	Badawy et al. (2009)

附表二 各地底泥中總PAH含量比較表

	地點	Total PAH	
沈積物 ng g ⁻¹ dw	南橫天池與塔塔加山區	95.03~518.92	本計畫
	水源地	1.22~1.46	Ko et al. (2011)
	立霧溪流域	0.15~4.58	Ko et al. (2011)
	蓮花池	9.60~28.29	Ko et al. (2011)
	奇萊山區湖泊	2.87~96.31	Ko et al. (2011)
	高屏溪	208~356	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	13000~18000	Fernández et al. (1999)
	美國偏遠湖泊	100~1100	Fernández et al. (1999)

會議記錄

「玉山國家公園環境因子監測-水域持久性環境汙染物分部及累積調查以南橫天池為例」案期中審查會議紀錄

一、時間：中華民國 101 年 6 月 28 日（星期四）下午 2 時整

二、地點：本處 3 樓第 1 會議室

三、主持人：游處長登良

四、列席單位及人員：詳附件

五、承辦單位報告：略

六、受託機構報告：國立東華大學(柯副教授風溪)略

七、審查意見：

(一)在執行計畫中，採樣時間為 3、4 月各一次，但期中報告內文之進度表為 2、4 月，建議予以修正。

(二)關於本計畫 A、B 樣點設置之理由及原因為何？是否有條件選擇？

(三)依據採樣分析結果，4 月分之 t-PAH 與 t-OCP 明顯高於 2 月，其環境因子隨季節、月份之不同，造成水溫有所不同，因此：

1.A、B 採樣點是否有「上下對流」、或「分層」現象？

2.採樣時，在現場是否具及時量測：T^oC、PH、DO、導電度(Conductivity)？

(四)於結果中曾提到「二月中之水中 CP 則可能是短時間進入水池中之“新”顆粒」，此項說明，在考慮水溫變化之前提或是池邊之宗教團體活動因素，可能原因建議再予以進一步討論。

(五)由底泥粒徑來看，2 月分 A、B 採樣點間差異極大、氣(水)溫、分層、擾動、宗教活動是否為影響原因？

(六)鑒於 6 月豪雨及泰利颱風，造成通往梅山路段崩塌損毀，無法通往南橫天池進行採樣，緊接進入 7、8 月颱風季節，為避免本案無法採集水質樣本，將採集樣點改為園區內塔塔加地區並於期中報告南橫天池樣點成果作比對。

八、審查結論：

(一)審查會議經出席委員之審查及本處業務單位之查核，本計畫之工作進度

及項目，與委託案契約書所訂相符，期中審查通過。請依契約書之規定，函送前期款的經費核銷資料辦理第二期款撥付事宜。

- (二) 請計畫執行單位就審查意見，於契約書工作要求範圍內作必要之補充及修正，並就上述各項意見提出對應之處理情形，列表納入期末報告書之附錄中。

九、散會(下午 3 時 15 分)

期中報告審查意見回覆表

審查意見	回覆修正情況說明
<p>(一) 在執行計畫中'採樣時間為3、4月各一次，但期中報告內文之進度表為2、4月，建議予以修正。</p>	<p>依建議予以修正。</p>
<p>(二) 關於本計畫A、B樣點設置之理由及原因為何？是否有條件選擇？</p>	<p>依建議於期末報告書中予以解釋。</p>
<p>(三) 依據採樣分析結果，4月分之t-PAH與t-OC P明顯高於2月，其環境因子隨季節、月份之不同，造成水溫有所不同，因此：</p> <p>1. A、B採樣點是否有「上下對流」、或「分層」現象？</p> <p>2. 採樣時，在現場是否具及時量測：T[°]C、PH、DO、導電度(C O n d u c t i v i t y)？</p>	<p>1. 天池平均水深僅公尺，無分層現象。</p> <p>2. 本計畫目的以初步調查持久性有機汙染物質含量及分佈為主，水質基本資料非本計畫重點，但都有資料可查。</p>
<p>(四) 於結果中曾提到「二月中之水中C P則可能是短時間進入水池中之喻新"顆粒"」此項說明，在考慮水溫變化之前提或是池邊之宗教團體活動因素'可能原因建議再予以進一步討論。</p>	<p>所指水中新顆粒是底泥再懸浮，與宗教活動應該無關。</p>
<p>(五) 由底泥粒徑來看，2月分A、B採樣點間差異極大、氣(水)溫、分層、擾動、宗教活動是否為影響原因？</p>	<p>報告中初步顯示宗教活動燃燒香及紙錢造成 PAH 增加，是本計畫較肯定的影響因素。</p>
<p>(六) 鑒於6月豪雨及泰利颱風，造成通往梅山略段崩塌損毀，無法通往南橫天池進行採樣，緊接進入7、8月颱風季節，為避免本案無法採集水質樣本，將採集樣點改為園區內塔塔力口地區並於期中報告南橫天池樣點成果作比對。</p>	<p>依委員建議執行計畫。</p>

「玉山國家公園環境因子監測-水域持久性環境汙染物分部及累積調查以南橫天池為例」案期末審查會議紀錄

- 一、 時間：中華民國 101 年 11 月 15 日（星期四）下午 2 時整
- 二、 地點：本處 3 樓第 1 會議室
- 三、主持人：吳副處長祥堅
- 四、列席單位及人員：詳附件
- 五、承辦單位報告：略
- 六、受託機構報告：國立東華大學(柯副教授風溪)略
- 七、審查意見：
 - (一)本案非屬「研究」計畫，針對章節及內文敘述不宜採用「研究」，建議予以修正。
 - (二)建議期末報告內容請增列天池及塔塔加樣區與世界、台灣等各地有機毒物濃度之比較圖表。
 - (三)關於生物體內有機毒物累積分析，希望未來能與貴校合作，將生物體先進行血液、樣本採樣後送至 貴校進行分析。
 - (四)關於空飄汙染物傳播方式，請再評估本處天池與塔塔加樣區內空飄性汙染來源是從大陸、東南亞亦或是鄰近國家傳播至採樣地區。
- 八、審查結論：
 - (一) 本計畫之工作進度及項目，與委託辦理計畫契約書所訂相符，期末審查通過。請依審查之意見修正報告書，將期末審查會議之審查意見及辦理情形，製表納入報告書之附錄中。
 - (二) 依照本處結案報告所提供相關封面及範例等格式內容，製作與撰寫正式報告書，並依契約書之規定，函送正式報告書 20 份與全文電腦檔光碟 1 份(含依「國家公園學報稿約格式」之論文 1 篇)，連同各期款的經費核銷資料(詳如契約書之附件 1)，送本處後辦理結案、撥付餘款相關事宜。
- 九、散會(下午 3 時 15 分)

期末報告審查意見回覆表

審查意見	回覆修正情況說明
(一)本案非屬「研究」計畫，針對章節及內文敘述不宜採用「研究」，建議予以修正。	依建議予以修正，改成調查或予以刪除「研究」。
(二)建議期末報告內容請增列天池及塔塔加樣區與世界、台灣等各地有機毒物濃度之比較圖表。	依建議曾附其他地區之有機毒物濃度之比較於附表一及附表二。
(三)關於生物體內有機毒物累積分析，希望未來能與貴校合作，將生物體先進行血液、樣本採樣後送至貴校進行分析。	本團隊對該玉山高山生物體累積有機毒物之議題極有興趣，希望能與貴處繼續合作執行未來委託計畫，進一步分析調查。
(四)關於空飄污染物傳播方式，請再評估本處天池與塔塔加樣區內空飄性污染來源是從大陸、東南亞亦或是鄰近國家傳播至採樣地區。	此議題在期末報告書中有加以闡述，空飄污染物傳播來源受季節變化影響很大。

- *「本報告僅係受託單位或個人之研究/規劃意見，僅供內政部營建署玉山國家公園管理處施政之參考」
- *「本報告之著作財產權屬計畫委託及計畫執行單位所有，非經同意，任何人均不得重製、仿製或為其他之侵害」