

『生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)』

~~期末報告書~~

~~受委託者~~：國立東華大學

~~研究~~主持人：蘇銘千

~~研究~~助理：陳羿孜、林高生、
郭星駿、蔡佳穎、
邱韋博

太魯閣國家公園管理處委託報告

中華民國 101 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)

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

目次

目次.....	I
表次.....	III
圖次.....	V
摘 要.....	VII
ABSTRACT.....	IX
第一章 前言	1
第二章 研究目的與內容流程	3
第一節 研究目的	3
第二節 內容流程	4
第三章 材料與方法	7
第一節 採樣計畫書	7
第二節 分析項目與方法	9
第三節 品保與品管	11
第四章 結果與討論	13
第一節 重金屬環境流布調查結果	13
第二節 PAHs 環境流布調查結果.....	25
第三節 污染物長程傳輸	32
第四節 研擬生態風險評估計畫	43
第五章 結論與建議	59
第一節 結論.....	59
第二節 建議.....	63
第六章 後續工作內容	65
附錄一、「生物災害風險暨生態健康評估－太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫（一）」期中簡報會議紀錄	67
附錄二、「生物災害風險暨生態健康評估－太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫（一）」期末簡報會議紀錄	69

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

附錄三、期中及期末審查會議審查結論問題與回覆71

參考書目73

表次

表 1 重金屬與多環芳香族化合物檢測項目與方法彙整表	10
表 2 2010-2012 樣本分析數量表	13
表 3 西寶地區土壤樣本說明	14
表 4 台灣 6 座氣象觀測站經緯度資訊	38
表 5 依不同「土壤食入比例 P_s 」及「植物食入比例 P_i 」之暴露評估結果.....	47
表 6 依不同「食物攝取率 FIR」計算之暴露評估結果.....	48
表 7 依不同「植物食用部位比例」計算之暴露評估結果	49

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

圖次

圖 1 研究流程圖	5
圖 2 研究範圍及樣區示意圖	7
圖 3 西寶地區土壤平均重金屬	15
圖 4 西寶地區慣行農法及有機轉作農地土壤平均重金屬比較	16
圖 5 西寶植物採樣照片-高麗菜 1	17
圖 6 高海拔山區植物重金屬分析	18
圖 7 西寶地區植物重金屬分析	20
圖 8 動物體內重金屬檢測結果	22
圖 9 西寶農地慣行農法與有機轉作區之 PAHs 各環百分比.....	27
圖 10 停耕農地之農耕機具	27
圖 11 太魯閣及嘉明湖高海拔土壤 PAHs 各環濃度百分比.....	28
圖 12 太魯閣及嘉明湖高海拔(a)土壤、(b)底泥總 PAH 濃度現況之比較.....	29
圖 13 太魯閣動物體 PAHs 濃度彙整.....	30
圖 14 太魯閣(a)兩棲類與(b)魚類 PAHs 濃度彙整.....	31
圖 15 POPs 污染流布評估模式之建置.....	36
圖 16 太魯閣國家公園(a)夏季、(b)冬季風向示意圖.....	40
圖 17 夏季西南季風含高層風切與全年盛行風	41
圖 18 太魯閣國家公園高海拔環境敏感區之生態風險概念模式	44
圖 19 暴露評估概念模式	45
圖 20 風險地圖繪製流程	51
圖 21 鉛(Pb)污染流布地圖	53
圖 22 鋅(Zn)污染流布地圖	54
圖 23 鉻(Cr)污染流布地圖	55
圖 24 鎘(Cd)污染流布地圖.....	56
圖 25 銅(Cu)污染流布地圖.....	57

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

摘要

關鍵詞：重金屬、多環芳香烴、環境流布、長程傳輸、生態風險評估

一、研究目的

本研究以太魯閣國家公園區內為主要研究區域，調查、監測持久性毒物於環境及生態系之流布狀況，樣區包含高海拔奇萊、合歡地區與西寶農耕區域，收集生態系長期研究之資料，以探討太魯閣國家公園持久性毒物重金屬與 PAHs，對生態系及其棲地生物之影響。工作內容包含：(1)分析國家公園內持久性污染物長程傳輸作用機制；(2)探討國家公園內陸域環境中持久性污染物累積流布之影響；(3)建置生態風險評估計畫及持久性毒物於生態系之流布；(4)建立高海拔之生態風險地圖，以完成太魯閣國家公園內持久性污染物長程傳輸模式，與規劃國家公園陸域環境中持久性毒物生態風險管理計畫之目的。

二、重要發現

綜合 2010 ~ 2012 年持久性毒物環境流布調查結果顯示，西寶地區農田土壤之鉛、鎘呈現略為上升的趨勢，且今年測得鉻、銅及鋅為歷年最高值。另比較慣行農法與有機轉作農地之土壤重金屬，顯示有機轉作農地其土壤中鉛、鎘低於慣行農法，但鉻、銅略高於慣行農法。植物重金屬檢測結果顯示不論在高海拔或西寶地區，皆以根所測出的濃度最高，且不同植物種類其各項重金屬之分布趨勢類似。動物體重金屬鉛僅於小型哺乳類動物體內測得，而其他四項重金屬（Cd、Cr、Cu 及 Zn）則在大型哺乳類動物體內之濃度高於小型哺乳類動物，顯見生物累積與放大效應為不可忽略。

根據西寶地區及高海拔山區環境中 PAHs 環數百分比，主要分布在 3 環、4 環之結果，顯示污染可能來源為煤油、柴油等油料燃燒物。但西寶地區由於樣本數較少，未來須持續針對此區域進行 PAHs 監測，方能釐清人為污染、交通工具、農地廢棄物燃燒等可能影響 PAHs 濃度之因素，以確認農地 PAHs 污染源。高海

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

拔除南湖山區外，奇萊、磐石、合歡與嘉明湖山區呈現環數分布趨勢一致，且底泥總PAHs結果顯示南湖、合歡與奇萊山區皆超過100ppb，並以南湖山區為最高，更呈現高於嘉明湖100倍之濃度，未來需進一步收集樣本及鄰近資料分析，以確認其污染源。動物體PAHs檢測以肝臟部位進行分析，結果顯示山羌平均濃度約為2,000 μ g/Kg，山豬平均濃度約為2,800 μ g/Kg，呈現出高濃度趨勢。

綜和國內外案例分析探討及十年台灣風向分析圖，結果顯示太魯閣地區的PAHs於山區底泥分布趨勢，吻合環保署於2012年發布新聞稿，推估春季氣流經過中南半島及中國大陸等陸地地區，其挾帶之污染物對我國影響較大。顯見氣象條件變化，氣流來源與傳輸軌跡造成之監測結果變化，因此長期監測時間與空間之規劃實為研究之重點。

模擬計算在高海拔地區棲息之小型哺乳類動物每日經攝食行為之重金屬暴露劑量與危害商數，結果指出銅、鋅及鉛之危害商數皆隨土壤食入比例呈現正相關，各項重金屬暴露評估結果以鉛之危害商數相對而言較高，雖鉛、鋅、銅、鎘之危害商數皆未大於1，但因各區計算結果具有相同之趨勢，且環境中特別是土壤及底泥因其環境累積之特性，長期而言仍有持續監測持久性毒物之必要。

以近年於高海拔所監測之土壤重金屬監測結果繪製污染地圖，結果說明重金屬鋅、鉻、鎘、銅之濃度以新白楊區域均值最高，其次為合歡山區與西寶地區，鉛污染地圖則顯示西寶、合歡山區濃度為最高。新白楊與西寶為長年農耕區，長期施用農藥與肥料會使土壤中重金屬濃度累積增加，以西寶地區土壤為例，無論是慣行或有機轉作農地土壤鋅、鉻、鎘、銅之濃度皆有遞增趨勢。合歡山區重金屬濃度較高是否因合歡農場影響所致，仍須長期及擴大監測範圍方能下定論。

三、主要建議事項

根據本年度研究成果提出以下事項，建議由太魯閣國家公園管理處主辦、國立東華大學協辦。立即可行且為中長期之建議事項包含(一) 進行長期之生態與環境中持久性毒物監測；(二) 蒐集動物樣本與建置基礎資料；(三) 規劃污染物長程傳輸之長期監測時間與空間範圍；(四) 擬定整體環境管理措施及生態風險評估制度。

ABSTRACT

Key words : Heavy metals, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Environmental distribution, Long-term transportation, Ecological risk assessment

Base on the results of initial research studies, shows the environment and ecosystem in Taroko National Park have been affected by pollutants resulted from agriculture or other human activities. Therefore, the objectives of this study are (1) to investigate the long-range transmission of persistent pollutants in the Taroko National Park ; (2) to develop ecological risk management plan of persistent pollutions in the terrestrial environment. All the soil, sediment and animal samples have been analyzed for PAHs and heavy metals which are lead, zinc, copper, chromium, mercury, arsenic, and cadmium. Additionally, plant samples are analyzed for heavy metals only. Summarizing the 3-years (2010-2012) study reveals that : (1) the concentration of lead, cadmium in farmland soil is higher than last year, and chromium, copper, and zinc measured as the highest during 3 years ; (2) the roots of plants were accumulated most heavy metals ; (3) the dominated of PAHs in the high altitude areas and farmland are mainly distributed in the 3-ring, 4 ring, that means the pollution sources may come from kerosene or diesel fuel combustion ; (4) the hazard quotients (HQ) of the heavy metal exposure of small mammals in high altitude areas are less than 1, but the same distribution trends are presented in different HQ calculation scenario ; (5) the pollution maps developed base on the heavy metals measurement results, which shows New Baiyang has the highest concentrations of Zinc, chromium, cadmium, copper, and lead presented the highest in Xibao and Hehuan Mountain. In future study, it is strongly suggested to : (1) continue long-term monitoring of persistent pollutants in

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

ecosystem and environment ; (2) collect enough animal samples for pollutant toxicity analysis and build the database ; (3) determinate the time and spatial scale of the long-term monitoring of pollutants long-range transmission ; (4) complete the ecological risk assessment and management plan.

第一章 前言

太魯閣地區最早的道路開發，可追溯自二、三百年前，太魯閣族人為生存需求，捕獵動物而跟隨獸跡所形成的獵徑，而在中橫公路完成後，帶來交通便利，引進大量人口進行資源開發及旅遊，本區的人文結構逐漸改變。在開鑿過程中，退輔會先後設置福壽山、西寶、武陵農場安置榮民，並提供退伍軍人發展高山農業，種植溫帶水果如水蜜桃、蘋果、梨等，與結球白菜、球莖甘藍等高山蔬菜的場域，使得太魯閣內的土地大規模開發，而耕種過程中施用的肥料與農藥所含之重金屬，亦對環境造成影響。隨著 1986 年太魯閣國家公園成立，並劃設為生態保護區後，園區內早期之狩獵，近期的大規模農耕及不斷湧入的遊客等人為活動，對國家公園之生態系與環境之衝擊不可忽視。而上述活動所造成之各類污染物，會隨著大氣傳輸與水系之流布作用進而影響棲地環境與生物，造成生物累積及環境蓄積之長期影響。目前園區內持久性毒物的相關背景及資料之建置，除本研究 (2010-2012 年) 之調查成果及其他有機污染物相關研究計畫外，尚為欠缺。其中持久性無機毒物中多項重金屬在先進國家之國家公園中均十分受重視，並進行長期監測，據其結果作為生態系經營管理之依據。此外，既有研究亦顯示持久性有機毒物對陸域環境之影響顯著，且國家公園內高海拔地區監測到之污染確定為長程傳輸之結果。

2010 與 2011 年之調查結果顯示重金屬之流布與採樣區域具有相關性，汞、鉛在高海拔區域測得之濃度顯著較其他區域高；而鉻、銅、鋅、砷則以現有耕地之濃度較其他區域高(蘇銘千，2010、2011a)。動物體內之持久性毒物調查則明顯指出環境中重金屬在生物體內之累積與放大作用，而國家公園園區內生態風險之污染程度介於中~高度，特別是農業活動盛行之區域已達「高風險」之等級(蘇銘千，2011b)，因此本研究持續針對環境敏感區域進行生態風險管理研究，依據研究結果提供後續建立生態風險管理及物種受環境賀爾蒙影響風險研究之參考。

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

第二章 研究目的與內容流程

本研究範圍以太魯閣國家公園區內環境敏感區為主要之研究區域，主要目標為調查、監測持久性毒物於生態系之流布狀況，並期以此調查、監測結果建置生態風險管理計畫。本研究目的與內容說明如下。

第一節 研究目的

蒐集、分析國內外有關持久性毒物對生態系統造成影響之既有公開資料，其結果可為本研究計畫之參考；於太魯閣國家公園中所選定之環境敏感區域進行現場調查、採樣等方式，檢測現有耕地及其鄰近區域、高海拔生態系之環境、生物等持久性毒物，並將相關數據資料進一步建置成資料庫，以供後續追蹤比較，最後本研究監測結果可供建置太魯閣國家公園建立重要持久性毒物之生態風險管理計畫與重金屬對生態系之長期研究規劃。

綜合上述之內容，本研究目的如下：

1. 完成太魯閣國家公園內持久性污染物長程傳輸模式，未來可用於預測生物威脅與風險分析，進而供國家公園長期生態研究之參考。
2. 規劃國家公園陸域環境中持久性毒物之生態風險管理計畫，可運用於後續國家公園生態保育策略研擬依據，並規劃其優先方案及分階段之管理措施。

第二節 內容流程

延續本研究前二年(2010-2011)之調查成果；2010年為全面調查分析各種無機農藥所造成之重金屬（鋅（Zn）、銅（Cu）、鉛（Pb）、鎘（Cd）、鉻（Cr）汞（Hg）及砷（As））在環境中之流布現況，並完成生態風險評估之問題界定。2011年持續進行持久性毒物之環境流布監測，並依第一年之研究成果，篩選生態系影響最具累積性及敏感之持久性毒物(壓力源)，實施生態風險特性評估，完成生態風險之概念模式建置。本年度（2012年），除運用前二年之研究成果，此外國家公園之其他研究亦顯示持久性有機毒物（多環芳香族化合物(PAHs)）對陸域環境之影響顯著（柯風溪，2011），因此國家公園內高海拔地區監測到之持久性有機或無機污染物確定為長程傳輸之結果。而動物體內之持久性毒物調查亦明顯指出環境中重金屬在生物體內之累積與放大作用，本研究持續針對環境敏感區域進行生態風險管理研究，由研究結果提供未來建立生態風險管理及物種受環境賀爾蒙影響風險研究之參考。

根據第一、二年之研究結果，本年度持續進行環境流布調查，收集生態系長期研究之資料，以探討往昔太魯閣國家公園地區之各項人為活動(狩獵、農耕及旅遊等)所產生之持久性毒物如重金屬、有機污染物 PAHs 等，對生態系及其棲地生物之影響。主要之工作內容為：

1. 分析太魯閣國家公園內持久性污染物（重金屬及 PAHs）長程傳輸作用機制，以長程傳輸模式篩選、模擬、應用與國內外案例之比較為重點。
2. 探討國家公園內陸域環境中持久性毒物累積流布之影響，分析其對生物之威脅與風險。
3. 收集中高海拔環境敏感區域生態系長期研究之基礎資料，建置生態風險評估計畫及持久性毒物於生態系之流布。
4. 建立高海拔之生態風險地圖，由概念模式之應用，另配合鄰近地區之資料整合，發展適用之生態風險評估模式。
5. 研擬國家公園生態保育與管理之措施。

本研究流程設計如圖 1 所示，研究流程之規劃係依據上述之研究內容預期實施之順序並應用各工作內容之結果整合而成。

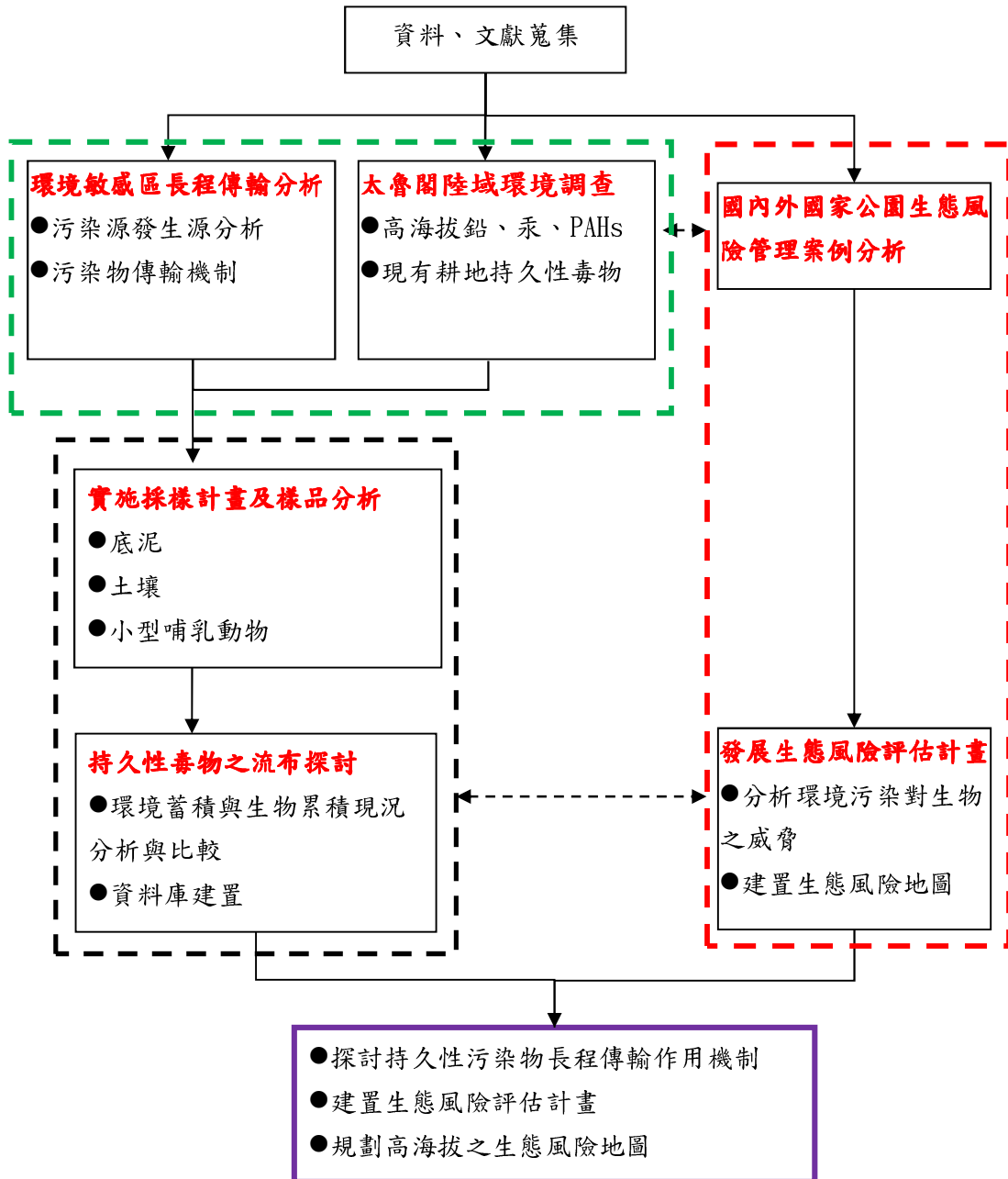


圖 1 研究流程圖

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

第三章 材料與方法

第一節 採樣計畫書

本研究範圍為國家公園環境流布分析之調查，選擇現有耕地為主要監測樣區，如圖 2 所示。樣本以環境介質如土壤與底泥及小型哺乳動物為主，另於合歡山區石門山、小風口及西寶地區採集植物樣本，所有採樣皆依現況再做調整；為能區分長程傳輸之影響，高海拔奇萊地區可作為長程傳輸之主要調查區，現有耕地則以第一、二年度之共同調查區域做比較。同時本研究亦與其他生態系長期研究計畫合作，共同採集代表性生物，進行生物體內持久性毒物累積之研究。

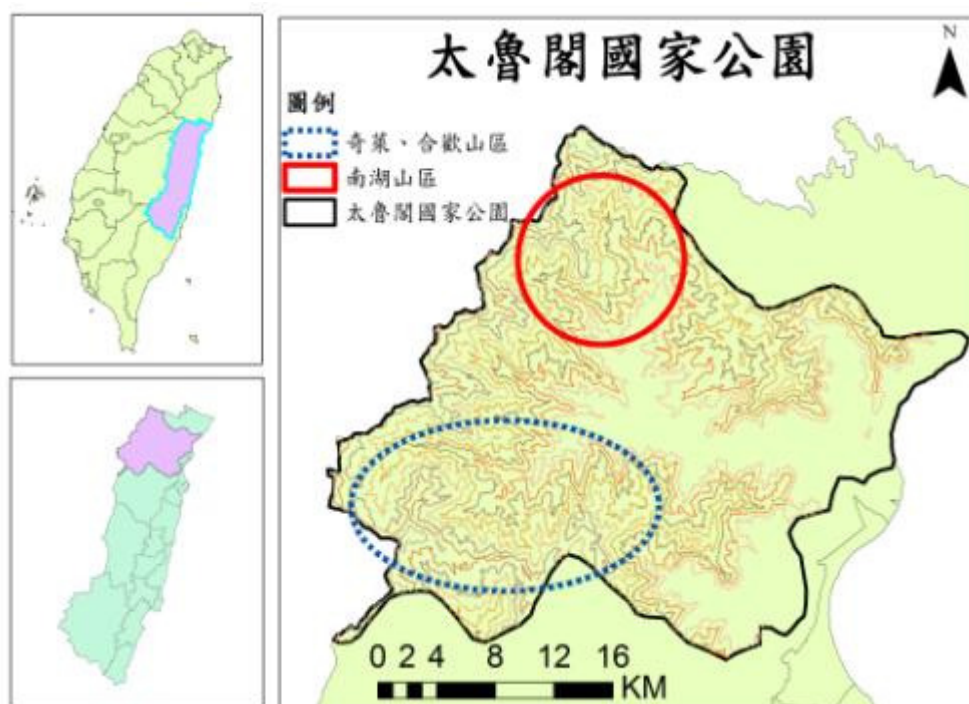


圖 2 研究範圍及樣區示意圖

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

本計畫在採樣前完成確認研究人員名單及申報與天候狀況配合等事宜。其他如樣品分類統計及裝箱、樣品標籤預備、採樣儀器及統計數量等步驟均依規劃之執行標準流程實施。沉積物及土壤樣品則以專用採樣管轉運至實驗室立即分層後儲存，所有容器依公告之品保品管方式預先準備。採樣時以照相方式紀錄採樣樣品與現場狀況，採樣紀錄包含現場紀錄之衛星定位座標與現場位置或狀況說明。

第二節 分析項目與方法

分析方法依樣本類別為環境介質、生物類或植物而定，分析項目則為重金屬 (Pb、Zn、Cu、Cd、Cr、Hg、As) 與 PAHs，各項分析均優先採環保署已公告之環境及生物分析方法，若無公告之方法則採國內外文獻整理之方法彙整如表 1。

研究採集之土壤樣本，共計分析鉛、鎘、鉻、銅、鋅等 7 項重金屬，樣本經冷凍乾燥及過篩前處理後，鉛、鋅、銅、鎘及鉻等五項金屬採用王水消化(S321.63B) 分析；汞、砷分析方法則採用冷蒸氣原子吸收光譜法(M317.02C)與砷化氫原子吸收光譜法(S310.63C)。動物體除汞、砷外之 5 項重金屬採魚介類酸性消化總則—熱板消化／元素分析(C303.02T)，汞、砷分析與土壤檢測法相同。植物樣本則依據重金屬檢測方法總則(M103.02C)進行 7 項重金屬分析。

環境及生物體樣本經萃取、前處理後，多環芳香烴化合物(PAHs)分析檢測方法為一氣相層析法 (NIEA R812.21C)與相關研究文獻(Jaouen-Madoulet *et al.*, 2000)等。本研究計畫中，樣本於採樣現場均依環保署公告之方法(NIEA W102.50A)，以 4°C 保存及運送，並在規定時限內送回實驗室進行化學分析，若無法及時分析則先冷凍保存。

表 1 重金屬與多環芳香族化合物檢測項目與方法彙整表

介質	項目	檢測方法
土壤	Pb, Zn, Cu, Cr, Cd	土壤中重金屬檢測方法—王水消化(S321.63B)
	Hg	土壤及廢棄物中總汞檢測方法—冷蒸氣原子吸收光譜法(M317.02C)
	As	土壤中砷檢測方法—砷化氫原子吸收光譜法(S310.63C)
	PAHs	多環芳香族碳氫化合物檢測方法—氣相層析法(R812.21C)
底泥	Pb, Zn, Cu, Cr, Cd	污泥及沉積物中重金屬檢測方法—酸消化法(R353.00C)
	Hg	土壤及廢棄物中總汞檢測方法—冷蒸氣原子吸收光譜法(M317.02C)
	As	土壤中砷檢測方法—砷化氫原子吸收光譜法(S310.63C)
	PAHs	多環芳香族碳氫化合物檢測方法—氣相層析法(R812.21C)
動物體	Pb, Zn, Cu, Cr, Cd	魚介類酸性消化總則—熱板消化／元素分析(C303.02T)
	Hg	土壤及廢棄物中總汞檢測方法—冷蒸氣原子吸收光譜法(M317.02C)
	As	土壤中砷檢測方法—砷化氫原子吸收光譜法(S310.63C)
	PAHs	多環芳香族碳氫化合物檢測方法—氣相層析法(R812.21C)
植物	Pb, Zn, Cu, Cr, Cd	
	Hg	重金屬檢測方法總則(M103.02C)
	As	

資料來源:本研究彙整自行政院環保署環境檢驗所。

第三節 品保與品管

本研究計畫中，土壤、底泥、動物體與植物樣本於採樣現場均依環保署公告之方法 (NIEA W102.51C, NIEA S102.61B)，在規定時限內送回實驗室進行化學分析，若無法及時分析則先冷凍保存，樣品保存前應先確認樣品上之標示為清楚且正確，並依規定密封及保存，使用正確、適當之容器，於樣品接收單上詳細記錄，如樣品之保存、運送方式均符合規定，樣品再予以保存、冷藏，並同時記載保存日期及時間，由負責人員簽名以示負責。完成上述工作後，樣品應立即進行分析。檢驗人員進行分析時，均應記錄分析之時間，所使用之樣品編號、數量及分析項目等資料，以利於日後作為品保追蹤上之依據，且空白分析試驗之測試結果亦顯示，實驗分析之環境與過程中未遭受污染，符合環保署公告之方法。

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

第四章 結果與討論

本研究規劃之調查及採樣均符合預期，且依進度全數完成分析。土壤樣本分別於中、高海拔採集，且額外採集植物樣本檢測，以進一步呈現環境中污染物分布現況，生物樣本因取得不易，則由其他研究計畫與太管處所查獲之非法盜獵及檢獲之路死動物提供。研究三年 (2010-2012) 期間，土壤、動物體與植物共完成 230 個樣本，如表 2。本年度完成 62 個樣本，其中土壤與生物體檢測重金屬與 PAHs，植物樣本僅分析重金屬項目。調查分析結果分別就環境中重金屬流布調查結果在第一節說明；第二節說明 PAHs 之檢測結果、分析比較與流布狀況探討；第三節為污染物長程傳輸探討，以持久性有機物長程傳輸應用模式之發展現況及相關研究案例為主；第四節則彙整本研究三年 (2010-2012 年) 之檢測數據、分析與研究成果，進行暴露評估與繪製高海拔污染地圖，並應用概念模式配合鄰近地區之資料整合，發展適用之生態風險評估模式，研擬生態風險評估計畫。

表 2 2010-2012 樣本分析數量表

	2010 年	2011 年	2012 年	合計
土壤、底泥	64	43	9	116
動物	13	48	16	77
植物	-	-	37	37

資料來源：本研究整理。

第一節 重金屬環境流布調查結果

本年度土壤、生物體及植物樣本重金屬檢測，原規劃分析 7 項重金屬，但由於少數樣本之數量不足以完成汞、砷之檢測，僅部分完成 7 項重金屬檢測，因此本研究報告以鉛、鋅、銅、鎳及鉻 5 項重金屬探討為主，重金屬環境流布調查結果分就土壤、植物及生物體於下說明。

壹、土壤

本研究於 2010、2011 年度之土壤中重金屬調查，由於地理位置分布較廣，因此將樣本區分為五大區域進行說明，分別為「廢耕區」、「現有耕地」、「高海拔南區（奇萊山區）」、「高海拔北區（南湖山區）」及「合歡山區」等五個區塊，今年度（2012 年）配合太管處輔導西寶地區有機轉作，以現有耕地之調查為主，彙整比較今年度之檢測結果與先前研究成果，說明如下：

一、西寶地區土壤重金屬檢測結果

今年度西寶地區之土壤重金屬檢測，分別採集實施慣行農法與有機轉作區之農地土壤樣本，共分析 9 個土壤樣本，其中 7 個(5 個取自農田土壤，2 個取自未收成高麗菜之根系土)來自慣行農法之農田，另 2 個樣本則為有機轉作區之農田土壤，樣點說明如表 3。

表 3 西寶地區土壤樣本說明

耕作方式	樣本類型	樣點描述	圖例	樣本數
慣行農法	表土	農田土壤 高麗菜田	西-慣行-1	3
		水蜜桃園	西-慣行-2	2
	根系土	未收成之高麗菜	西-慣行-3	2
有機轉作	表土	農田土壤	西-轉作-1	2

資料來源：本研究彙整

經分析西寶地區農田土壤重金屬檢測結果後，高麗菜田之土壤鉛、鎘、鋅濃度為最高，鉻、銅則以有機轉作之農地土壤略高於慣行農法(圖 3(a))，由於轉作區使用有機質肥，應注意其來源品質及使用量，避免過度施用造成微量累積現象。此外，從高麗菜田與水蜜桃園之土壤檢測可發現，高麗菜田之土壤重金屬鉛、鎘、銅、鋅較高，鉻則是水蜜桃園土壤較高，因高麗菜於 4~10 月為耕作採收時期，水蜜桃採收期為 7~8 月，依據行政院農業委員會農糧署出版之作物施肥手冊，水蜜桃之基肥施用時期為水蜜桃採收後之秋末時期，高麗菜則於定植後每 10 天必須追肥一次。本次分析之樣本取樣時間為 4 月，水蜜桃因尚未達採收期，僅施用氮肥，但依數據結果顯示，高麗菜田之農地土壤與高麗菜根系土其重金屬除鉻以

外，其餘皆高於水蜜桃園，未來應加強輔導其加入有機轉作，避免過度用藥(或肥料)造成重金屬累積。

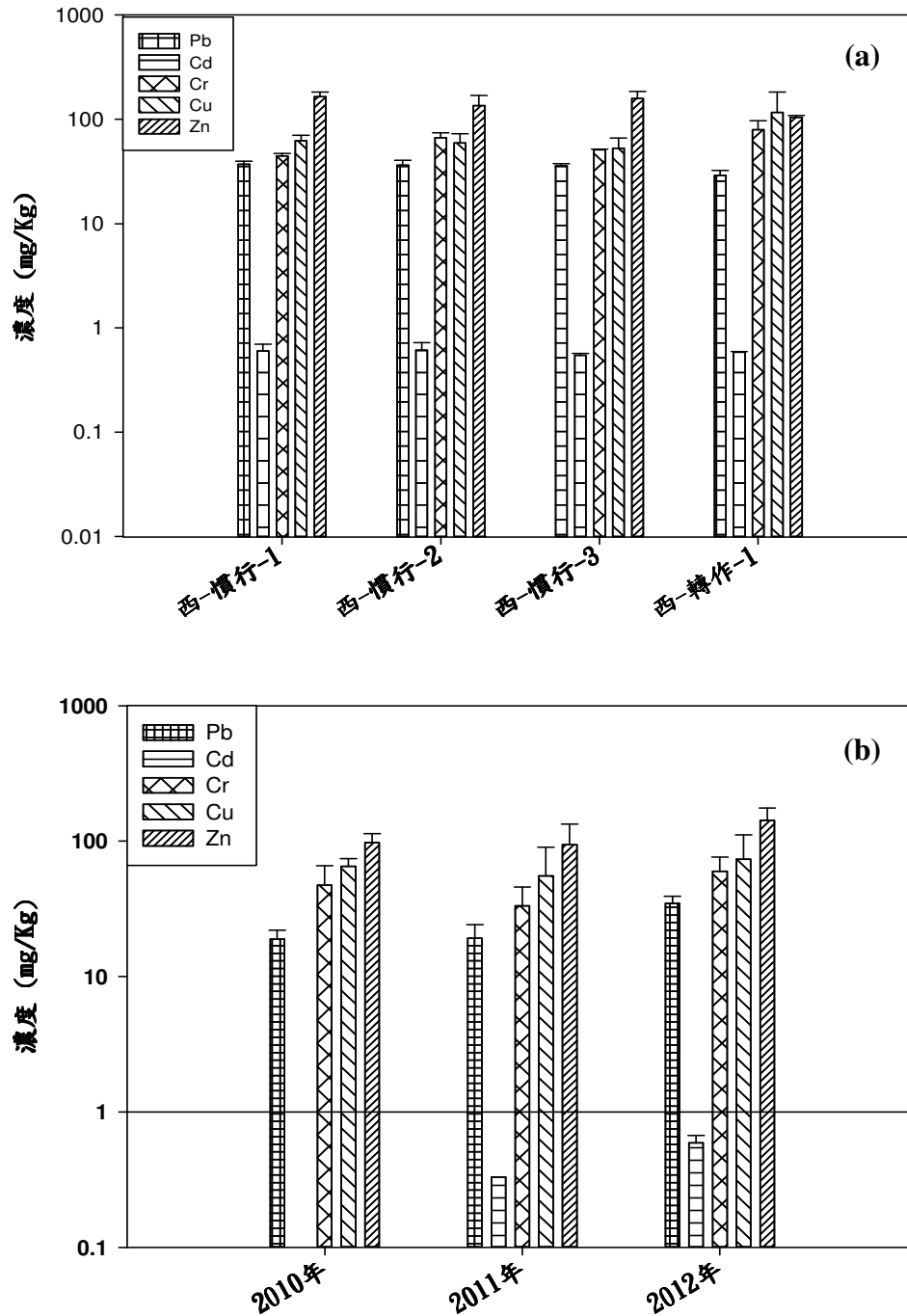


圖 3 西寶地區土壤平均重金屬

二、西寶地區歷年檢測結果

本研究自 2010 年起即於西寶地區進行農地土壤之採樣分析作業，彙整三年 (2010 ~ 2012 年) 之分析結果(圖 3 (b))，發現鉛、鎘呈現略為上升的趨勢，而鉻、銅及鋅在 2011 年雖略較 2010 年降低，但 2012 年測得之濃度卻再升高，且略高於 2010 年之檢測結果，推測土壤中之鉛與鎘有逐年累積的趨勢，而鉻、銅及鋅雖無明顯累積趨勢，但今年測得之濃度仍為歷年最高值，故有持續監測之必要性。有機轉作雖然沒有使用化學肥料或農藥，然而選用有機質肥或是其他添加素材，仍須注意其來源，同時因鄰近之慣行耕種施用肥料或農藥仍有溢散之虞，建議應考慮全區域輔導有機轉作，以確保土壤及環境品質。

西寶地區因有部分農地轉型進行有機轉作，故本研究自 2011 年起分別於有機轉作區及慣行農法之農地進行土壤採樣，分析其重金屬流布狀況(圖 4)。從分析結果來看，無論一般慣行農法之農地或有機轉作地，2012 年土壤重金屬皆較 2011 年高，呈現重金屬在土壤中之累積效果。此外，有機轉作地其土壤中重金屬鉛、鎘、鋅低於慣行農法之農地，但鉻、銅則在有機轉作地呈現略高的狀況，需進一步了解其施用內容物成分及施用量與頻率，以進一步探討其原因。

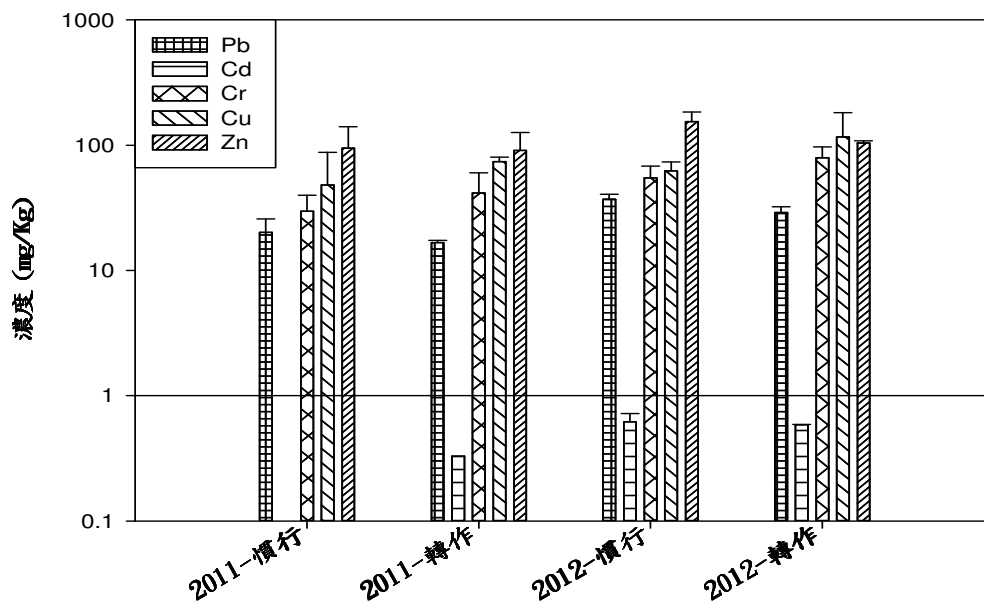


圖 4 西寶地區慣行農法及有機轉作農地土壤平均重金屬比較

貳、植物

本年度額外新增之植物重金屬分析，採樣點包含高海拔合歡山區及西寶地區，於合歡山地區之小風口及石門山規劃四個樣點，每樣點取得的玉山箭竹樣本，區分為根、莖及葉三個部分，分析植物不同部位之重金屬累積情形。西寶地區則採集番茄、凹葉野萵菜及未採收之高麗菜進行重金屬檢測，番茄與凹葉野萵菜取其根及莖（0~10 公分），而高麗菜則取根、莖、葉及花，高度約有 60~80 公分，因此取其莖 0-5 公分為莖 I、5-10 公分為莖 II 檢測重金屬，此次採及高麗菜之樣點分別位於道路兩側，高麗菜 1 為四顆較小株混樣之樣本，樣點位置如圖 5 所示現場有農機停放，高麗菜 2 為單顆較大株的單一樣本，檢測分析結果分述於下。



圖 5 西寶植物採樣照片-高麗菜 1

依據高海拔地區之植物重金屬分析結果(圖 6 (a))，整體而言以根所測出的重金屬最高，葉次之，而以莖最低；且鉛及鎘之濃度均呈現根部為最高濃度。而比較小風口及石門山之分析結果(圖 6 (b))，可看出石門山植物樣本中根之重金屬高於小風口，莖跟葉部分所測得重金屬則低於小風口之植物樣本。由於石門山樣點

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

為一處迎風面，是否為長程傳輸之沉降點造成植物吸收累積之原因，仍有待後續進一步調查。

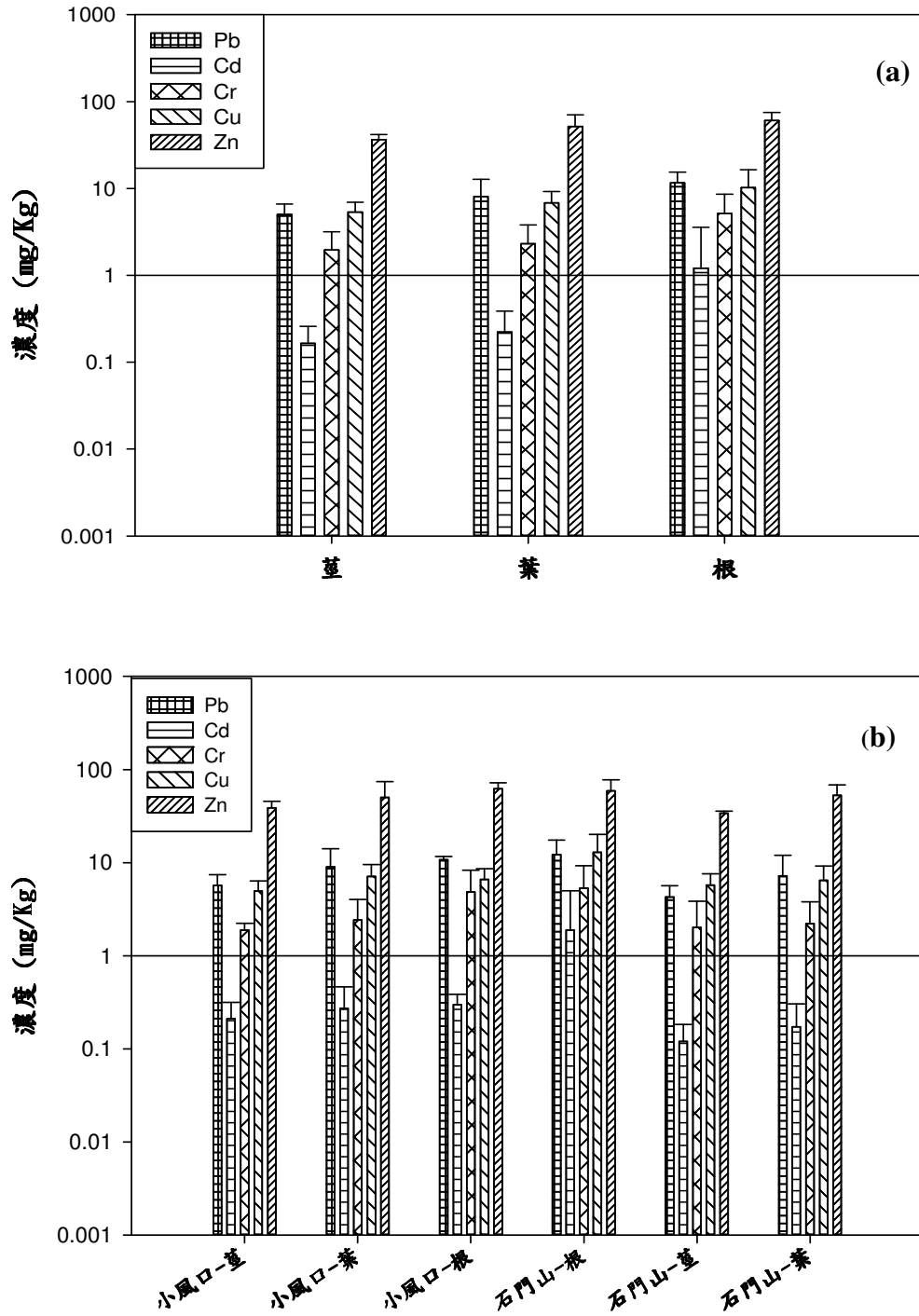


圖 6 高海拔山區植物重金屬分析

西寶地區植物重金屬檢測結果如圖 7，雖然分析植物種類不同，然仍可發現根部濃度最高的趨勢，表示重金屬濃度在不同植物部位累積的趨勢相同，且不同植物種類其各項重金屬之分布趨勢類似，顯示該區植物物種對重金屬累積趨勢相同，但進一步之生長代謝趨勢則需另行規劃樣區深入研究，且未來之植物物種重金屬累積調查，可作為生態風險評估之重要依據。

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

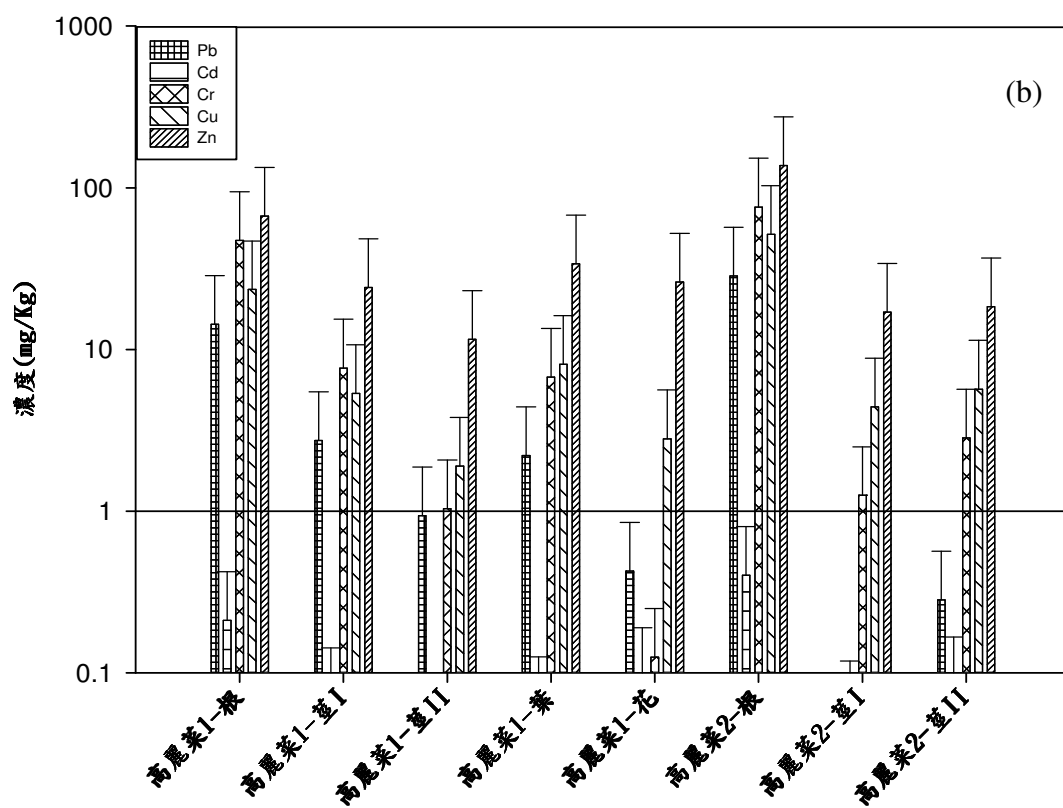
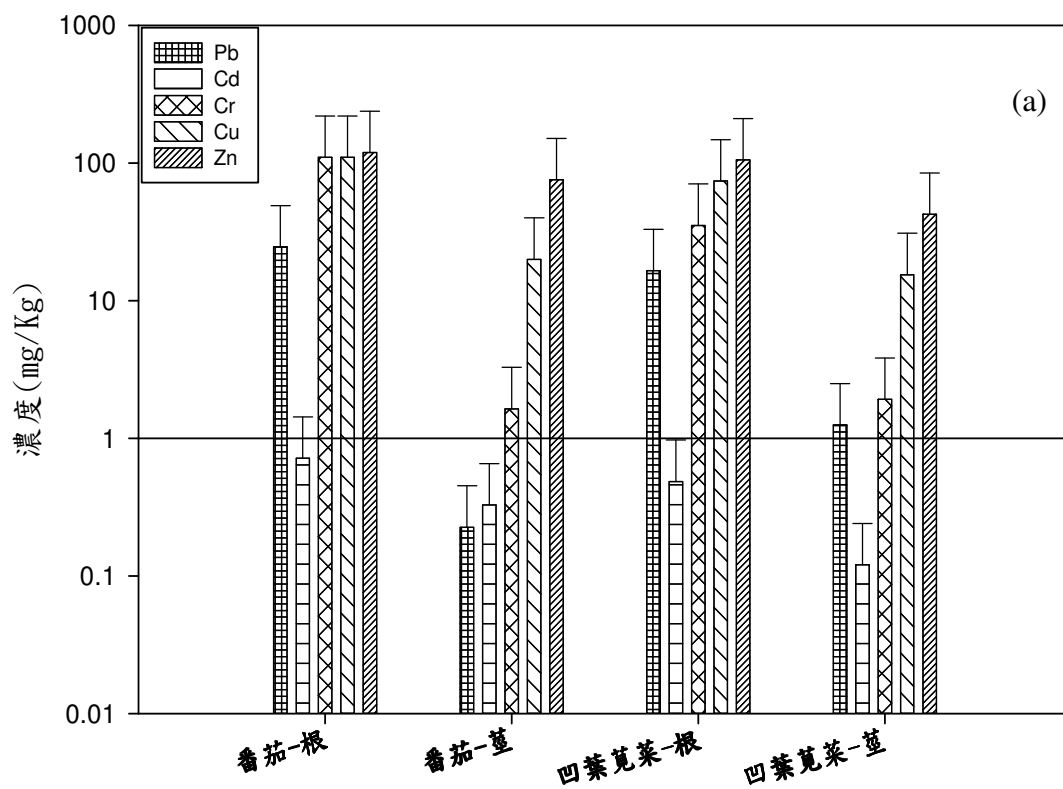


圖 7 西寶地區植物重金屬分析

參、生物體

本年度生物體重金屬檢測，計有高山田鼠 4 隻、山羌 2 隻、鼬獾及山豬各 1 隻，共分析 4 個全動物體(WB)及 12 個動物器官，總計 16 個動物樣本。其中山豬及山羌取其肝(LI)、腎(KI)及肌肉(MU)進行分析，而鼬獾為路死動物，器官不易辨識，故僅取其腎(KI)、肺(LU)及肌肉(MU)進行實驗，無法針對肝臟進行重金屬檢測。

本研究依動物體型大小分別將其劃分為大型、小型哺乳類動物進行探討，其中小型哺乳類動物包含高山田鼠及鼬獾，皆為齧齒目；大型哺乳類動物則為山豬及山羊。今年度之大型哺乳類動物樣本（山豬及山羌）體內皆未檢測得鉛，僅於小型哺乳類動物（高山田鼠及鼬獾）體內測得；另外，高山田鼠及山豬體內皆未測得鎘，僅於鼬獾及山羌的腎臟內測得；而鉻也呈現類似情形，在高山田鼠及山豬體內亦未測得；山羌體內除腎臟外，肝及肌肉測得低濃度之鎘；此外，所有動物樣本皆測出銅、鋅。

比較大、小型哺乳類動物體內之重金屬（圖 8 (a)），可發現除鉛在大型哺乳類動物體內未測得外，其他四項重金屬（Cd、Cr、Cu 及 Zn）無論哺乳類動物之體型大小，皆可測得，且大型哺乳類動物體內之濃度高於小型哺乳類動物，呈現明顯之生物累積與放大效應。

今年度取得之小型哺乳類當中，高山田鼠為草食性動物，而鼬獾為雜食性動物，食物來源以鬆軟土壤下的蚯蚓、金龜子幼蟲、馬陸、小型陸貝、小型鳥獸屍體等為主，由檢測結果(圖 8 (b))發現，高山田鼠體內之鉛、鋅高於鼬獾，鉛可隨懸浮微粒傳輸沉降於土壤及植物，是否為造成小型草食性動物體內累積較高濃度的鉛之因素；此外大型雜食性動物體內累積較高濃度的鉛則可能因生物累積作用之影響。為釐清上述之影響因子，未來應針對鉛於生態系流布深入探討，以作為後續生物災害風險評估建置之參考依據。

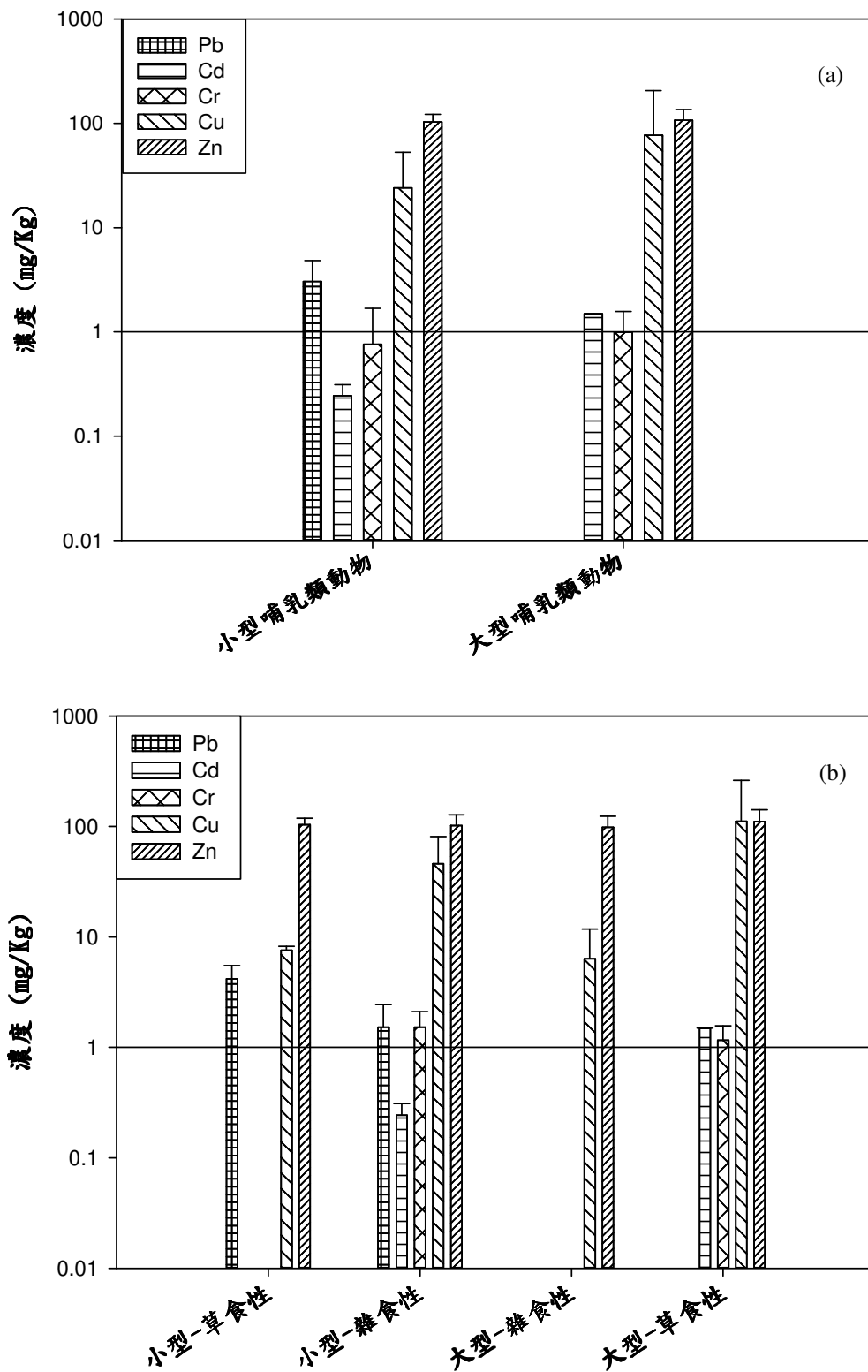


圖 8 動物體內重金屬檢測結果

綜合重金屬流布調查分析結果，顯示西寶地區土壤重金屬於慣行農法及有機轉作差異並不明顯，但可看出並沒有大量的持續累積現象，由於該區有機轉作的時間還不是很長，未來應持續輔導慣行農法減少農藥、化肥的施用並逐步朝向全區有機轉作，可達到農業永續與環境保護之目的並符合國家公園管理原則。動物體重金屬分析，顯示其含量均遠低於一般人為污染，而大型動物所測得的濃度仍略高於小型動物，符合生態系中生物的累積及放大作用，惟仍須藉由加強管理以確保國家公園內環境敏感區之生態風險於可控管之範圍內。

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

第二節 PAHs 環境流布調查結果

為了解國家公園區內生物風險及生態健康狀況，本研究延續前二年(2010-2011)成果，除持續無機毒物重金屬監測，本年度新增土壤與動物體多環芳香烴(PAHs)檢測，以進一步探討園區內持久性有機毒物之生態風險。PAHs 為持久性有機污染物(Persistent Organic Pollutants, POPs)的一種，依據美國環保署之定義，在環境中不易分解，具慢性毒性及生物累積性，常存在於空氣、土壤及水體等介質裡。PAHs 的化學結構穩定，一般是經由不完全燃燒或熱解(Pyrolysis)反應所形成，其來源可分為自然來源與人為來源兩大項(Planas *et al.*, 2006)。自然來源可能會因為森林火災或火山爆發等自然界的燃燒活動而產生，人為來源可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、垃圾焚化等，隨著區域的不同，對大氣中 PAHs 的含量，亦有不同程度之影響。由於絕大部分是由有機物質在不完全燃燒之條件下自然形成，且在水中溶解度低，所以在自然環境中存在的時間較長，具累積性且吸附後不易排除。因此，本研究以 PAHs 作為污染物標的及污染源鑑定，並探討其長程傳輸機制對國家公園內生態系之影響。

壹、土壤

土壤 PAHs 檢測項目共分析 16 種 PAHs，為美國環保署公告之優先評估項目(致癌物)。樣本採集包含高海拔山區與西寶地區，由於高海拔地區樣點分布較廣，因此將其分為奇萊山區、磐石山區、合歡山區與南湖山區，以整體區域說明高海拔 PAHs 流佈現況，並與本研究團隊於 2006、2007 及 2011 年於嘉明湖環境品質調查所採之土壤及底泥 PAHs，作為長程傳輸於台灣高海拔山區 PAHs 的流布異同之比較。

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

一、西寶地區土壤 PAHs 檢測結果

西寶地區 PAHs 檢測，今年度共完成分析 9 個土壤樣本如表 3。包含實施慣行農法及有機轉作農田土壤。土壤 PAHs 檢測結果顯示，以未收成之高麗菜根系土(西-慣行-3)濃度為最高，其 16 種 PAHs 總濃度介於 7,445.39~11,459.38 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ，與本研究檢測太魯閣高海拔地區土壤之 PAHs 濃度範圍大約為 0~200 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ 相較，從數據可發現未收成之高麗菜根系土以及已休耕之農田土壤之濃度偏高。由圖 9 慣行農法與有機轉作區農地土壤 PAHs 各環百分比顯示，慣行農法與有機轉作兩者環數出現之趨勢皆已 3 環、4 環比例較高，2 環、5 環、6 環測到的值明顯較少，根據 Khalili *et al.* (1995)指出 3 環 PAHs 來源主要為柴油發動機和木材燃燒，4 環主要來源則為柴油發動機和汽油發動機，本研究團隊採樣當日於現場發現一台農耕機具停放在已休耕之農地(如圖 10 顯示)，現場目視並無大量油污狀況，惟根據檢測結果初步推斷 PAHs 之污染來源可能為農耕機具之溢油，或更換油品過程中不小心將油滴出所導致。此外，採樣點接近道路，交通工具的廢氣排放可能也是 PAHs 污染來源考慮之一。

水蜜桃園土壤 PAHs 檢測結果，顯示 16 種 PAHs 總濃度介於 351.45~642.92 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ 。依據行政院農業委員會農糧署出版之作物施肥手冊，水蜜桃之基肥施用時期為採收(7、8 月)後之秋末時期，由於本次採樣時間為 4 月，水蜜桃尚未達採收期，僅施用氮肥。為釐清農地土壤中 PAHs 之來源，本研究亦檢視相關文獻，然而並未發現 PAHs 與肥料或農藥之直接相關連性。而根據圖 9 慣行農法與有機轉作環數百分比，主要分布在 3 環、4 環之結果，顯示此區 PAHs 之污染可能來自柴油發動機、汽油發動機，如油品之洩漏，但由於樣本數較少之緣故，尚無法做一定論，未來須持續針對此區域進行 PAHs 監測，釐清人為污染、交通工具、農地廢棄物燃燒等可能影響 PAHs 濃度之因素，以確認農地 PAHs 污染源。

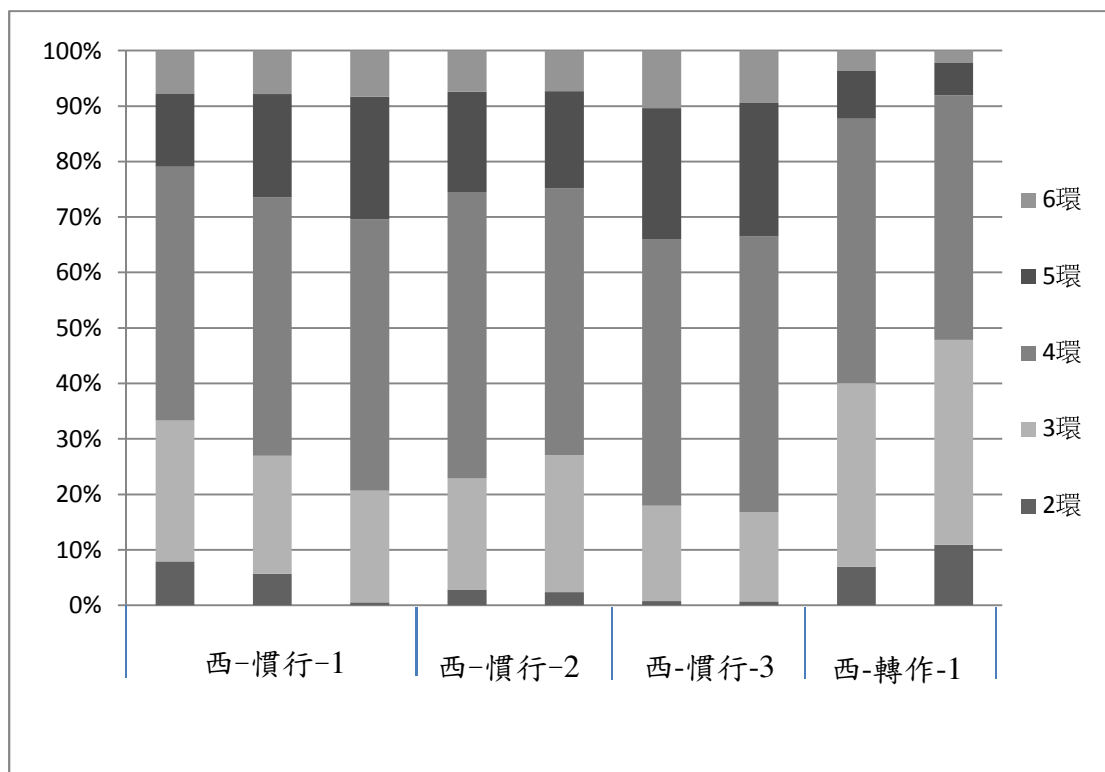


圖 9 西寶農地慣行農法與有機轉作區之 PAHs 各環百分比



圖 10 停耕農地之農耕機具

二、高海拔環境中 PAHs 檢測結果

本研究為了解高海拔環境中 PAHs 之分布現況，確認 PAHs 長程傳輸機制及其影響，共收集並完成 41 個土壤樣本分析，除以本研究團隊近三年於太魯閣研究調查監測之環境中 PAHs 資料，並結合本研究團隊於 2006、2007 及 2011 年於嘉明湖環境品質調查所採之土壤及底泥分析 PAHs，作為長程傳輸於台灣高海拔山區 PAHs 的流布異同之比較，樣本分析結果分為 5 個區塊以做整體區域之比較與說明，分別為奇萊山區(含小奇萊、奇萊北峰、黑水塘)、磐石山區(含磐石、月形池)、合歡山區(含石門山、合歡農場、特生中心、天巒池)與南湖山區及中央山脈南二段之嘉明湖山區。

根據圖 11 高海拔土壤 PAHs 各環百分比顯示，各區域環數以 3 環及 4 環為主，根據文獻指出 3 環及 4 環通常為燃燒石油燃料，或是煤油、煤炭及木頭燃燒所產生，因此，可判斷高海拔地區 PAHs 可能來源為煤油、柴油等油料燃燒物。此外，除南湖山區外，奇萊、磐石、合歡與嘉明湖山區呈現環數分布趨勢一致。依據第三節污染長程傳輸之結果，可知已有許多研究證實高海拔山區之 PAHs 除自然來源之外，應為經大氣傳輸沉降所致。

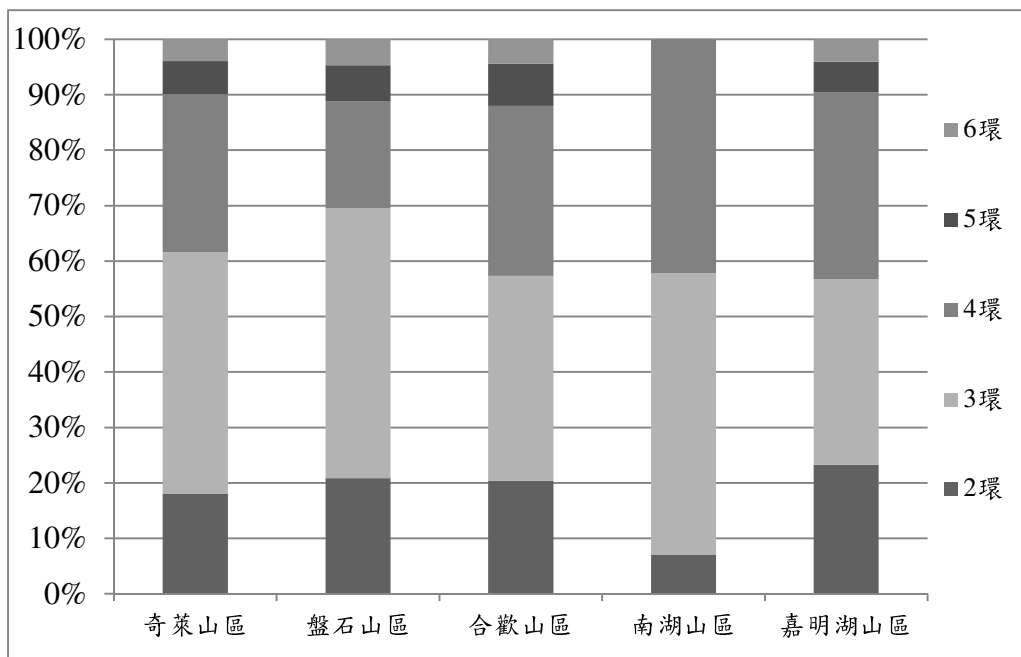


圖 11 太魯閣及嘉明湖高海拔土壤 PAHs 各環濃度百分比

另以總 PAHs 濃度作比較，呈現結果如圖 12，土壤總 PAHs(圖 12 (a))以南湖山區最低。南湖山區、合歡山區與奇萊山區之底泥總 PAHs(圖 12 (b))皆超過 100ppb，磐石山區為最低，其中以南湖山區為最高，更呈現高於嘉明湖 100 倍之濃度，未來需進一步收集樣本及鄰近資料分析，以確認其污染源。

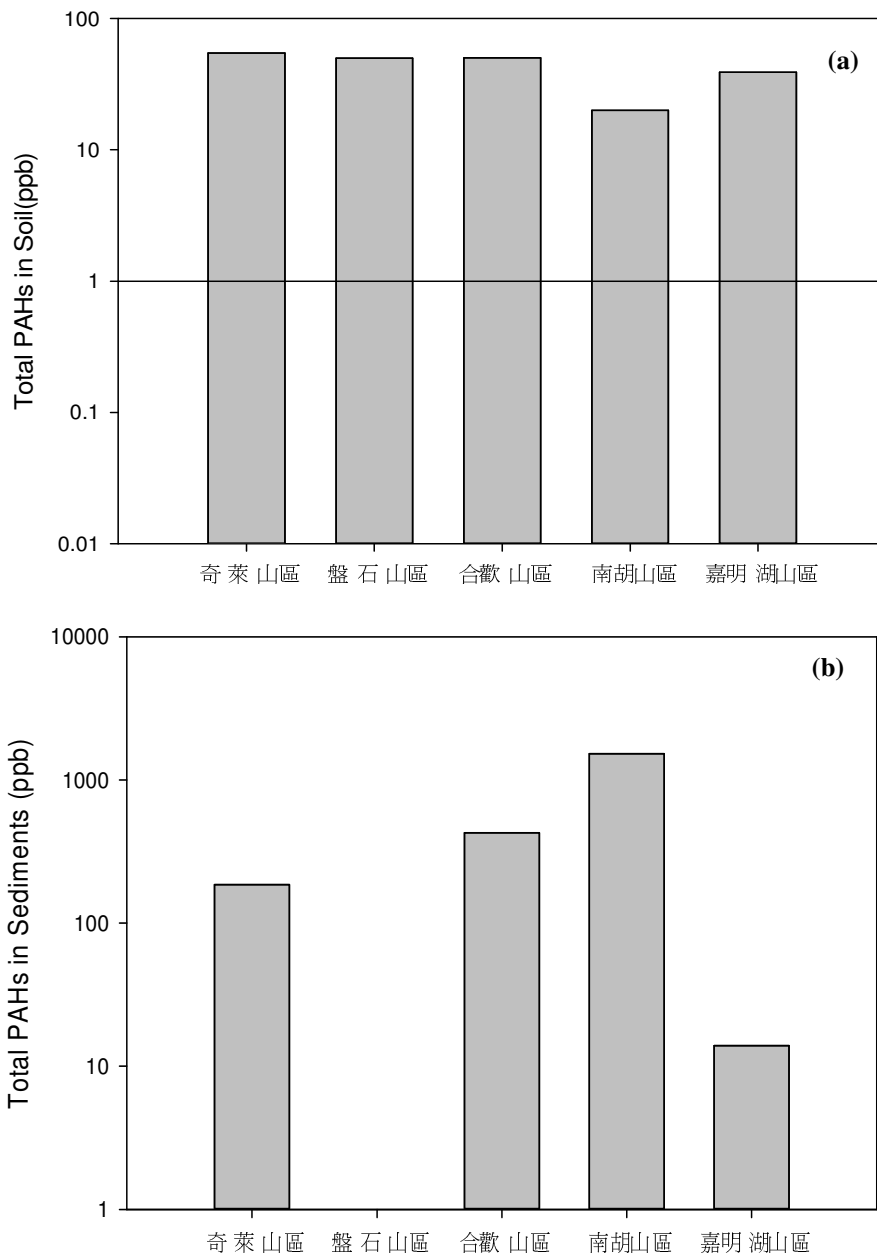


圖 12 太魯閣及嘉明湖高海拔(a)土壤、(b)底泥總 PAH 濃度現況之比較

貳、動物體

動物體 PAHs 之檢測，計有山羌 10 隻、山豬 3 隻及山羊 1 隻，總計共 14 個動物體樣本，分析部位皆取其肝臟，檢測結果如圖 13，山羌之總 PAHs 濃度範圍在 100~5,000 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ，山豬之總 PAHs 濃度範圍在 1,000~5,000 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ，山羊之總 PAHs 濃度約 3,000 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ，其中山羌樣本數較山豬與山羊多，因此所得之平均濃度約為 2,000 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ，而山豬之平均濃度約為 2,800 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ，呈現出高濃度趨勢，然因動物樣本取得不易，尚無法依據現有檢測結果確定污染源，未來需進一步收集樣本與資料以分析、探討污染可能來源與對生態系之影響。

本研究也另行彙整國立東華大學海洋生物多樣性及演化研究所柯風溪副教授 2009 年~2011 年之太魯閣國家公園管理處委託研究報告，據其研究成果，彙整太魯閣兩棲類與魚類之總 PAHs 濃度如圖 14，兩棲類之總 PAHs 濃度分別以溼重與脂肪重來探討，依彙整結果顯示西寶與天祥地區之濃度高於其他地區，而西喀拉罕溪之濃度為最低。魚類之總 PAHs 濃度也以溼重與脂肪重來探討，而砂卡噹在溼重與脂肪重所測得之總 PAHs 濃度皆為最高。根據本研究彙整及調查結果，呈現目前太魯閣園區內動物體之 PAHs 濃度現況。

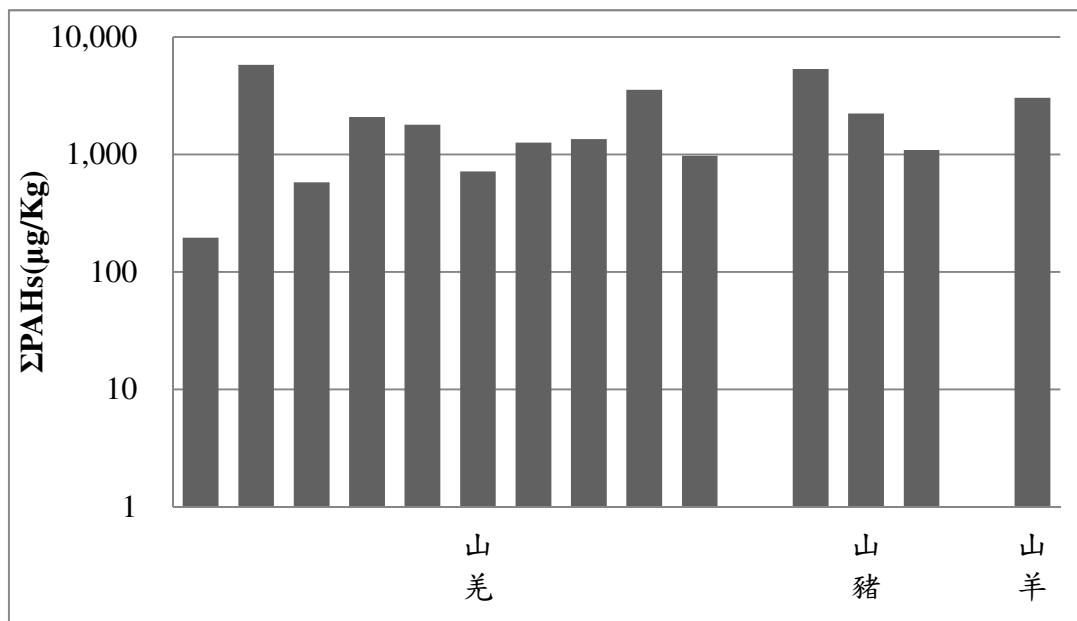


圖 13 太魯閣動物體 PAHs 濃度彙整

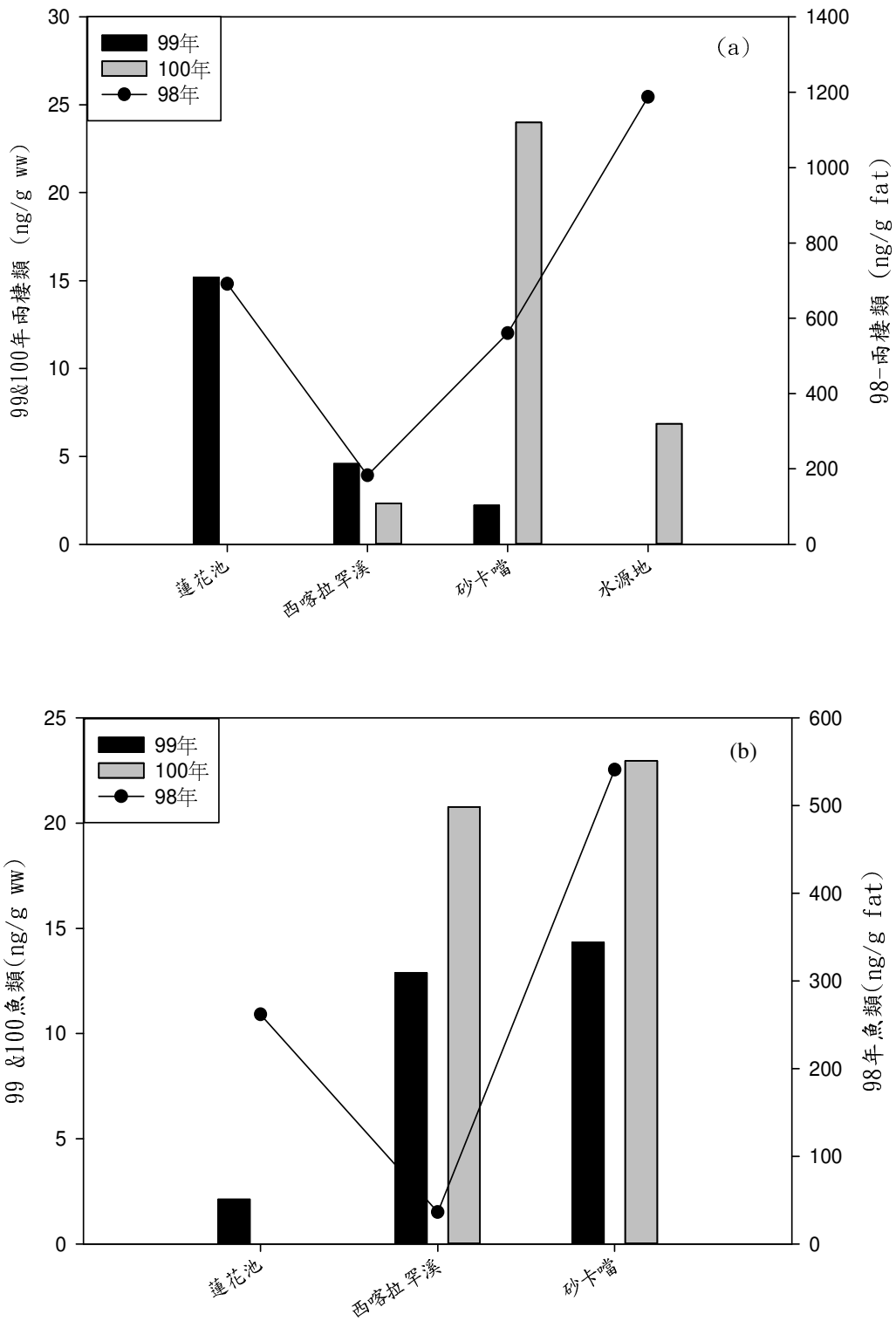


圖 14 太魯閣(a)兩棲類與(b)魚類 PAHs 濃度彙整

第三節 污染物長程傳輸

長程污染物傳輸對生態與環境甚至人體健康之影響，受到國際上的研究矚目，國內外均有各項研究計畫已完成或進行中，國內過去較著重臭氧(O₃)、氮氧化物、硫氧化物、懸浮微粒(PM₁₀/PM_{2.5})及汞之影響，近年在環保署及國科會計畫推動下國內學者也有投入戴奧辛、汞及其他有害空氣污染物(VOCs)之研究，然而研究樣區與監測點的選擇尚未達到本研究太魯閣園區與嘉明湖等高海拔鮮少人為活動之區域，因此本研究在高海拔監測結果後續可作為長程傳輸之主要參考依據。本節將就國內外案例必較、持久性有機物之長程傳輸應用模式之發展現況與太魯閣鄰近區域之氣象分析，分別說明未來國家公園規劃以生態風險管理系統時，長程傳輸對與生態風險管理措施研擬之重要項目及依據。

壹、國內外案例探討比較

根據環保署空品區一系列研究，於台北縣富貴角測站以及台北市竹子山測站結果，指出東北季風事件日，北台灣大氣中戴奧辛及大氣汞濃度皆明顯上升，戴奧辛量測濃度最高達 69.8 fg-I-TEQ/m³，大氣汞達 4.18 ng/m³。相較於沙塵暴事件日大氣戴奧辛濃度則有上升 70% 的趨勢，大氣汞濃度則無明顯變動。夏季背景北台灣大氣中戴奧辛濃度僅為沙塵暴事件日之 44%(張木彬等，2008)。顯見氣象條件變化，氣流來源與傳輸軌跡造成之監測結果變化，因此長期監測時間與空間之規劃實為研究之重點。

環保署為進一步長城監測大氣污染物及境外輸入之趨勢，於鹿林山(23.51°N, 120.92°E ; 2862 m)設置鹿林山背景測站長程傳輸污染物監測站，監測內容包含太陽輻射、酸雨、大氣懸浮微粒、有害污染物(Hg, VOCs, SO_x, NO_x, O₃ 及 CO) 氣象資料等。初步結果顯示鹿林山各項空氣品質監測資料大多呈現春高、秋、冬次之、夏季最低的情形，推估春季氣流經過中南半島及中國大陸等陸地地區，其挾帶之污染物對我國影響較大，夏季大多空氣來自海洋，其來源為較無污染的氣流，各項數據濃度較低。此季節性分布情形，一般測站也有同樣分布情形，表示

長程傳輸污染物影響區域性範圍大，造成全國性的空氣品質影響(江偉立等，2011)。

國外案例則以多環芳香烴 (PAHs) 為長程傳輸目標物進行探討，因 PAHs 化合物於環境中主要來自人類活動如燃燒或石油煉製產品等，因此在高海拔鮮少人為活動區域，PAHs 的調查除可作為背景值，高海拔山區之 PAHs 監測也可作為污染物長程傳輸之證據，主要之監測介質為土壤及底泥，運用大氣通量模式及氣象傳輸機制分析污染物長程傳輸於高海拔之貢獻為污染物環境流布之重要方法。本研究 2011 年於太魯閣國家公園內高海拔環境敏感區測得多項重金屬，其污染物來源亦有可能因長程傳輸所致，故本年度除持續進行重金屬之環境流布調查外，亦進一步分析園區內之 PAHs，依據其環數及分子量可初步判斷園區內之污染來源為自然來源或人為活動。

Fernandez *et al.* (1999) 應用 PAHs 評估歐洲地區空氣污染之現況，此案例指出 Phenanthrene 化合物在樣區內濃度相當高，以 Phenanthrene 作為研究標的，發現該化合物可能來自森林火災或植物燃燒所產生之 PAHs。Usenko *et al.* (2010) 亦利用環數推測 PAHs 之來源，說明美國西部國家公園沈積物的 PAHs 來源以 3 環的 PhA 和 FlA 為主(3 環 PAHs 主要來自於交通工具排放之廢氣)，而美國西部國家公園集水區內之積雪進行分析，則測得 5 或 6 環之高分子量 PAHs，說明除都會區之交通工具排放之廢氣所產生之 PAHs 外，尚有其他污染源排放之 PAHs 進入樣區內，由該研究提出之結論，認為鄰近的燃煤發電廠和跨區太平洋傳輸的 PAHs 皆為重要不可忽視之污染貢獻來源。Usenko *et al.* (2010) 利用 50 年來位於 Glacier 集水區的 PAHs 資料，得出西邊 Snyder 湖泊總 PAHs 濃度比東邊 Oldman 湖泊高出 8.5 倍之結果。該區木材與植物燃燒為區域內顯著之自然來源，此外煉鋁廠、石油和天然氣鑽井作業則為區域內顯著之固定污染源，藉由季節性積雪作用，各污染源排放的 PAHs 經由大氣傳輸機制沉降至地表上。García *et al.* (2003) 研究大西洋亞熱帶山區土壤中 PAHs，得知樣區內 PAHs 潛在來源包含森林火災、交通活動、工業活動。其中交通活動和工業活動為最大的潛在來源。Barra *et al.* (2006) 以智利湖泊為樣區，其研究報告指出 PAHs 經由大氣傳輸至偏遠高山湖泊

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

裡，經由化學指紋比對分析後顯示污染來自城市或者工業區居多，而這類現象多呈現於北半球，在南半球地區，目前尚無研究結果可印證。

因 PAHs 之持久性、毒性和生物利用度會累積在當地生物內，並造成人類的健康風險提高，愛爾蘭地區針對水生生態系統記錄湖泊中 PAHs 大氣沉降變化，該研究運用風花圖之分析，依風向分成東風、西風、西南風以上三類大氣沉降於未受人為活動干擾的湖泊區，結果得知 PAHs 由英國和歐洲大陸經長程傳輸沉降至樣區內，結合前人關於歐洲地區大氣中污染物背景資料庫之研究(Aherne and Farrell, 2002; Bowman and Harlock, 1998; O'Dwyer and Taylor, 2009)，根據已完成之大氣中 PAHs 污染物，對於愛爾蘭地區進行污染源範圍鑑定，同時分析當地因工業或人為活動所排放之 PAHs 與英國及歐洲大陸的境外輸入 PAHs，進行最大污染來源鑑定。Jiao *et al.* (2009) 針對挪威北極偏遠湖泊、沿岸沈積物進行持久性毒物之研究，該研究所測得的 PAHs 與前人在 1995 年開始於西岸之監測資料進行比較，評估污染物之潛在來源是否因時間和空間而有所變化。研究發現偏遠地區之湖泊檢測到 PAHs 遠高於以前研究過之湖泊，其 PAHs 來源推測包含當地木材、植物燃燒，而石油工業及石化燃料所排之 PAHs 則由大氣傳輸沉降。

綜合上述文獻，根據 PAHs 之物理與化學性質可將其分為低分子量（2、3 環）及高分子量（4、5、6 環）進行討論，在高海拔地區發現之低分子量 PAHs，其來源主要為森林火災、木材燃燒、煤炭等自然來源，人為活動之影響則以交通運輸排放為大宗；而高分子量 PAHs 則來自於工業活動及人為活動，如使用煤炭、汽油、柴油之燃燒和製造過程排放的產物，且大氣傳輸機制為污染物流布之主要影響。另參照美國地區收集 40 年之 PAHs 資料庫，說明 PAHs 來源十分廣泛，經由燃燒之後產生，包含車輛排放之廢氣，及交通工具造成之懸浮微粒、機油、原油、發電廠及工業排放為最大宗污染來源。

貳、持久性有機物之長程傳輸應用模式之發展現況

聯合國於 2004 年以對空氣污染物之長程傳輸，密切關心其發展與影響，遂成立空氣污染物長程傳輸協議（Convention on Long Range Transboundary Air

Pollution (LRTAP Convention)) 以此建立各項科學研究團對與組織並由北半球各國協助參與研究，而發展 Hemispheric Transport of Air Pollution (TF HTAP) 由歐盟與美國為主要之領導研究。於 2005 年首次工作會議中明訂主要之研究物質為(1) 臭氧(O₃)、(2)懸浮微粒(PM)、(3)汞(Hg)與(4)持久性有機污染物(POPs)。

本小節就持久性有機污染物 (POPs) 之傳輸模式發展說明國際現況，POPs 長程傳輸的主要二項因子為溢散之化學物質比例在一定『距離』內，在大氣中的停留時間。一般探討長程傳輸主要以『傳輸距離』、『旅行距離的特性』、『空間範圍』，此外 POPs 的半衰期也是考慮之參數之一。所有 LRT 的探討均需以發生源的位置及大氣氣象條件為基礎，再配合上述各項可能因子而定。

在探討 LRT 的篩選初期，經常以簡單的質量平衡模式為模擬工具，該法僅需較小量之計算分析。若進一步求得較為精確值則須將空間變化之因數納入探討。一般而言，POPs 的長程傳輸研究需由連續式的長期監測，提供及分析相關之因子，然長期監測需有法令上之效效力方能有效具體規模的監測，例如氣候變遷與環境之研究。因此，短期的監測研究配合既有歷史資料與其他非直接之監測結果（例如底泥及冰核樣本）作為 LRT 研究之基礎，為目前較常應用之研究。此外，傳輸機制的研究，由實驗室或現地調查，探討介質交換，量測化學物質之物化特性，作為化學物之傳輸及宿命分析之依據，由此建構模式所需之各項參數，作為進一步 LRT 模擬之研究之設計參數。

在 OECD 及 UN 依「質量平衡」原則及「封閉系統」之假設條件下，所發展之模式如 BETR-Global 與 G-CIEMS (MacLeod *et al.*, 2005; Suzuki *et al.*, 2004)，其參數包含化學物質在不同介質之間之交換、環境條件、化學物質之降解速率、及空間與時間之變數。

更詳細的描述空間與時間參數之 POPs 長程傳輸，可以藉由化學傳輸模式 (chemical transport models, CTMs) 而達成。根據 Seinfeld and Pandis (2006)，固定一定範圍之研究樣區，而模擬污染物流經之情形即 Eulerian 模式，該模式可視為通量在一定網格之流通，著重於介質間之動態預測，評估表層及大氣條件之變數 (multi-compartment chemical transport models, MCTMs)，依此原理開發之模

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

式如 MPI-MCTM (Lammel *et al.*, 2001; Semeena and Lammel, 2003), CAN-POPs (Gong *et al.*, 2003), MSCE-POP (Gusev *et al.*, 2005), and CanMETOP (Ma *et al.*, 2003)。

由污染物質的流經途徑而進行模擬的 Lagrangian 模式，特別著重於分析污染物於大氣中隨時間傳送之變化，其可應用於時間前後之模擬，污染物傳輸以其由發生源之各項條件模擬可能路徑，但不包含模擬途徑中二次發生源所造成之影響，例如土壤、海洋之再溢散與原探討之一次污染物之關係。圖 15 為一般 POPs 污染物流布評估之架構，包含溢散源調查、環境監測、資料庫建構、模式發展、模式分析、模式修正及模擬應用。而其結果則作為探討發生源與接受源關係界定污染傳輸之範圍及污染傳輸趨勢等。

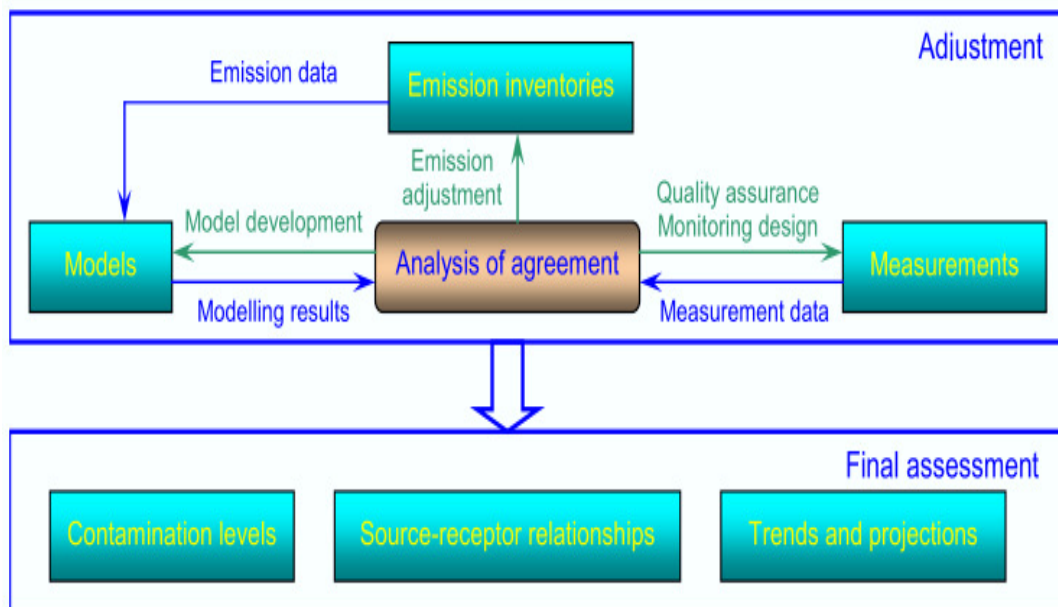


圖 15 POPs 污染流布評估模式之建置

資料來源：(Hemispheric Transport of Air Pollution 2010. Part C - Persistent Organic Pollutants Air Pollution Studies No.19)

綜和國際上有機污染物之傳輸研究顯示，持久性有機污染物因其對人體及生態之影響受時間尺度連續性，及可傳輸之特性也就是在環境介質之流動與擴散之空間特性。因此國家公園等生態保護區域，雖未有工業及除遊憩之外的大量人為活動，然考量以全球性的大尺度傳輸對生態所造成之影響，國家公園應依圖 15

的流布模式原則，建立生態系持久性有機/無機污染物長期監測計畫，除收集環境介質如土壤、底泥、動植物之樣本，分析持久性污染物如戴奧辛、多環芳香烴、汞之環境流布資料庫，且同時應收集園區及國內區域代表性之氣象資料作為傳輸模式之參數資料庫，最終得以建立「污染物濃度分級」、「污染源與受體之關係模式」及「污染物趨勢及傳輸途徑分析」等三項模式整合並建置「國家公園生物災害風險暨生態健康評估之生態風險評估與管理系統」，可提供國家公園管理處生態風險永續管理規劃之依據。

參、太魯閣鄰近區域之氣象分析

根據過去氣象資料研究顯示，台灣北部與東部之近地面與高層風關係之研究顯示台灣北部與東部近地面層冬季東北東風或東北風始於每年10月到翌年5月，其中10月到翌年2月為盛行風最大時期。每年12月至翌年2月在北部與東部地區因受高空西風增強和往下延伸之影響，近地面冬季風層厚度縮在925 hPa以下，強度因此減弱。冬季時，高層西風從10月可延續至翌年6月左右，北部高層西風強度較東部強且持續較久；而夏季時，台灣北部與東部高空之平均夏季風都很微弱，兩地近地面層與高空每年僅有夏季風稍強，而太平洋副熱帶高壓於每年7月至8月增強，並向西延伸、壟罩台灣(蒲金標，2006)。

因此台灣地區西風帶所挾帶之PAHs，為進入太魯閣樣區影響因素之一，由於台灣西部地區為人為活動與工業活動最密集之區域，排放之PAHs達到高層西風帶時，PAHs會沉降至樣區內，因此樣區內探討盛行風之機制應納入近地面風場與高空風場之影響。由上述案例及文獻結果，太魯閣國家公園內因盛行風場之關係，園內PAHs藉由大氣傳輸沉降是不可忽視的影響因素。本研究收集中央氣象局設置之6座區域性氣象觀測站，分別為新竹站、宜蘭站、台中站、日月潭站、花蓮站、高雄站，測站位置之基本資料列如表4，選取該六個測站之目的在呈現國內主要人口密集都市或工業發展規模較大之地區，分析該六區可提供北、中、南、東及中央山脈區域，其代表性可作為探討不同污染源之流布途徑分析。共蒐集2000~2010年之風向、風速資料繪製成風花圖分析盛行風向，一年中分為二個

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

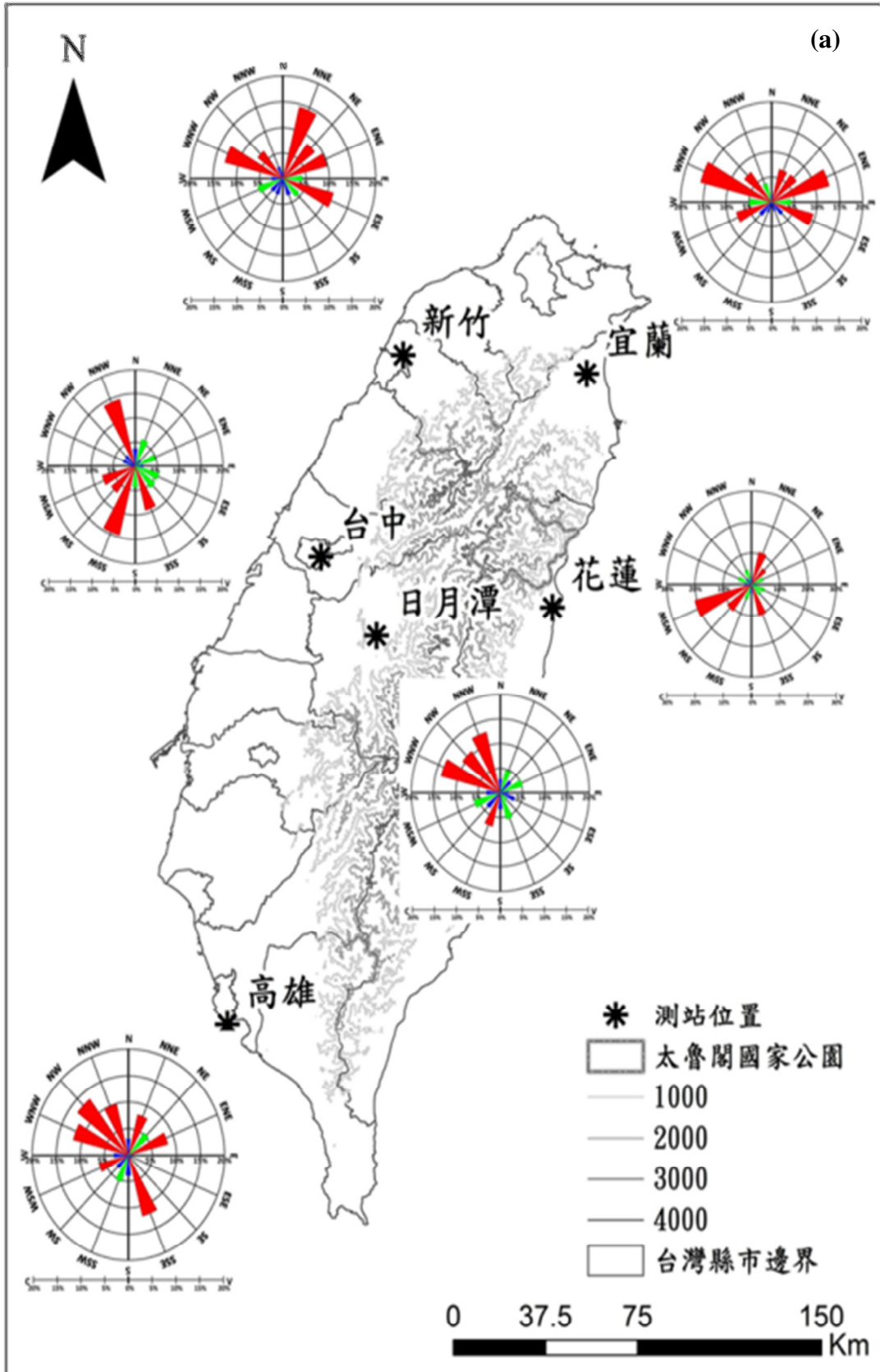
主要時間分區。本研究假設台灣大型工業區之地區為可能的燃燒污染源，因此可能之污染點源如竹苗工業區或科技園區、台中火力發電廠及中部各工業與科技園區、台南與高雄工業區或科技園區、宜蘭工業區與花蓮和平火力發電廠作為污染源假設，分析出 6 座氣象站區域內 10 年夏季西南季風(3 月到 8 月)及冬季東北季風(9 月到次年 2 月)盛行風之現況。繪製風向示意圖如圖 16 (a)及(b)分別顯示夏季與冬季之平均風場，圖 17 則顯示含高層風切與全年盛行風之夏季西南季風。

表 4 台灣 6 座氣象觀測站經緯度資訊

測站名稱	X	Y
新竹	121.006100	24.830000
宜蘭	121.747900	24.765600
台中	120.675900	24.147500
日月潭	120.899900	23.883000
花蓮	121.605000	23.977000
高雄	120.308000	22.567900

資料來源：中央氣象局。

綜和國內外案例分析探討及十年台灣風向分析圖，結果顯示太魯閣地區的 PAHs 於山區底泥分布趨勢，確實吻合環保署於 2012 年發布新聞稿，推估春季氣流經過中南半島及中國大陸等陸地地區，其挾帶之污染物對我國影響較大，長程傳輸污染物影響區域性範圍大，造成全國性的空氣品質影響(江偉立等,2011)。顯見氣象條件變化，氣流來源與傳輸軌跡造成之監測結果變化，因此長期監測時間與空間之規劃實為研究之重點。



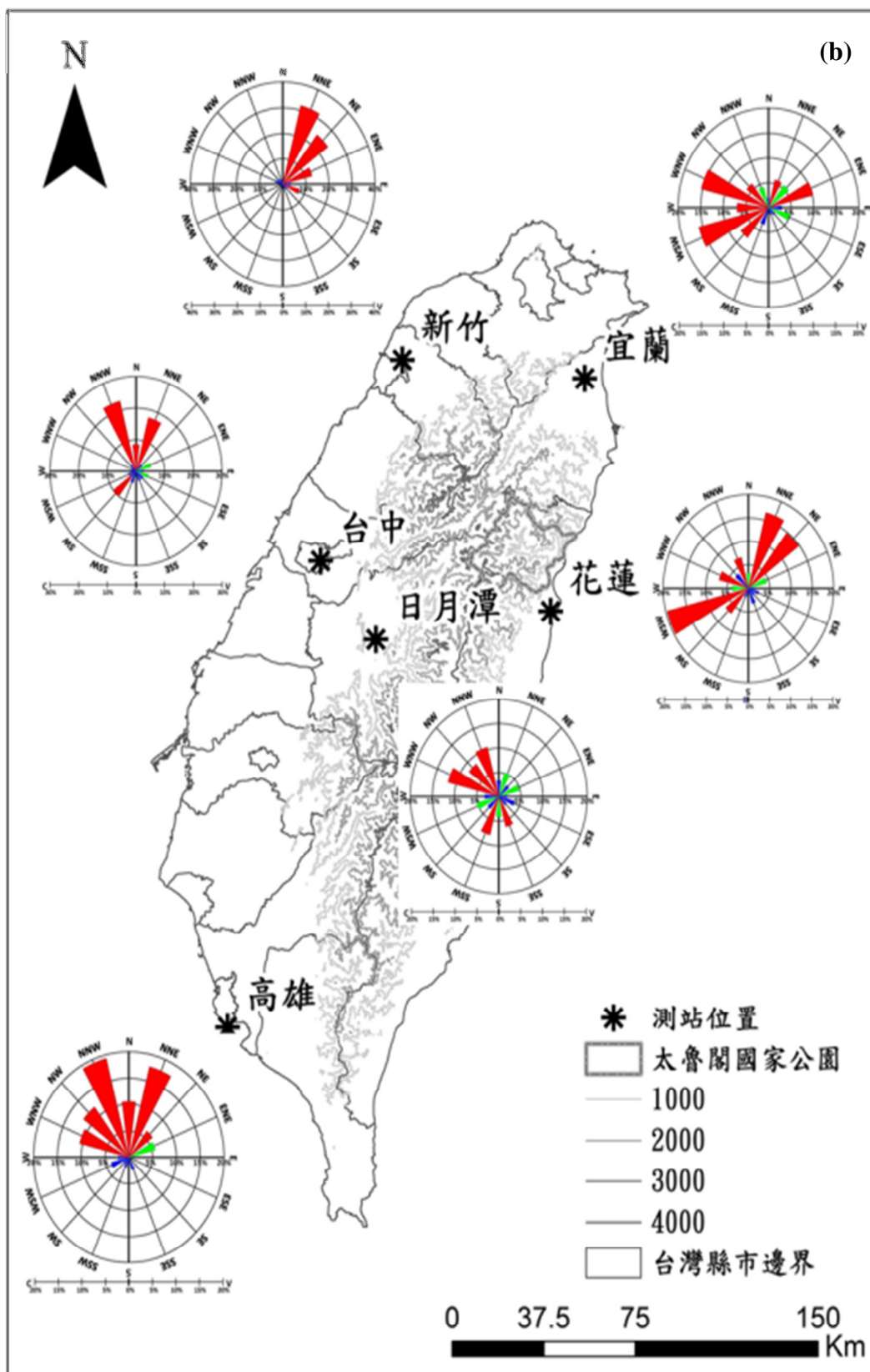


圖 16 太魯閣國家公園(a)夏季、(b)冬季風向示意圖



圖 17 夏季西南季風含高層風切與全年盛行風

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

由前述持久性有機污染物 PAHs 分布情形，可知在鄰近道路附近所測得的土壤或底泥中的 PAHs 濃度會略高於其他區域，顯示交通工具是 PAHs 在鄰近道路可能的主要來源；高海拔地區 PAHs 監測結果則顯示，長程傳輸的沉降作用在高海拔地區確實較為明顯，但其濃度尚不足以對鄰近區域造成危害。而國際間對於污染物長程傳輸之相關研究、監測等，其重要性已有許多參考的文獻，可應用於具體規劃。

聯合國於 2004 年成立空氣污染物長程傳輸協議 LRTAP Convention，已有 51 個國家簽署參與，該協議訂有一系列相關工作報告及準則，作為各國研究團隊與組織參與監測作業標準，同時在 2005 年的時候更以臭氧、懸浮物質、汞為主要的監測對象，目前各國依照聯合國空氣污染物長程傳輸協議(LRTAP)分別進行監測，建立資料庫數據的共用及經費的申請與合作。未來太魯閣國家公園，可以歷年研究之資料庫整合，會同國內其他高海拔之國家公園共同建立環境監測站，主動提供並參與每年工作會議，實質以研究及技術經驗分享並協助建立亞洲地區重要監測據點，將監測之結果輸入國際資料庫共享，並與國際長程傳輸資料庫接軌，分享監測結果取得國際資訊，共同發展長程傳輸模式及管理機制。

第四節 研擬生態風險評估計畫

本研究規劃為生態系經營管理之持久性毒物生態風險評估之第三年研究計畫；第一年(2010年)全面調查重金屬(鋅(Zn)、銅(Cu)、鉛(Pb)、鎘(Cd)、鉻(Cr)、汞(Hg)及砷(As))在環境中之流布現況，完成問題界定作為後續生態風險評估之依據。第二年(2011年)持續進行持久性毒物之環境流布監測，篩選生態系影響最具累積性及敏感之持久性毒物(壓力源)，將調查結果應用於生態風險評估第二階段，完成生態風險之概念模式建置。本年度則以概念模式與持久性毒物調查結果為基礎，進展至生態風險評估之分析階段-暴露評估，探討環境品質與哺乳動物之關係，可為生態系研究之重要指標，並整合近三年研究成果及既有公開資訊，於國家公園環境敏感區域中，運用已完成之污染物流布分析結果，製作園區內之污染地圖，探討環境中持久性毒物對生物體之影響。

壹、暴露評估

依據本研究 2011 年所規劃之概念模式圖(圖 18)，包含可能污染源、污染釋出模式、暴露介質、暴露途徑、可能受體，顯示土壤、底泥為首要污染源，持久性毒物經空氣沉降後，經暴雨徑流累積於土壤、底泥，主要由小型哺乳動物進食時攝入或接觸，並藉食物鏈作用形成生物累積及放大作用，故本研究應用此概念模式做為問題界定之最終結果。而由近三年研究調查結果，可知本研究壓力源為重金屬及 PAHs，污染來源包含現地污染及大氣長程傳輸，評估終點則訂定為食物鏈底層之小型哺乳類動物。由於小型哺乳類無論為食草性或食蟲性，皆以全生物體脂濃度作為暴露評估，較目標器官為顯著與重要，其中鼠類雖非掠奪者最佳之首選食物來源，然因其總量多與分布廣，為最適宜之研究對象，應用於本研究之假設與比較，可具體提供國家公園生態系研究之極佳探討。

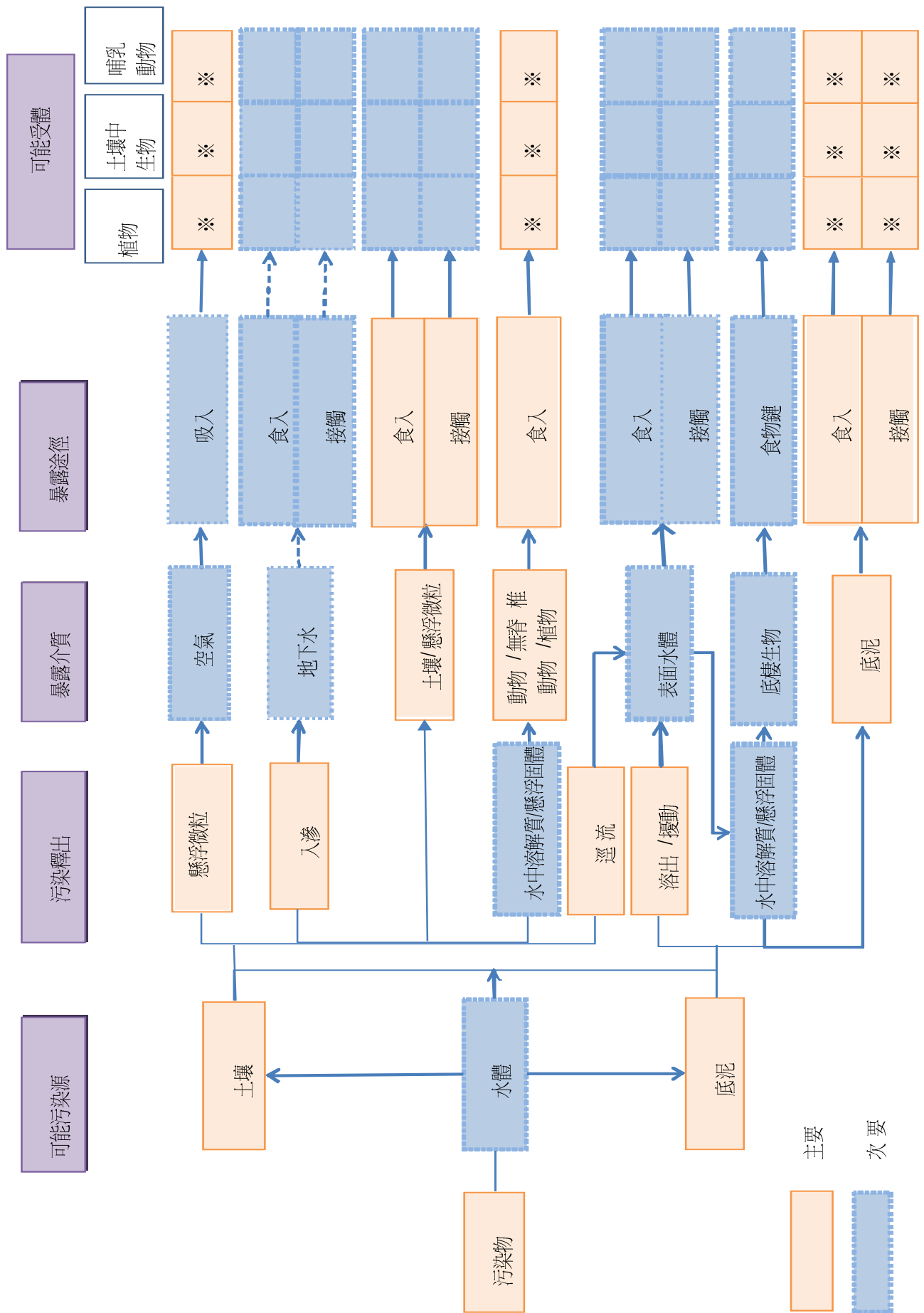


圖 18 太魯閣國家公園高海拔環境敏感區之生態風險概念模式

一、暴露評估概念模式

風險評估中分析階段之暴露評估為本年度之重點，由於 PAHs 僅有一年之資料，因此，本研究選擇已累積有 3 年數據之重金屬為壓力源，評估終點訂定為高山田鼠，依重金屬之物、化特性及高山田鼠之生態習性進行可能污染源、暴露介質、暴露途徑之假設(圖 19)：可能污染源包含其主要食物-植物與活動範圍內會有大面積接觸之土壤，由於土壤中之污染物會因動物之直接攝取或經植物生長所吸收，故污染物會因生物之攝食及生長所需而進入至生物體內，為其傳輸機制暴露途徑，且依 2010 年研究成果指出，立霧溪流域於乾季及高海拔地區水體之重金屬鉛及鎘皆低於偵測極限，鋅、鉻及銅雖有測得，但僅立霧溪濕季水體樣本所測得之銅平均濃度高於「地面水體分類及水質標準」中之「保護人體健康相關環境基準」(環保署，1998)，故水中重金屬不納入動物重金屬暴露途徑。此外，動物在食用地表植物時，會攝入少量土壤，故植物及土壤之食入列為主要暴露途徑，暴露介質則為高海拔地區之土壤及底泥。

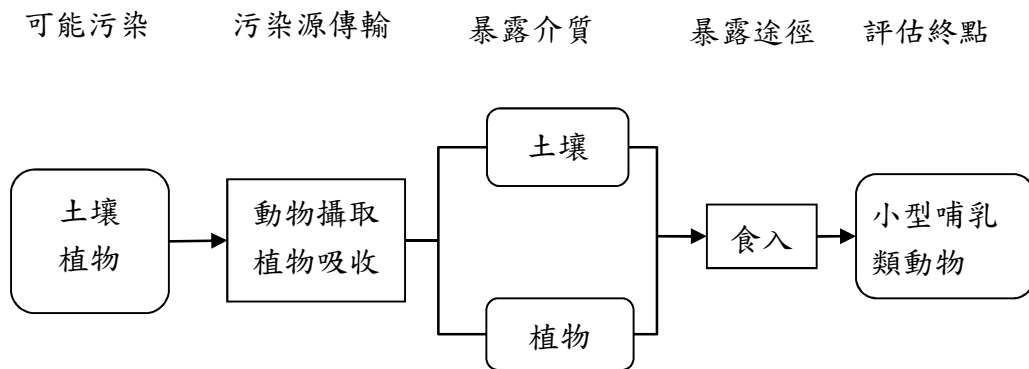


圖 19 暴露評估概念模式

二、暴露評估

本研究續依據前述暴露評估概念模式，參考美國環保署於 2005 年制定之 Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (USEPA, 2005)，針對土壤中之污染物，對於生態系統可能造成之危害訂有其計算公式，制定之相關計算公式，使用各金屬 TRV (Toxicity Reference Value) 值計算其危害商數 (HQ, Hazard quotient)，探討高海拔地區重金屬對當地棲息之小型哺乳類動物產生之危害。說明如下。

$$HQ = \frac{Exposure\ Dose}{TRV}$$

式中：

- HQ = 土壤中重金屬之危害商數 (Hazard quotient for contaminant, unit ness)
- Exposure Dose = 每日暴露劑量 (mg / Kg bw / day)
- TRV = 野生動物對毒性化學物值之可忍受之濃度值 (Wildlife Toxicity Reference Values, mg / Kg bw / day)

故本研究則引用草甸田鼠針對各項重金屬之 TRV 值，作為模擬高山田鼠 HQ 計算之計算參數，鎘、銅、鋅及鉛之 TRV 值分別為 0.77、5.6、75.4 及 4.7 mg / Kg bw / day (USEPA, 2005)。

暴露劑量之計算公式如下，並說明參數定義。

$$Exposure\ Dose = (Soil_j \times P_s \times FIR \times AF_{js}) + (\sum_{i=1}^N B_{ij} \times P_i \times FIR \times AF_{ij}) \times AUF$$

式中：

- Soil_j = 土壤中之第j種重金屬濃度 (Concentration of contaminant (j) in soil, mg / Kg dry weight)
- N = 攝食食物中之食物種類數量 (Number of different biota types in diet)
- P_s = 土壤佔攝食食物之比例 (Soil ingestion as proportion of diet, %)
- FIR = 食物攝取率 (Food ingestion rate, Kg food / Kg BW / day)
- AF_{sj} = 從土壤中吸收第j種污染物質的比例 (Absorbed fraction of contaminant (j) from soil (s), 進行模擬時，假設為1, unit ness)
- B_{ij} = 第i種食物(植物)中，第j種重金屬之濃度 (Concentration of contaminant (j)

in biota type (i), mg / Kg dry weight)

P_i = 植物佔攝食食物之比例(Proportion of biota type (i) in diet, %)

AF_{ij} = 從植物中吸收第j種污染物質的比例 (Absorbed fraction of contaminant (j) = from biota type (i), 進行模擬時, 假設為1, unit ness)

AUF=土地利用因子 (Area use factor, 進行模擬時, 皆假設為1, unit ness)

為模擬計算在高海拔地區棲息之小型哺乳類動物每日經攝食行為之重金屬暴露劑量, 本研究以小風口、石門山、小奇萊及月型池之土壤及植物作為食物之暴露來源, 並依高山田鼠對於植物喜好之食用部位, 假設各部位之食用比例計算其重金屬之暴露劑量。經採用不同土壤食入比例(P_s 分別為 2.0%及 4.0%)及植物食入比例(P_i 分別為 98.0%及 96.0%)計算各棲息地中各項重金屬之暴露評估結果, 發現鎘及銅之危害商數以小風口最高, 而鋅之危害商數則以石門山最高, 鉛則以小奇萊計算後之危害商數最高。且各棲息地銅、鋅及鉛之危害商數皆隨土壤食入比例越高, 危害商數則越高, 小風口及石門山之鎘亦有相同趨勢, 但小奇萊及月型池之鎘卻呈相反趨勢, 土壤食用比例越高, 鎘之危害商數越低, 說明如表 5。

表 5 依不同「土壤食入比例 P_s 」及「植物食入比例 P_i 」之暴露評估結果

	地區	鎘 (TRV=0.77)		銅 (TRV=5.6)		鋅 (TRV=75.4)		鉛 (TRV=4.7)	
		$P_s=2.0\%$	$P_s=4.0\%$	$P_s=2.0\%$	$P_s=4.0\%$	$P_s=2.0\%$	$P_s=4.0\%$	$P_s=2.0\%$	$P_s=4.0\%$
		$P_i=98.0\%$	$P_i=96.0\%$	$P_i=98.0\%$	$P_i=96.0\%$	$P_i=98.0\%$	$P_i=96.0\%$	$P_i=98.0\%$	$P_i=96.0\%$
暴露劑量	小風口	0.0226	0.0227	0.613	0.648	4.197	4.243	0.749	0.783
	石門山	0.0142	0.0145	0.575	0.601	4.273	4.340	0.603	0.641
	小奇萊	0.0113	0.0111	0.361	0.367	2.372	2.378	0.892	0.903
	月型池	0.0046	0.0045	0.310	0.313	1.961	1.964	0.572	0.583
危害商數	小風口	0.029	0.0295	0.109	0.116	0.0557	0.0563	0.159	0.167
	石門山	0.018	0.0188	0.103	0.107	0.0567	0.0576	0.128	0.136
	小奇萊	0.015	0.0147	0.064	0.066	0.03145	0.03153	0.190	0.192
	月型池	0.006	0.0059	0.055	0.056	0.02601	0.02605	0.122	0.124

說明：暴露劑量及 TRV 之單位：mg/Kg/day, 危害商數無單位

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

另依不同「食物攝取率(FIR)」計算各棲息地中各項重金屬之暴露評估結果，食物攝取率以草甸田鼠進行假設為 0.325 g/g-day (USEPA, 1993)，與美國環保署 (USEPA, 2005) 報告中草甸田鼠之食物攝取率為 0.0875 g/g-day。發現鎘及銅之危害商數以小風口最高，而鋅之危害商數則以石門山最高，鉛則以小奇萊計算後之危害商數最高，說明如表 6。

因小型哺乳類動物在啃食植物時，因植物各部位之重金屬濃度皆不相同，故啃食植物部位之比例不同時其重金屬暴露亦會有所差異。為了解高山田鼠啃食植物之部位不同，其所遭受到之重金屬劑量及其危害是否會有不同，進一步以不同「植物食用部位比例」計算每日暴露劑量及危害商數，考量高山田鼠主要食用植物之部位以莖與葉為主，故本研究依據其飲食偏好，將高山田鼠食用植物各部位之食用比例進行假設，將莖之食用比例假設為 5%與 25%，相對葉之攝食比率則為 95%與 75% (表 7)。結果鎘及銅之危害商數以小風口最高，而鋅與鉛之危害商數分別以石門山、小奇萊最高。若比較不同植物食用部位食用比例，可發現小風口及石門山之葉部食用比例越高時，其危害商數亦越高，但小奇萊及月型池則呈現相反趨勢，當葉部食用比例越高時，其危害商數則越低。

表 6 依不同「食物攝取率 FIR」計算之暴露評估結果

元素	FIR	暴露劑量				危害商數			
		小風口	石門山	小奇萊	月型池	小風口	石門山	小奇萊	月型池
鎘	0.325	0.084	0.053	0.041	0.017	0.109	0.069	0.054	0.022
	0.0875	0.023	0.014	0.011	0.004	0.029	0.019	0.014	0.006
銅	0.325	2.355	2.195	1.355	1.159	0.420	0.392	0.242	0.207
	0.0875	0.634	0.591	0.365	0.312	0.113	0.106	0.065	0.056
鋅	0.325	15.691	16.019	8.823	7.290	0.208	0.212	0.117	0.097
	0.0875	4.225	4.313	2.375	1.963	0.056	0.057	0.032	0.026
鉛	0.325	2.857	2.324	3.337	2.151	0.608	0.495	0.710	0.458
	0.0875	0.769	0.626	0.898	0.579	0.164	0.133	0.191	0.123

說明：FIR 單位：g/g-day，暴露劑量單位：mg/Kg/day，危害商數無單位

表 7 依不同「植物食用部位比例」計算之暴露評估結果

	地區	鎘 (TRV=0.77)		銅 (TRV=5.6)		鋅 (TRV=75.4)		鉛 (TRV=4.7)	
		莖=25%	莖=5%	莖=25%	莖=5%	莖=25%	莖=5%	莖=25%	莖=5%
		葉=75%	葉=95%	葉=75%	葉=95%	葉=75%	葉=95%	葉=75%	葉=95%
暴露劑量	小風口	0.023	0.024	0.634	0.671	4.225	4.416	0.769	0.824
	石門山	0.014	0.015	0.591	0.603	4.313	4.628	0.626	0.675
	小奇萊	0.011	0.009	0.365	0.288	2.375	2.310	0.898	0.763
	月型池	0.0045	0.0038	0.312	0.275	1.963	1.765	0.579	0.576
危害商數	小風口	0.029	0.031	0.113	0.120	0.056	0.059	0.164	0.175
	石門山	0.019	0.020	0.106	0.108	0.057	0.061	0.133	0.144
	小奇萊	0.014	0.012	0.065	0.051	0.032	0.031	0.191	0.162
	月型池	0.006	0.005	0.056	0.049	0.026	0.023	0.1232	0.1226

說明：暴露劑量及 TRV 單位：mg/Kg/day，危害商數無單位

綜合上述重金屬暴露危害商數之結果，無論棲息地為何，銅、鋅及鉛之危害商數皆隨土壤食入比例呈現正相關，當土壤食入比例越高，危害商數則越高，鎘在小風口及石門山之亦有相同趨勢，但於小奇萊及月型池卻呈相反趨勢。而以食物攝取率來看，假設為 0.325 g/g-day 時，所計算之危害商數最高，但若以 0.0875 g/g-day 進行計算，其危害商數則為最低值。棲息於小風口及石門山之高山田鼠，其葉部食用比例與危害商數呈現正相關，即當葉部食用比例越高（95%）時，其危害商數亦越高；但小奇萊及月型池葉部食用比例與危害商數則呈現負相關，即當葉部食用比例越高時，其危害商數則越低。推論因土壤中重金屬濃度之影響較植物明顯，而有差異。

從暴露評估計算結果可知，太魯閣國家公園高海拔四個假設棲息地中，各項重金屬暴露評估結果以鉛之危害商數相對而言較高，其次為鋅，以鎘為最低。顯示在高海拔地區，無論高山田鼠之棲息地為何，鉛所造成之危害均較其他三項為高。目前四項重金屬之危害商數皆未大於 1，推測高海拔地區之土壤及植物中重金屬平均濃度暫不會對高山田鼠產生立即嚴重之負面影響，但因各區計算結果具有相同之趨勢，且環境中特別是土壤及底泥因其環境累積之特性，長期而言仍有持續監測持久性毒物之必要。而鉛所造成之危害較其他三項重金屬為高，除人類活動或交通行為所造成之鉛污染外，經由長程傳輸機制沉降之重金屬，應規劃擬

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

定生態風險評估制度，提供未來環境資源部對整體國家環境品質之整體環境管理及建置預警系統之參考。

貳、太魯閣國家公園高海拔地區污染地圖建立

風險地圖可以幫助許多研究環境的學者探索環境壓力源等污染物對於自然空間所造成的影響。已有文獻應用風險地圖於風險管理計畫，其中 Lahr and Kooistra (2010) 說明了常見之各類污染物地圖即由「污染地圖」、「潛在風險地圖」、「污染物流布區域圖」、「評估終點生物分布圖」及「污染源(或壓力源)分布圖」所組成，而各類地圖之繪製均為模式或現場調查資料所彙整而成，近幾年來，地理資訊系統(Geographic Information Systems, GIS)的發展對於空間解釋與環境資訊(資料)分析有很大的幫助(Lahr and Kooistra, 2010)，運用地理資訊系統(GIS)結合宿命分析或各類流布預測模式，所呈現之結果可分別訂出「單一壓力源」或「結合多種壓力源」。因此風險地圖之繪製，除可強化風險管理計畫之實施，亦可有效幫助風險溝通之達成。

本研究現階段採用風險地圖中之污染地圖模式呈現持久性毒物在環境中之流布狀況，污染地圖主要為測量或預測地圖中區域內的污染等級地圖。污染地圖應用可分各種面向，例如界定污染區作為後續整治與求償、規劃污染區之範圍依污染程度作為管理政策規劃、污染物環境流布影響與生態系暴露評估、生物災害風險探討等。

常用之污染物分布空間之工具為以地理統計推估污染物空間分布受到資料分布型態、空間變異及採樣位置的影響，有線性內插法(Linear)、自然鄰點法(Natural neighbor)、克力金法(Kriging)等方法可供使用者選擇。由於克力金法常使用於土壤質地的內插，並能考慮到空間變異之地質統計特性，故節省資料的輸入時間。因此，一般常用克力金(Kriging)推估法但是若土壤污染達臨界值(cutoff value)則推估誤差較大，需結合統計之方法進一步修正。因此，發展出空間內插法應用於污染預測方面，如一般克力金法(ordinary kriging)、簡單克力金法(simple kriging)、通用克力金法(universal kriging)等三種方法檢測以選取

最佳的模式，採用最小標準預測誤差 (standardized prediction error, SPE) 與最小均方根標準誤差 (root mean square standardized error, RMSS) 為相互檢驗的標準。國內最近之研究案例之一，如台南市安順地區的中石化工廠舊廠區與鄰近地區的土壤污染 (戴奧辛與汞)，該研究顯示戴奧辛選擇的通用克利金法，以 RMSS 較小的值選取半變異元模型，戴奧辛以球面模型最接近 1 (RMSS 為 1.515)；而汞則是一般克利金法，由於不同模型的 SPE 值都非常小，差距非常小，在風險評估之考量上以選取的是指數模型 (RMSS 為 1.605) (江博煌等，2006)。

本研究以太魯閣園區近年環境中重金屬流布範圍，進行暴露評估之探討，已於前述小節中分別就高山田鼠於高海拔地區進行暴露劑量與危害商數分別試算。透過污染濃度之調查繪製，及暴露評估之模擬及配合劑量效應評估，後續可應用於完成風險地圖(如圖 20)。

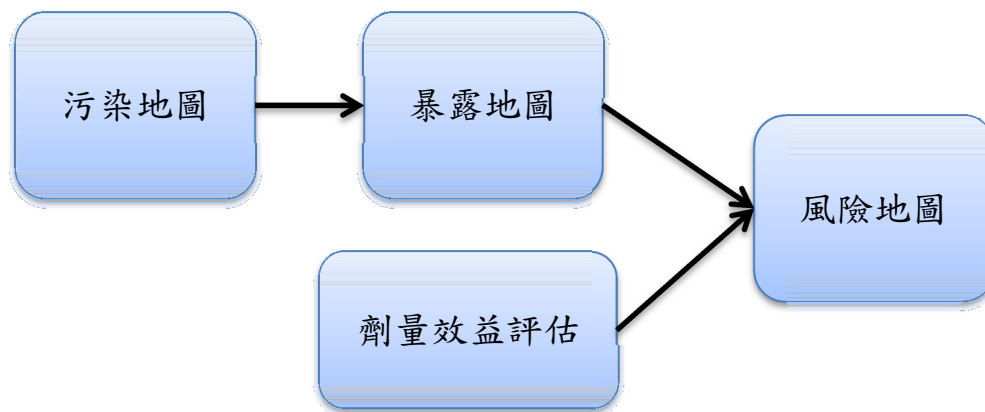


圖 20 風險地圖繪製流程

資料來源:參考 Lahr and Kooistra (2010)

本研究以近年於高海拔所監測之土壤重金屬監測結果，應用自然鄰點法 (Natural Neighbor) 模式應用於 GIS 繪製污染地圖在可監測重金屬之土壤 (Facchinelli *et al.*, 2001)上繪製污染地圖，本法是相類似於 IDW 法採權重法應用已知濃度之點位，而進一步推估其餘空間分布之預測值。

經採自然鄰點法推估園區內重金屬空間分布，分別為鉛(Pb)、鋅(Zn)、鉻(Cr)、鎘(Cd)、銅(Cu)之污染流布地圖 (如圖 21~圖 25)，顏色越深的區域表示其重金

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

屬濃度越高，海拔高度由右至左遞增。從整體而言，除鉛(Pb)以外，鋅(Zn)、鉻(Cr)、鎘(Cd)、銅(Cu)之重金屬濃度以新白楊區域均值最高，其次為合歡山區與西寶地區。鉛(Pb)污染地圖中則是以西寶、合歡山區濃度為最高。鉛除了交通運輸及長程傳輸為近數十年來之主要可能發生源，而其可空間分布模擬結果吻合該區域之使用開發現況，因中橫台八線為主要之台灣東西相交通幹線之一，因此模擬結果可說明土地利用現況。

新白楊、合歡山區（合歡農場）、西寶此三樣區皆為耕作的農業區，其中新白楊地區與西寶為長年的農耕區，長期的施用農藥與肥料會使土壤中重金屬濃度累積增加，以西寶地區土壤為例，無論是慣行或轉作農田土壤鋅(Zn)、鉻(Cr)、鎘(Cd)、銅(Cu)之重金屬濃度皆有遞增趨勢。合歡山區重金屬濃度較高則是否可能因合歡農場影響所致，仍須未來長期及擴大監測範圍方能下定論。

根據文獻之研究結果均指出重金屬在土壤中較不易移動，除因自然因素如土石崩塌，或人為排課土外，因此主要探討其餘空間垂直累積分布狀況為研究之內容，然而少數之重金屬可因長程傳輸而流布於環境中如汞與鉛，則需結合空氣模式探討其空間分布，該項研究則需更進一步的監測範圍監測點，並結合第三節長程傳輸模式，可更具體分析污染物來源、可能之受體、暴露評估與風險評估，最後則可應用與國家公園之生物災害風險分析與生態風險管理政策之研擬。

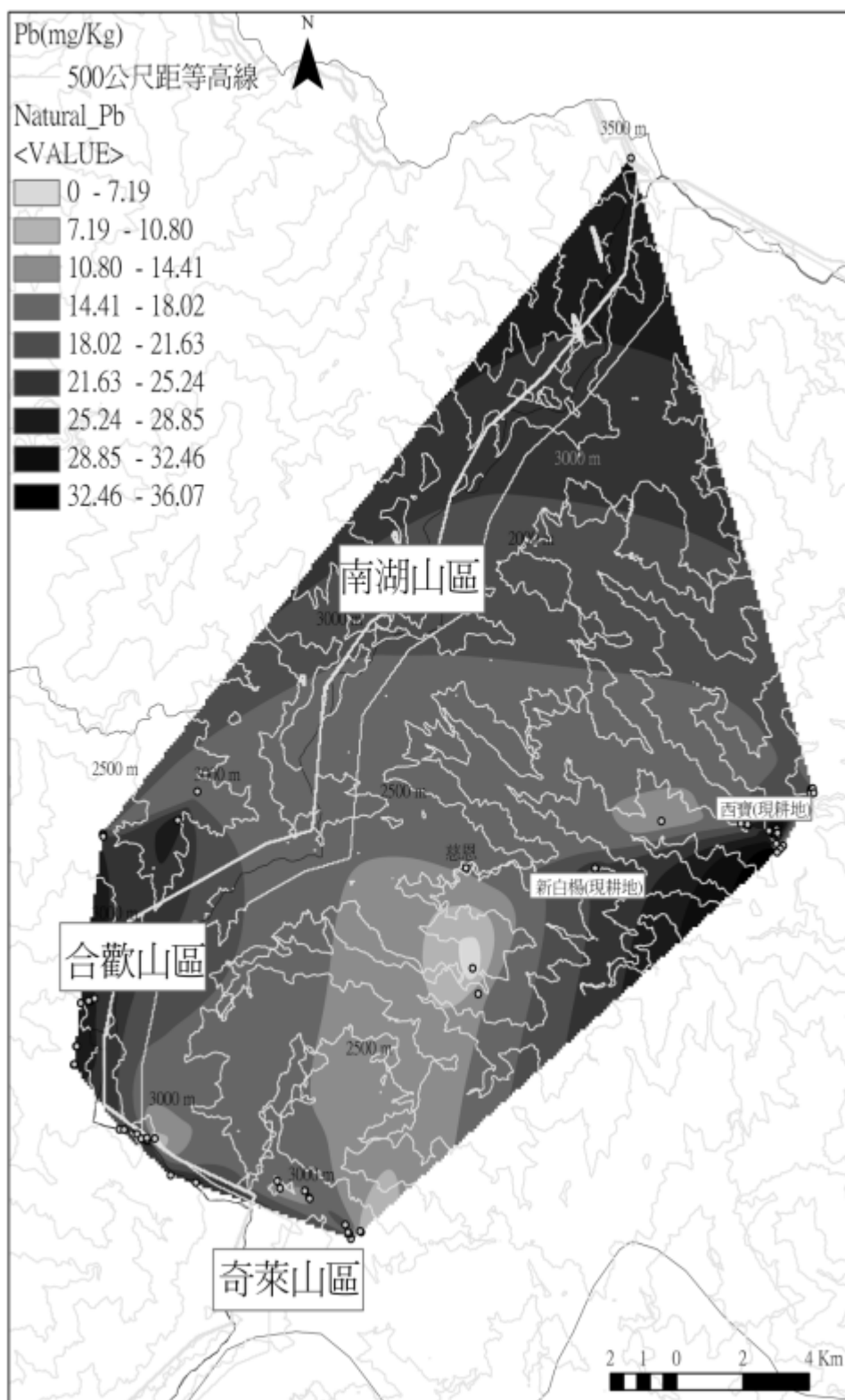


圖 21 鉛(Pb)污染流布地圖

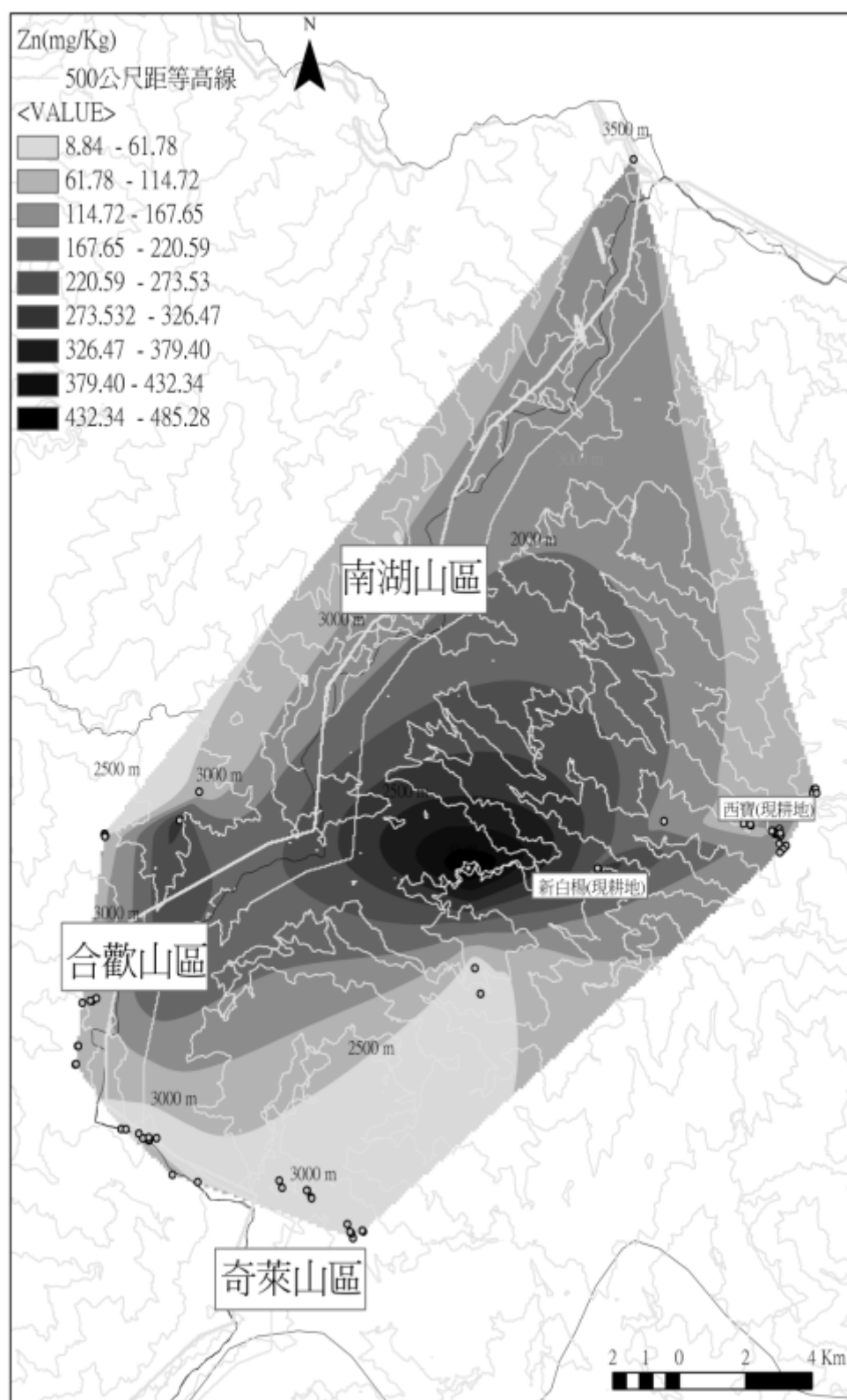


圖 22 鋅(Zn)污染流布地圖

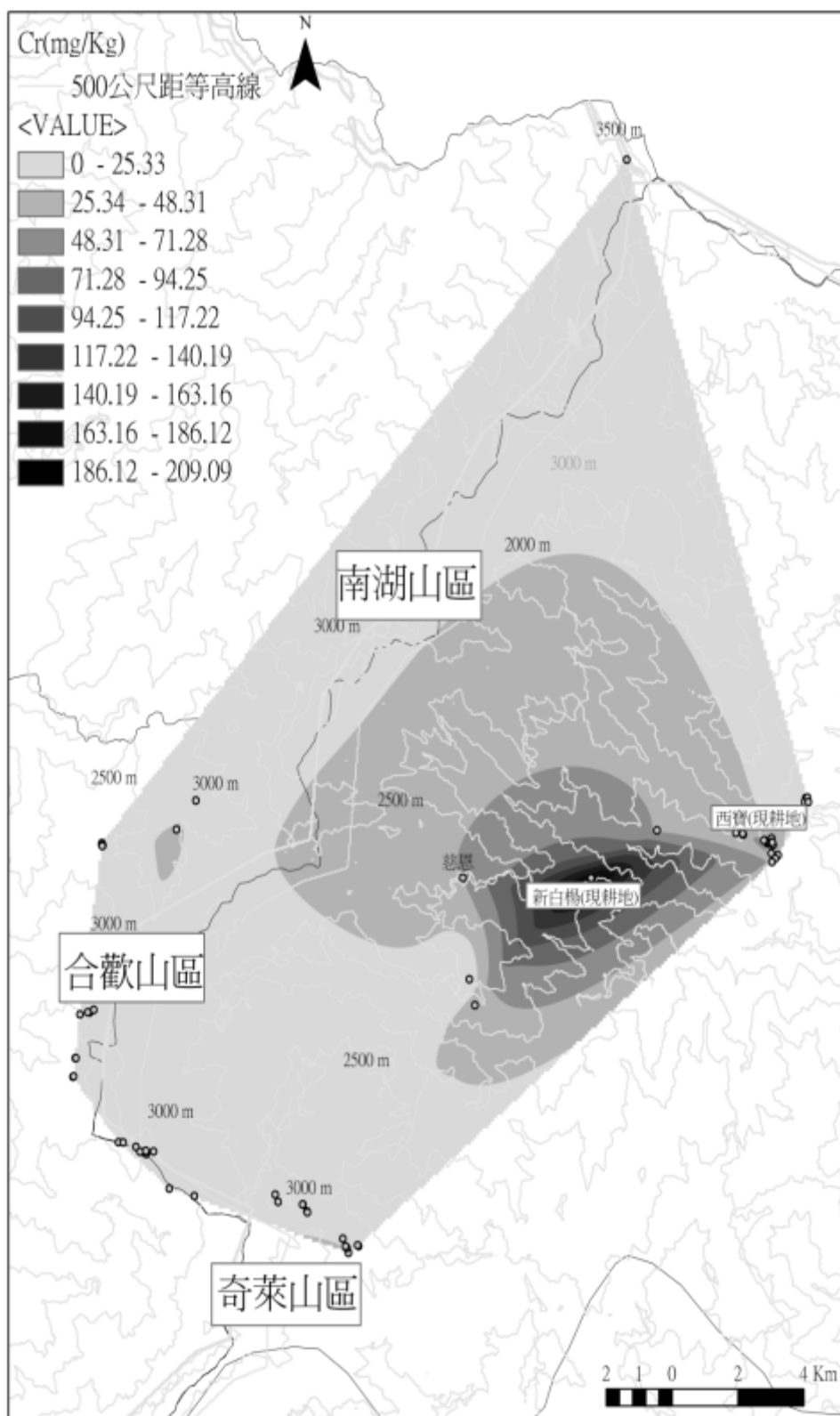


圖 23 鉻(Cr)污染流布地圖

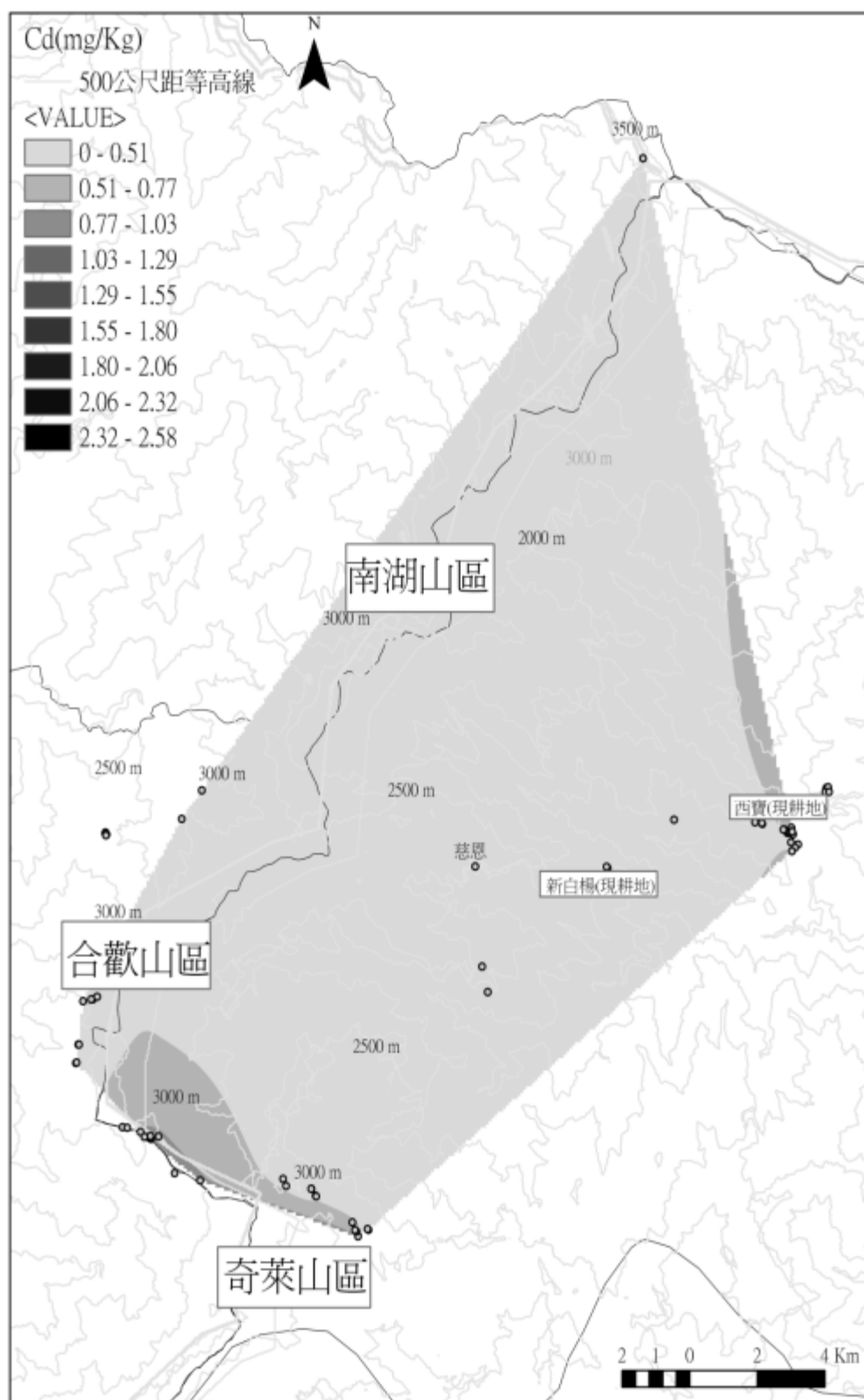


圖 24 鎘(Cd)污染流布地圖

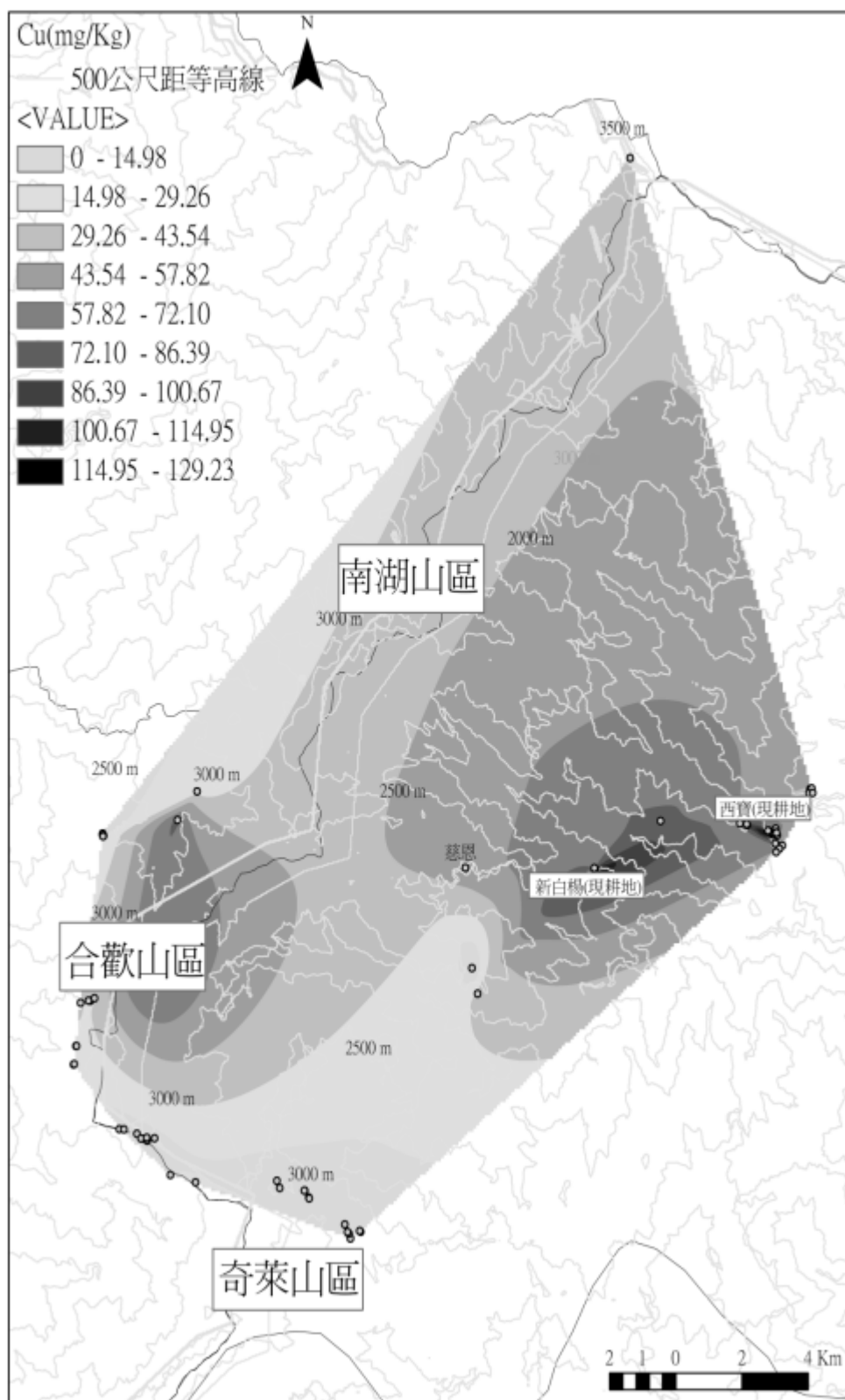


圖 25 銅(Cu)污染流布地圖

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

第五章 結論與建議

本年度計畫主要研究內容包含：(1)國家公園內陸域環境中持久性污染物累積流布之影響；(2)分析太魯閣國家公園內持久性污染物長程傳輸作用機制；(3)建置生態風險評估計畫及持久性毒物於生態系之流布；及(4)建立高海拔之生態風險地圖，以完成太魯閣國家公園內持久性污染物長程傳輸模式，與規劃國家公園陸域環境中持久性毒物生態風險管理計畫之目的，各項目研究內容之結論分述如下：

第一節 結論

- 一、 今年度西寶地區農田土壤重金屬檢測結果，有機轉作之農地土壤鉻、銅略高於慣行農法。彙整三年(2010~2012年)調查結果，則鉛、鎘呈現略為上升的趨勢，且今年測得鉻、銅及鋅為歷年最高值，推測土壤中之鉛與鎘有逐年累積的趨勢，故有持續監測之必要性。
- 二、 本年度新增之植物重金屬檢測，共分析 37 個樣本，分析結果顯示不論在高海拔地區或西寶地區，皆以根所測出的濃度最高。西寶地區雖然分析植物種類不同，但可發現重金屬在不同植物部位累積的趨勢相同，且不同植物種類其各項重金屬之分布趨勢類似，顯示該區植物物種對重金屬累積趨勢相同，但進一步之生長代謝趨勢則需另行規劃樣區深入研究。高海拔山區植物重金屬分析結果亦顯示以根部所測出重金屬最高，而葉次之、莖最低。
- 三、 動物體重金屬共計分析 16 個樣本，無論哺乳類動物之體型大小，皆可測得鎘、鉻、銅及鋅，且大型哺乳類動物體內之濃度高於小型哺乳類動物，呈現明顯之生物累積與放大效應。由國外文獻及案例可知，食物鏈位階的高低與動物體內的重金屬呈現正

相關，且人為活動密集對小型哺乳類動物體內之重金屬累積有相當程度之影響，說明環境遭受重金屬污染時，在生物體內之累積的情形為明顯且不可忽視。

- 四、 根據西寶地區土壤 PAHs 環數百分比，主要分布在 3 環、4 環之結果，顯示此區 PAHs 之污染可能來自柴油發動機、汽油發動機，如油品之洩漏，但由於樣本數較少之緣故，尚無法做一定論，未來須持續針對此區域進行 PAHs 監測，釐清人為污染、交通工具、農地廢棄物燃燒等可能影響 PAHs 濃度之因素，以確認農地 PAHs 污染源。高海拔環境中 PAHs 環數亦以 3 環及 4 環為主，可能來源為煤油、柴油等油料燃燒物，除南湖山區外，奇萊、磐石、合歡與嘉明湖山區呈現環數分布趨勢一致，而在底泥總 PAHs 部分，南湖、合歡與奇萊山區皆超過 100ppb，且以南湖山區為最高，更呈現高於嘉明湖 100 倍之濃度，未來需進一步收集樣本及鄰近資料分析，以確認其污染源。
- 五、 動物體 PAHs 檢測計有 14 個樣本，皆取其肝臟部位進行分析，結果顯示山羌平均濃度約為 2,000 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ，而山豬之平均濃度約為 2,800 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ，呈現出高濃度趨勢。另彙整太魯閣國家公園已完成之有機毒物調查研究，顯示兩棲類之總 PAHs 濃度以西寶與天祥地區高於其他地區，而西喀拉罕溪之濃度為最低，魚類之總 PAHs 濃度以砂卡噹為最高。然因動物樣本取得不易，尚無法依據現有檢測結果確定污染源，未來需進一步收集樣本與資料以分析、探討污染可能來源與對生態系之影響。
- 六、 本年度污染物長程傳輸以 PAHs 為探討重點，並收集彙整相關案例。有關高海拔山區之 PAHs 監測，主要以土壤及底泥為監測介質，運用大氣通量模式及氣象傳輸機制分析污染物長程傳輸於高海拔之貢獻，為污染物環境流布之重要方法。綜和國內外案例分析探討及十年台灣風向分析圖，結果顯示太魯閣地區的 PAHs 於山區底泥分布趨勢，確實吻合環保署於 2012 年發布新聞稿，推估春季氣流經過中南半島及

中國大陸等陸地地區，其挾帶之污染物對我國影響較大，長程傳輸污染物影響區域性範圍大，造成全國性的空氣品質影響(江偉立等，2011)。顯見氣象條件變化，氣流來源與傳輸軌跡造成之監測結果變化，因此長期監測時間與空間之規劃實為研究之重點。

- 七、 本研究以既有之概念模式與持久性毒物調查結果為基礎，以小風口、石門山、小奇萊及月型池之土壤及植物作為食物之暴露來源，並依高山田鼠對於植物喜好之食用部位，假設各部位之食用比例計算其重金屬之暴露劑量，模擬計算在高海拔地區棲息之小型哺乳類動物每日經攝食行為之重金屬暴露劑量與危害商數。結果指出銅、鋅及鉛之危害商數皆隨土壤食入比例呈現正相關，而食物攝取率假設為 0.325 g/g-day 時，所計算之危害商數最高，若以 0.0875 g/g-day 計算，則危害商數為最低值。在四個假設棲息地中，各項重金屬暴露評估結果以鉛之危害商數相對而言較高，其次為鋅，以鎳為最低，目前四項重金屬之危害商數皆未大於 1，但因各區計算結果具有相同之趨勢，且環境中特別是土壤及底泥因其環境累積之特性，長期而言仍有持續監測持久性毒物之必要。
- 八、 本研究以近年於高海拔所監測之土壤重金屬監測結果，應用自然鄰點法(Natural Neighbor) 模式應用於 GIS 繪製污染地圖在可監測重金屬之土壤上繪製污染地圖。整體而言，除鉛以外，鋅、鉻、鎳、銅之重金屬濃度以新白楊區域均值最高，其次為合歡山區與西寶地區，鉛污染地圖中則是以西寶、合歡山區濃度為最高。鉛除了交通運輸及長程傳輸為近數十年來之主要可能發生源，而其可空間分布模擬結果吻合該區域之使用開發現況，因中橫台八線為主要之台灣東西相交通幹線之一，因此模擬結果可說明土地利用現況。此外，新白楊、合歡山區(合歡農場)、西寶此三樣區皆為耕作的農業區，其中新白楊與西寶為長年的農耕區，長期施用農藥與肥料會使土壤中重金屬濃度累積增加，以西寶地區土壤為例，無論是慣行或有機轉作農地土壤鋅、鉻、

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

鎘、銅之濃度皆有遞增趨勢。合歡山區重金屬濃度較高是否可能因合歡農場影響所致，仍須未來長期及擴大監測範圍方能下定論。

第二節 建議

建議一、進行長期之生態與環境中持久性毒物監測：立即可行且為中長期建議。

主辦機關：太魯閣國家公園管理處

協辦機關：國立東華大學

依據三年針對太魯閣國家公園中持久性毒物之調查結果顯示，重金屬流布趨勢因區域性不同呈現差異，且於現耕地(西寶)亦發現有逐年累積的趨勢，故未來仍有必要持續長期之生態與環境中重金屬監測。PAHs 不論在西寶或高海拔地區之環數比例皆以 3、4 環為主，顯示污染可能來自煤油、柴油等油料燃燒物，西寶地區由於樣本數較少，尚無法確認污染來源，須持續針對此區域進行 PAHs 監測，釐清人為污染、交通工具、農地廢棄物燃燒等可能影響 PAHs 濃度之因素，而高海拔 PAHs 環境流布除南湖山區外，奇萊、磐石、合歡與嘉明湖山區呈現環數分布趨勢一致，其中南湖山區底泥總 PAHs 超過 100ppb，呈現高於嘉明湖 100 倍之濃度，亦需進一步收集樣本及鄰近資料分析，以確認其污染源。暴露評估結果則指出，雖然目前鉛、鋅、銅、鎘之危害商數皆小於 1，但因各區計算結果具有相同之趨勢，且考量土壤及底泥之環境累積特性，長期而言仍有持續監測持久性毒物之必要。

建議二、蒐集動物樣本與建置基礎資料：立即可行且為中長期建議。

主辦機關：太魯閣國家公園管理處

協辦機關：國立東華大學

依據目前太魯閣園區內動物體之持久性毒物濃度現況，顯示哺乳類動物體內可測得鎘、鉻、銅及鋅，且大型哺乳類動物體內之濃度高於小型哺乳類動物，呈現明顯之生物累積與放大效應；而 PAHs 在哺乳類動物肝臟測得之平均濃度約為 2,000~2,800 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ，呈現出高濃度趨勢，說明環境遭受污染時，在生物體內之累積的情形為明顯且不可忽視。但因園區內動物樣本取得不易，未來需更進一步收集樣本與資料分析探討，以確認其污染可能來源與對生態系之影響。

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

建議三、規劃污染物長程傳輸之長期監測時間與空間範圍：立即可行且為中長期建議。

綜和國內外案例分析探討及十年台灣風向分析圖，顯示太魯閣地區的 PAHs 於山區底泥分布趨勢，吻合其他研究推估春季氣流經過中南半島及中國大陸等陸地地區，其挾帶之污染物對我國影響較大。顯見氣象條件變化，氣流來源與傳輸軌跡造成之監測結果變化，因此長期監測時間與空間之規劃實為研究之重點。且根據文獻之研究結果均指出重金屬在土壤中除因自然因素如土石崩塌，或人為排課土外，較不易移動，因此主要探討其餘空間垂直累積分布狀況為研究之內容，然而少數之重金屬可因長程傳輸而流布於環境中如汞與鉛，則需結合空氣模式探討其空間分布，該項研究則需更進一步的監測範圍監測點，並結合第三節長程傳輸模式，可更具體分析污染物來源、可能之受體、暴露評估與風險評估，最後則可應用與國家公園之生物災害風險分析與生態風險管理政策之研擬。

建議四、規劃整體環境管理及擬定生態風險評估制度：立即可行且為中長期建議。

主辦機關：太魯閣國家公園管理處

協辦機關：國立東華大學

以高山田鼠進行暴露評估，模擬計算結果指出銅、鋅及鉛之危害商數隨土壤食入比例呈現正相關。由各項重金屬暴露評估結果顯示，鉛之危害商數相對而言較高，除人類活動或交通行為所造成之鉛污染外，藉由長程傳輸機制沉降之重金屬，也須納入考量，儘早規劃整體環境管理及擬定生態風險評估制度，提供未來環境資源部對整體國家環境品質之整體環境管理及建置預警系統之參考。

第六章 後續工作內容

本研究計畫後續主要研究內容，除持續長期監測持久性毒物於環境流布狀況，並整合近三年研究成果，繼續完成太魯閣國家公園區內生態風險評估與不確定性分析，另依據長程傳輸因此，後續研究內容分為以下說明。

1. 本年度重金屬調查結果，顯示有機轉作地其土壤中鉛、鎘、鋅低於慣行農法之農地，但鉻、銅則在有機轉作地呈現略高的狀況。有機轉作雖然沒有使用化學肥料或農藥，然而選用之有機質肥或是其他添加素材，須需進一步了解其施用內容物成分及施用量與頻率，以進一步探討其原因。
2. 西寶地區植物重金屬檢測結果，雖然分析植物種類不同，然仍可發現根部濃度最高的趨勢，表示重金屬濃度在不同植物部位累積的趨勢相同，且不同植物種類其各項重金屬之分布趨勢類似，顯示該區植物物種對重金屬累積趨勢相同，但進一步之生長代謝趨勢則需另行規劃樣區深入研究，且未來之植物物種重金屬累積調查，可作為生態風險評估之重要依據。
3. 根據文獻之研究結果均指出重金屬在土壤中較不易移動，除因自然因素如土石崩塌，或人為排課土外，因此主要探討其餘空間垂直累積分布狀況為研究之內容，然而少數之重金屬可因長程傳輸而流布於環境中如汞與鉛，則需結合空氣模式探討其空間分布，該項研究則需更進一步的監測範圍監測點，並結合第三節長程傳輸模式，可更具體分析污染物來源、可能之受體、暴露評估與風險評估，最後則可應用與國家公園之生物災害風險分析與生態風險管理政策之研擬。
4. 本研究以太魯閣園區近年環境中重金屬流布範圍，進行暴露評估之探討，已就高山田鼠於高海拔地區進行暴露劑量與危害商數分別試算。透過污染濃度

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

之調查繪製，及暴露評估之模擬及配合劑量效應評估，後續可應用於完成風險地圖。

5. 綜和國際上有機污染物之傳輸研究顯示，持久性有機污染物因其對人體及生態之影響受時間尺度連續性，及可傳輸之特性也就是在環境介質之流動與擴散之空間特性。因此國家公園等生態保護區域，雖未有工業及除遊憩之外的大量人為活動，然考量以全球性的大尺度傳輸對生態所造成之影響，國家公園應依圖 15 的流布模式原則，建立生態系持久性有機/無機污染物長期監測計畫，除收集環境介質如土壤、底泥、動植物之樣本，分析持久性污染物如戴奧辛、多環芳香烴、汞之環境流布資料庫，且同時應收集園區及國內區域代表性之氣象資料作為傳輸模式之參數資料庫，最終得以建立「污染物濃度分級」、「污染源與受體之關係模式」及「污染物趨勢及傳輸途徑分析」等三項模式整合並建置「國家公園生物災害風險暨生態健康評估之生態風險評估與管理系統」，可提供國家公園管理處生態風險永續管理規劃之依據。

附錄一、「生物災害風險暨生態健康評估—太魯閣環境敏感 區域持久性毒物之生態風險評估計畫（一）」

期中簡報會議紀錄

一、時間：101年7月3日下午15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：如簽到簿

五、主辦課室報告：依合約第二條規定應於101年6月25日前提出期中報告書，本案國立東華大學於101年6月21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：

1. 有關101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\101\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。
2. 請研究團隊針對相關研究取得之數據資料與成果描述，提供較口語或簡單易懂之內容，以利一般民眾閱讀理解相關計畫之中重要內涵。
3. 有關本案所取得的生態健康評估資料與有機(PAHs)無機(重金屬)污染物含量變化趨勢，於年底結案時彙整提供本處做相關資料之回顧與未來經營觀理計畫之依據。
4. 本案期中簡報原則通過，請依合約規定辦理第二期款款項請領程序作業，並持續辦理後續調查工作。

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

附錄二、『生物災害風險暨生態健康評估—太魯閣環境敏感 區域持久性毒物之生態風險評估計畫（一）』

期末簡報會議紀錄

一、時間：101年12月6日上午10時40分

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：如簽到簿

五、主辦課室報告：依合約第二條規定應於101年11月25日前提出期末報告書，本案國立東華大學於101年11月19日送達，符合合約規定，並出席本處排定今日之期末審查會議。

六、討論（略）：

七、結論：

1. 有關101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\101\期末簡報 資料夾末，提供本處各業務課室經營管理參考運用。
2. 請研究團隊針對相關研究取得之數據資料與成果描述，提供較口語或簡單易懂之內容，以利一般民眾閱讀理解相關計畫之內涵。
3. 本案分析本處近年有機(PAHs)與無機(重金屬)污染物含量變化趨勢與生態風險評估資料顯示本處環境仍屬十分良好，惟相關污染物含量變化之趨勢仍需在未来定期監控。
4. 有關長程傳輸與各項監測之國際標準、規範及現行合作模式也請研究團隊在報告中說明，俾提供本處做參考。
5. 本案期末簡報原則通過，請依合約規定辦理第三期款款項請領程序作業，並辦理後續結案工作。

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

附錄三、期中及期末審查會議審查結論問題與回覆

	審查結論	回覆
期中簡報	有關本案所取得的生態健康評估資料與有機(PAHs)、無機(重金屬)污染物含量變化趨勢，於年底結案時彙整提供本處做相關資料之回顧與未來經營管理計畫之依據。	重金屬與 PAHs 含量變化趨勢，分別說明於本文第四章結果與討論之第一節、第二節，供貴處參考。
期末簡報	請研究團隊針對相關研究取得之數據資料與成果描述，提供較口語或簡單易懂之內容，以便一般民眾閱讀理解相關計畫之內涵。	已依意見修改，綜合分析結果說明呈現於報告內文之第 23 頁及第 42 頁。
	有關長程傳輸與各項監測之國際標準、規範及現行合作模式，也請研究團隊在報告中說明，提供本處參考。	已依意見修改，說明於本文第 42 頁。未來太魯閣國家公園，可以歷年研究之資料庫整合，會同國內其他高海拔之國家公園共同建立環境監測站，主動提供並參與每年工作會議，實質以研究及技術經驗分享並協助建立亞洲地區重要監測據點，將監測之結果輸入國際資料庫共享，並與國際長程傳輸資料庫接軌，分享監測結果取得國際資訊，共同發展長程傳輸模式及管理機制

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估
計畫(一)

參考書目

- 行政院環境保護署環境檢驗所，2012。<http://www.niea.gov.tw/> (2012年5月28日)
- 江偉立、朱雨其、林能暉，2011。鹿林山背景測站長程傳輸污染物監測成果。
EPA-100-U1L1-02-101。行政院環境保護署 101年環境科技論壇。
- 江博煌、謝顯堂、陳筱蕙、詹大千、劉德明、溫啟邦、陳筱蕾、毛義方，2006。
利用地理資訊系統評估台南安順污染廠址周圍之土壤污染。臺灣公共衛生雜誌 25，363-371。
- 柯風溪，2009。代表性生態系經營管理：環境敏感區域持久性有機污染物調查第一期，太魯閣國家公園管理處委託中華民國國家公園學會研究計畫。
- 柯風溪，2010。太魯閣國家公園重要水域生態系有機毒物之生物放大作用評估，太魯閣國家公園管理處委託中華民國國家公園學會研究計畫。
- 柯風溪，2011。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，太魯閣國家公園管理處委託中華民國國家公園學會研究計畫。
- 張木彬、周崇光、林唐煌、張良輝、王家麟、許桂榮，2008。大氣戴奧辛及有害空氣污染物經由長程傳輸機制對國內環境之衝擊性評估研究。計畫編號：NSC 97-EPA-M-008-001-。行政院國家科學委員會。
- 蒲金標，2006。台灣北部與東部高空風季節演變之分析研究。飛航天氣 6，1-14。
- 蘇銘千，2010。代表性生態系經營管理之持久性無機毒物生態風險評估分析監測計畫，太魯閣國家公園管理處委託國立東華大學研究計畫。
- 蘇銘千，2011a。太魯閣高海拔環境敏感區域持久性無機毒物生態風險評估分析監測，太魯閣國家公園管理處委託國立東華大學研究計畫。
- 蘇銘千，2011b。太魯閣國家公園重金屬環境流布之研究。國家公園學報 21(4)，32-41。
- Aherne, J., Farrell, E., 2002. Deposition of Sulphur, Nitrogen and Acidity in Precipitation over Ireland: Chemistry, Spatial Distribution and Long-Term Trends. Atmospheric Environment 36, 1379-1389.

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

- Barra, R., Popp, P., Quiroz, R., Treutler, H.C., Araneda, A., Bauer, C., Urrutia, R., 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, 52-60.
- Bowman, J., Harlock, S., 1998. The Spatial Distribution of Characterised Fly-Ash Particles and Trace Metals in Lake Sediments and Catchment Mosses: Ireland. *Water, Air, & Soil Pollution* 106, 263-286.
- Dutchak, S., Zuber, A., 2010. Hemispheric Transport of Air Pollution 2010 Part C: Persistent Organic Pollutants Air Pollution Studies No. 19. UNITED NATIONS.
- Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L., 2001. Multivariate Statistical and Gis-Based Approach to Identify Heavy Metal Sources in Soils. *Environmental Pollution* 114, 313-324.
- 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.
- García, C., Ribes, A., Grimalt, J., Cuevas, E., 2003. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Mountain Soils of the Subtropical Atlantic. *Journal of environmental quality* 32, 977-987.
- Gong, S., Barrie, L., Blanchet, J.P., Von Salzen, K., Lohmann, U., Lesins, G., Spacek, L., Zhang, L., Girard, E., Lin, H., 2003. Canadian Aerosol Module: A Size-Segregated Simulation of Atmospheric Aerosol Processes for Climate and Air Quality Models 1. Module Development. *Journal of Geophysical Research* 108, 4007.
- Gusev, A., Li, Y., Mantseva, E., Shatalov, V., Rozovskaya, O., Vulykh, N., 2005a. Evaluation of B [a] P and Γ -Hch Transport from European and North American Emission Sources and Assessment of Deposition to the Oskar Region Report Was Prepared in the Framework of Emep as a Contribution to German Canadian Project "Quality of Measuring Data on Atmospheric Input of Pops "Emep. MSC-E Technical Report 12, 2005.
- Gusev, A., Mantseva, E., Shatalov, V., Strukov, B., 2005b. Regional Multicompartment Model Msce-Pop. MSC-E Technical Report 5, 2005.
- Jiao, L., Zheng, G.J., Minh, T.B., Richardson, B., Chen, L., Zhang, Y., Yeung, L.W., Lam, J.C.W., Yang, X., Lam, P.K.S., 2009. Persistent Toxic Substances in Remote Lake and Coastal Sediments from Svalbard, Norwegian Arctic: Levels,

- Sources and Fluxes. *Environmental Pollution* 157, 1342-1351.
- Khalili, N.R., Scheff, P.A., Holsen, T.M., 1995. PAH Source Fingerprints for Coke Ovens, Diesel and, Gasoline Engines, Highway Tunnels, and Wood Combustion Emissions. *Atmospheric Environment* 29, 533-542.
- Lahr, J., Kooistra, L., 2010. Environmental Risk Mapping of Pollutants: State of the Art and Communication Aspects. *Science of the Total Environment* 408, 3899-3907.
- Lammel, G., Feichter, J., Leip, A., 2001. Long-Range Transport and Global Distribution of Semivolatile Organic Compounds: A Case Study on Two Modern Agrochemicals. Max Planck Institute for Meteorology. Report.
- Ma, J., Daggupaty, S., Harner, T., Li, Y., 2003. Impacts of Lindane Usage in the Canadian Prairies on the Great Lakes Ecosystem. 1. Coupled Atmospheric Transport Model and Modeled Concentrations in Air and Soil. *Environmental science & technology* 37, 3774-3781.
- Ma, W., 1989. Effect of Soil Pollution with Metallic Lead Pellets on Lead Bioaccumulation and Organ/Body Weight Alterations in Small Mammals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 18, 617-622.
- Macleod, M., Riley, W.J., Mckone, T.E., 2005. Assessing the Influence of Climate Variability on Atmospheric Concentrations of Polychlorinated Biphenyls Using a Global-Scale Mass Balance Model (Betr-Global). *Environmental science & technology* 39, 6749-6756.
- O'Dwyer, B., Taylor, D., 2009. Paleolimnological Evidence of Variations in Deposition of Atmosphere-Borne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Pahs) in Ireland. *Chemosphere* 77, 1374-1380.
- Planas, C., Puig, A., Rivera, J., Caixach, J., 2006. Analysis of Alkyl and 2–6-Ringed Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Isotope Dilution Gas Chromatography/Mass Spectrometry: Quality Assurance and Determination in Spanish River Sediments. *Journal of Chromatography A* 1113, 220-230.
- Semeena, S., Lammel, G., 2003. Effects of Various Scenarios of Entry of Ddt and Gamma-Hch on the Global Environmental Fate as Predicted by a Multicompartment Chemistry-Transport Model. *Fresenius Environmental Bulletin* 12, 925-939.
- Šichorová, K., Tlustoš, P., Száková, J., Kořínek, K., Balík, J., 2004. Horizontal and

生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)

Vertical Variability of Heavy Metals in the Soil of a Polluted Area. *Plant Soil Environ* 50, 525-534.

Suzuki, N., Murasawa, K., Sakurai, T., Nansai, K., Matsuhashi, K., Moriguchi, Y., Tanabe, K., Nakasugi, O., Morita, M., 2004. Geo-Referenced Multimedia Environmental Fate Model (G-Ciems): Model Formulation and Comparison to the Generic Model and Monitoring Approaches. *Environmental science & technology* 38, 5682-5693.

Usenko, S., Simonich, S.L.M., Hageman, K.J., Schrlau, J.E., Geiser, L., Campbell, D.H., Appleby, P.G., Landers, D.H., 2010. Sources and Deposition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Western Us National Parks. *Environmental science & technology* 44, 4512-4518.

USEPA, 1993. *Wildlife exposure factors handbook*. USEPA Washington DC.

USEPA, 2005. *Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels*. USEPA Washington DC