

『太魯閣環境敏感區域持久性毒物之 生態風險評估計畫(二)』

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

王琮源、范烝榕、Dalibor Mlčák

太魯閣國家公園管理處委託辦理報告

中華民國 102 年 12 月

本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見

目次

目次.....	I
圖次.....	III
表次.....	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 研究內容與流程	4
第三章 材料與方法	7
第一節 採樣計畫書	7
第二節 分析方法	8
第三節 品保與品管	9
第四章 結果與討論	11
第一節 持久性污染物環境流布調查成果	12
第二節 以長程傳輸污染物探討太魯閣國家公園之生態風險.....	28
第三節 永在太魯閣長程傳輸之應用研究	38
第四節 污染流布地圖	50
第五節 生物監測指標分析方法論建立與應用	54
第六節 生態風險管理系統建置	59
第五章 結論與建議	63
第一節 結論	63
第二節 建議	66
第六章 後續工作內容	69
參考文獻.....	71
附錄一、「太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(二)」期中審查會議紀錄.....	77
附錄二、「太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(二)」期末審查會議紀錄.....	79
附錄三、期中及期末審查會議審查結論問題與回覆	81

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 合歡地區(2013 年)土壤中重金屬濃度	14
圖 4 合歡地區(2013 年)底泥中重金屬濃度	15
圖 5 合歡地區(2013 年)植物中重金屬濃度	16
圖 6 大、小型哺乳動物(2013 年)肝臟重金屬濃度比較	17
圖 7 大、小型哺乳動物(2013 年)腎臟重金屬濃度比較	17
圖 8 太魯閣農場土壤重金屬濃度	20
圖 9 太魯閣高海拔地區土壤重金屬濃度	20
圖 10 廢耕蓮花池與合歡農場之歷年比較	21
圖 11 太魯閣農場與高海拔地區土壤中鉛之比較	22
圖 12 太魯閣農場與高海拔地區土壤中汞之比較	22
圖 13 太魯閣大型哺乳動物(2013 年)肝、腎之重金屬平均濃度	24
圖 14 太魯閣大型哺乳動物(2010~2012 年)肝、腎之重金屬平均濃度	25
圖 15 太魯閣小型哺乳動物汞流布	26
圖 16 太魯閣小型哺乳動物(2013 年)肝、腎之重金屬平均濃度	27
圖 17 太魯閣所有動物體汞濃度比較	27
圖 18 生態風險評估八步驟	29
圖 19 瓦拉米地區台灣山羌 (a)單日內活動高峰數之頻度分布、(b)日活動程度變化	31
圖 20 2006 年 11/24 到 12/14 樣站 13-4 攝得同一隻山羌	32
圖 21 太魯閣國家公園高海拔環境敏感區之生態風險概念模式	36
圖 22 暴露評估概念模式	37
圖 23 界定污染源與受體之概念模式圖	37
圖 24 POPs 污染流布評估模式之建置	39
圖 25 奇萊山區 (a) 土壤及 (b) 底泥中各環濃度百分比	41
圖 26 磐石山區土壤中各環百分比	42
圖 27 合歡山區 (a) 土壤及 (b) 底泥中各環濃度百分比	42
圖 28 聯合國全球汞循環示意圖	44
圖 29 全球 1997~2006 汞平均月排放示意圖	45
圖 30 國際長程傳輸七海計畫之監測站與網絡資料據點站之分布	46
圖 31 鹿林山背景站 2006-2011 年站空氣品質六項指標之彙整	47
圖 32 太魯閣國家公園重金屬污染流布地圖-台灣尺度	51
圖 33 太魯閣國家公園重金屬污染流布地圖(a)側視圖、(b)鳥瞰圖	52
圖 34 高海拔地區與農場污染流布地圖(a)鉛、(b)汞	53
圖 35 牡丹江市工業區與綠化區內，麻雀各組織中的銅、鎘及鉛殘留量	56

圖 36 西寶及洛韶地區鳥羽汞含量	58
圖 37 風險評估與管理之要件與關係	60
圖 38 太魯閣國家公園生態風險管理系統建置架構	61

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	8
表 2 2010~2013 樣本分析數量表	11
表 3 2013 年樣本調查種類及數量說明	13
表 4 園區內農場與高海拔地區土壤樣本來源、數量及圖例說明	18
表 5 生物體樣本分析部位、數量及圖例說明	23
表 6 摘要篩選層級之環境與生態中可監測重金屬種類	35
表 7 太魯閣國家公園高海拔山區土壤、底泥採樣位置與樣本數	40

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環境敏感區為主要研究區域，主要目標為調查、監測持久性毒物於生態系之循環、宿命與傳輸狀況，由陸域環境持久性毒物調查、污染物傳輸途徑分析及生態風險評估等研究，完成界定生態風險管理之壓力源、受體與評估終點，建置篩選等級生態風險概念模式，及污染流布地圖之建立，作為後續研擬生態保育與管理措施及建構生態風險管理系之依據。工作內容包含：(1) 調查環境敏感區域之棲地，初級及二級消費者長程傳輸污染物之暴露現況；(2) 探討國家公園內陸域環境中長程傳輸污染物對生物之威脅與風險，界定污染源與受體之關係；(3) 監測太魯閣國家公園內長程傳輸污染物，分析污染物來源與污染物趨勢及傳輸途徑分析；(4) 整合長程傳輸調查與長期生態系研究之基礎資料，建置長程傳輸污染物流布地圖；(5) 發展生態風險管理系統，研擬國家公園生態保育與管理之措施。

二、重要發現

綜合 2010~2013 年調查結果，經比較全區之狀況，可明顯看出鉛在各處農場及高海拔地區之分布情形類似；而鉻、銅、鋅 3 項重金屬濃度則在農場高於高海拔地區，而汞則在高海拔地區各點均明顯高於農場，且在高海拔具有一致性的趨勢，由於高海拔除休閒登山等生態活動外鮮少人為活動進行，因此可排除現地污染之影響，證實本研究假設『高海拔為汞長程傳輸之重要不可忽視之事實』。

今年度小型哺乳類動物以鼬獾與白面鼯鼠分別進行肝、腎重金屬含量分析，與歷年以鼠類全隻消化之結果相較，顯示肝、腎濃度普遍高於整隻之濃度，其累積於肝、腎之結果與已知研究『生理毒性』具有一致性，且腎的汞濃度又遠高於其他，吻合腎為汞之終點累積影響之目標器官。另由歷年動物體重金屬濃度分析結果顯示，在大型哺乳類動物體內皆可測得銅、

鋅、汞，其中銅、鋅為生物成長之必要元素，且未有異常數據，但汞平均濃度範圍為29~730 $\mu\text{g/Kg}$ ，值得深入探討來源。

根據歷年環境介質監測分析結果篩選關切污染物為鉛及汞，且高海拔地區生態風險初步可篩選（1）大型哺乳動物之鉛或汞生態風險，或（2）小型哺乳動物之汞生態風險。以既有生態風險評估模式為基礎，發展界定長程傳輸污染物（鉛或汞）之污染源與受體關係，受體為園內保育類動物山羌，考量其生態習性，受鉛或汞暴露影響以食入為最主要途徑，且土壤為最重要暴露介質，底泥僅在飲水時可能有機會攝入，列為非主要之來源，但並不予以排除。

整合近年研究成果，運用 Google Earth 繪圖工具 GE-Graph (v 2.2.21) 製作太魯閣國家公園園區內之污染地圖，呈現比較不同地理位置之污染物濃度及關聯性。結果指出太魯閣高海拔地區為長程傳輸之主要沈降區，且高海拔汞來源明顯為大氣長程傳輸，與國際長程傳輸之理論及結果吻合，可能來源為東亞及中國大陸之工業所造成，而農地重金屬污染來源為現地及區域來源，可能由交通、農業機具或農藥及環境衛生用藥所造成。

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監測；(二) 建置物種調查資料；(三) 持續進行生態風險評估；(四) 規劃長程傳輸污染物監測計畫；(五) 納入農地為監測管理之重點；(六) 建立生態風險管理系統。

ABSTRACT

Key words : Heavy metals, Environmental distribution, Long-term transmission, Ecological risk assessment

Base on the results of initial research studies, shows the environment and ecosystem in of Taroko National Park have been affected by pollutants resulted from agricultural activities. But in the high altitude area, pollutants resulted from long-range transmission is the main factor. Therefore, the objectives of this study are (1) to investigate the long-range transmission of persistent pollutants in the Taroko National Park, and (2) to develop screen level ecological risk management model of persistent pollutions in the terrestrial environment. Summarizing the findings of 4-years study (2010-2013) reveals that : (1) the distribution of lead in farmland and high altitude are similar, and the concentration of chromium, copper, and zinc in farmland soil are higher than altitude area, but mercury is higher in high altitude area ; (2) In large mammal, average concentration of mercury in the range of 29 ~ 730 μ g/Kg ; (3) the pollution maps developed base on the heavy metals measurement results, which shows high altitude area is the main settlement area of pollutants which resulted by long-range transmission may come from the industries in East Asia and China. In future study, it is strongly suggested to : (1) continue long-term monitoring of concerned pollutants in ecosystem and environment ; (2) build the database of species that can provide the information for parameter setting while conducting ecological risk assessment ; (3) design the long-term monitoring program of pollutants long-range transmission ; (4) strengthen the monitoring and management of agricultural land ; (5) develop the ecological risk assessment and management system.

第一章 前言

太魯閣地區在中橫公路完成後，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。1986 年太魯閣國家公園成立，並劃設為生態保護區後，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。

彙整本研究相關前期計畫成果，2012 年調查結果顯示，以高海拔小型哺乳類動物之重金屬暴露劑量與危害商數模擬計算，指出各項重金屬暴露評估結果以鉛之危害商數相對而言較高，且鉛、鋅、銅、鎘之危害商數雖小於 1，但各區計算結果具有相同之趨勢(邱韋博，2012; 邱韋博等人，2013)，均顯示不可忽視的持久性污染物對陸域環境之影響(蘇銘千，2012；蘇銘千等人，2013a)；而於高海拔山區(小風口、石門山)採集之植物樣本，皆可測得重金屬，且以根之濃度最高。此外，由 2010 及 2011 年之研究成果已確認國家公園內高海拔地區監測到之污染為長程傳輸之結果，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、2011)；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(蘇銘千，2011)。因此 2012 年之研究綜合國內外案例分析探討及十年台灣風向分析圖，其結果顯示太魯閣地區的 PAHs 於山區底泥分布趨勢，吻合環保署發布之新聞稿，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。因此本年度計畫持續針對環境敏感區域進行污染物傳輸途徑分析及生態風險評估研究，評估生物篩選則以初級、二級消費者為主，預期研究結果能提供物種受有機持久性污染物風險研究及未來建立生態風險管理計畫之參考。

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循環、宿命與傳輸狀況，並期以此調查、監測結果建立生態風險管理計畫。本研究目的說明如下。

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，針對環境敏感區域，評估生物篩選則以初級和二級消費者為主，預期研究結果能提供物種受持久性污染物風險研究，及未來建立生態風險管理計畫之參考。

綜合上述之內容，本研究目的如下：

1. 太魯閣陸域環境持久性毒物調查，界定生態風險管理之壓力源、受體與評估終點，建置篩選等級生態風險概念模式，及應用危害商數評估，後續可應用預測生物威脅與生態風險，提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，建立一項持久性毒物之環境循環、宿命與流布模式，整合長程傳輸調查與長期生態系研究之基礎資料，建置長程傳輸污染物之流布地圖。發展生態風險管理系統，研擬國家公園生態保育與管理之措施。

第二節 研究內容與流程

本研究規劃為太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估第二年研究計畫；第一年已完成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，並建置國家公園持久性毒物之長期監測計畫，作為未來生態風險評估之依據已完成問題界定。第二年除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（102 年）著重調查環境敏感區域之棲地，初級及二級消費者長程傳輸污染物之暴露現況，分析污染物來源與污染物趨勢及傳輸途徑分析。後續應針對環境敏感區域進行生態風險管理研究，預期研究結果能提供物種受有機持久性污染物風險及未來建立生態風險管理計畫之參考。

根據第一年之研究結果，本年度將延續環境流布調查，並以高海拔地區為主要之監測樣區，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狩獵、農耕及旅遊等人為活動所產生之持久性毒物如重金屬、PAHs 等，對生態系及其棲地生物之影響。主要之工作內容為：

1. 依據 101 年度重金屬環境流布成果，調查環境敏感區域之棲地，初級及二級消費者長程傳輸污染物之暴露現況。
2. 探討國家公園內陸域環境中長程傳輸污染物對生物之威脅與風險，界定污染源與受體之關係。
3. 監測太魯閣國家公園內長程傳輸污染物，分析污染物來源與污染物趨勢及傳輸途徑分析。
4. 整合長程傳輸調查與長期生態系研究之基礎資料，建置長程傳輸污染物流布地圖。
5. 發展生態風險管理系統，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。

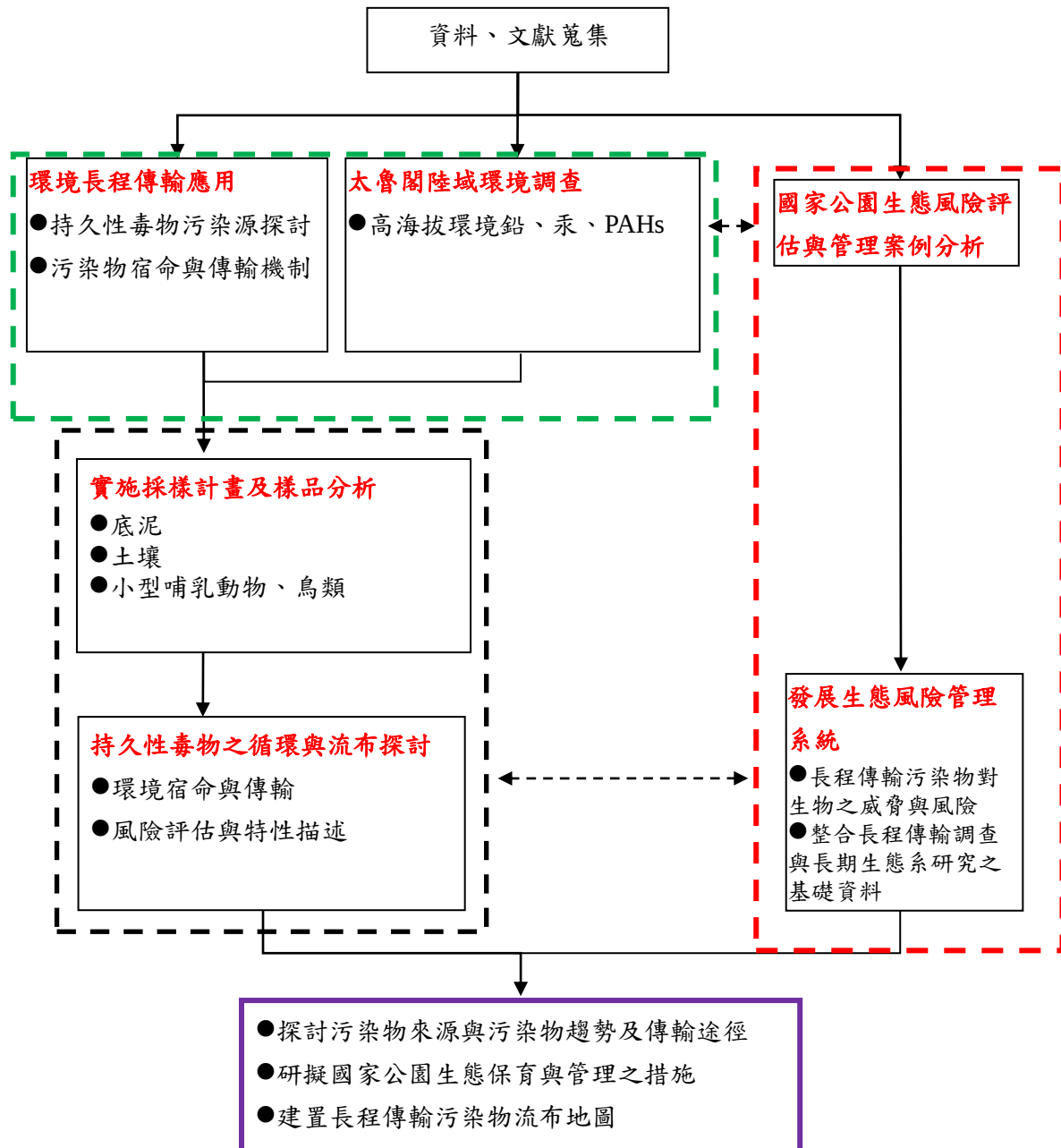


圖 1 研究流程圖

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以高海拔地區為主要之監測樣區如圖 2，採樣原則上以環境介質之土壤、底泥與小型哺乳動物、鳥類為主，並依現況再做調整；為能區分長程傳輸之影響，高海拔地區可作為長程傳輸之主要調查區，現有耕地則以第一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。

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。

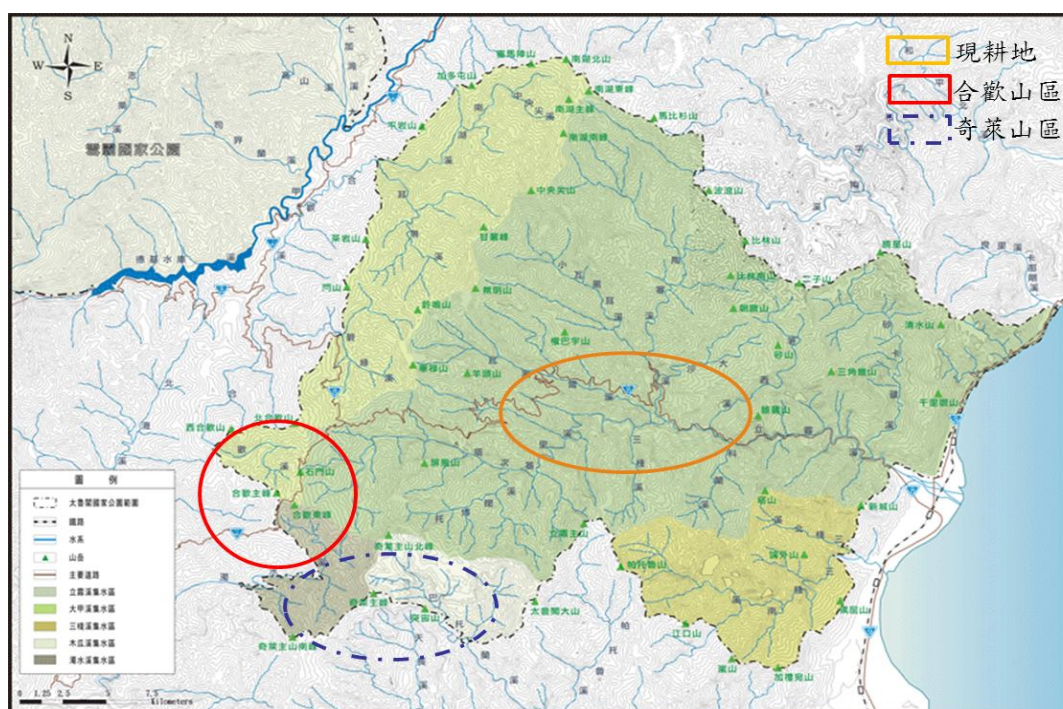


圖 2 研究範圍及樣區示意圖

圖片來源：引用自太魯閣國家公園網頁(2013)

第二節 分析方法

分析項目方法分為環境介質及生物類，重金屬分析項目為鉛及汞，各項分析均優先採環保署已公告之環境及生物分析方法(表 1)，若無公告之方法則採國內外文獻整理之方法。本研究計畫中採集之樣本，於採樣現場均依環保署公告之方法(NIEA W102.50A)，依規定密封、保存及運送、保存、冷藏，並同時記載保存日期及時間；樣品分析之品保品管以優於環保署公告之方式進行。本研究所採集之土壤樣本，共計分析鉛及汞等二項重金屬，樣本經冷凍乾燥及過篩前處理後，鉛採用王水消化(S321.63B)分析；汞分析方法則採用冷蒸氣原子吸收光譜法(M317.02C)。動物體除汞外之重金屬採魚介類酸性消化總則—熱板消化／元素分析(C303.02T)，汞分析與土壤檢測法相同。

環境及生物體樣本經萃取前處理後，多環芳香烴化合物(PAHs)分析檢測方法為氣相層析法 (NIEA R812.21C)與相關研究文獻(Jaouen-Madoulet *et al.*, 2000)。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℃ 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,	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)
	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	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)
	PAHs	多環芳香族碳氫化合物檢測方法—氣相層析法(R812.21C)
鳥羽	Pb	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)

資料來源：本研究彙整自行政院環境保護署環境檢驗所。

第三節 品保與品管

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，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。

第四章 結果與討論

本年度規劃之調查、採樣符合預期，並依進度完成分析土壤、底泥、植物及動物體樣本共 39 筆，歷年(2010~2013)研究累積之檢測數據已達 269 筆(彙整如表 2)。研究重點為探討持久性污染物對當地生態系統之影響與威脅，持久性污染物之環境流布調查結果在第一節說明。除呈現本年度各項土壤、底泥、植物及動物體調查結果，並彙整歷年檢測數據，依採樣區域劃分為農場及高海拔山區進行討論，以確切瞭解人為活動對環境中重金屬分布之影響，並釐清環境敏感區域持久性污染物來源；第二節以篩選級別生態風險評估(Screen Level Ecological Risk Assessment, SLERA)方法，針對園區內初級消費者山羌，應用本研究歷年調查主要長程傳輸污染物-鉛或汞在環境中之流布結果，界定污染源與受體關係及後續評估規劃原則；汞在太魯閣長程傳輸之應用研究彙整於第三節，包含國際長程傳輸研究現況、國際汞之長程傳輸流布分析與模式探討，及本研究歷年 PAHs 環境流布與長程傳輸之比較；第四節則依據歷年檢測數據、分析與研究成果繪製污染流布地圖；第五節以國內外生物監測指標相關研究，建立鳥羽、蚯蚓分析方法與案例分析，做為未來篩選適合園內之生物指標依據；第六節整合各項研究成果，提出建置生態風險評估管理系統建議。

表 2 2010~2013 樣本分析數量表

	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	合計
土壤、底泥	64	43	9	15	131
動物	13	48	16	21	98
植物	-	-	37	3	40
				總計	269

資料來源：本研究彙整

第一節 持久性污染物環境流布調查成果

本年度土壤、底泥、植物及動物樣本數量如表 3，皆完成重金屬鉛、鋅、銅、鎘、鉻分析。其中土壤、底泥樣本之採集著重於人為活動稀少之高海拔環境敏感區(蓮花池、合歡農場)，並進行汞含量檢測以進一步探討污染物長程傳輸影響；生物樣本來源除由其他團隊及太管處提供之哺乳類動物，本年度設計以鳥羽為生物指標分析環境中重金屬對生物之影響，由於目標鳥類-粉紅鸚嘴體型較小，為不影響其生命及活動，活體取樣部位限於腹羽且取樣量少，使得樣本取得難度增加，可獲得之樣本量也較少，在此不列入持久性污染物環境流布調查之討論。雖然國外已有許多研究說明鳥羽為良好之生物指標，但國內以鳥羽為分析對象之研究相當稀少，為能確切藉由分析鳥羽了解環境中持久性污染物狀況，本研究團隊除彙整、分析國內外相關文獻，以供後續篩選生物監測指標之依據，並發展鳥羽實驗及分析方法，目前已進入實驗測試階段，後續可建立標準作業流程並進行分析，實驗方法亦可供相關研究參考採用，詳細內容於第五節說明。

各類樣本檢測及分析結果於本節依本年度完成及歷年之比較分別說明，其中汞、砷未能比較其長期變化與長程傳輸之關係，綜合於歷年數據中整體說明，呈現國家公園內整體污染物流布現況。

表 3 2013 年樣本調查種類及數量說明

樣區	樣本類型	樣本分類
大禹嶺	土壤	表土 ¹
	植物	莖部枯落物
		細碎枯落物
合歡農場	土壤	表土 ¹
	底泥	裡土 ²
		植物
蓮花池	底泥	底泥
	植物	根部
谷園	土壤	表土 ¹
	土壤	表土 ¹
閣口	動物	肝
	(鼬獾)	腎
		肌肉
沿海林道	動物	肝
	(山羌、長鬃山羊、白面鼯鼠)	腎
		肌肉
		合計

資料來源：本研究彙整

¹表土為表層 0 到 15 公分處；²裡土為表層 15 到 30 公分處

壹、 本年度分析結果

一、 土壤

本年度所蒐集的土壤樣本來自大禹嶺地區道路旁山坡地及合歡地區之廢耕農場，共計 7 筆，其中大禹嶺具小規模市集，且為客運車輛於梨山與豐原之間的固定往返站點，相較於其它地方為車流量稍大的區域，屬環境敏感區域之一，而合歡地區的廢耕農場已佈滿雜草與灌木叢，以現地勘查方式無法直接判斷其過往的土地利用跡象，應透過環境監測作為重金屬流布探討之依據。分析大禹嶺地區與合歡地區兩地的重金屬檢測結果(如圖 3)，發現大禹嶺地區的鉛及鉻含量最高，且該處的鉛含量較其它樣點明顯高出許多；而鎘及銅於合歡農場兩處樣點及根系土的含量皆呈一致性的趨勢；鋅的最高含量則出現於合歡 2-表土樣點。由於大禹嶺為重要的交通匯流處，貨車及卡車往來頻繁，交通運輸工具的廢氣排放與土壤中重金屬是

否具關聯性，後續須於該區持續進行環境監測始得驗證。此外，本年度於太魯閣蓮花池進行鳥類重金屬評估同時取樣土壤樣本共二批次，經彙整與歷年數據比較說明於圖 10 就不於此處分別贅述。

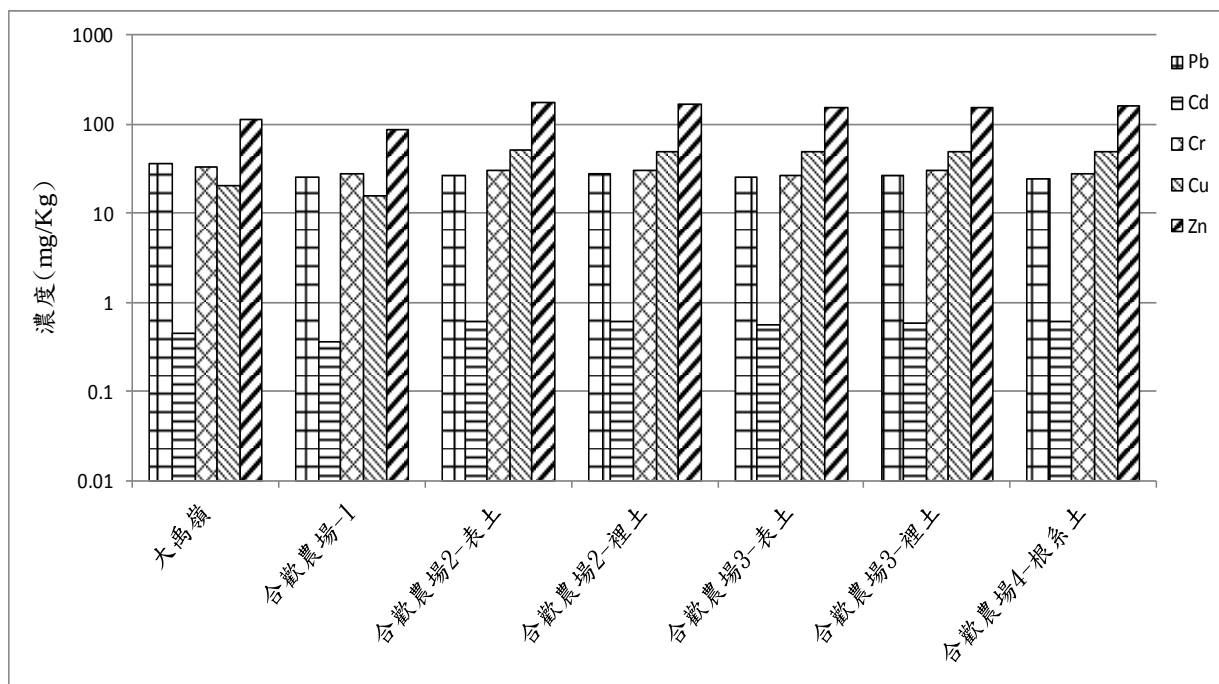


圖 3 合歡地區(2013 年)土壤中重金屬濃度

二、底泥

本年度底泥採自合歡地區廢耕農場下游區段共計 3 個樣本進行重金屬分析。其中合歡 1 為道路旁自然形成之溝渠，合歡 2 富含腐植質，合歡 3 則位於較前兩處下游的水流匯集點。分析結果如圖 4 所呈現，合歡 1 的鉛含量明顯最高且鎘、銅濃度亦高於合歡 2 及合歡 3；鉻、鋅濃度分別以合歡 2 及合歡 3 為最高。然目前樣本數較少不足以有效解釋其成因，未來須持續蒐集各樣點的底泥樣本，以深入探討其代表性。

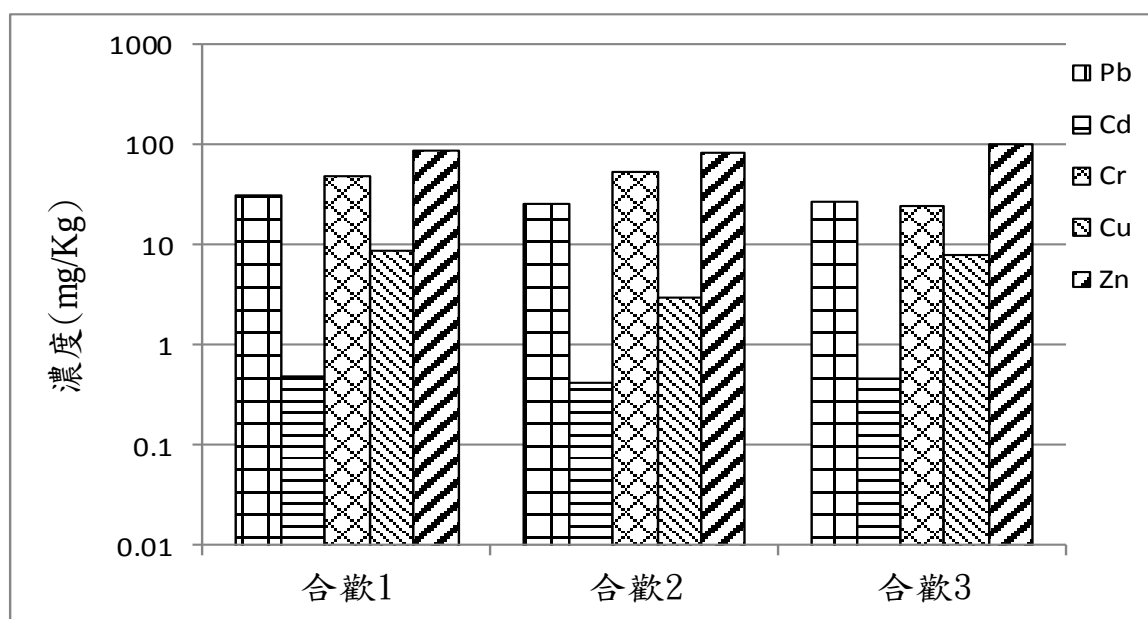


圖 4 合歡地區(2013 年)底泥中重金屬濃度

三、 植物

植物樣本採集地為大禹嶺道路旁山坡以及合歡廢耕地，其中於大禹嶺所採集之植物樣本為同一點位之植物莖部與細碎枯落物，合歡廢耕地則採集艾草，並以其根部為樣本進行重金屬檢測。分析結果根據圖 5 所示，大禹嶺細碎枯落物所含的鉛、鎘、鉻及鋅皆比同一樣點之莖部枯落物及合歡廢耕地高出許多，而該區植物莖部所累積的重金屬項目及濃度均略高；合歡廢耕地的銅含量明顯高於大禹嶺的枯落物，由於銅為農耕肥料或土壤改良劑之添加物，大禹嶺非農耕地，因此銅濃度高確實印證本研究提出之土地使用方式影響重金屬之流布，為探討重金屬在土壤中之宿命與對生態之影響，未來需增加樣點與樣本數以模擬區域生態風險評估狀況，並與土壤檢測結果整合，作為環境流布的分析依據。

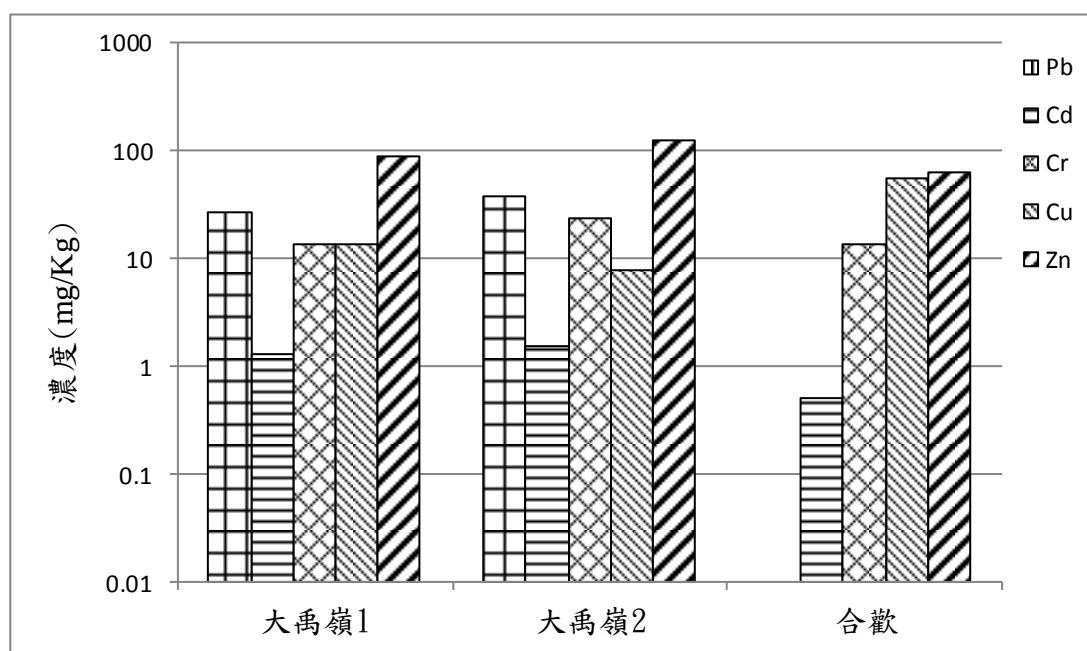


圖 5 合歡地區(2013 年)植物中重金屬濃度

四、動物體

本年度由合作研究團隊及管理處所提供的動物樣本，詳如表 3 所示，包含閣口與沿海林道所取得之鼬獾 1 隻、山羌 3 隻、長鬃山羊 1 隻及白面鼯鼠 2 隻，皆依肝、腎部位分別進行重金屬檢測。檢測結果依體型大、小為區分，其中山羌及長鬃山羊為大型哺乳動物(TM-L)，鼬獾及白面鼯鼠為小型哺乳類(TM-S)，分別比較重金屬在肝(圖 6)、腎(圖 7)中濃度，結果顯示，肝、腎均因為食用可能造成重金屬的累積，不過以腎的累積較為普遍，因為依據毒理學研究及已知之動物毒性在腎臟為研究之終點。此外，小型動物之肝、腎臟均未測到砷，可推估其活動範圍較小且可能未在農場活動，因此人為無機砷的濃度均未測得。反觀大型哺乳動物腎中的重金屬均能測得，將在下一小節中與歷年資料綜合比對討論，以深入探討其流布來源與代表性。

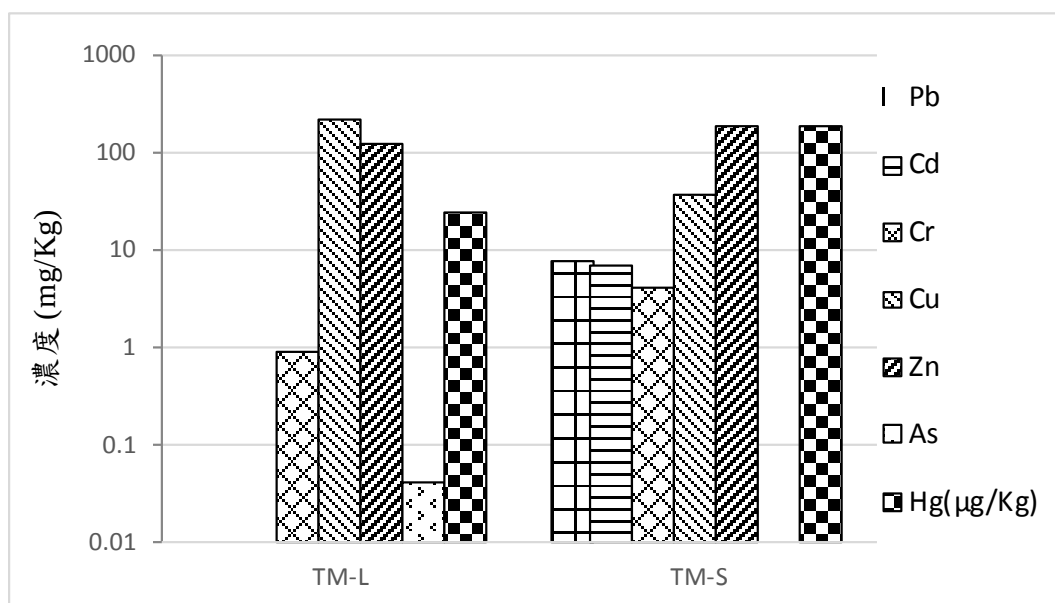


圖 6 大、小型哺乳動物(2013 年)肝臟重金屬濃度比較

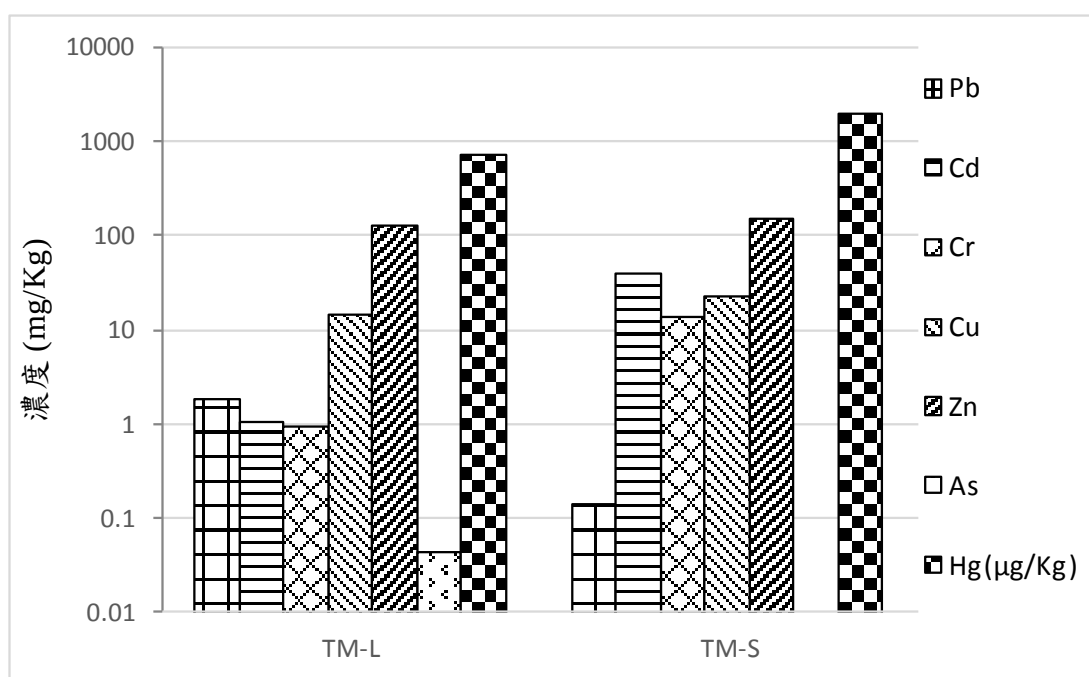


圖 7 大、小型哺乳動物(2013 年)腎臟重金屬濃度比較

貳、 歷年結果彙整

本研究彙整歷年累積之土壤及生物體檢測數據，除整體呈現近四年(2010~2013)國家園區內污染物流布現況與生態系統所受影響程度，亦針對長程傳輸污染物-汞進行探討，該結果

並可結合第三節之汞長程傳輸模式流布分析與模式探討，於未來提供本土資料、數據參與國際合作計畫。由於農場因農耕作業時有農民進行各項農事，亦需交通工具運載機具、農資材及作物，屬人為活動頻繁區域；高海拔山區則因交通不易到達，登山行為與研究調查係其少有之人為活動，因此將土壤依採樣區域劃分為園區內之農場及高海拔山區進行探討，藉此比較人為活動對環境中持久性污染物之貢獻，並釐清可能污染物來源。動物樣本除依體型大小為區分，小型哺乳動物進一步以食性差異呈現。

一、土壤

歷年土壤採樣點涵蓋蓮花池、西寶、新白楊、大禹嶺、磐石、奇萊山、驚嘆池稜線南坡、小奇萊、奇萊北峰、天巒池、南湖溪、卡拉寶、合歡農場及特生中心等地。為了解人為活動對污染物環境流布之貢獻、釐清污染物可能來源，並區分污染物長程傳輸影響，將歷年重金屬檢測結果分為農場與高海拔進行探討，其中蓮花池、西寶、新白楊、大禹嶺及合歡農場 5 處現耕或以廢耕之農地劃分為農場共計 50 筆數據，其他各點(亦含合歡農場)則屬高海拔地區計有 48 筆數據，七項重金屬(鉛、鎘、鉻、銅、鋅、砷、汞)含量檢測結果經統計分析後繪製如圖 8~圖 12，詳細樣本來源與圖例則說明於表 4。

表 4 園區內農場與高海拔地區土壤樣本來源、數量及圖例說明

農場		高海拔地區	
圖例	樣本來源	圖例	樣本來源
TSL-F-1	蓮花池	TSL-H-1	磐石
TSL-F-2	西寶	TSL-H-2	奇萊山
TSL-F-3	西寶	TSL-H-3	驚嘆池稜線南坡
TSL-F-4	西寶	TSL-H-4	小奇萊
TSL-F-5	西寶	TSL-H-5	奇萊北峰
TSL-F-6	西寶	TSL-H-6	天巒池
TSL-F-7	新白楊	TSL-H-7	南湖溪
TSL-F-8	大禹嶺	TSL-H-8	卡拉寶
TSL-F-9	合歡農場	TSL-H-9	合歡農場
		TSL-H-10	特生中心
樣本數	50	樣本數	48

資料來源：本研究彙整。

由圖 8 太魯閣園區內各農場土壤重金屬濃度來看，鉛濃度分布在 10~40mg/Kg 間，以 TSL-F-1 蓮花池測得濃度最低，TSL-F-6 西寶、TSL-F-8 大禹嶺濃度為最高，其餘各點濃度分布差異相近；鎘則皆小於 1mg/Kg，且以蓮花池(TSL-F-1)為最低；鉻、銅、鋅、砷此 4 項重金屬在各點的分布趨勢相似，皆以新白楊(TSL-F-7)呈現濃度最高，除 Cu 最低濃度出現在大禹嶺(TSL-F-8)外，其他 3 項則以蓮花池(TSL-F-1)為最低；汞濃度在 TSL-F-2、TSL-F-6 及 TSL-F-7 這 3 點已高於 100 μ g/Kg，其中西寶 TSL-F-2 為最高已達 1000 μ g/Kg，西寶 TSL-F-6 次之，且此 2 點遠高於其他各點，造成此結果之詳因則需進一步蒐集相關資訊及討論。綜合討論廢耕地因不再持續添加任何肥料、農藥或改良劑，所以不會有持續升高之情形，但是鎘由於來源可能為無機磷肥製造過程而來，過去蓮花池因耕種型態而長期累積，但由近三年之比較已經穩定不再增加，可判定其確為農耕時期添加之累積殘留。另僅就西寶區塊來看，基本上有機耕種除不得使用化學肥料、化學農藥之外，其他農資添加物並未強行規定，特別是礦物磷肥，也可能使重金屬鎘、鉻增加，此外有機質肥若為動物糞肥，也造成銅、鋅升高之趨勢。整體來看西寶各點(TSL-F-2~6)在鎘、鉻、銅、鋅、砷五項土壤重金屬濃度介於蓮花池及新白楊間，對照蓮花池為已廢耕多年農場，而新白楊為現有慣行耕地(相較於其他農地普遍多較高)，西寶近年逐漸轉型朝有機耕作之方向，由肥料、農藥及其他添加物使用量之比較，此結果應屬合理。

高海拔地區土壤重金屬濃度呈現於圖 9，鉛於奇萊山及特生中心濃度高於其他各點，但差異未特別明顯；鎘皆小於 1mg/Kg；鉻在卡拉寶(TSL-H-8)及合歡農場(TSL-H-9)明顯高於其他點；銅、鋅濃度在各點(除卡拉寶 TSL-H-8)分布趨勢相似，並以合歡農場遠較其他點為高，且合歡農場之鋅濃度超過 100 mg/Kg；砷於各點差異不大；汞除合歡農場 TSL-H-9 外，其餘各點濃度皆接近或超過 100 μ g/Kg。由於鉛、汞為關注之長程傳輸污染物，因此進一步將鉛、汞的流布分出，另外探討長程傳輸之影響。

經比較全區之狀況(圖 8、圖 9)，可明顯看出鉛濃度在農場及高海拔地區之分布接近，在 10~100 mg/Kg 間；鎘濃度皆小於 1 mg/Kg；鉻、銅、鋅 3 項重金屬濃度以農場高於高海拔地區，而汞則在高海拔地區各點明顯較農場具有一致性的趨勢，且濃度接近或超過 100 μ g/Kg，

也佐證本研究假設高海拔為汞長程傳輸之重要不可忽視之事實。

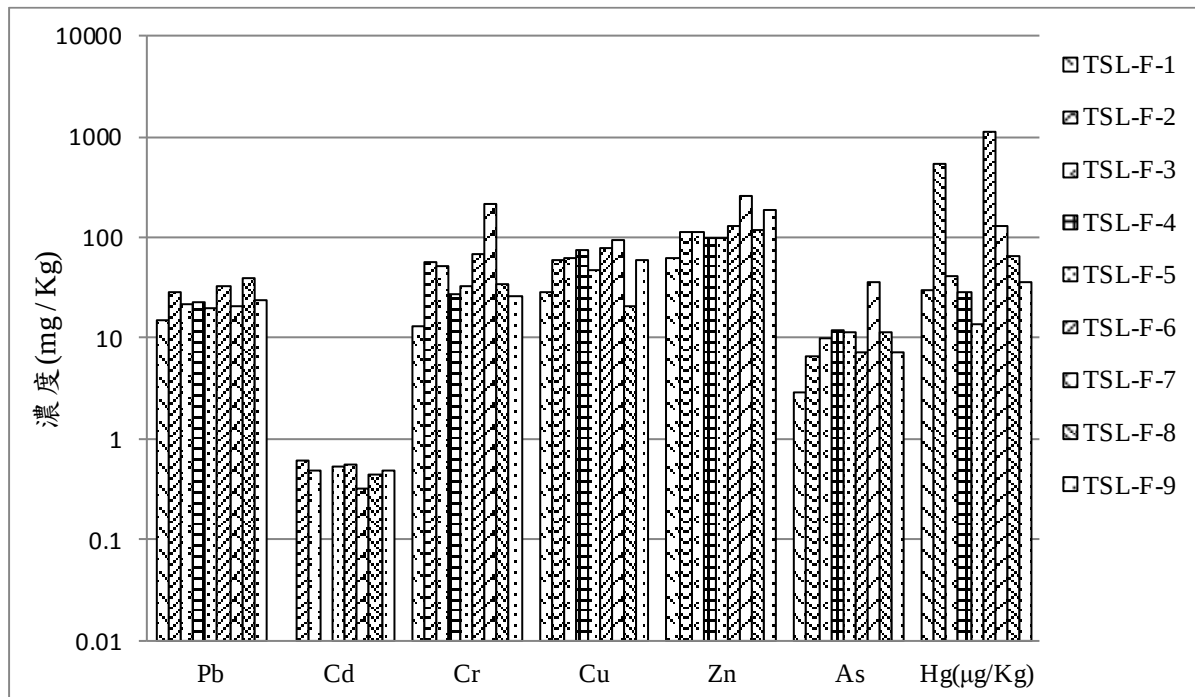


圖 8 太魯閣農場土壤重金屬濃度

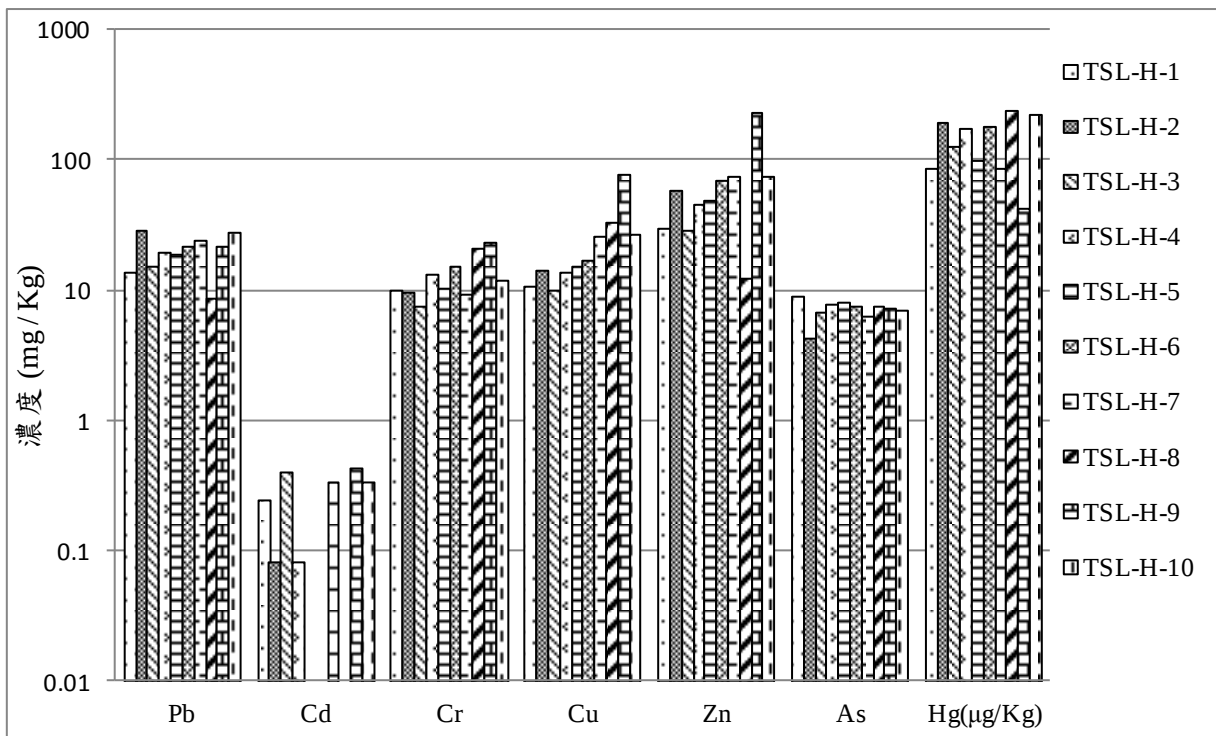


圖 9 太魯閣高海拔地區土壤重金屬濃度

而同為廢耕地之蓮花池及合歡農場其歷年比較於圖 10，可明顯看出，除汞以外之各項重

金屬於合歡農場所測得濃度皆高過蓮花池，且同一點位不同年度之數據呈現現況趨於穩定並無明顯之增、減趨勢，除廢耕地因不再作為農業使用而不會有污染物持續增加外，亦說明重金屬污染一旦產生，即長時間累積於土壤、底泥當中。

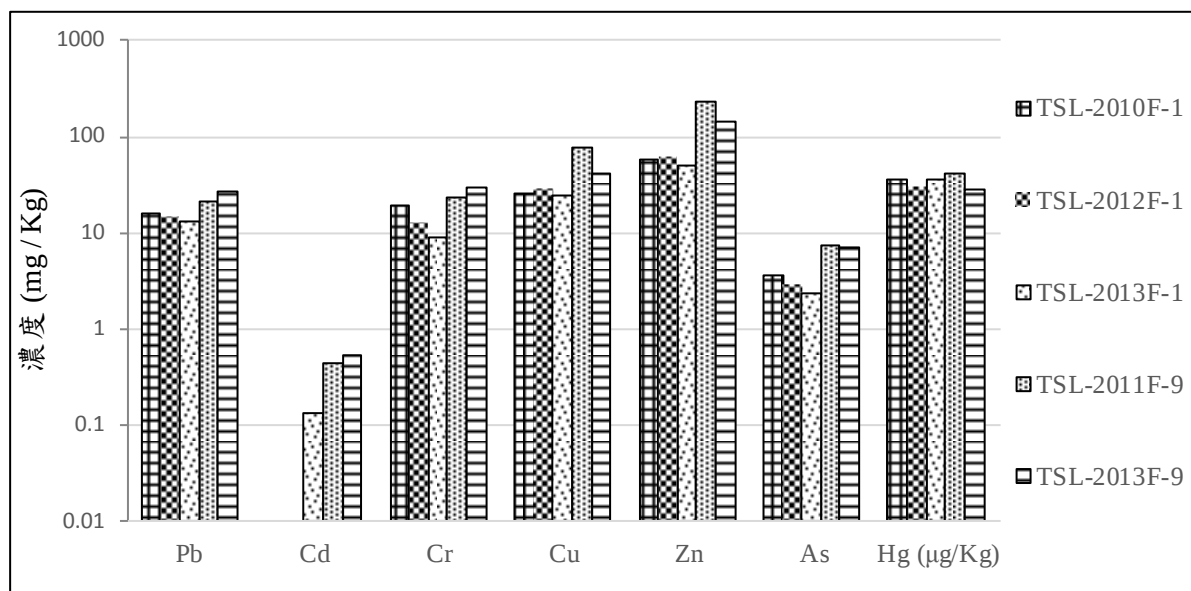


圖 10 廢耕蓮花池與合歡農場之歷年比較

由於鉛、汞為一般討論重金屬長程傳輸的主要污染物，除依上述比較園內農場及高海拔地區土壤重金屬濃度之結果，並加入石門山(TSL-H-11)及嘉明湖(TSL-H-12)共同比較，可確知鉛在農場與高海拔地區濃度(圖 11)差異不大，並無顯現特殊趨勢，難以區分為區域性污染或長程傳輸所致之影響。因此本研究將其排除於長程傳輸污染討論之外，反觀汞濃度在高海拔地區與農場(圖 12)相較下，於高海拔各樣點分布明顯具有一定趨勢，且測得濃度高於農場，由於當地鮮少人為活動進行，因此可排除為現地污染之影響，此結果除再次驗證國家公園高海拔敏感區確實受污染物長程傳輸所影響，並作為本年度篩選汞作為討論污染物長程傳輸之依據。

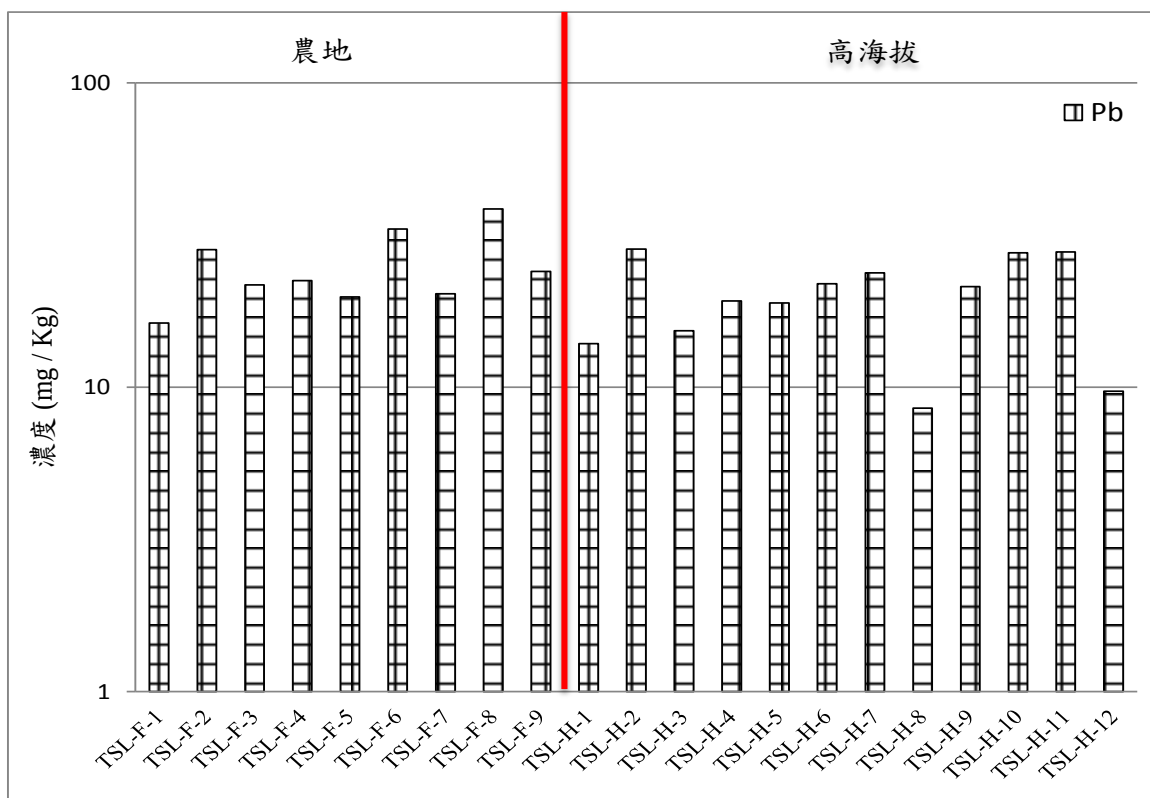


圖 11 太魯閣農場與高海拔地區土壤中鉛之比較

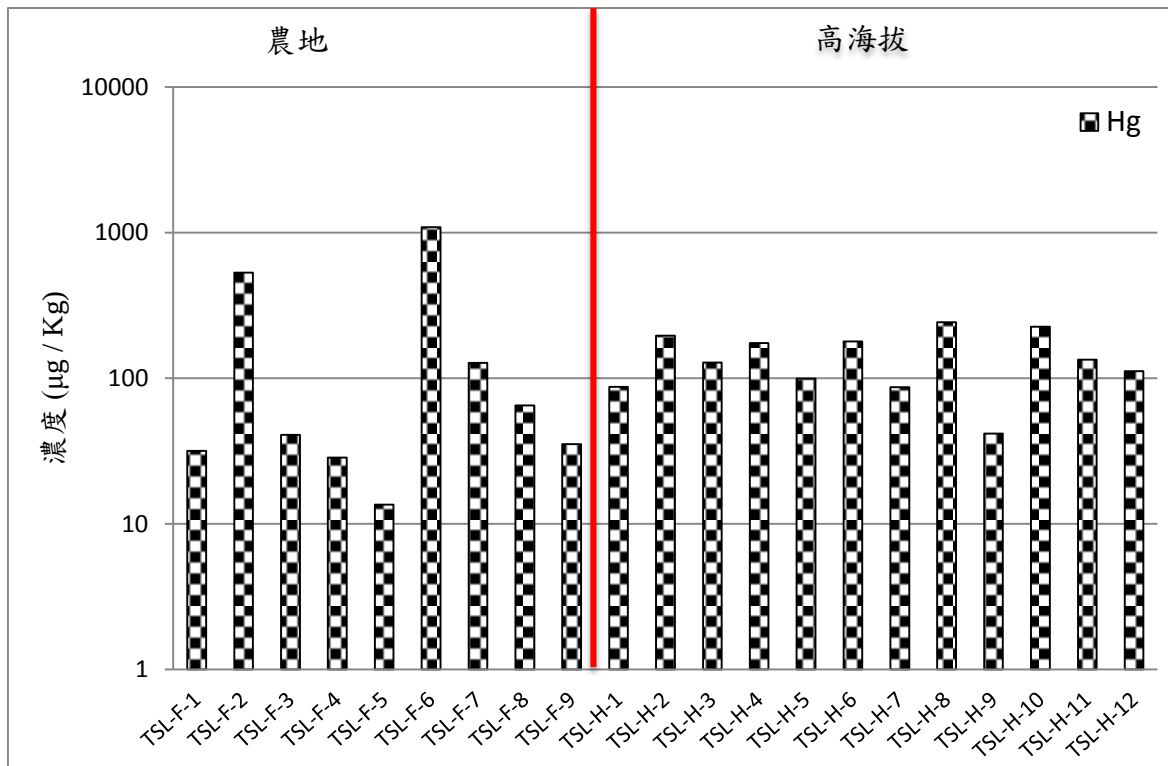


圖 12 太魯閣農場與高海拔地區土壤中汞之比較

二、動物體

為了解環境中污染物對生態系統之影響，本研究依動物體型大小及食性，將樣本劃分為大型及小型哺乳類動物、雜食或草食性進行其體內重金屬濃度比較，其中大型哺乳動物包含山羌、山羊及山豬；小型哺乳動物則涵蓋黃鼠狼、台灣森鼠、高山白腹鼠、刺鼠、長吻松鼠及高山田鼠，詳細之樣本分類及圖例說明請參閱表 5。而由前段分析結果可知，國家公園高海拔山區各點土壤樣本皆能檢測到汞，且濃度接近或已經超出 $100\mu\text{g/Kg}$ ，由於當地鮮少人為活動進行，因此可排除為現地污染之影響，說明高海拔山區之汞來源確為長程傳輸所帶來。本研究依此結果進一步檢視汞於動物體內之濃度，以此驗證環境中污染物是否已對當地生物產生影響。

表 5 生物體樣本分析部位、數量及圖例說明

動物類別	圖例	分類	食性	分析部位 ¹
大型哺乳類	TM-L-1	偶蹄目	植食性	山羌、山羊的肝
	TM-L-2	偶蹄目	雜食性	山豬的肝
	TM-K-1	偶蹄目	植食性	山羌、山羊的腎
	TM-K-2	偶蹄目	雜食性	山豬的腎
小型哺乳類	TR-C-1	肉食目	肉食性	黃鼠狼
	TR-M-1	齧齒目	雜食性	台灣森鼠
	TR-M-2	齧齒目	雜食性	刺鼠
	TR-G-1	齧齒目	草食性	高山白腹鼠
	TR-G-2	齧齒目	草食性	長吻松鼠
	TR-G-3	齧齒目	草食性	高山田鼠
鳥類	TB-FF-1			飛羽
	TB-TF-1			尾羽
	TB-PV-1			腹羽

¹ 未特別註明部位即採全隻消化(whole body)

彙整歷年(2009~2013)生物體樣本重金屬含量檢測數據，經統計分析後結果如圖 13~圖 17 所呈現。圖 13 與圖 14 為太魯閣國家公園內大型哺乳類動物肝、腎之重金屬平均濃度，其中鉛在山豬之肝、腎部位皆未測得，於山羌、山羊腎臟之濃度高於肝，但平均濃度不超過 3mg/Kg ；鎘僅於大型哺乳動物體內之腎臟部位測得，並以山豬約 6mg/Kg 大於山羌、山羊之

1.8mg/Kg；鉻於山羌、山羊之腎部位平均濃度約 2.6mg/Kg 高於肝部約 0.8mg/Kg，而山豬肝部之平均鉻濃度約 2mg/Kg；銅在山豬肝、腎之濃度差異不大，但於山羌、山羊肝部平均濃度約為腎部之 2.77 倍；鋅除在山豬腎部之平均濃度較低約 100mg/Kg 外，其於山羌、山羊之肝、腎及山豬之肝部位平均濃度相近達 180mg/Kg 以上；砷在山羌、山羊肝部測得平均濃度約 2.1mg/Kg 為最高約為其腎部之 3.5 倍、為山豬腎部之 100 倍；2013 年之前汞之平均濃度最高及最低分別為於山羌、山羊之肝、腎，且腎臟之平均濃度達 700 μ g/Kg 約為其於山豬肝部之 6.5 倍、腎部之 3.75 倍，但 2013 年所測得之汞平均為 730 又略高於之前的監測結果。總和來看，鉛、汞在腎臟測得之濃度高於肝臟，銅、鋅則相反。此外，銅、鋅、汞在大型哺乳動物體內皆可測得，由於銅、鋅為生物成長之必要元素，且數據未顯現有異常，因此，不予討論。但汞非動物生長必須元素，且由分析數據結果來看其平均濃度範圍為 29~730 μ g/Kg，值得深入探討成因。

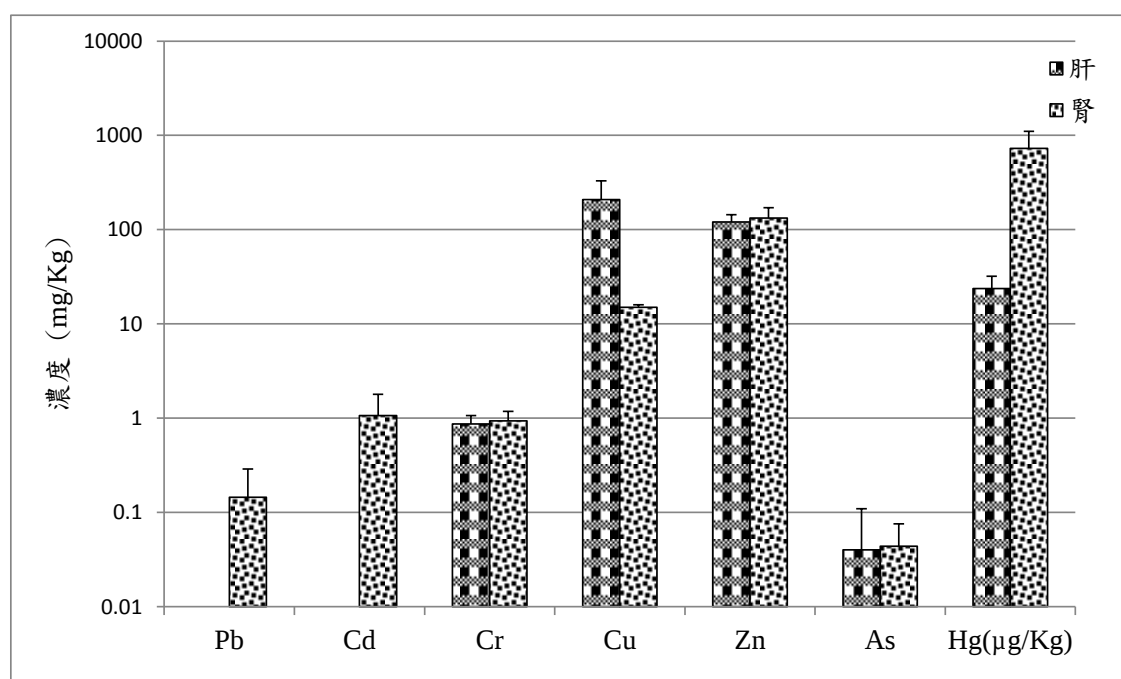


圖 13 太魯閣大型哺乳動物(2013 年)肝、腎之重金屬平均濃度

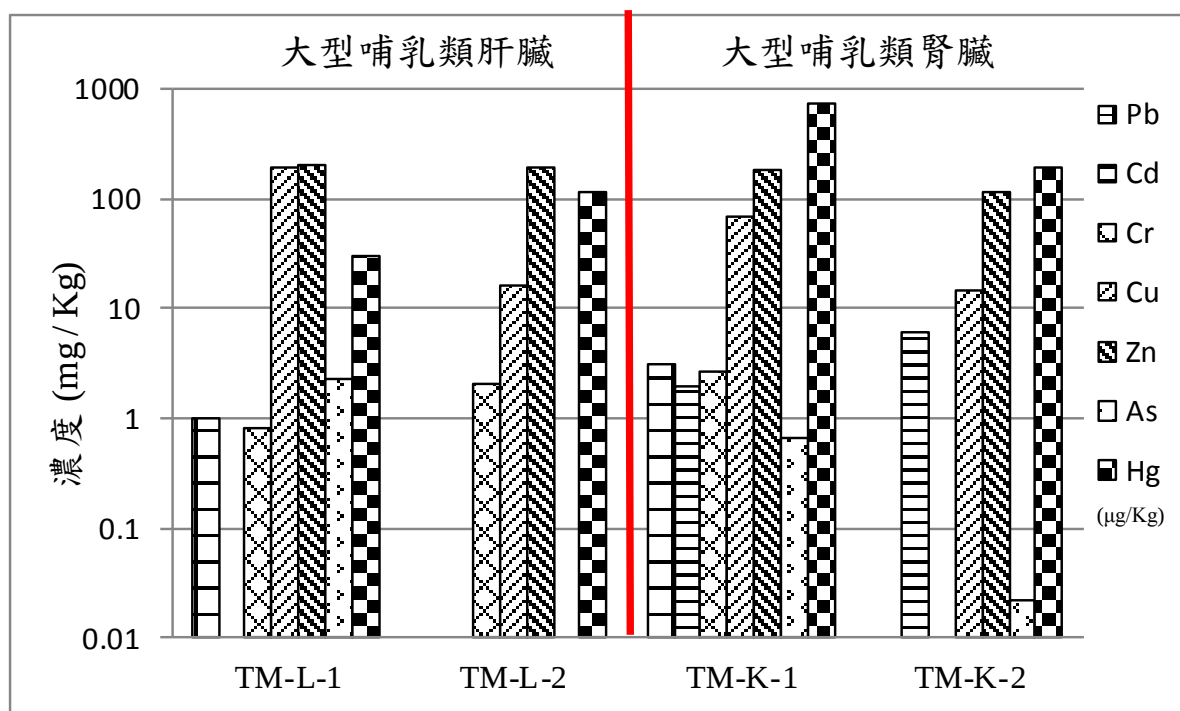


圖 14 太魯閣大型哺乳動物(2010~2012 年)肝、腎之重金屬平均濃度

進一步彙整小型哺乳動物體內汞濃度(圖 15),並依食性可分為肉食、雜食及草食性討論,雖能明顯看出肉食性動物黃鼠狼(TR-C-1)之濃度明顯遠高於其他,而刺鼠(TR-M-2)為最低,但此 2 樣本群之數量各僅有 1 隻,不具有代表性,在此不予以討論,未來如能獲得更多樣本,則可進一步比較說明食性對於動物重金屬累積之關聯性。另比較其他小型哺乳動物之汞濃度,雖然台灣森鼠及刺鼠分類為雜食性,但主要仍以植物之嫩葉、芽、莖為食,因此可與草食性小型哺乳動物一併探討,其中以 TR-G-1(高山白腹鼠)為最高、TR-G-3(高山田鼠)次之、TR-M-1(台灣森鼠)再次之,TR-G-2(長吻松鼠)為最低。另外本年度所獲得鼬獾與白面鼯鼠均為雜食性,本次因樣本數、量均足以分別進行肝、腎重金屬含量分析,圖 16 結果顯示肝腎濃度普遍高於整隻之濃度,顯示其累積於肝、腎之與生理毒性具有一致性,而且腎的汞濃度又遠高於其他,更進一步吻合腎為汞之終點累積影響之目標器官。整體而言,目前由於樣本量較少,在毒理統計尚不足達到確定之毒性,無法確切下定論,但考量到小型哺乳類動物之汞暴露途徑,應可分為食入及接觸兩項,若要確實了解小型哺乳類動物體汞之來源,未來除持續蒐集樣本,累積分析數據外,亦須由各類動物之習性、食性、棲地綜合探討,以了解其暴露於汞污染物之潛在威脅。

比較太魯閣所有動物體之汞濃度，可知園區內初級及二級消費者於長程傳輸污染物之暴露現況。如下圖 17 所示，扣除僅有單一樣本之 TR-M-1 及 TR-M-3 外，汞在鳥羽檢出濃度為 $400\mu\text{g/Kg}$ 以上 ($400\sim 1600\mu\text{g/Kg}$)，在大型哺乳動物之腎臟部位也高於 $180\mu\text{g/Kg}$ ($180\sim 750\mu\text{g/Kg}$)，小型哺乳動物整隻則皆低於 $55\mu\text{g/Kg}$ ，但腎臟的汞濃度則可達 $2,020\mu\text{g/Kg}$ 。以此結果，本研究於後續之章節將持續探討長程傳輸污染物-汞於陸域環境內對生物之威脅與風險。

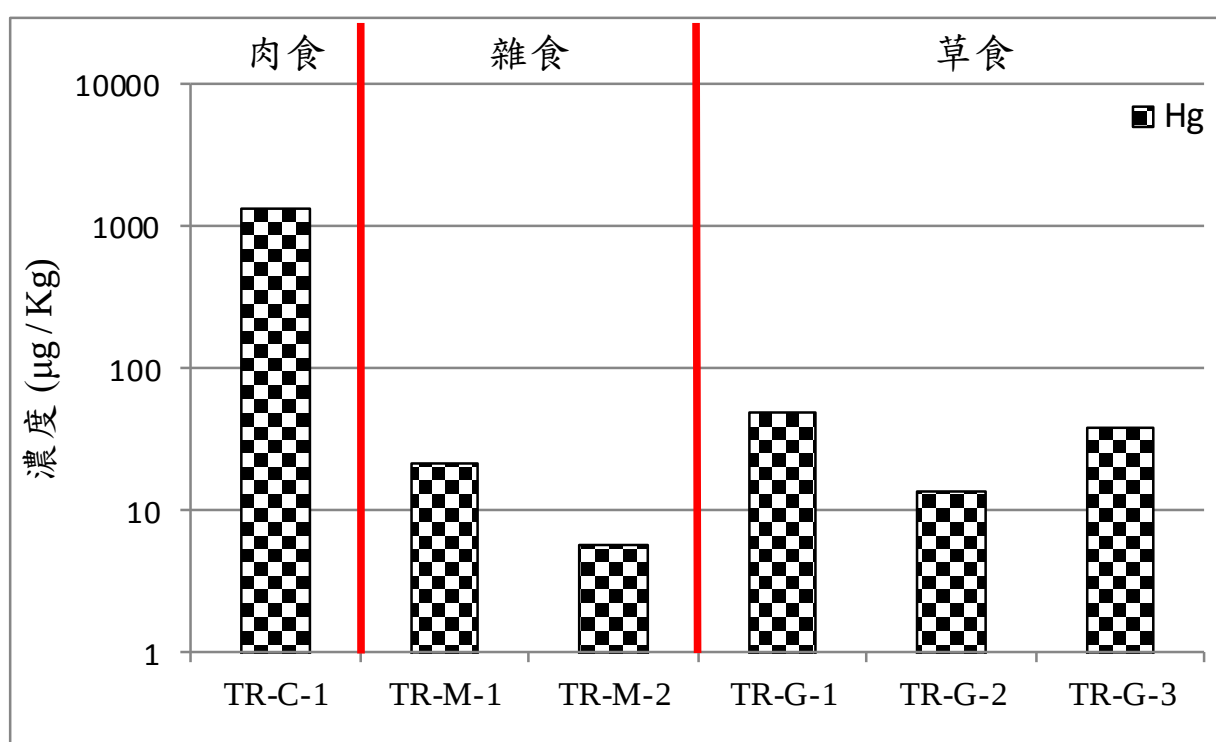


圖 15 太魯閣小型哺乳動物汞流布

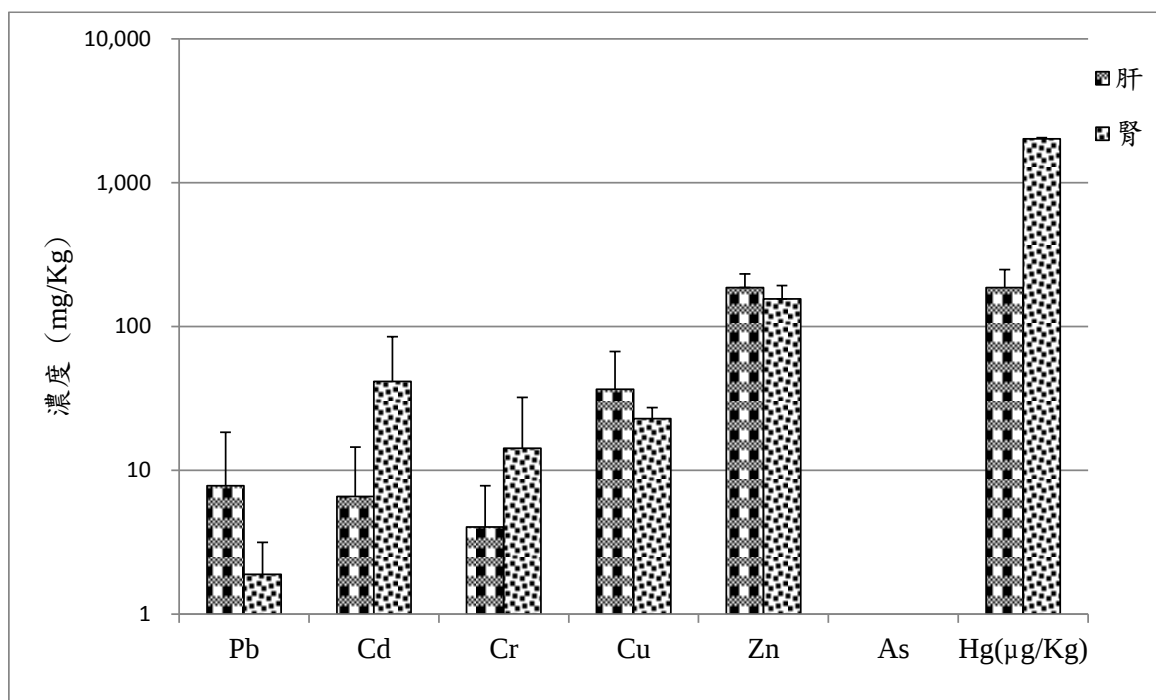


圖 16 太魯閣小型哺乳動物(2013 年)肝、腎之重金屬平均濃度

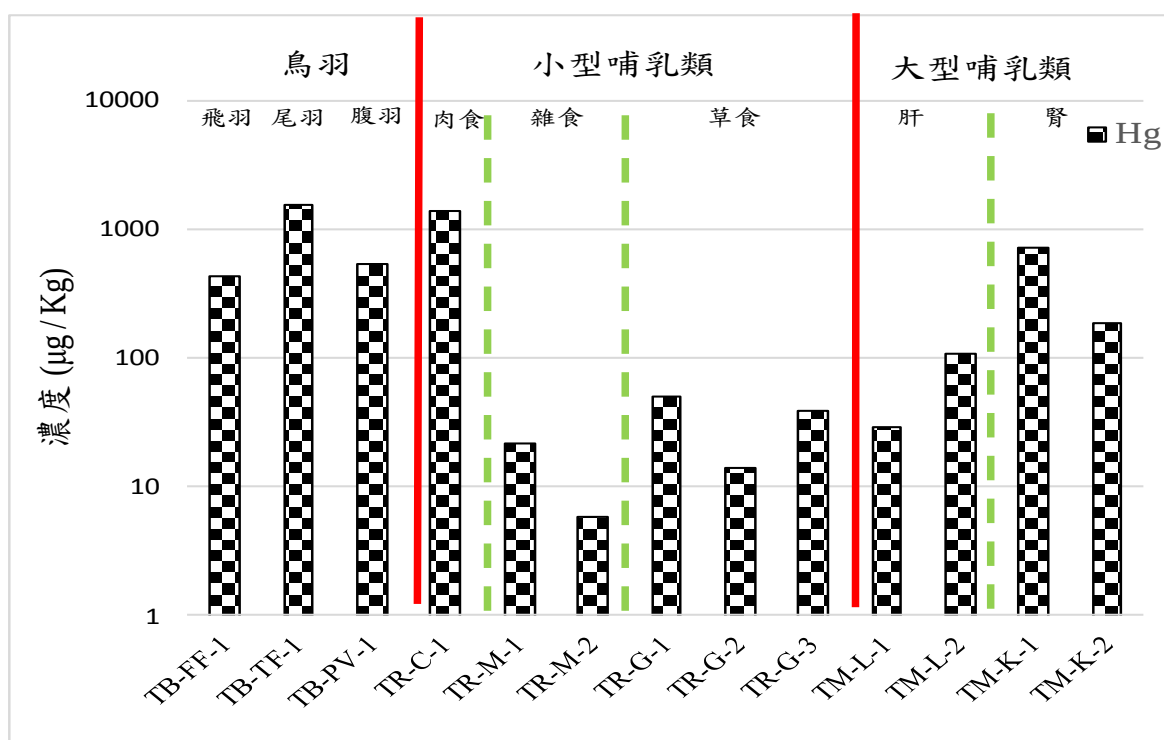


圖 17 太魯閣所有動物體汞濃度比較

第二節 以長程傳輸污染物探討太魯閣國家公園之生態風險

生態風險評估的目的在於藉具系統性的架構及方法，計算評估終點對壓力源的反應，預測生態系統受壓力源威脅之潛勢，其結果有助擬定相應之管理策略及政策。美國環保署（United States Environmental Protection Agency, US EPA）於1980年成立超級基金（Super Fund），並針對生態風險評估（Ecological Risk Assessment, ERA）於1992、1996及1998年陸續發布生態風險評估手冊及準則。在各種案例應用中發展出四種層次之生態風險評估，漸次運用順序為第一級界定生態風險評估(Scoping Ecological Risk Assessment)、第二級篩選等級生態風險評估(Screening Level Ecological Risk Assessment, SLERA)與第三級基線生態風險評估(Baseline Ecological Risk Assessment, BERA)及第四級Field Baseline Ecological Risk Assessment (FBERA)。由於太魯閣國家公園設置之保護目的與特性，且其物種豐富，在運用第三級基線生態風險評估上有其瓶頸與限制，因此本研究依據先前研究及本章第一節之歷年分析結果，根據動物分析結果大型哺乳類之肝、腎重金屬分析結果可作為評估受體，故選擇保育類動物-山羌為評估受體，而其活動範圍主要為中、低海拔，但仍有高海拔活動紀錄，因此可以篩選長程傳輸污染物-鉛或汞為壓力源，選擇篩選等級生態風險評估(SLERA)為本年度之評估方案及後續建立生態風險管理系統。

壹、生態風險評估

美國環保署所發布之生態風險評估手冊及準則，將風險評估分為八個步驟如圖18，其中第一與第二步驟為初步的評估階段，利用既有場址資料以及相似污染物案例進行假設對於該場域進行來源與影響判斷，且有助於暴露途徑、食性以及評估終點的選擇，此 Screening-Level 階段最重要的目的是將具有生態關切潛勢的化學物質(Chemicals of Potential Ecological Concern, COPEC)經由風險運算結果做明確的細分與判別出最具危害風險的物質(USEPA, 2008)，上述的風險試算結果經由科學管理決策點 (scientific management decision point, SMDP)判斷是否需進入下一階段的評估決策。第三至第七步驟為生態風險基準評估(Baseline Ecological Assessment)階段，此階段經由 SMDP 後判斷該關切化學污染物質具有潛在危害且

必須進行整治而進行的步驟階段，與第一及第二步驟相異處在於此階段的資料來源皆以現場資料蒐集為主(現勘、檢測等)，並透過 Screen-Level 確定在特定 COPEC 下評估終點 (Assessment endpoint) 進行更確切關注之物種風險運算，在保持品保品管的條件下除了選擇評估終點外必須選擇適用的概念模型(Conceptual Site Model, CSM)，CSM 主要用以辨別風險評估點中假設值最大等級之不確定性，並經過樣本抽樣分析(Sampling Analysis, SAP)確保實驗品質，最後經由風險特徵確認並進行風險管理。

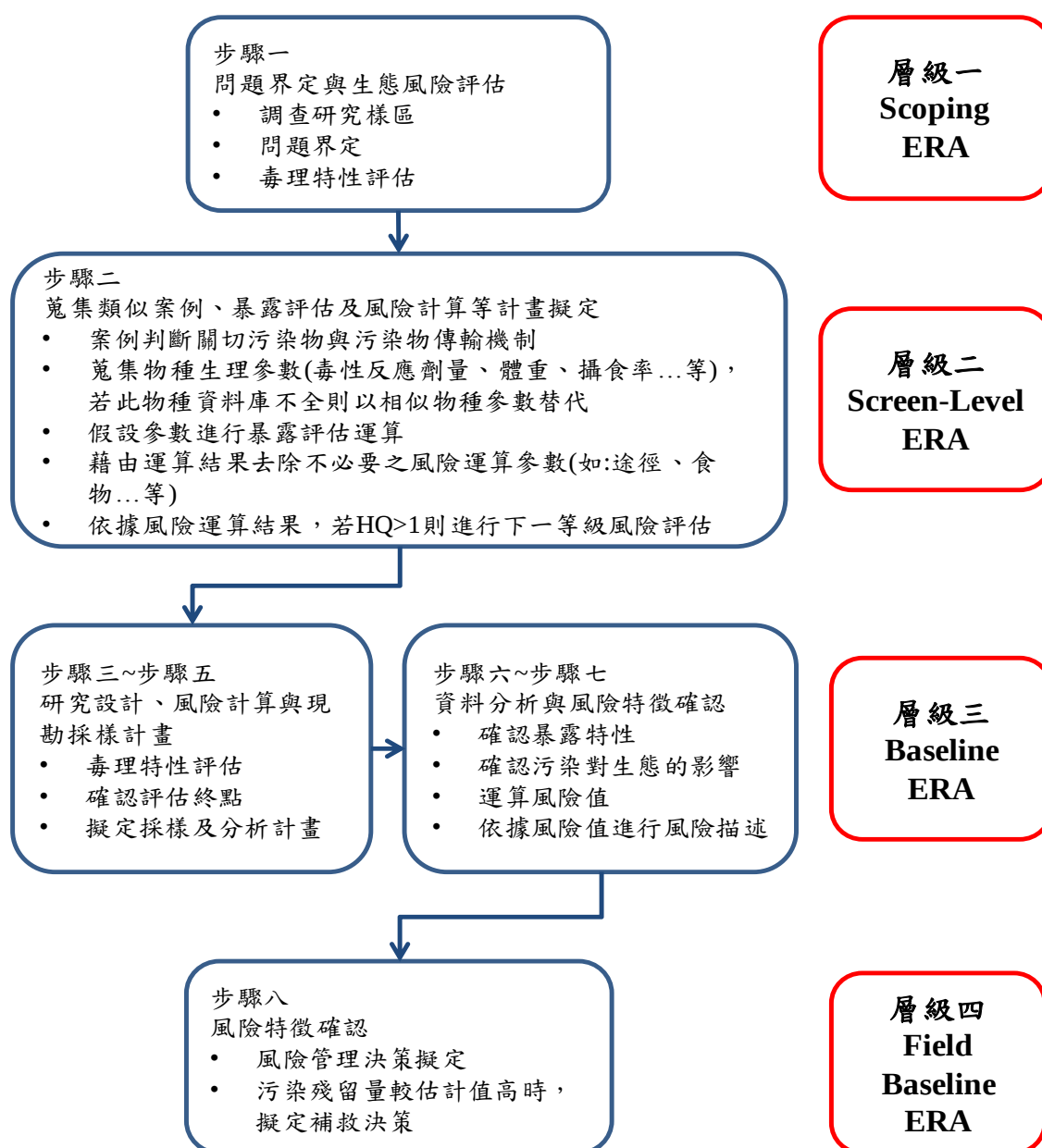


圖 18 生態風險評估八步驟

資料來源: USEPA(2008)；邱韋博(2012)

貳、 篩選等級生態風險評估(SLERA)

SLERA 是依據現有資料以及文獻蒐集的方式降低誤差、提高信心水準的評估方式，強調以假設估計的方式進行運算而非實際的風險，此評估方式主要用以判斷是否需要進行下一階段-基線生態風險評估(BERA)，細分關切污染物對於該環境的影響。其內容包含(1)估計是否具有風險存在；(2)對指定場域進行資料蒐集；(3)集中對指定場域進行生態評估。

彙整篩選等級生態風險評估(SLERA)之方法論，可知其相對可運用有限之資料，採用具有場址一致性之假設條件、經驗值與參數，減少評估之誤差。以層次化(tier)來達到最適化，對於個案特殊性可由不同案例之差異獲得充分之資訊。SLERA 的目的是列表篩選關切化學物質與各類介質之適性評估各介質中之生物棲地，建立概念模式，也就是鑑別可能受體污染物之生態關切潛勢(COPECs)。特別是以棲地(如土壤及底泥)為主要之探討依據，採用科學管理決策點(SMDPs)，本法上包含成本效益分析，可減少不必要之生態評估，針對特定需求而設計之調查與監測(Strickland and Korleski, 2008)。完成篩選等級生態風險評估之主要步驟為之(1)樣區特性界定、(2)介質/棲地之評估與調查、(3)污染物之生態關切潛勢(COPECs)、(4)暴露途徑、(5)暴露評估終點、(6)風險特性與(7)風險描述。

步驟(1)~(3)為問題形成階段，須提出概念模式，包含場址描述、壓力源、毒性評估、暴露分析及風險計算。然而，如果同時有多種壓力源存在時，其相互影響下較難以完整規劃概念模式，篩選級別之生態風險評估規範於 2001 年發表，其用意在於審慎評估對生物具有不可逆之效應，提供較高可信的結果並能在分析不確定性時予於謹慎之評估；本研究已於 2012 年完成第一等級界定生態風險評估之問題形成及概念模式建置，並完成以重金屬鎘、銅、鋅、鉛為壓力源，進行小型哺乳類動物高山田鼠之暴露評估。本年度重點將以步驟(3)~(5)為目標，藉由篩選等級生態風險評估方法，以鉛或汞為壓力源、大型哺乳動物山羊為受體，界定污染源與受體關係。

參、 應用環境流布調查結果評估山羌之生態風險

本研究以歷年調查結果篩選長程污染物-鉛或汞為污染源，並以園內保育動物山羌為受體，應用篩選等級生態風險評估方法，首先彙整既有可獲得資料，分析污染物及受體特性，並界定污染源及受體關係，作為後續進行風險評估基礎與參數設定及假設之依據。

一、 山羌生態習性

山羌是台灣特有亞種，名列保育等級 II 之珍貴稀有保育類野生動物。為脊索動物門哺乳綱偶蹄目鹿科動物，學名 *Muntiacus reevesii micrurus*。生態體徵資料顯示其體長 40~70 公分，尾長 4~10 公分，體重約為 8~12 公斤。陳怡君、王穎(2000)以無線電方式記錄山羌活動模式，發現山羌一天中之活動最常出現 5 個活動期(圖 19 (a))，活動時間長度以 1 至 3 小時為多，且白天活動高峰間隔短，夜間休息時間較長，因此日間活動量高過夜間(圖 19 (b))，判斷其屬晨昏偏日行性，且其每日活動時間與休息時間相當，約佔一日時間的 49.4%。進一步將活動模式與季節變化比較，僅冬季晨昏時的相對活動程度較其他各季稍低，季節性變動並不明顯，但與光週期有相當強之關聯，另以全天的相對活動程度來看比較，晴或雨天對山羌的活動亦無顯著影響。進一步比較他國山羌活動模式之研究，發現影響紀錄活動量差異的可能因素包含(1)野生與圈養之差異、(2)環境氣候不同、(3)是否有其他干擾與威脅及(4)紀錄方法等。其中值得注意的是，比較野生山羌與圈養山羌、環境氣候影響之活動量差異，都討論了食物的可獲性，除環境是否可提供充足食物外，也包含同環境中是否有其他競爭食物資源者。

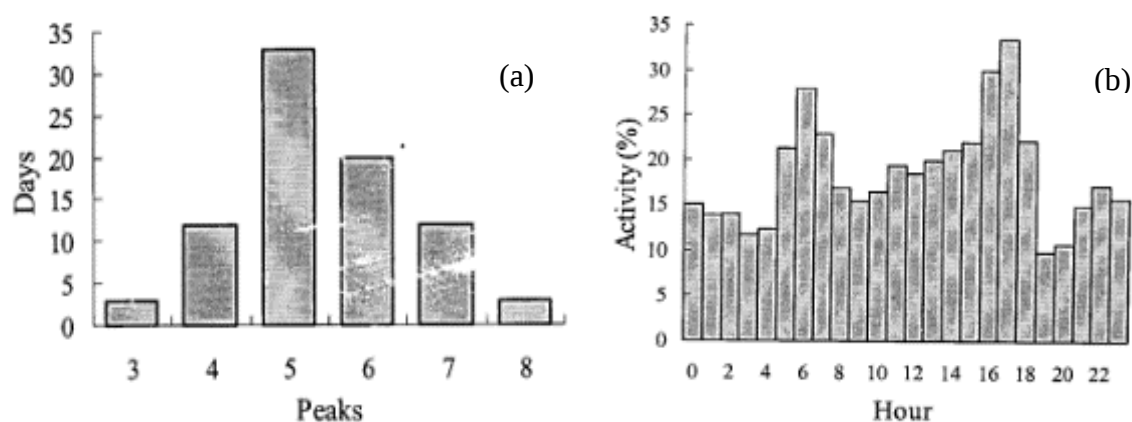


圖 19 瓦拉米地區台灣山羌 (a)單日內活動高峰數之頻度分布、(b)日活動程度變化
資料來源：引用自陳怡君、王穎 (2000)

2006 年起，林業試驗單位於哈盆保留地沿穿越線設置自動相機，調查地棲獸類出現情形，結果顯示除鳥類外，拍攝到 11 種獸類，並以山羌為最多佔 87%，且出現在各種棲地(陳一銘，2006)，另由山羌個體可供辨識之特色發現經常於同一地點拍到同個體，說明山羌活動具一定範圍。圖 20 為 2006 年 11/24 到 12/14 於樣站 13-4 攝得同一隻山羌 5 次，這隻山羌的特角特別細長、四肢白色明顯(陳一銘，2006)。



圖 20 2006 年 11/24 到 12/14 於樣站 13-4 攝得同一隻山羌

資料來源：引用自陳一銘 (2006)

綜合這些研究，可知山羌每日約有 5 個活動期，且佔去每日一半時間，而多數活動時間是用來進食、暫停或行走，與 Putman(1988)指出像山羌這類挑食性食葉者之胃部構造與食草者不同，胃容量及腸道長度較食草者在絕對及相對的比例上都較小，內容物停留時間短，不能一次進食大量食物，因此進食策略屬少量多餐、活動與休息交替頻繁之型式相呼應。由此可推論，山羌由於活動頻繁及少量多餐的進食策略等因素，會增加其與受污染土壤接觸及覓食時食入土壤的機會，大為提升暴露於土壤中污染物風險的機率。

二、 山羌暴露之風險探討

長程傳輸污染物由區域性產生後經大氣長程傳輸沉降，經雨水沖刷後累積於土壤、底泥或進入水體當中，再經由植物生長過程所吸收、動物進食攝入或接觸進入生物體，並藉食物鏈作用形成生物累積及生物放大作用。

一般完整之風險評估暴露途徑包含「食入」、「吸入」、「接觸」，但吸入發生在污染物經空氣介質進入生物體，然國家公園並非工業聚集、交通流量大之地區，鉛於空氣中濃度甚微可以忽略，同理，「接觸吸收」亦需污染物具一定濃度且生物體經皮膚接觸一定時間後，才具影響性及討論價值，因此本研究於暴露途徑之考量亦不將其列入。

山羌分布範圍極廣，由低至高海拔森林皆可發現蹤跡，依據吳海音(2004)執行太魯閣國家公園高山地區動物資源基礎調查之成果，顯示七次調查中共發現 8 種 646 筆哺乳類動物痕跡，其中以發現山羌的筆數為最多(16.9%)，後於分析山羌與植被類型和海拔範圍間關係時，則發現不論於低或高海拔山區，山羌於針葉林型的樣段平均紀錄筆數皆為最高，與其喜好藉林木隱蔽，於林下冠叢覓食的生態習性相符。由此可知山羌為園區內所記錄出現頻率最高之哺乳動物，且與其他哺乳動物相較，基礎資料為相對完整，有利於作為研究觀察及調查對象。山羌取食偏好細葉、嫩芽在食物鏈位階為初級消費者，直接食用生產者(植物)，同時也為食物鏈更上層動物捕食之食物，扮演環境中污染物經食物鏈傳遞的重要角色。

另由前述關於山羌生態習性及暴露途徑之說明，可確知「食入」為山羌暴露於鉛風險最主要之暴露途徑，包含植物、土壤及飲水，然依據本研究 2011 年分析太魯閣國家公園立霧溪流域於乾、濕季及高海拔地區水體重金屬濃度，其結果指出所有水體樣本之鉛及鎘濃度低於偵測極限，且立霧溪乾季及高海拔地區水體之重金屬平均濃度皆低於「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」，因此可忽略山羌因飲水食入之風險。此外，由山羌頻繁的活動與進食特性，皆增加其暴露於污染物的風險，如覓食時食入受污壤土壤便是不可忽略的暴露途徑，並且由其活動時間可計算暴露於污染物的時間長度，而在同一點多次拍攝到同一個體之結果，亦指出山羌活動具一定範圍，此特性除可提供研究設計於特定區域之山羌暴露於鉛之風險評估計畫，並有利追蹤該範圍內污染物與生態系受影響之變化。

三、 污染源與受體關係之界定

在進行暴露評估前，須先界定污染源與受體之關係，包含關切污染物的傳輸途徑、哪些受體受關切污染物之危害、受體由何途徑受到危害等，瞭解污染源與受體之間的連結，方能建立有效的評估方案。因此本研究針對選則受體條件及鑑別評估終點此兩項重要步驟，參考「生態風險評估指南」(Strickland and Korleski, 2008)，摘要受體與環境關係及篩選評估終點原則之說明如下：

I. 界定生態性受體的條件鑑定生物棲地與棲地環境之特性與關係：

1. 確認與上述棲地最有相關聯性之植物與動物，除了由研究者自行調查，可大量收集已發表之研究論文、政府報告或科學研究期刊資料，以確保資料來源之可信度，減少不確定性。
2. 確認棲息地之特定受體特性，這些受體受棲息地之食物或生理需求具有顯著影響，物種應能代表棲息地之食物鏈所有類型（如草食動物、肉食動物、食蟲目等），應列入報告中之清單。

II. 鑑別候選之評估終點，評估終點應具備之條件為：

1. 符合清楚之物種、生態及環境之邏輯關係且能連接，評估終點應具體而非廣泛的，最好為涵蓋目標之焦點。
2. 風險管理者藉由設計評估終點，達到對整體生態風險評估之全盤調查認知，並能達到未來最高層級決策所需之分析資料、收集、判讀及應用。
3. 應探討施壓原與評估終點之邏輯關係，且評估終點應與施壓源，具有直接不可取代之關係。
4. 評估終點之設計，可由評估目標而定，例如國家公園管理辦法或保育生物等相關政策與法令，以達到物種數量維護或保護環境為目的。

壓力源可為物理、化學或生物性質，其對受體產生直接或間接之影響，因此選擇受體時需考量是否因棲地食物或生理需求等而受到壓力源顯著影響，且受體應為該棲地食物鏈之所有種類中具代表性之物種。而評估終點之選定建議為具有一定程度的生態關聯性、政策目標或社會價值、易受壓力源影響等特性。最後依據壓力源與評估終點建立物質流模式亦即概念模式，說明壓力源經由何種途徑或方式影響評估終點，透過概念模式可以瞭解壓力源於自然界環境中對生態潛在影響

根據本章第一節整理歷年環境介質監測分析結果，篩選關切污染物（如表 6），其結果顯示水體中重金屬不明顯，因此水棲生物並不列入考慮，此外，由於銅、鋅為生物生長之必要元素，即便篩選出，但因其濃度在合理範圍，故亦不列入後續壓力源評估。故高海拔地區生態風險可初步篩選（1）大型哺乳動物之鉛或汞生態風險，或（2）小型哺乳動物之汞生態風險，後者已有許多研究顯示動物體內汞之探討以甲基汞為主，然研究指出生物體內甲基汞約為總汞之 95%，建議未來可進一步持續探討汞之長程傳輸、環境流布與生態風險評估。由於國家公園設置以保育為目的，使得樣本取得困難，本研究經由國家公園協助取得查獲之盜獵動物含山豬、山羊、山羌等大型哺乳類動物，其中以山羌樣本數量遠較其他物種多，且考慮該物種為脆弱之保育物種，因此篩選山羌為評估受體，且其長期暴露於低污染濃度之鉛、汞下，仍有不可逆之影響。研究假設鉛或汞為山羌可能暴露之不可逆污染源，其存在土壤底泥及食物鏈中。因此量測評估終點時，可應用食物鏈模式計算及食入劑量，根據可收集到之科學論文，分析可應用之計算參數。基於 SLERA 之特性，尚不列入同時多種可能污染源之影響，避免極可能產生之交互作用，接者再以暴露劑量計算危害商數（HQ）。未來進入基線風險評估時，可以此篩選基準，深入分析與調查各項參數與經驗值。

表 6 摘要篩選層級之環境與生態中可監測重金屬種類

重金屬	土壤 (農場)	土壤 (高海拔)	底泥	水體	小型 哺乳動物	大型 哺乳動物
Pb	✓	✓	✓	-	-	✓
Cd	-	-	-	-	-	-
Cr	✓	✓	✓	-	-	-
Cu	✓	✓	✓	-	✓	✓
Zn	✓	✓	✓	-	✓	✓
As	✓	✓	✓	-	-	-
Hg	✓	✓	✓	-	✓	✓

資料來源：本研究彙整

本研究以 2011 年完成規劃之生態風險概念模式(圖 21)為基礎，於 2012 年已建立高山田鼠之重金屬暴露評估概念模式(圖 22)，並進行危害商數計算，探討重金屬對小型哺乳類動物之危害潛勢，本年度進一步根據調查結果與生態風險評估之模式發展出界定長程傳輸污染物（鉛或汞）之污染源與受體之關係如圖 23 所示，以園內保育類動物山羌為受體，考量其生態習性，受鉛或汞暴露影響以食入為最主要途徑，且土壤為最重要暴露介質，底泥僅在飲水時可能有機會攝入，列為非主要之來源，但並不予以排除。

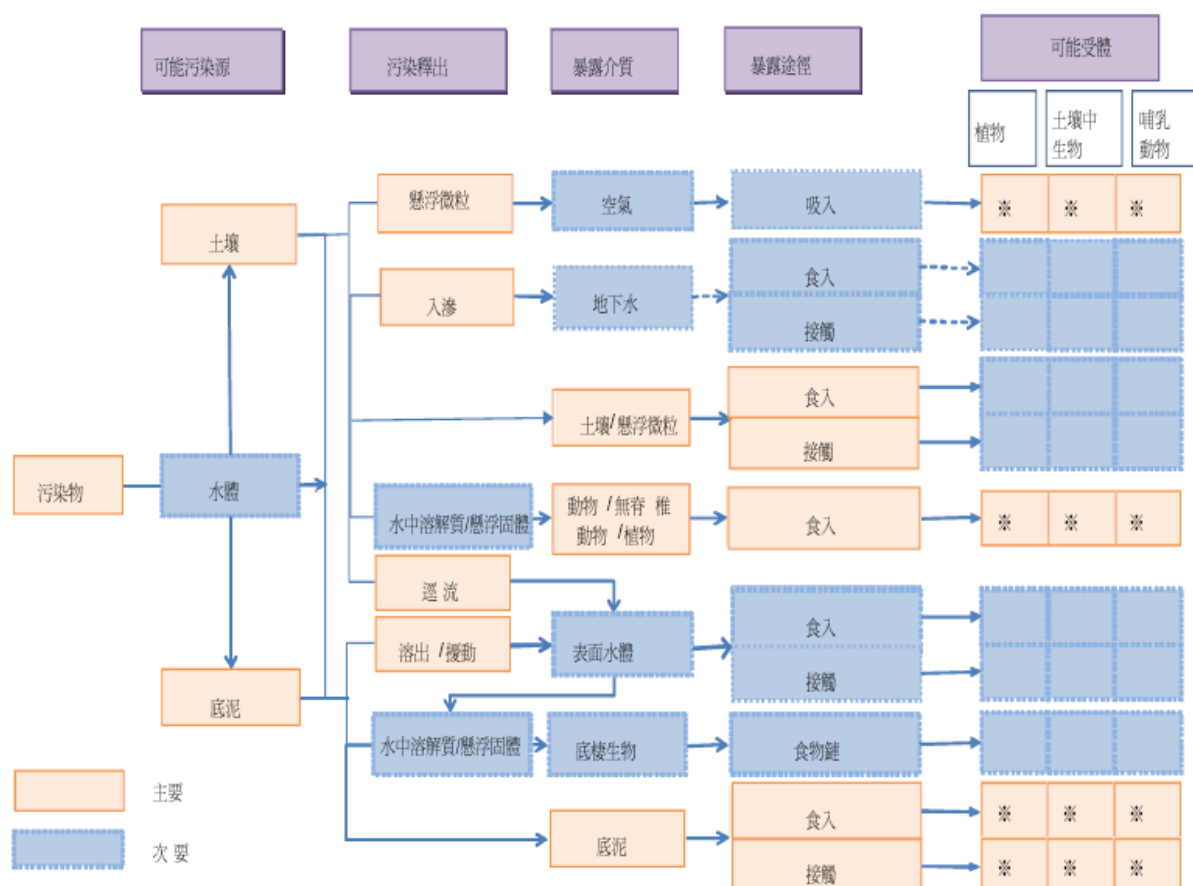


圖 21 太魯閣國家公園高海拔環境敏感區之生態風險概念模式

資料來源：蘇銘千 (2011、2012)

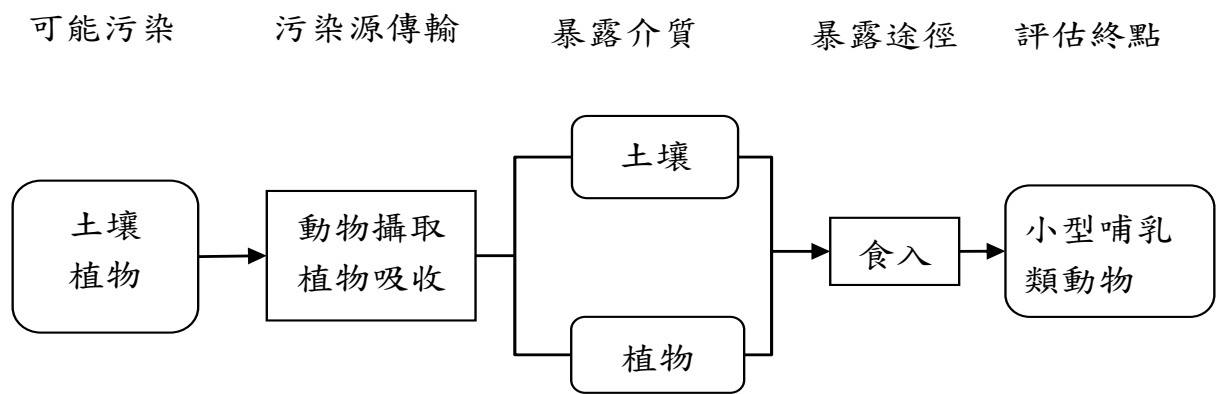


圖 22 暴露評估概念模式

資料來源：邱韋博(2012)；蘇銘千(2012)；邱韋博等(2013)

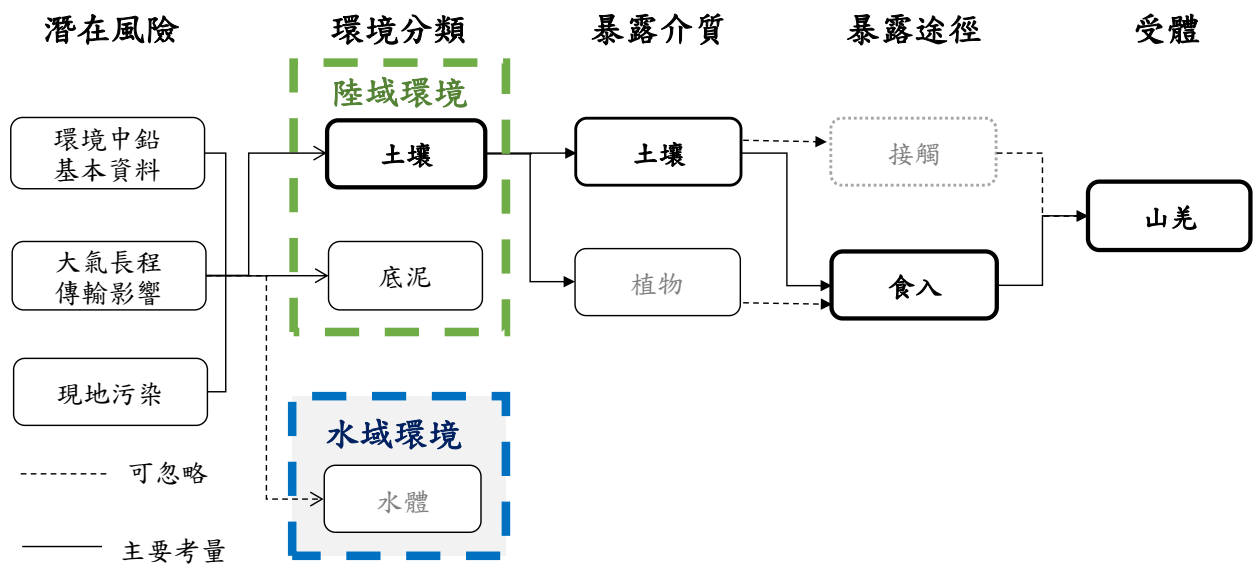


圖 23 界定污染源與受體之概念模式圖

第三節 汞在太魯閣長程傳輸之應用研究

壹、國際長程傳輸研究現況探討

聯合國於 2004 年已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隊與組織由北半球各國協助參與研究，發展之 Hemispheric Transport of Air Pollution (TF HTAP)由歐盟與美國為主要之領導研究。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(Persistent organic pollutants, POPs)。POPs 長程傳輸的主要二項因子為溢散之化學物質在一定『距離』內，於大氣中的停留時間。一般長程傳輸主要探討『傳輸距離』、『旅行距離的特性』、『空間範圍』，此外 POPs 的半衰期也是考慮參數之一。所有 LRT(Long Range Transboundary)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 OECD 與 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(蘇銘千，2012)。

本研究於 2012 年彙整 POPs 長程傳輸文獻之結果，顯示描述空間與時間參數之 POPs 長程傳輸，可藉由化學傳輸模式(chemical transport models, CTMs)而達成。根據 Seinfeld 與 Pandis (2006)的研究，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)，依此原理開發之模式如 MPI-MCTM (Lammel *et al.*, 2001; Semeena and Lammel, 2003)、CAN-POPs (Gong *et al.*, 2003)、MSCE-POP (Gusev *et al.*, 2005)及 CanMETOP (Ma *et al.*, 2003)。

本研究以圖 24 為一般 POPs 污染物流布評估之架構，包含溢散源分析、環境監測規劃、資料庫架構設計、模式評析比較、及應用為本年度之工作內容。而其結果可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。依圖 24 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，除上述內容，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。本研究歷年調查長程傳輸污染物包含 PAHs 及汞，本年度以其為研究之目標污染物分別於後探討。

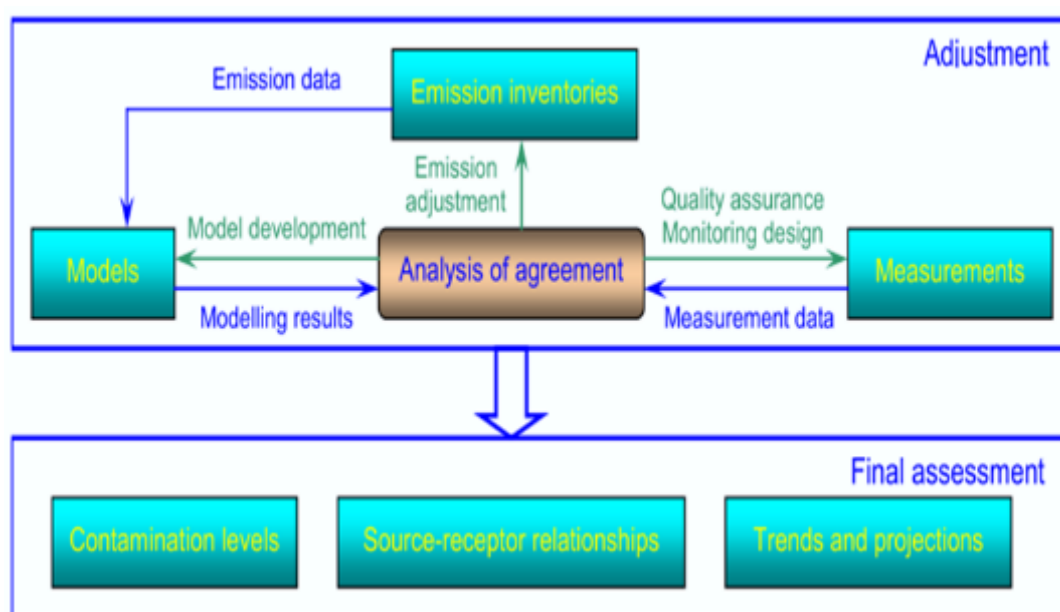


圖 24 POPs 污染流布評估模式之建置

資料來源：Dutchak and Zuber (2010)

貳、 本研究歷年 PAHs 環境流布與長程傳輸之比較

長程傳輸研究案例在國外多以 PAHs 為標物進行探討，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(蘇銘千，2012)。Fernandez *et al.* (1999) 應用 PAHs 評估歐洲地區空氣污染之現況，以 Phenanthrene 作為研究標的，發現其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沉積物的 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)，而分析美西國家公園集水區內之積雪，則測得 5 或 6 環之高分子量 PAHs，說明除都會區交通工具排放廢氣所產生之 PAHs，尚有其他污染源排放之 PAHs 進入樣區內，該研究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。

由前述之國外研究顯示污染物因長程傳輸以大氣沉降之方式累積於環境中之結果已受重視。而在國內部分，環保署於鹿林山(23.51°N, 120.92°E; 2862 m)設置之鹿林山背景測站為長程傳輸污染物監測站，監測大氣污染物及境外輸入污染物，內容包含太陽輻射、酸雨、大氣懸浮微粒、有害污染物(Hg、VOCs、Sox、NOx、O₃及CO)、氣象資料等，其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)。考慮上述各種污染來源之貢獻比例不等，然即便是生態保育區、國家公園等，仍可監測到濃度不等之各類污染物，多為人為活動所致，同時應考量長程傳輸及現地污染二種模式。

蔡佳穎(2012)以太魯閣國家公園奇萊、磐石及合歡山區等區域為樣區，分析土壤、底泥(共計分析 43 樣本如下表 7)中持久性污染物 PAHs 之總量、低分子量 PAHs 與高分子量 PAHs，結合氣象資料探討太魯閣國家公園高海拔地區(2500m 以上)受污染物長程傳輸之影響。

表 7 太魯閣國家公園高海拔山區土壤、底泥採樣位置與樣本數

區域劃分	包含地區	樣本類型
奇萊山區	小奇萊、奇萊北峰、黑水塘	土壤、底泥
磐石山區	磐石、月形池	土壤
合歡山區	石門山、合歡農場、特生中心、天巒池	土壤、底泥

資料來源：蔡佳穎(2012)。

摘要其分析結果分別如圖 25、圖 26 及圖 27 所示，其中圖 25 (a)(b) 為奇萊山區土壤及底泥各環百分比，皆以 3 環為主，其次依序為 4 環、2 環、5 環、6 環，呈現相同的環數趨勢，說明奇萊山區有 PAHs 穩定輸入之情形；圖 26 呈現磐石山區土壤各環百分比，主要為 3 環，其次依序為 2 環、4 環、5 環、6 環。從土壤呈現之結果顯示該區內移動污染源活動較少，森林火災產生之 PAHs 可能為最大影響因素，且工業及人為活動排放之 PAHs 亦有沉降至該區的情形發生；圖 27 分別呈現合歡山區 (a) 土壤各環百分比，主要為 3 環，其次依序為 4 環、2 環、5 環、6 環，與 (b) 底泥各環百分比，主要環數為 2 環，其次依序為 3 環、4 環、5 環、6 環，由於合歡山區人為活動較為頻繁，其森林火災與交通工具排放之 PAHs，工業及人為活動排放之 PAHs 都有沈降至樣區的情形。

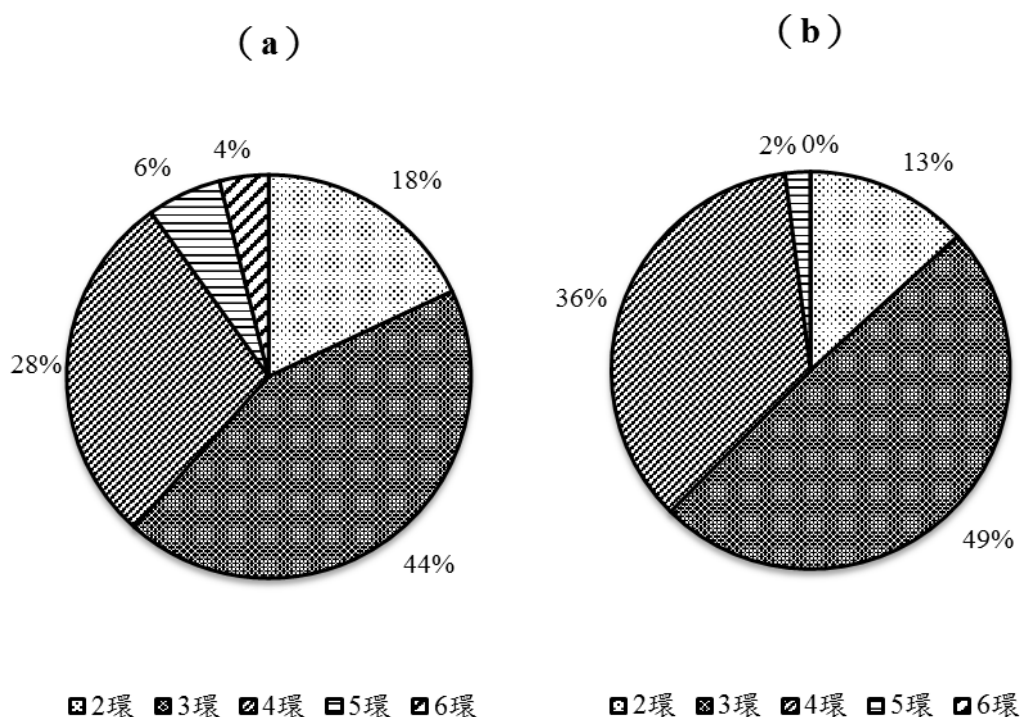


圖 25 奇萊山區 (a) 土壤及 (b) 底泥中各環濃度百分比

資料來源：引用自蔡佳穎(2012)

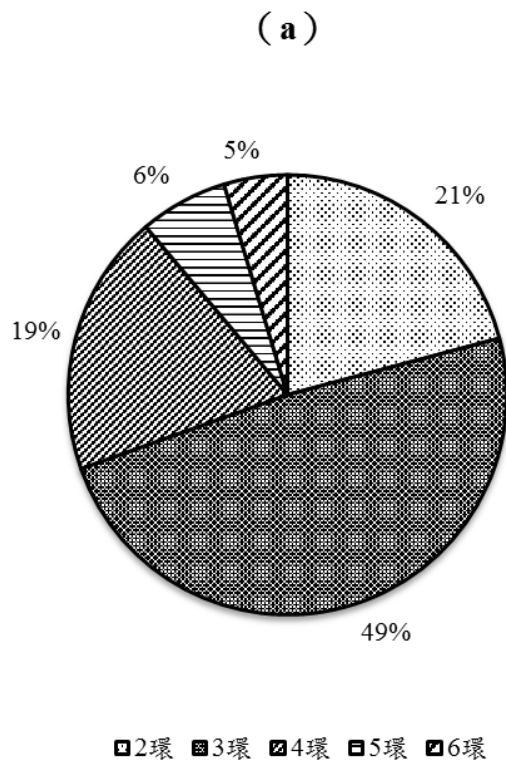


圖 26 磐石山區土壤中各環百分比

資料來源：引用自蔡佳穎(2012)

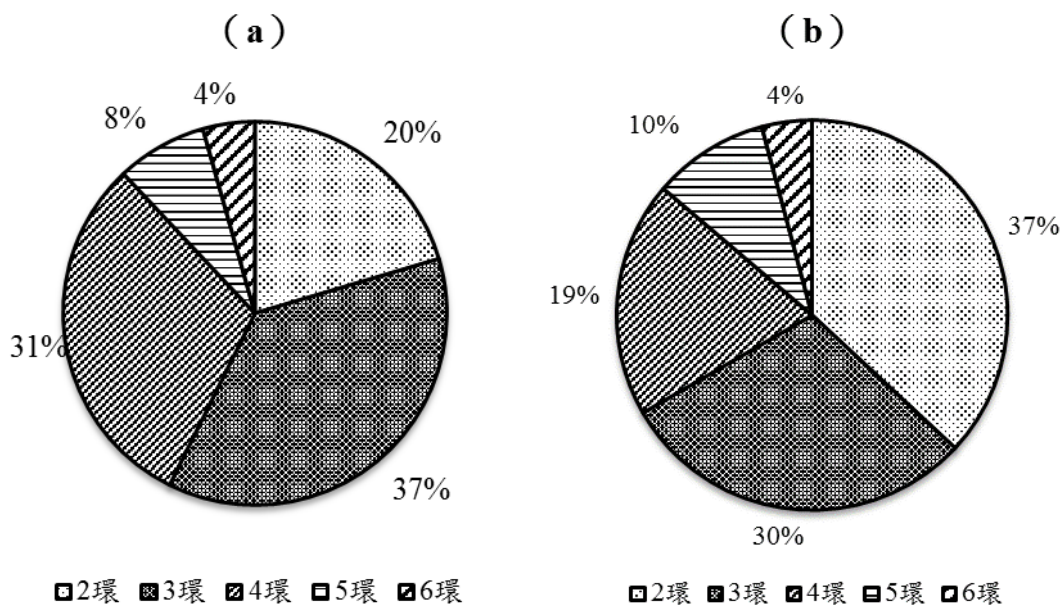


圖 27 合歡山區 (a) 土壤及 (b) 底泥中各環濃度百分比

資料來源：引用自蔡佳穎(2012)

在低分子量 PAHs 與森林火災與移動污染源有關聯性，而高分子量 PAHs 與人為活動相關之前提下，推估森林火災所造成的 PAHs 排放為最大因素，而大氣沉降所帶來之 PAHs 與當地人為活動所造成的影響也需列入考慮。此 3 個區域(合歡山區、磐石山區與奇萊山區)PAHs 環數組成趨勢相類似，可能受同一系列盛行風場的影響所導致，且由分析結果顯示迎風面及背風面呈現出的總 PAHs 濃度差異甚小，在中尺度長程傳輸的觀點下，奇萊、磐石、合歡山區，受近地面風場干擾並不明顯，因而推估自然來源及人為來源產生之 PAHs 可能經由大氣長程傳輸沉降至台灣高海拔山區(蔡佳穎，2012)。

本研究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以 3 及 4 環 PAHs 為主要污染物，然而中央山脈北段與南段呈現不同趨勢，顯示受區域或長程傳輸之影響(蔡佳穎，2012；蘇銘千，2012；蘇銘千等，2013b)。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，且一般長程傳輸之研究應具有至少 5 年以上之長期監測，同時需分析區域性之長期氣象統計資料，方能證實長程傳輸之來源、影響因子及範圍。

參、 汞之長程傳輸流布分析

汞為 PAHs 外另一國際長程傳輸研究案例受關注之污染物，本研究彙整、摘要聯合國 2010 年汞長程傳輸報告，汞在全球循環模式、途徑及各類機制如圖 28 所示，其中汞在全球大氣中約為每年 28 Mmol 的動平衡量；大氣中乾、濕沉降分布則佔 14~29 Mmol，為主要機制；人為排放每年約 11.3~16.9 Mmol。該報告根據地球氣象資料分析北、南半球之氣象變化與循環，推論說明長程傳輸受高層西風之影響，且西向東之傳輸遠較北-南之機制為重要，氣旋發生較多的東亞及太平洋西邊則是主要污染物長程傳輸之發生源。另由全球汞平均月排放(圖 29)來看，8、9 月為汞排放高峰，爾後劇減，並從 11 月至隔年 3 月逐漸升高。若以南、北半球為分別，大氣中汞的背景濃度在北半球為 $1.5\sim 1.7\text{ ng/m}^3$ ，在南半球約為 $1.1\sim 1.3\text{ ng/m}^3$ ，且北半球之汞排放在 4~10 月逐漸升高至 7、8 月達最高，爾後漸次遞減，南半球則較無明顯消長趨勢，一般全年均有不等之排放，其中南美洲及非洲排放情形較高，推測可能為黃金及其他礦業開採提煉所致。

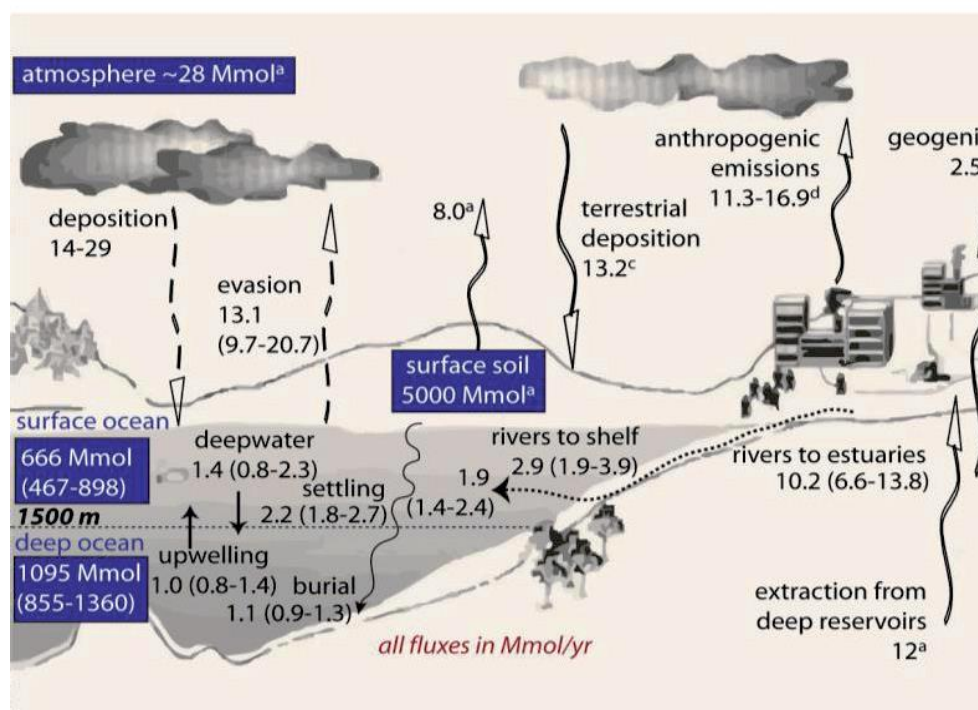


圖 28 聯合國全球汞循環示意圖

資料來源：引用自 Pirrone and Keating (2010)

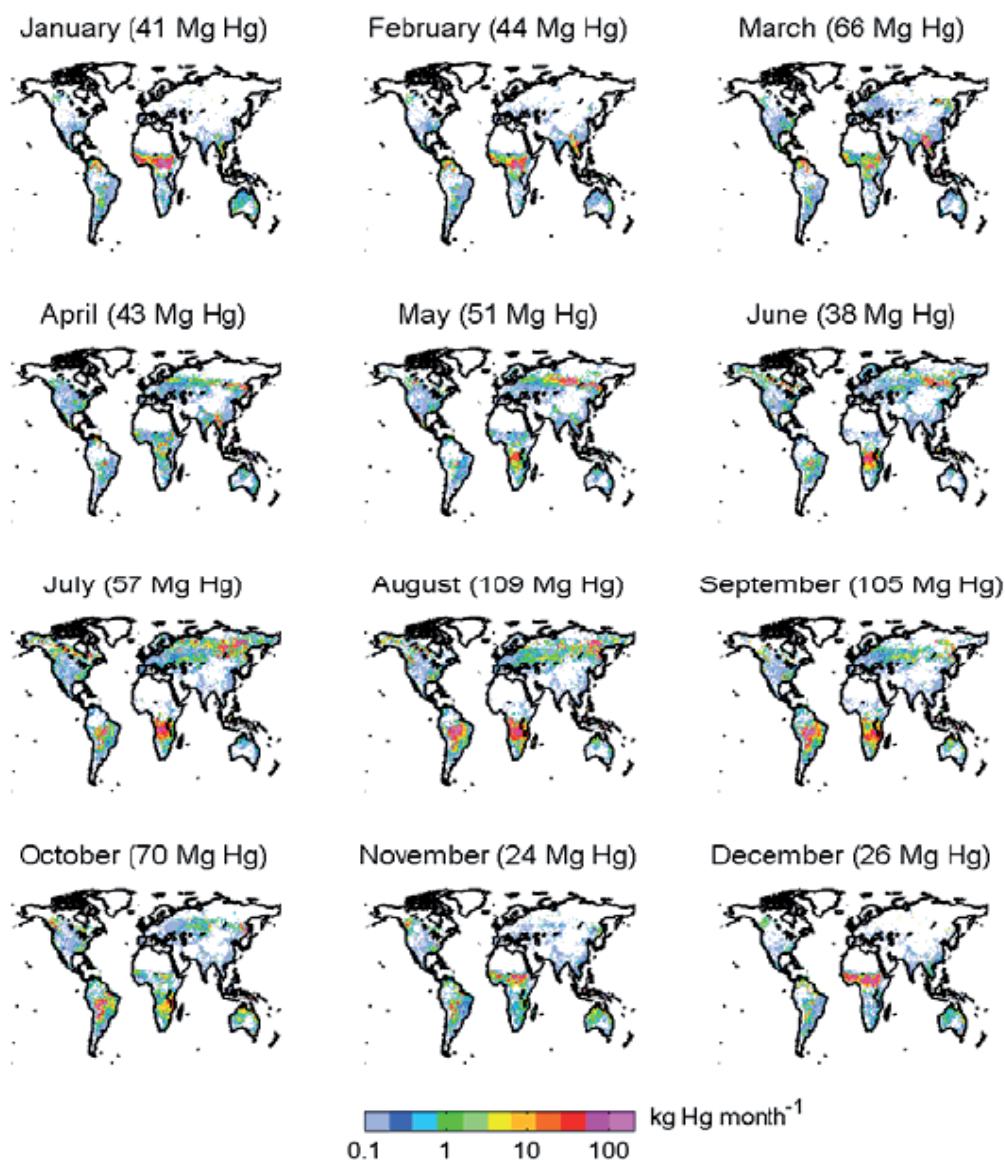


圖 29 全球 1997~2006 汞平均月排放示意圖

資料來源：引用自 Pirrone and Keating (2010)

汞之全球長程傳輸與流布研究，涵蓋監測大氣中氣態汞、懸浮微粒汞、土壤與底泥樣本中之汞及動物體內甲基汞/總汞等廣泛內容，須藉由國際、州際或區域合作共同完成汞長程傳輸、流布與循環之模式評估。目前台灣由環保署、中央大學、中央氣象局與中研院組成團隊，參與國際七海計畫(7 SEA Project)，其設有 5 個超級測站，及 8 個長程傳輸網絡站點，各站之地理位置說明如圖 30，在亞洲區分別位於台灣、越南與泰國。台灣設有鹿林山、恆春 2 個超級測站及東沙與中央大學 2 個網絡站點。鹿林山測站以氣象(如風速、風向、降雨等)、

氣膠之多項空氣品質指標(如 CO、PM_{2.5}、PM₁₀、連續監測氣態汞等)(如圖 31)等資料為主，提供氣象及空氣品質模擬與長程傳輸之汞通量，評估重要長程傳輸之資料數據與影響因子，可提升國際合作之成果。同時，藉由建立鹿林山背景站大氣污染物長期基線資料，並估算東亞大氣背景值，研究台灣高海拔地區不受人為排放影響的情況下之大氣特徵，以估算東亞污染物之排放貢獻。



圖 30 國際長程傳輸七海計畫之監測站與網絡資料據點站之分布

資料來源：引用自 Pirrone and Keating (2010)

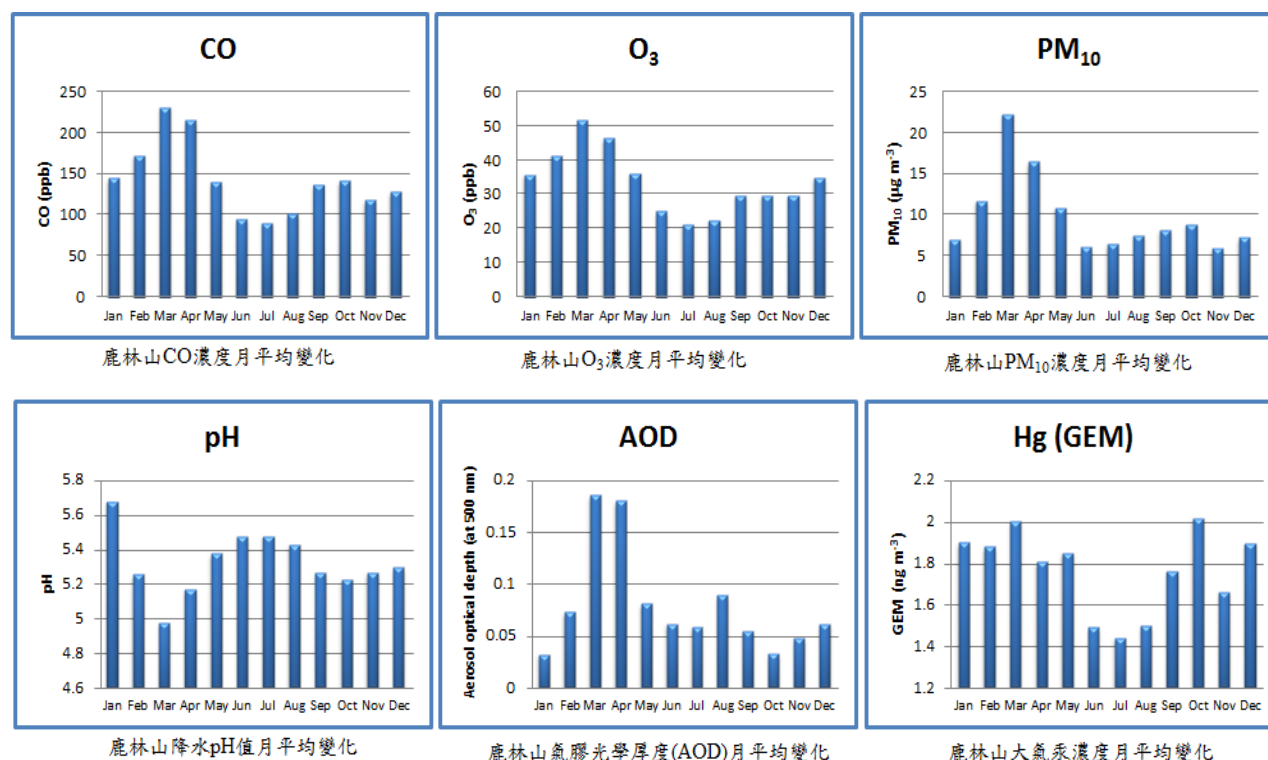


圖 31 鹿林山背景站 2006-2011 年站空氣品質六項指標之彙整

資料來源：鹿林山大氣背景測站 (2013)

鹿林山測站雖為國際長程傳輸計畫之超級測站，然其主力在呈現大氣及氣象變化，對於環境受長程傳輸之影響目前並未規劃，仍為美中不足之處。有別於鹿林山測站之大氣通量為唯一之成果，本研究計畫在應用既有國際長程傳輸資料，透過太魯閣國家公園區域範圍內土壤、底泥、生物之汞在環境流布調查與研究，未來可逐步建立國內汞長程傳輸對生態、環境之風險管理。太魯閣國家公園之地理位置，受本地氣象、季風及在地污染影響較小，受長程傳輸之高層西風影響較大，未來依過去之研究調查資料並結合現有環保署空氣品質測站及其他相關研究成果，建立長程傳輸環境生態風險評估與管理系統，除作為其他國家公園未來建置環境、生態、資源管理系統之參考，亦能整合資源與資訊發展國際合作與應用方案，建議作為環境資源部成立後之重點整合工作項目之一。

肆、國際汞長程傳輸模式之探討

國際上已發展之各項汞長程傳輸模式可分為區域性及全球尺度，區域性傳輸模式針對特定區域以較精密之空間條件，推估傳輸特性與結果，但其不足以作為大尺度全球傳輸模式運算參數。已知用於模擬區域大氣汞傳輸之模式，如 O. Russell Bullock Jr. and Lyatt Jaeglé (2009) 整理酸沈降與氧化物模式 Acid Deposition and Oxidant Model (ADOM) (Petersen *et al.*, 2001)、社區多尺度空氣品質模式 the Community Multiscale Air Quality model (CMAQ) (Bullock and Brehme, 2002)、丹麥歐拉半球模式 the Danish Eulerian Hemispheric Model (DEHM) (Christensen, 1997)、空氣污染物歐拉模式 the Eulerian Model for Air Pollution (EMAP) (Syrakov, 2005; Ilyin *et al.*, 2002)；還有區域氣膠與沈降物模式系統如 the Regional Modeling System for Aerosols and Deposition (REMSAD) (ICF, 2005)、微量元素分析模式 the Trace Element Analysis Model (TEAM) (Pai *et al.*, 1997) 及混合單例子綜合軌跡模式 Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory model (HYSPLIT) (Cohen *et al.*, 2004)，均為發展且資料收集完整之成熟模式。

全球模擬模式則修正區域型模式過於空間精密所造成之不確定性，因此發展以定義區域邊界模式之邊界條件為主之全球模式，如全球化學傳輸模式 global chemical transport model (CTM-Hg)；華盛頓大學則以阿拉斯加為模擬研究區域，長期開發應用 GEOS-Chem 之模式，於汞之長程傳輸模擬。美國環保署委託 Harvard University 之多年計畫，應用 GEOS-Chem 全球大氣傳輸及沈降模式，進行「全球大氣汞化學、溢散及沈降模式：觀察及模擬差異之改善」計畫。加拿大環保署則發展 GRAHM 之大氣汞模式，此外 ECHMERIT 模式結合氣象模式、大氣化學模式，涵蓋大氣物理、化學程序，以汞之生命週期形式模擬全球汞之溢散、化學、傳輸與沈降，分析各種乾、濕沈降之情境邊界條件。EMEP/MSC-E hemispheric chemical transport model (MSCEHM-Hem) 及區域版之 (MSCE-HM) 模式則用於模擬歐洲與北半球之洲際汞傳輸軌跡、模擬沈降與總通量等。

聯合國於長程傳輸研究項目，持續整合國際研究成果與資源，除歐洲、美國、加拿大，也加入亞太地區日本、中國之監測結果，且於 2010 年發表「2010 年的空氣污染南、北半球

運輸 B：汞，空氣污染研究 18 號報告」，彙整全球汞長程傳輸研究成果及模式分析探討，並提出詳細之研究發現與建議。後續應深入了解台灣因區域地理及氣象之特殊性，未來在長程傳輸研究可提供之各項資訊，本研究以太魯閣國家公園為研究樣區，第四章第一節彙整歷年總研究成果，均能與長程傳輸之機制與結果吻合，顯示於太魯閣國家公園建立長程傳輸及環境生態風險評估之測站應為當務之急，且可對國際長程傳輸研究發展，提出台灣對國際合作之貢獻。

第四節 污染流布地圖

污染流布地圖的繪製係由模式或現場調查資料所彙整而成，其建置可幫助探究環境壓力源對自然空間所造成的影響，並且有助於風險溝通、強化風險管理計畫實施，可供決策者依污染程度規劃管理措施、政策，同時亦能作為探討污染物環境流布影響與生態系暴露評估及生物災害風險之參考。

本研究整合近年研究成果，運用 Google Earth 繪圖工具 **GE-Graph** (v 2.2.21) 製作已完成之調查資料繪製於地圖，可呈現比較不同地理位置之污染物濃度及關聯性。本年度已完成之污染物包含鉛、鎘、鉻、銅、鋅、砷及汞 7 項重金屬流布分析結果，模擬繪製太魯閣國家公園園區內之污染地圖。繪製區域除太魯閣國家公園並含南湖大山、嘉明湖作為全島高海拔地區污染流布比較。綜合歷年研究結果，發現高海拔地區確實呈現較高污染濃度（並非污染場址），本項結果與國際長程傳輸之理論及結果吻合，本研究假設因高層西風之影響大於季風之影響，所以由東亞及中國所產生之空氣污染物，藉由長程傳輸機制沉降在台灣高海拔山區，特別是中央山脈中、北段應可經由監測土壤及底泥證實長程傳輸之影響。

調查結果分別以（1）台灣尺度（圖 32）及（2）太魯閣國家公園（圖 33）規模呈現所有土壤調查結果。圖 32 顯示太魯閣高海拔地區土壤重金屬濃度明顯高於嘉明湖，印證國際長程傳輸推論結果，亦即高層西風在北半球為長程傳輸之主要驅動力。而圖 33 則顯示高海拔地區之重金屬濃度普遍高於其他園區內之農場區，可歸納結論為區域污染物之影響遠低於長程傳輸之影響。調查結果經統計分析後比較鉛、汞於 9 處農場及 12 處高海拔樣區土壤之平均濃度，繪製如圖 34。圖 34(a)可看鉛在石門山與奇萊山區之濃度高於其他高海拔區域，而農場部分較高濃度鉛均出現在西寶農場，相較之下廢耕之蓮花池與合歡農場則略低。汞的濃度（圖 34 (b)）則更明顯比較出高海拔地區污染物濃度高於農地約 20 倍。因此，應用污染地圖可更明確驗證本研究之假設，即太魯閣高海拔地區為長程傳輸之主要沈降區，結果指出高海拔汞來源明顯為大氣長程傳輸，可能來源為東亞及中國大陸之工業所造成，而農地重金屬污染來源為現地及區域來源，可能由交通、農業機具或農藥及環境衛生用藥所造成。整體而言，污染地圖的繪製除將環境流布調查結果以地理分布方式呈現，更能以具

體圖像化形式說明、印證本研究假設，且對於國家公園之環境管理辦法建置能提供明確之方向與原則。

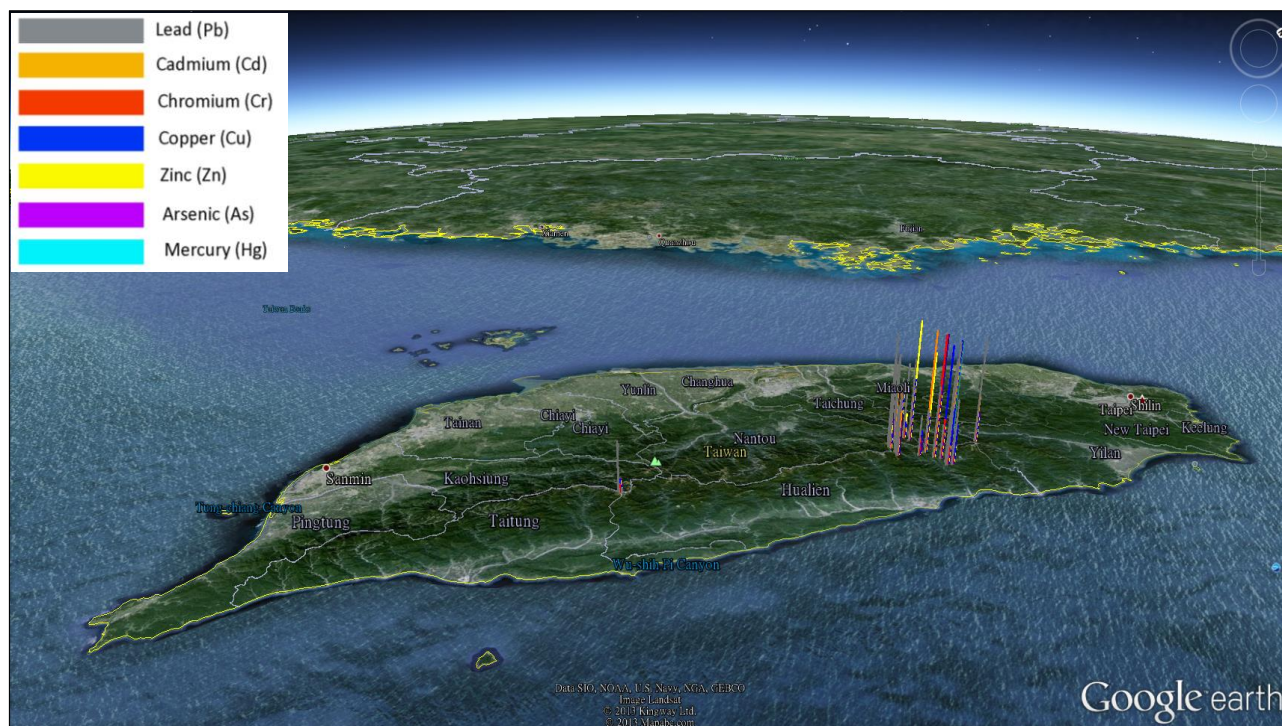


圖 32 太魯閣國家公園重金屬污染流布地圖-台灣尺度

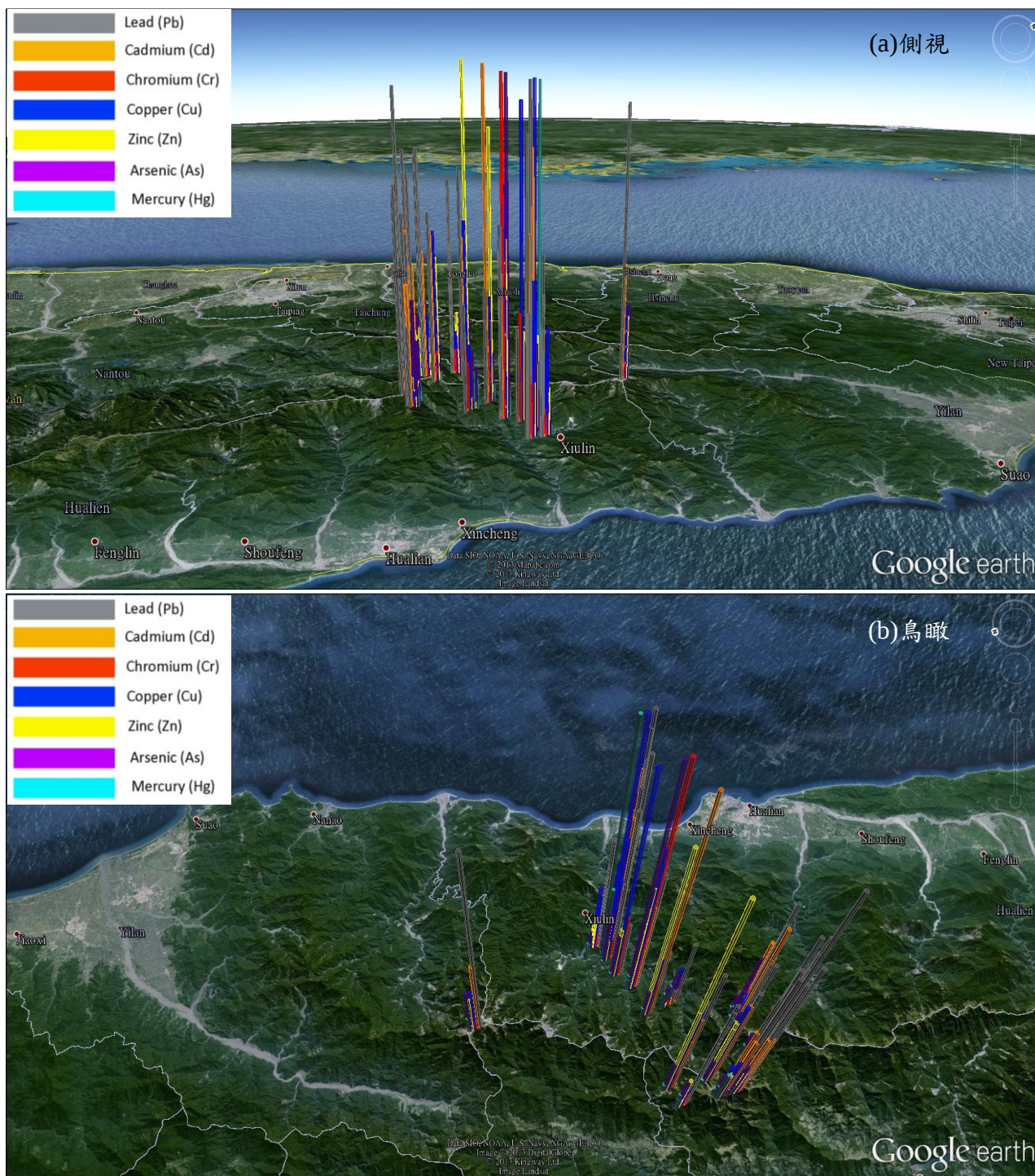


圖 33 太魯閣國家公園重金屬污染流布地圖(a)側視圖、(b)鳥瞰圖

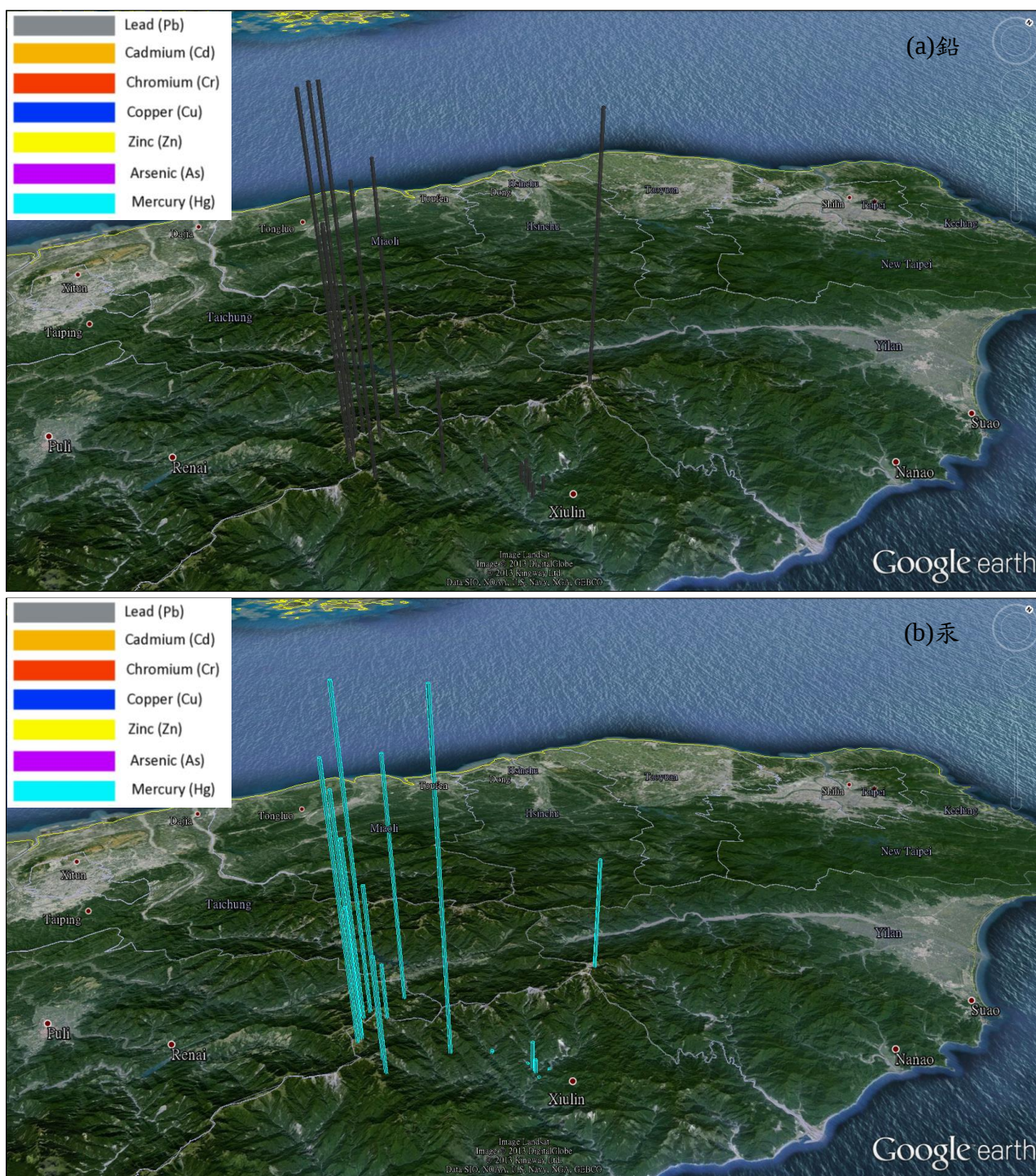


圖 34 高海拔地區與農場污染流布地圖(a)鉛、(b)汞

第五節 生物監測指標分析方法論建立與應用

國內外相關研究均指出，鳥類及蚯蚓皆為具代表性之生物指標，為能更加瞭解當地生態系統受持久性污染物影響之程度，除持續分析哺乳類動物體內持久性污染物之濃度外，本年度亦規劃發展鳥類、蚯蚓進行生物樣本之監測與分析，現階段以蒐集、彙整國內外相關研究案例為主，分析其實驗方法及應用做為未來篩選生物指標之依據。另由蒐集之國外以鳥類為評估受體文獻，發現水鳥或海鳥為主要之研究對象，以中、高海拔鳥類為研究之文獻極少，因此本研究應為首例以鳥類探討持久性污染物對生態影響之研究。而以蚯蚓評估環境污染程度之相關研究，由目前蒐集到之文獻多以實驗室培養進行討論，尚無直接以野生蚯蚓進行實驗分析、探討環境污染影響之討論，因此本年度亦以彙整、分析實驗方法為主要工作，雖尚未進行蚯蚓分析，但已與西寶農民取得合作，未來將可採用農民所培養之蚯蚓進行分析。

壹、 鳥類與蚯蚓分析方法

鳥羽為監測環境重金屬劑量的良好指標之一，重金屬會透過鳥類的攝食、理羽行為及外部污染的途徑進入並累積在鳥羽內，鳥羽主要分為三個部份，包括體羽、飛羽及覆羽，且體羽比飛羽及覆羽更具有重金屬劑量之代表性，最能顯現鳥體內所受到的重金屬暴露程度。因此，本研究以鳥類作為生物監測之指標，選擇易從體外直接取得之鳥羽，並依照鳥體部位與羽毛所含重金屬劑量的代表性，以體羽作為目標樣本。

由於我國行政院環境保護署所屬環境檢驗所與美國國家環境方法指標(National Environmental Methods Index, NEMI)皆無制定鳥羽之重金屬分析方法，故參考 Dauwe *et al.* (2003)於比利時的法蘭德斯鳥類保護區內所進行之鳥羽重金屬研究相關文獻，並參考國內孫元勳教授的研究團隊所使用之鳥羽重金屬分析方法(張智堯，2012)，修正本研究團隊鳥類重金屬分析方法，目前為實驗方法測試階段。

蚯蚓為土壤介質中的良好生物指標，其屬於雜食性環節動物，以土壤及腐植性有機物為其獲取營養的介質，在攝食的過程中，其內所含的重金屬會透過吸收而累積在蚯蚓體內，並

依照蚯蚓品系和體型大小的不同特性，對土壤中重金屬的吸收劑量與耐受度均會有所差異，具有對特定場址範圍內的重金屬污染程度之代表性，故本研究亦規劃未來研究以蚯蚓整體為研究樣本。由於國內外均未制定蚯蚓之重金屬分析方法，目前，本研究係參考國內黃建賓(2012)所使用之蚯蚓重金屬分析方法，規劃建立本研究團隊之蚯蚓重金屬消化分析方法。

貳、 鳥羽重金屬研究案例分析與應用

Dauwe *et al.* (2003)針對鳥羽重金屬變化的研究，為本研究參考之國外文獻之一，其研究樣體包括一種鷹科及三種鴟鵂科動物，目的在於探討鳥類本身的換羽現象和外環境所引起的外部性污染對鳥羽中重金屬含量變化的影響；其研究方法係將個別的鳥羽分為五部份，分別進行消化實驗與統計分析方法，重複使用變異數測量分析，並比較鳥羽中重金屬平均含量和換羽順序之間的相關性。結果發現，猛禽和鴟鵂的羽毛適合作為環境中重金屬污染的生物監測指標之一；由於外部性污染會改變羽毛中大部份重金屬的劑量，大氣條件和理羽行為亦會增加鳥羽的重金屬劑量，所以解釋羽毛的重金屬分析結果時，須考量所有因素對外部污染程度的可能影響，該研究也發現當鳥羽形成時，羽毛中汞劑量會準確地反映血液中汞劑量，並且在鳥羽形成後，羽毛中含量呈現穩定與惰性狀態。

巴西的研究團隊(Hoff Brait and Antoniosi Filho, 2011)以活動於城市中的野鴿(*Columba livia*)為樣體，利用樣體的鳥羽作為金屬量化及環境監測的媒介，目的為比較鳥羽前處理程序的洗滌與無洗滌方式之差異性，並以此推論各項金屬物質對鳥體的暴露途徑；人口密度和交通流量為選擇研究樣區的兩項主要條件，以戈亞斯州(Goiás State)內的兩座城市為研究樣區，分別為戈亞尼亞(Goiânia)與雅塔伊(Jatáí)，其中戈亞尼亞為戈亞斯州的首府，屬於高度的人為活動區域，而雅塔伊則以農業和畜牧業為主要的經濟來源，屬於人為活動較低的區域，並進一步選擇樣區中的採樣位置，同時假設各採樣位置可能的鳥羽金屬含量；其選定戈亞尼亞中部區域的市民廣場、動物園以及雅塔伊的中央區域，前兩者分別處於高人口密度與高交通流量以及中人口密度與中交通流量的情況，可能產生最高與相較為低的金屬含量，後者的人口密度與交通流量則偏低，並根據該處為非污染區域的論點，認為其結果可能為最低金屬含

量。該研究亦指出，野鴿羽毛中鉛(Pb)、鉻(Cr)以及鎘(Cd)金屬的暴露主要是透過周遭環境和人為餵養而累積，銅(Cu)、錳(Mn)以及鋅(Zn)為生物體的必需元素，幾乎僅經由攝食而吸收於組織內；戈亞尼亞的土壤中含有豐富的鐵，並會藉由總懸浮微粒(TSP)沉積在鳥羽表面，洗滌與無洗滌羽毛間的差異相當顯著，而雅塔伊的土壤雖然也是如此，但其總懸浮微粒較輕微，羽毛間幾無明顯差異，並以此推論，可利用無洗滌羽毛測定其經由攝食與在大氣中暴露的金屬，而經過洗滌的羽毛可以被測定出其攝食與在土壤及水中所接觸到的金屬。

大陸地區東北林業大學呂尤等人(2008)針對於牡丹江市活動的麻雀體內重金屬殘留量研究納入參考，其以位於該市的工業區為主要研究樣區，並選定同位在牡丹江市的綠化區為其對照樣區，目的為探討鎘(Cd)、鉛(Pb)及銅(Cu)元素對麻雀羽毛和體內各組織的累積程度(圖35)，以比較兩者之間的差異，分析該市的環境質量現況；該研究團隊所選定的研究樣區，兩者間距遠，亦無重疊區域，且經過觀察後發現，麻雀通常僅於各自的區域內進行覓食及繁殖等活動，活動範圍的穩定是使其成為研究樣體之主要原因；結果發現，兩處樣區所取的麻雀羽毛，皆僅有鉛(Pb)元素具有較高的累積作用，代表鳥羽適合作為監測環境中鉛(Pb)流佈情況的媒介。

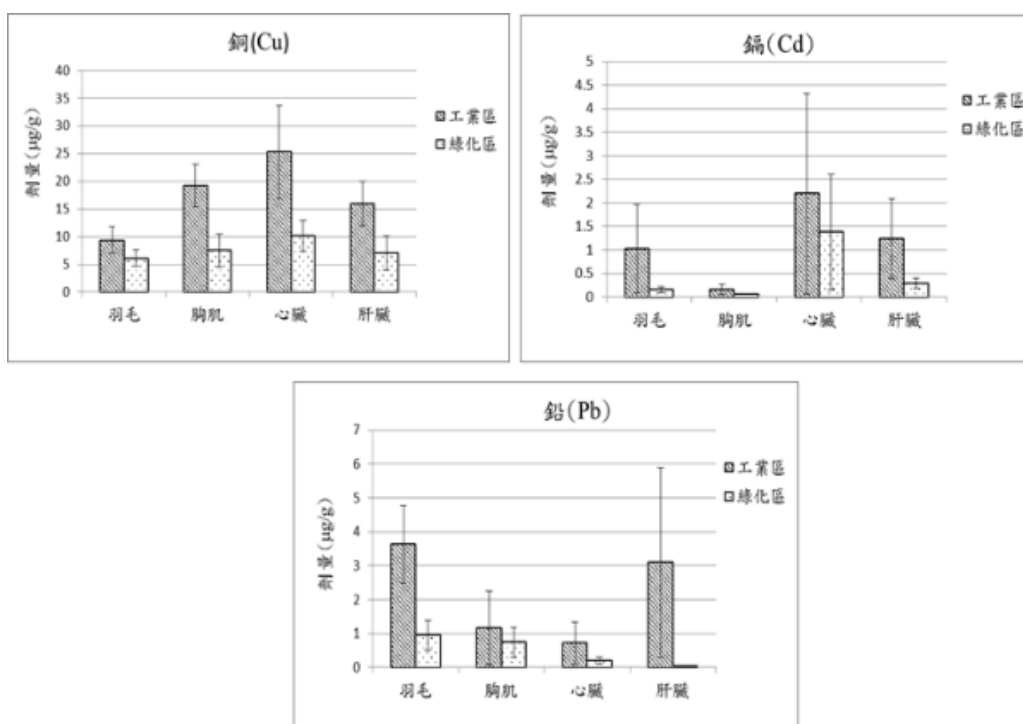


圖 35 牡丹江市工業區與綠化區內，麻雀各組織中的銅、鎘及鉛殘留量

資料來源：本研究彙整自呂尤等(2008)

而國內以鳥羽分析重金屬含量之研究，如張智堯(2012)關於黑鳶(*Milvus Migrans*)羽毛內重金屬(鉛、鎘、汞、砷)含量之時間變化，該研究目的探討活動於台灣的黑鳶，其在日治時代及 1970 年後的重金屬含量變化和工業發展之間的關聯性，並探討高屏地區活動的黑鳶其鳥羽中重金屬含量和土壤中重金屬含量之關係。該研究鳥羽進行消化分析，並以感應耦合電漿發射光譜儀(ICP-OES)檢測樣本中各項重金屬含量，結果顯示，鉛在黑鳶腹羽與土壤中的重金屬濃度有很高的相關性，且汞同樣具有較高的相關性，且黑鳶鳥羽汞含量自 2000 年後有增加的趨勢，而大氣汞可能為主要污染源，認為目前高屏地區的黑鳶面臨鉛、砷和汞中毒潛在威脅。

另一為國內陳炳煌博士研究團隊的彰濱海岸黑腹濱鷸(*Calidris alpina*)胸羽中之鎘、銅與鉛含量(陳玄暉，2008)，目的為探討於春季與冬季過境的黑腹濱鷸，其胸羽和周遭環境沉積物間的重金屬劑量之時間與空間相關性，以及各胸羽中重金屬劑量與性別、年齡、體重及換羽期的差異性；該研究團隊自行前往彰化縣芳苑鄉漢寶與新寶地區的黑腹濱鷸夜間棲息地進行鳥類繫放作業，並於繫放的同時摘取黑腹濱鷸的胸羽樣本，期間共為七個月，每月執行兩次，總計採集 70 筆胸羽樣本。該研究團隊選擇黑腹濱鷸的原因在於其具有多項與重金屬累積的相關因素，包括為高營養階層的掠食者，在攝食過程中具有生物擴大效應；生命週期較長，有足夠的生物累積劑量；棲地忠誠度高，容易重複回收個體；具群體性，通常集中在同一區域，且分佈廣泛；覓食區域固定，可反映局部地區的環境情況；以及可藉由換羽行將重金屬從體內排除，以非侵入的方式採樣，且容易收集與保存。結果顯示，除鎘(Cd)以外，黑腹濱鷸胸羽與和寶溪口(代號：HP)沉積物中的鉛(Pb)與銅(Cu)劑量均具有一致性；對於不同性別的黑腹濱鷸胸羽，其重金屬劑量並無顯著差異；比較三種不同換羽期的重金屬劑量，在非繁殖羽換羽和完成換羽期之間均無顯著差異，而在完成換羽和繁殖羽換羽期之間僅有銅(Cu)及鎳(Ni)呈現極顯著與顯著的差異，代表銅(Cu)與鎳(Ni)的劑量會因為黑腹濱鷸的換羽模式而產生差異性。此外，整理二點該研究建議與長程傳輸相關，(1) 應增加背景環境的地理尺度，較能夠與同步的資料來源比較兩者間之關係與變化；(2) 若研究樣區為局部性，建議研究對象應避免選擇較難以控制的物種，可利用區域性的留鳥或幼鳥為生物性指標。

從上述案例可知，鳥類確實為反映環境中污染情形之良好指標。本研究除參考前人研究選擇鳥類樣本考量因素及建議，亦彙整、分析各研究所使用之實驗方法，建立本研究適用之實驗分析方法及流程，同時選擇分佈於太魯閣國家公園區內中、高海拔之以粉紅鸚嘴 (*Paradoxornis webbianus bulomachus*) 為主，其族群數量多，且大部份以環境中果實、昆蟲及蚯蚓等為食，具該地區污染程度代表性，適合作為本研究監測環境中重金屬之生物指標。

研究目前為測試鳥羽重金屬實驗方法階段，鳥羽樣本來源除取自其他研究團隊提供之死亡個體，本研究團隊亦派員隨其他研究團隊進行鳥類調查時進行活體採集，樣本以樣點為分類混樣後，分析其重金屬汞含量如圖 36 呈現，由於目前樣本數少未來將持續收集，以供後續長程傳輸及生態風險評估之研究所需。

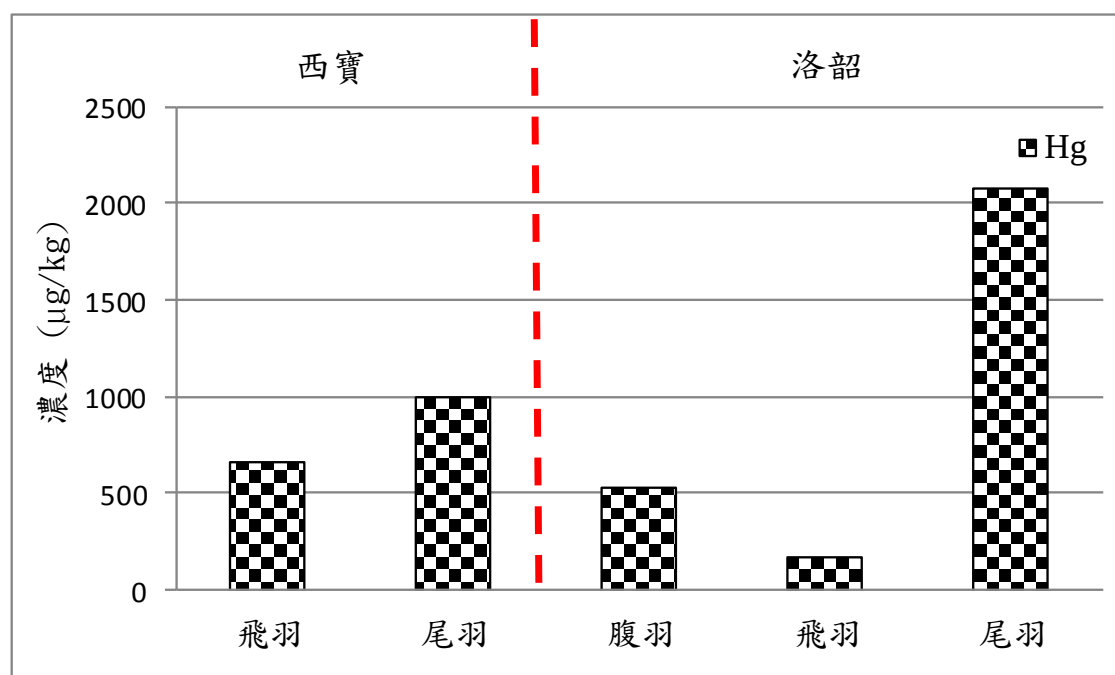


圖 36 西寶及洛韶地區鳥羽汞含量

第六節 生態風險管理系統建置

風險管理是認知風險並發展方法以消除、降低不利反應的一連串反覆過程。實施步驟依序為(1)定義問題、(2)設定目標、(3)發展管理方案、(4)資料收集、分析、(5)選擇方案(決策制定)、(6)實施決策及(7)追蹤評估成果。其包含了辨識風險、評估風險、發展因應方案/選項等，特別是方案/選項的發展涵蓋許多影響因子，如科學、社會、文化、政治、法律與經濟及技術可行性等，且需從所蒐集的大量資料裡，如各項長期統計數據、環境監測、生態調查、政治、文化、經濟等，正確篩選可應用的資訊，作為降低風險管理策略的支持。

具體而言，生態風險管理之目標即為限制關切污染物質或危害因子對生態系統或生態組造成危害，應用生態風險評估方法，計算關切污染物質或危害因子產生負面影響之機率與影響程度，並根據評估結果利用可行技術或制訂相關策略以減少污染/危害對生態之負面影響，將風險控制在可接受的程度。由於風險係指發生負面影響的機率，具有不確定性，因此風險管理、分析的意義即是在考量不確定性的情形下，做出最佳的決策，並藉由發展風險管理計畫以有效的管理風險。風險管理計畫的研擬，除需要藉由大量的資料收集分析、現場調查與監測、模式模擬與結果之討論、不確定性研究，還要考慮各項成本、效益與可接受度，以決定何種程度之風險可在整體環境（社會、經濟與政治）下被接受。

從上述可知，風險管理的決策不單只由管理者制定即能發揮效用，實際上涉及了眾多相關利益者的參與，包含科學家、政府單位或關心環境與生態之個人、組織等，其各有獨特的價值觀和關注焦點，要達到各方所能接受的結果雖使決策的制定變得困難且複雜，但各相關利益者所扮演的監督、溝通與資訊傳播角色，亦能協助發揮風險管理之效率，因此，為消除相關利益者對風險的認知、相關風險訊息的差距與資訊不對等所造成的障礙，及協助瞭解風險評估結果代表之意義，風險溝通強調利益關係者間對於風險資訊的互動，而非單方面對於風險的管理與控制的重要性，在風險管理各階段需不斷的進行，其重要性不言而喻。適當的風險溝通方法是以溝通對象的特性及需求所建立的，為幫助訊息有效的傳遞、管理衝突及決策制定等，通常不只侷限於使用一種方法，因每個溝通方法都是以不同面向來看待風險，就如同各利益相關者對風險的認知有獨自的考量，針對不同的利益相關者與風險，搭配多種風

險溝通方法的使用，將能更有效地達到溝通目的與訊息完整性。

完整的環境決策有賴於正確的風險評估與適度之風險溝通、風險管理，其間相互關係與實施要件如圖 37 所呈現，風險決策的制定與風險溝通的執行，需以風險評估結果為依據，並由風險管理整合相關訊息、提出管理策略，方能達成管理風險之目的。而這種過程均因各地區環境狀況、暴露形式之不同的影響，而深具地區特性，因此需要針對特性發展特定地區之風險評估與管理。

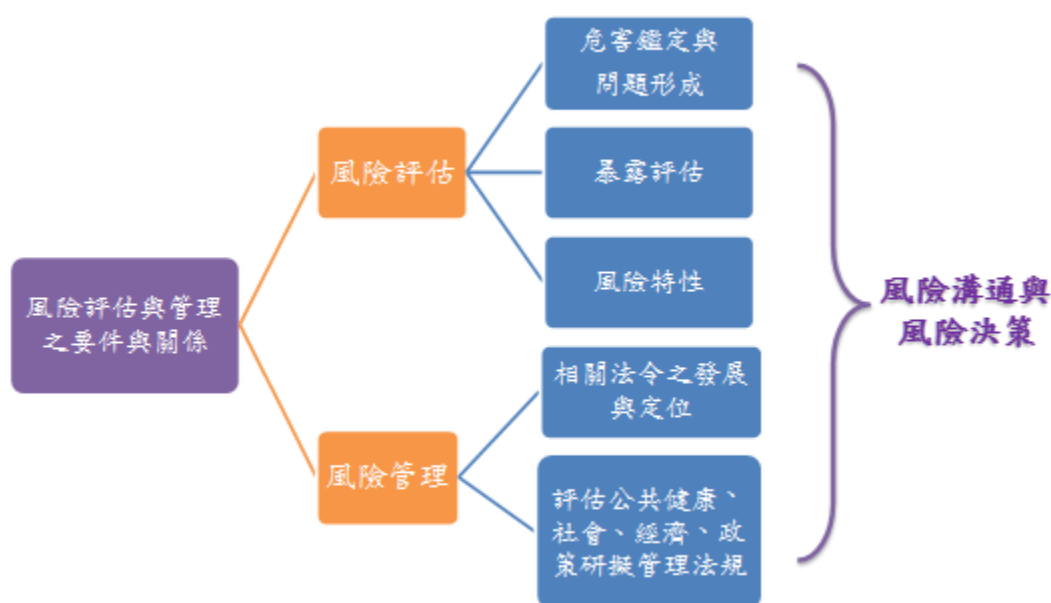


圖 37 風險評估與管理之要件與關係

因此，國家公園之風險管理計畫除了消極保護環境之外，應積極建立風險管理系統，並與現行的政策及優先次序接軌，例如優先管制之污染或危害、或優先保育之物種等，此外尚須配合具體可用的已發展技術及科學研究成果，由政府部門、學術單位、環保、非利益組織、團體甚至個人等相關利益者間的相互合作，實施長期生態環境資料調查，建置基線資料庫及評估所需參數，除由國家公園單方面降低風險之危害外，並透過資訊公開、合作研究調查及溝通通報系統，提升公眾之風險認知，進而影響直接或間接之壓力產生源，達到事半功倍之有效風險管理目的。依據園內污染物流布調查與生態風險評估成果，顯示園內高海拔地區內明顯受長程傳輸影響，因此建議太魯閣國家公園生態風險管理系統之建置架構如圖 38，將長

程傳輸污染物列為優先管制之重點，由長期之環境與生物介質監測，持續建立生態風險評估所需基礎資料與參數設定依據，並整合國內資料參與國際長程傳輸研究，對跨區域性之合作有所貢獻。

太魯閣國家公園率先建立生態風險管理系統，除確保環境及生態保護，亦提供管理單位可依循之執行架構，針對不同風險、目的，擬定、執行風險管理計畫與風險溝通計畫，研擬決策、規劃之優先性之篩選模式，促進永續經營與環境保護。

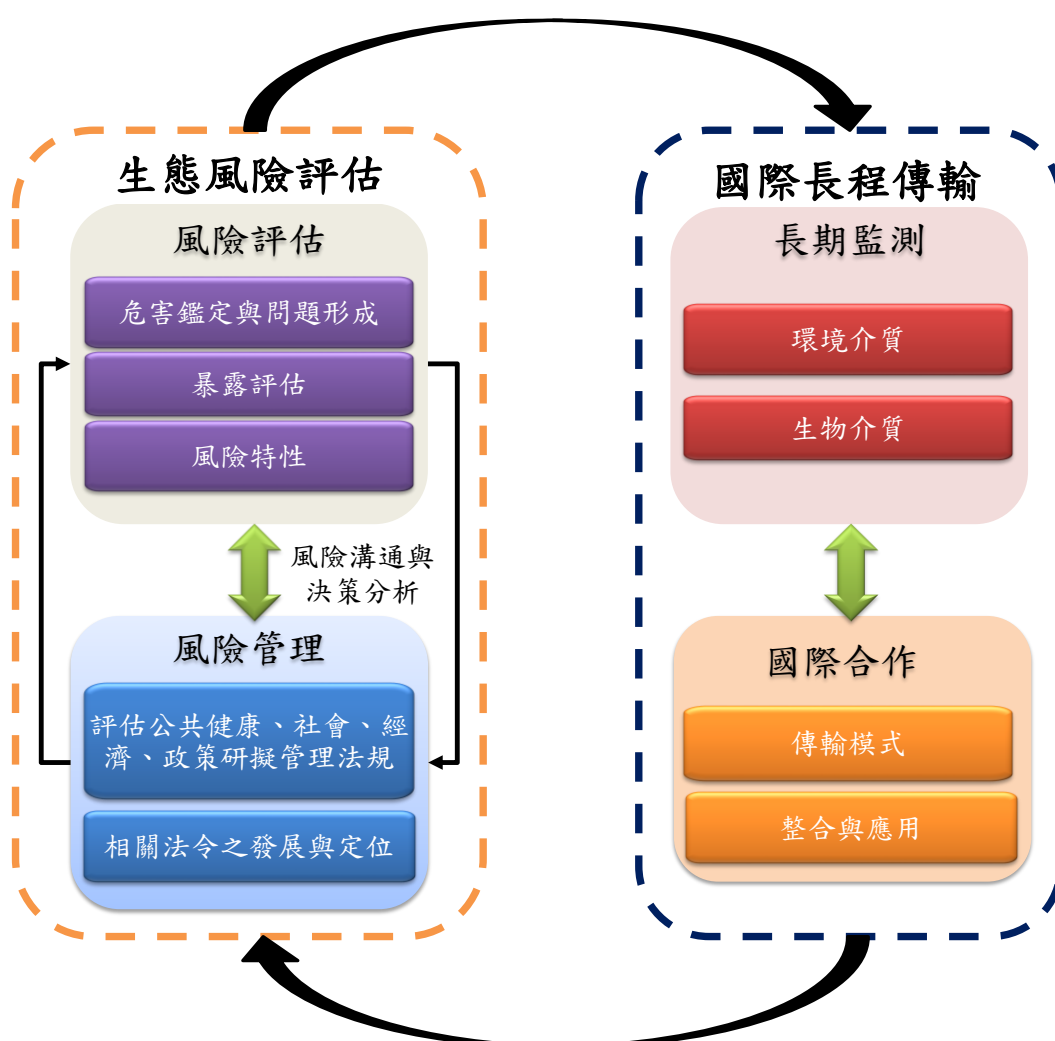


圖 38 太魯閣國家公園生態風險管理系統建置架構

第五章 結論與建議

本年度計畫主要研究內容包含：(1)調查初級及二級消費者長程傳輸污染物之暴露現況；(2)探討園內陸域環境長程傳輸污染物對生物之威脅與風險，界定污染源與受體關係；(3)持續監測園內長程傳輸污染物，分析其來源與趨勢及傳輸途徑；(4)整合調查果與長期生態系研究之基礎資料，建置長程傳輸污染物流布地圖；與(5)發展生態風險管理系統，研擬國家公園生態保育與管理措施等項目，各項目研究內容之結論與建議分別於第一節、第二節說明。

第一節 結論

- 一、本研究彙整近 4 年(2010~2013)調查成果，呈現太魯閣國家公園重金屬污染物環境流布趨勢，並針對農場與高海拔地區進行比較，結果顯示廢耕地因不再持續添加任何肥料、農藥或改良劑，所以不會有持續升高之情形，過去蓮花池因耕種型態而長期累積，但由近三年之比較已經穩定不再增加，可判定其確為農耕時期添加之累積殘留。另僅就西寶地區來看，基本上有機耕種除不得使用化學肥料、化學農藥之外，其他農資添加物並未強行規定，特別是礦物磷肥，也可能使重金屬鎘、鉻增加，此外有機質肥若為動物糞肥，也造成銅、鋅升高之趨勢。
- 二、經比較全區之狀況，可明顯看出鉛在各處農場及高海拔地區之分布情形類似；而鉻、銅、鋅 3 項重金屬濃度則在農場高於高海拔地區，而汞則在高海拔地區各點均明顯高於農場，且在高海拔具有一致性的趨勢由於高海拔除休閒登山等生態活動外鮮少人為活動進行，因此可排除現地污染之影響，本項調查結果證實本研究假設『高海拔為汞長程傳輸之重要不可忽視之事實』，並作為本年度篩選汞作為討論污染物長程傳輸之依據。
- 三、本年度小型哺乳類動物樣本為鼬獾與白面鼯鼠均為雜食性，經分別進行肝、腎重金屬含量分析，與歷年以鼠類全隻消化之結果相較，顯示肝、腎濃度普遍高於整隻之

濃度，其累積於肝、腎之結果與已知研究『生理毒性』具有一致性，而且腎的汞濃度又遠高於其他，更進一步吻合腎為汞之終點累積影響之目標器官。

- 四、綜合歷年動物體重金屬濃度分析結果，鉛、汞在腎臟測得之濃度高於肝臟。此外，銅、鋅、汞在大型哺乳類動物體內皆可測得，由於銅、鋅為生物成長之必要元素，且數據未顯現有異常，因此，不予討論。但汞平均濃度範圍為 29~730 $\mu\text{g/Kg}$ ，值得深入探討來源。整體而言，本研究歷年雖已累積各類動物樣本分析數達 98 筆，然樣本量在毒理統計尚不足達到毒性確認之標準，無法確切下定論，但考量到哺乳類動物之鉛、汞暴露途徑，應可分為食入及接觸兩項，若要確實了解哺乳類動物體鉛、汞之來源，未來除持續蒐集樣本，累積分析數據外，亦須由各類動物之習性、食性、棲地綜合探討，以了解其暴露於鉛、汞污染物之潛在威脅。
- 五、關切污染物之篩選根據歷年環境介質監測分析結果，顯示高海拔地區生態風險可初步篩選(1)大型哺乳動物之鉛或汞生態風險，或(2)小型哺乳動物之汞生態風險。本年度進一步由生態風險評估之模式發展出界定長程傳輸污染物(鉛或汞)之污染源與受體之關係，以園內保育類動物山羌為受體，考量其生態習性，受鉛或汞暴露影響以食入為最主要途徑，且土壤為最重要暴露介質，底泥僅在飲水時可能有機會攝入，列為非主要之來源，但並不予以排除。
- 六、研究結果顯示太魯閣國家公園之地理位置，受本地氣象、季風及在地污染影響較小，受長程傳輸之高層西風影響較大，透過太魯閣國家公園區域範圍內土壤、底泥、生物之汞在環境流布調查與研究，結合現有環保署空氣品質測站及其他相關研究成果，未來可逐步建立國內長程傳輸環境生態風險評估與管理系統，除作為其他國家公園未來建置環境、生態、資源管理系統之參考，亦能整合資源與資訊可發展國際合作與應用方案。
- 七、本研究整合近年研究成果，運用 Google Earth 繪圖工具 GE-Graph (v 2.2.21) 製作太魯閣國家公園園區內之污染地圖，呈現比較不同地理位置之污染物濃度及關聯性。綜合歷年研究結果，發現高海拔地區確實呈現較高污染濃度(並非污染場址)，而

污染地圖更明確驗證本研究之假設高層西風之影響大於季風之影響，結果指出太魯閣高海拔地區為長程傳輸之主要沈降區，且高海拔汞來源明顯為大氣長程傳輸，與國際長程傳輸之理論及結果吻合，可能來源為東亞及中國大陸之工業所造成，而農地重金屬污染來源為現地及區域來源，可能由交通、農業機具或農藥及環境衛生用藥所造成。

八、本年度規劃發展鳥類、蚯蚓進行生物樣本之監測與分析，研究目前蒐集、分析以鳥類、蚯蚓為生物指標之國內外研究案例，做為篩選生物監測指標之依據。鳥羽重金屬實驗方法已進入測試階段，樣本以鳥羽混樣後，分析其重金屬含量。蚯蚓相關研究目前尚無針對野生蚯蚓之討論，多以實驗室培養之蚯蚓進行探討，因此本年度以建立實驗分析方法為主要工作，但已與西寶當地農民建立合作，未來可取得農民培養之蚯蚓進行分析，以供後續長程傳輸及生態風險評估之研究所需。

第二節 建議

建議一、進行長期之生態與環境監測：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

依據近四年針對太魯閣國家公園中持久性毒物之調查結果，顯示因區域特性不同呈現重金屬流布之不同趨勢，農地受現地及區域性污染影響為主，高海拔地區則明顯為長程傳輸污染，由土壤、底泥之檢測結果亦呈現顯著且不可忽視之現況，因此未來仍有必要持續長期之生態與環境中持久性污染物監測，並依區域特性擬定管理措施。

建議二、物種調查資料建置：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

由歷年大、小型哺乳類動物之持久性毒物含量結果，呈現明顯之生物累積與放大效應，說明哺乳類動物作為受體可確切反應環境中污染物於生物體之累積情形，然國家公園內動物樣本取得困難，造成執行生態風險評估計畫之限制，建議加速園內物種調查資料之建置，可提供進一步生態風險評估所需基本資料及參數設定依據，由完整之食物網篩選具代表性之受體與評估終點，確實反應生態風險潛勢，並據此擬訂相應之風險管理措施與策略。

建議三、持續進行生態風險評估：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

持久性毒物之生態風險評估，已完成問題界定與評估模式建置，去年並由重金屬流布資料以小型哺乳類為受體完成潛在生態風險計算，本年度進一步由相關研究篩選大型哺乳動物

山羌為受體，並依據歷年調查結果顯示鉛與汞為關鍵之污染物，完成污染源與受體關係之界定，後續除持續與其他研究團隊合作採集樣本以進行調查分析累積足夠數據，並蒐集相關參數資料，逐步完成生態風險評估-分析階段與風險描述，作為生態風險管理規劃之依據。

建議四、規劃長程傳輸污染物監測計畫：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

本研究以太魯閣國家公園為研究樣區，彙整歷年總研究成果，均能與長程傳輸之機制與結果吻合，顯示於太魯閣國家公園建立長程傳輸及環境生態風險評估之測站應為當務之急，未來依過去之研究調查資料並結合現有環保署空氣品質測站及其他相關研究成果，建立長程傳輸環境生態風險評估與管理系統，除作為其他國家公園未來建置環境、生態、資源管理系統之參考，亦能整合資源與資訊發展國際合作與應用方案，可對國際長程傳輸研究發展，提出台灣對國際合作之貢獻，建議作為環境資源部成立後之重點整合工作項目之一。

建議五、納入農地為監測管理之重點：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

由歷年比較結果顯示廢耕地因不再持續使用肥料、農藥、農資材及添加物等，其重金屬濃度趨於穩定，無明顯增、減趨勢，但亦說明重金屬污染一旦產生即累積於土壤、底泥，不會隨時間增加而消失。現耕農地長期使用肥料、農藥、土壤改良劑及石灰等，所累積之重金屬濃度為各樣點最高，明確指出農耕行為對重金屬累積具有一定程度之貢獻。有機耕作雖無使用化學肥料、農藥等，但對農資材、添加物無強制規定，建議未來須將現耕地納入重點監測、管理對象，並針對肥料、農藥、土壤改良劑及添加物等之使用擬定管理策略。

建議六、建立生態風險管理系統：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

國家公園之風險管理計畫除了消極保護環境之外，應積極建立風險管理系統，並與現行的政策及優先次序接軌，例如優先管制之污染或危害、或優先保育之物種等，此外尚須配合具體可用的已發展技術及科學研究成果，由政府部門、學術單位、環保、非利益組織、團體甚至個人等相關利益者間的相互合作，實施長期生態環境資料調查，建置基線資料庫及評估所需參數，除由國家公園單方面降低風險之危害外，並透過資訊公開、合作研究調查及溝通通報系統，提升公眾之風險認知，進而影響直接或間接之壓力產生源，達到事半功倍之有效風險管理目的。

第六章 後續工作內容

本研究計畫後續主要研究內容，除持續進行持久性毒物於環境流布之監測，應用調查結果繼續完成生態風險評估與風險特性描述及不確定性分析，並進一步以鳥類與蚯蚓為生物監測指標，反應國家公園陸域環境之整體污染情況與對生態系統之影響，另依據長程傳輸之相關研究與模式，證實園內高海拔地區受高層西風影響為主要污染沉降區，可規劃為國內長程傳輸污染物之監測站，後續除持續累積長程傳輸污染物資料，並由污染物流布地圖規劃測站建置點之篩選。後續研究內容分別於下說明。

1. 歷年研究調查結果顯示農耕為環境中重金屬來源主要貢獻之一，其所使用之肥料、農藥、土壤改良劑及添加物當中所含有之重金屬，即便已廢耕多年，仍可於土壤中測得一定濃度。因此，未來仍須對耕地持續監測，了解其施用內容物成分、用量、頻率與使用時機，作為篩選監測項目依據，深入分析土壤重金屬檢測數據，確認污染來源與長期環境與生態影響。
2. 持久性毒物之生態風險評估，近年已完成問題界定與評估模式建置、且以高山田鼠於高海拔地區完成潛在生態風險計算，本年度進一步篩選大型哺乳動物山羌為受體，並由歷年調查結果顯示鉛與汞為關鍵之污染物，完成污染源與受體關係之界定，後續除持續與其他研究團隊合作採集樣本以進行調查分析累積足夠數據，並蒐集相關參數資料，逐步完成生態風險評估-分析階段與風險描述，應用於生態風險管理系統建置所需。
3. 本研究以太魯閣國家公園為研究樣區，彙整歷年總研究成果，均能與長程傳輸之機制與結果吻合，顯示於太魯閣國家公園建立長程傳輸及環境生態風險評估之測站應為當務之急，且可對國際長程傳輸研究發展，提出台灣對國際合作之貢獻，因此後續除持續累積長程傳輸污染物資料，由污染物流布地圖及區域地理及氣象之特殊性，提供規劃測站建置點之建議。
4. 鳥類與蚯蚓為良好之生物監測指標，然國內相關研究仍為稀少，本年度已彙整國內、外

相關研究案例，建立實驗分析方法。後續除以粉紅鸚嘴之鳥羽為樣本，並與合作之西寶農民以其提供之蚯蚓，分別進行重金屬檢測，分析結果並與土壤中重金屬含量一同探討。

參考文獻

1. 中文部分

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。

吳海音，2004。太魯閣國家公園高山地區動物資源基礎調查。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。

呂尤、宮茜茜、李自親，2008。牡丹江市工業區麻雀體內重金屬殘留分析。生態與農村環境學報，24，頁 94 - 96.

邱韋博，2012。高山田鼠與台灣森鼠於太魯閣國家公園高海拔地區重金屬之暴露評估。國立東華大學自然資源與環境學系碩士論文。

邱韋博、陳羿孜、蘇銘千、吳海音、高年信，2013。國家公園高海拔地區高山田鼠之重金屬暴露評估。2013 年動物行為暨生態學研討會，2013 年 1 月 25~26 日，國立東華大學，花蓮。

張智堯，2012。黑鳶 (*Milvus Migrans*) 羽毛內重金屬 (鉛、鎘、汞、砷)含量之時間變化。屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。

陳一銘，2007。哈盆保留區地棲獸類的監測與山羌現況。林業研究專訊，14，頁 33-36.

陳玄緯，2008。彰濱海岸黑腹濱鵲胸羽中之鎘、銅與鉛含量。東海大學環境科學與工程學系碩士論文。

陳怡君、王穎，2000。瓦拉米地區臺灣山羌之活動模式。師大生物學報，35:2，頁 145-155。

黃建賓，2012。以赤子愛勝蚓去除工業污泥中重金屬之研究。屏東科技大學環境工程與科學系碩士論文，

蔡佳穎，2012。多環芳香烴於台灣高海拔山區之流布研究。國立東華大學自然資源與環境學系碩士論文。

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。

蘇銘千，2011。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。

蘇銘千，2012。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)。計畫編號：TRK10108。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、郭星駿、邱韋博、吳海音、陳羿孜、高年信，2013a。中高海拔哺乳類動物體內重金屬調查研究。2013 年動物行為暨生態學研討會，2013 年 1 月 25~26 日，國立東華大學，花蓮。

蘇銘千、蔡佳穎、林高生、陳羿孜、高年信，2013b。國家公園高海拔環境中多環芳香烴流布調查及其對生態系之影響。2013 年動物行為暨生態學研討會，2013 年 1 月 25~26 日，國立東華大學，花蓮。

2. 英文部分

Brait, C.H.H., Antoniosi Filho, N.R., 2011. Use of Feathers of Feral Pigeons (*Columba Livia*) as a Technique for Metal Quantification and Environmental Monitoring. *Environmental monitoring and assessment* 179, 457-467.

Bullock Jr, O.R., Brehme, K.A., 2002. Atmospheric Mercury Simulation Using the Cmaq Model: Formulation Description and Analysis of Wet Deposition Results. *Atmospheric Environment* 36, 2135-2146.

- Bullock Jr, O.R., Jaeglé, L., 2009. Importance of a Global Scale Approach to Using Regional Models in the Assessment of Source-Receptor Relationships for Mercury, Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere. Springer, pp. 503-517.
- Champoux, L., Masse, D., Evers, D., Lane, O., Plante, M., Timmermans, S., 2006. Assessment of Mercury Exposure and Potential Effects on Common Loons (*Gavia Immer*) in Québec. *Limnology and Aquatic Birds*, 263-274.
- Christensen, J.H., 1997. The Danish Eulerian Hemispheric Model—a Three-Dimensional Air Pollution Model Used for the Arctic. *Atmospheric Environment* 31, 4169-4191.
- Cohen, M., Artz, R., Draxler, R., Miller, P., Poissant, L., Niemi, D., Ratte, D., Deslauriers, M., Duval, R., Laurin, R., 2004. Modeling the Atmospheric Transport and Deposition of Mercury to the Great Lakes. *Environmental Research* 95, 247-265.
- Dauwe, T., Bervoets, L., Pinxten, R., Blust, R., Eens, M., 2003. Variation of Heavy Metals within and among Feathers of Birds of Prey: Effects of Molt and External Contamination. *Environmental Pollution* 124, 429-436.
- Dutchak, S., Zuber, A., 2010. Hemispheric Transport of Air Pollution 2010 Part C: Persistent Organic Pollutants Air Pollution Studies No. 19. UNITED NATIONS.
- 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.
- 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.

- Gong, S., Zhang, X., Zhao, T., McKendry, I., Jaffe, D., Lu, N., 2003. Characterization of Soil Dust Aerosol in China and Its Transport and Distribution During 2001 Ace-Asia: 2. Model Simulation and Validation. *Journal of Geophysical Research* 108, 4262.
- Gusev, A., Li, Y., Mantseva, E., Shatalov, V., Rozovskaya, O., Vulykh, N., 2005. 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.
- ICF, 2002. User’s Guide to the Regional Modeling System for Aerosols and Deposition (Remsad) Version 7. Systems Applications International/ICF Consulting, San Rafael, CA 94903, 153.
- Ilyin, I., Ryaboshapko, A., Afinogenova, O., Berg, T., Hjellbrekke, A.-G., Lee, D.S., 2002. Lead, Cadmium and Mercury Transboundary Pollution in 2000. MSC-EyCCC Technical Report 5y2002, 1-132.
- Jaouen-Madoulet, A., Abarnou, A., Le Guellec, A.M., Loizeau, V., Leboulenger, F., 2000. Validation of an Analytical Procedure for Polychlorinated Biphenyls, Coplanar Polychlorinated Biphenyls and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Environmental Samples. *Journal of Chromatography A* 886, 153-173.
- 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.

- 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.
- Pai, P., Karamchandani, P., Seifneur, C., 1997. Simulation of the Regional Atmospheric Transport and Fate of Mercury Using a Comprehensive Eulerian Model. *Atmospheric Environment* 31, 2717-2732.
- Petersen, G., Bloxam, R., Wong, S., Munthe, J., Krüger, O., Schmolke, S., Kumar, A.V., 2001. A Comprehensive Eulerian Modelling Framework for Airborne Mercury Species: Model Development and Applications in Europe. *Atmospheric Environment* 35, 3063-3074.
- Pirrone, N., Keating, T., 2010. Hemispheric Transport of Air Pollution 2010: Part B—Mercury. *Air Pollution Studies* 18.
- Putman, R., 1988. *The Natural History of Deer*. Cornell University Press.
- Rumbold, D., Lange, T., Axelrad, D., Atkeson, T., 2008. Ecological Risk of Methylmercury in Everglades National Park, Florida, USA. *Ecotoxicology* 17, 632-641.
- 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.
- Strickland, T., Korleski, C., 2008. *Ecological Risk Assessment Guidance Document*. State of Ohio Environmental Protection Agency Division of Environmental Response and Revitalization DERR-00-RR-031.
- Suzuki, N., Murasawa, K., Sakurai, T., Nansai, K., Matsushashi, 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.

Syrakov, D., 1995. On a PC-oriented Eulerian Multi-Level Model for Long-Term Calculations of the Regional Sulphur Deposition. In Gryning, S.-E. and Schiermeier, F. A. (eds), Air Pollution Modelling and its Application XI 21, Plenum Press, N.Y. and London, 645–646.

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, 1997. Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments — Interim Final. USEPA Washington DC.

USEPA, 2002. Task Force on Ritualistic Uses of Mercury – Report. USEPA Washington DC.

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

USEPA, 2008. A Guide to Screening Level Ecological Risk Assessment. USEPA Washington DC.

3. 網頁部分

7SEA Project, 2013. <http://lulin.tw/>, 7-SEAS/BASELInE (2013/10/8 Accessed)

台灣國家公園生物多樣性資料庫與知識平台，2013。

http://npgis.cpami.gov.tw/public/detail/SpeciesDetail.aspx?SP_ID=M0059 (2013/11/02 進入)

行政院環境保護署環境檢驗所，2013。 <http://www.niea.gov.tw> (2013/03/28 進入)

鹿林山背景測站，2013。 <http://lulin.tw/> (2013/10/08 進入)

太魯閣家公園網站，2013。 <http://www.taroko.gov.tw/zhTW/> (2013/11/28 進入)

附錄一、「太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(二)」

案期中審查會議紀錄

一、時間：102 年 6 月 17 日上午 10 時正

二、地點：本處會議室

三、主持人：曾處長偉宏

記錄：蔡佩芳

四、出席人員：詳簽名冊 (略)

五、主辦課室報告：

本案受託單位已依契約書第二條規定(102 年 6 月 25 日前) 於 102 年 6 月 14 日(公文號 1020002616)提送期中報告書，並出席本處排定今日之期中審查會議。

六、討論：(略)

七、結論：

- (一) 有關生物監測之指標生物，建議在樣本取得無困難情形下，可以蚯蚓為重要的指標物種。
- (二) 有關各與會人員相關意見和建議，請受託單位參酌辦理。
- (三) 本期中審查符合本處要求，同意備查，並請依合約辦理後續作業。

八、散會：10 時 40 分正。

附錄二、「太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(二)」

案期末審查會議紀錄

一、時間：102 年 12 月 02 日下午 2 時正

二、地點：本處會議室

三、主持人：張副處長登文

記錄：蔡佩芳

四、出席人員：詳簽名冊 (略)

五、主辦課室報告：

本案受託單位已依契約書第二條規定(102年11月25日前)於102年11月20日(公文號 1020005916)提送期末報告書，並出席本處排定今日之期末審查會議。

六、討論：(略)

七、結論：

- (一) 有關動物體依體型大小及食性之分類方式，建議依食肉目、食蟲目等生物分類標準參酌修正。
- (二) 有關各與會人員相關意見和建議，請受託單位參酌辦理。
- (三) 本期末審查符合本處要求，同意備查，並請依契約相關規定辦理後續採購案程序作業。

八、散會：下午 3 時正。

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	有關生物監測之指標生物，建議在樣本取得無困難情形下，可以蚯蚓為重要的指標物種。	蚯蚓為土壤介質中的良好生物指標，以其評估環境污染程度之相關研究，多以實驗室培養進行討論，尚無直接以野生蚯蚓進行實驗分析、探討環境污染影響之討論，雖本研究亦規劃未來研究以蚯蚓整體為研究樣本，但由於國內外均未制定蚯蚓之重金屬分析方法，目前仍以彙整、分析實驗方法為主要工作，且已與西寶農民取得合作，未來將可採用農民所培養之蚯蚓進行分析。
期末簡報	有關動物體依體型大小及食性之分類方式，建議依食肉目、食蟲目等生物分類標準參酌修正。	已依意見增加動物分類及食性修改如本文第 23 頁之表 5，綜合分析結果說明呈現於內文第 25 頁。

