

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報告

本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見

中華民國 100 年 12 月

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

受委託者：國立東華大學

研究主持人：蘇銘千

研究助理：蔡佳穎、邱韋博

陳羿孜、周貞貝

鄧雯仁、蔡宛穎

太魯閣國家公園管理處委託報告

本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見

中華民國 100 年 12 月

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	8
第三節 品保與品管	10
第四章 結果與討論	11
第一節 環境中重金屬流布現況	11
第二節 污染長程傳輸機制	31
第三節 持久性無機毒物之生態風險評估—概念模式建置	36
第五章 結論與建議	43
第一節 結論	43
第二節 建議	45
第六章 後續工作內容	47
附錄一 太魯閣國家公園管理處 100 年度委託計畫「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」期中簡報會議紀錄	49
附錄二 太魯閣國家公園管理處 100 年度委託計畫「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」期末簡報會議紀錄	51
附錄三 期中及期末審查會議審查結論問題與回覆	53
參考書目.....	55

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

表次

表 1 重金屬檢測項目與方法彙整表	9
表 2 土壤、底泥之樣區分類統計表	12
表 3 One-Way Anova 分析重金屬流布狀況	14
表 4 國內外農地重金屬標準及研究案例重金屬濃度	20
表 5 動物體樣本明細表	21
表 6 動物體樣本及案例文獻代號說明	26
表 7 本研究、國外國家公園大型哺乳類動物肝臟之重金屬比較	28
表 8 歐洲長程傳輸 25 年分析資料	33
表 9 模式分類與應用	34
表 10 重金屬污染指數評估表	40
表 11 太魯閣國家公園潛在生態風險指數(RI)分析結果.....	40

圖次

圖 1 計畫之研究流程圖	5
圖 2 研究範圍及樣區示意圖	7
圖 3 土壤、底泥中重金屬含量	15
圖 4 高海拔與農地中鉛及汞之比較	16
圖 5 高海拔與農地中鉻、銅、鋅及砷之比較	17
圖 6 園區哺乳類動物中鉻、銅、鋅、砷及汞之比較	23
圖 7 國內外大型哺乳類銅、鋅、鉛、砷及汞之比較	29
圖 8 國內外小型哺乳類銅、鋅、鉛、鎳及汞之比較	30
圖 9 太魯閣國家公園風場示意圖	35
圖 10 美國環保署生態風險評估步驟	36
圖 11 概念模式	38

摘要

關鍵詞：重金屬、環境流布、長程傳輸、生態風險評估

一、研究目的

本研究針對現有耕地及高海拔環境敏感區進行採樣，並與其他研究團隊合作採集生物體樣本進行調查分析，以進一步瞭解園區內人為活動及農耕區域重金屬流布現況，並將調查結果應用於生態風險評估第二階段，建置概念模式以探討環境中重金屬對生物體之影響。因此本年度主要研究目的為：(1)完成高海拔環境敏感區、現耕地及鄰近區域之持久性無機毒物分布研究；(2)建置太魯閣國家公園重要生態系持久性無機毒物資料庫；(3)分析高海拔地區重金屬鉛與汞之環境流布與生態系之衝擊；(4)建置持久性無機毒物之生態風險評估概念模式。

二、重要發現

結合二年(2010-2011)之調查資料，並利用統計分析方法檢定各項重金屬於各區之分布趨勢，結果顯示六項金屬（鉛、鉻、銅、鋅、砷及汞）濃度變化皆與採樣區域具有相關性，鉛在 V 區（合歡山區）測得之濃度顯著較其他區域高；汞之最高平均濃度出現在 III 區（奇萊山區）；鉻、銅、鋅、砷則以 II 區（現有耕地）之濃度較其他區域高。與國內「土壤污染監測標準」比較，鉛、銅、砷、汞均符合國內之農地土壤污染監測標準，且各項重金屬均低於加拿大農耕地之標準。此外，高海拔區域受夏季西南季風之影響最為顯著，加以國家公園內高海拔地區並無大量人為活動以及工業活動，於該地監測到之污染確定為長程傳輸之結果。另與國外案例相較，太魯閣國家公園大型哺乳類動物體內之銅、鋅濃度較高，砷則無明顯差異；小型哺乳類之銅濃度較亦較其他案例為高。潛在生態風險指數試算結果，顯示目前園區生態風險之污染程度介於中~高度，且農業活動盛行之區域已達「高風險」之等級。

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。立即可行之建議為(一)將現有耕地納入為監測管理之重點與(二)以小型哺乳類動物作為主要調查種類；立即可行且為中長期之事項則包含(一)持續長期之生態與環境中重金屬監測；(二)進行園區生態風險評估確認重金屬對環境及生態系統之影響。

ABSTRACT

Keywords: Heavy metals, Environmental distribution, Long-term transportation,
Ecological risk assessment

There are many research programs of organic toxicants monitoring and surveys of flora, fauna in Taroko National Park, but for long-term monitoring of heavy metals and relevant background data are still insufficient. Since Taroko National Park has been developed as farming area in the past four decades, there would be some environmental problems and effects to ecosystem resulted from agriculture or other human activities. Therefore, the objectives of this study are (1) to survey the heavy metals distributions in park and accumulation in mammal ; (2) to establish the conceptual model of ecological risk assessment for heavy metals in the park. All the samples, including soil, sediment and animal samples have been analyzed for seven heavy metals which are lead, zinc, copper, chromium, mercury, arsenic, and cadmium. Integrated the two-years(2010-2011) study reveals that : (1) the trends of lead and mercury distribution have been found respectively in high altitude Mt. Hehuan and Mt. Chilai which it indicated a long distance transportation mechanism of lead and mercury significantly in Taroko. And the result of high mercury concentration in Mt. Chilai shows not only the atmosphere transportation was dominated at high elevation, also proves the effect of pollutants in long-term transportation ; (2) the concentration of the rest of five metals excluded cadmium are the highest in farming areas, which may be caused by carelessly and wildly use of insecticides, pesticides, fertilizers and soil conditioners, specifying the effects of agriculture activity ; (3) the estimated potential ecological risk index (RI) showed a range of moderate to high levels of risk

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

were in Taroko, especially the high risk level is presented in the farming area. The results have proven that human activities are significant and it cannot be ignored. Furthermore, the influence of long-term transportation machine will be the most concerned in high altitude area. In future study, it is strongly suggested to complete the ecological risk assessment and management plan for government sectors to collaborate the resources management.

第一章 前言

1984 年行政院核定太魯閣國家公園，範圍包括大理岩峽谷、清水斷崖、清水山、南湖大山、合歡群峰、奇萊連峰等地區，總面積達 92,000 公頃，並於 1986 年，正式成立太魯閣國家公園及管理處。中橫公路完成後，因交通便利之故，引進大量人口進行資源開發及旅遊，使本區的人文結構逐漸改變。早期之土地利用多以原住民之狩獵、漁獲、採集及少數游耕為主；而後退輔會先後設置福壽山、西寶、武陵農場發展高山農業，使得太魯閣內的土地大規模開發，耕種過程中施用的肥料與農藥，當中所含之重金屬亦對環境造成影響。

目前園區內已進行有機毒物之監測、動植物調查等研究，但對於重金屬之長期監測及相關背景資料之建置，僅有本研究去年及今年(2010-2011 年)之調查成果。2010 年園區持久性無機毒物之年度調查結果，顯示因區域性不同呈現重金屬流布不同之趨勢，且土壤、底泥及生物體之檢測均呈顯著且不可忽視之情況；現有耕地之重金屬濃度為最高，顯見農耕行為對重金屬累積有一定程度之貢獻；此外，完成持久性無機毒物生態風險評估之問題界定。延續 2010 年之成果，本研究今年度持續完成環境與生態中重金屬監測，規劃針對現有耕地及高海拔環境敏感區進行採樣，並與其他研究團隊合作採集生物體樣本進行調查分析，以進一步瞭解園區內人為活動及農耕區域重金屬流布現況，並將調查結果應用於生態風險評估第二階段，建置概念模式以探討環境中重金屬對生物體之影響。

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

第二章 研究目的與內容流程

本研究規劃主要針對高海拔之環境敏感區域，進行持久性無機毒物生態風險評估之研究計畫；依據 2010 年之研究結果，該年全面調查分析各種無機農藥所造成之重金屬，鉛 (Pb)、鋅 (Zn)、銅 (Cu)、鉻 (Cr)、鎘 (Cd) 及汞 (Hg)、砷 (As) 於環境中之流布現況，並建置國家公園無機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。本年度持續進行無機物之環境流布監測，並依 2010 年度之研究成果規劃建置概念模式，以篩選生態系影響最具累積性及敏感性之無機毒物(壓力源)，實施生態風險特性評估，除持續進行無機物之環境流布監測，依據研究調查結果進一步完成生態風險之概念模式建置並提出可供參考之管理決策建議，使其結果可做為國家公園生態系經營管理之決策分析及管理策略制定之依據。

第一節 研究目的

本研究範圍以太魯閣國家公園區內為主要之研究區域，以調查、監測持久性無機毒物於生態系之流布狀況為主要之目標，並期以此調查、監測結果進行生態風險評估之依據。本研究目的說明如下。

針對國內外有關持久性無機毒物對生態系統造成影響，進行追蹤、調查、評估等方法之相關文獻進行蒐集，分析其中具代表性的研究，其結果可為生態風險評估研究的參考，並利用現場調查、採樣等方式分析於太魯閣國家公園中所選定樣區，主要採樣區域篩選以現有耕地及其鄰近區域、高海拔生態系之環境、生物等持久性無機毒物的含量進行檢測，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重要持久性無機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。

第二節 內容流程

根據 2010 年度之研究結果，本年度持續環境流布調查，重點以高海拔奇萊地區、選擇現有耕地為主要之監測樣區，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無機毒物如重金屬等，對生態系及其棲地生物之影響，本研究計畫以建置太魯閣國家公園重要生態系持久性無機毒物資料庫，針對重要持久性無機毒物進行生態風險評估以「問題形成」及「概念模式建置」為主要之內容，並規劃持久性無機毒物之長期監測計畫，做為未來規劃生態系經營管理之依據。主要之工作內容為：

1. 深入探討國際相關國家公園生態系中重金屬流布與案例比較。
2. 研究區域以高海拔奇萊地區、選擇現有耕地為主要之監測樣區，完成國家公園中無機毒物—重金屬之流布調查，重點以土壤、底泥與生物體中重金屬調查與國內外案例探討為主。
3. 奇萊地區除土壤及底泥之監測外，另增加小型哺乳類動物之鉛與汞含量調查，以探討重金屬流布與污染源。
4. 整合該區域之監測結果，完成重金屬於太魯閣國家公園之環境流布研究與生態風險評估概念模式之建置。

第二章研究目的與內容流程

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，及 2010 年度研究調查結果整合而成。

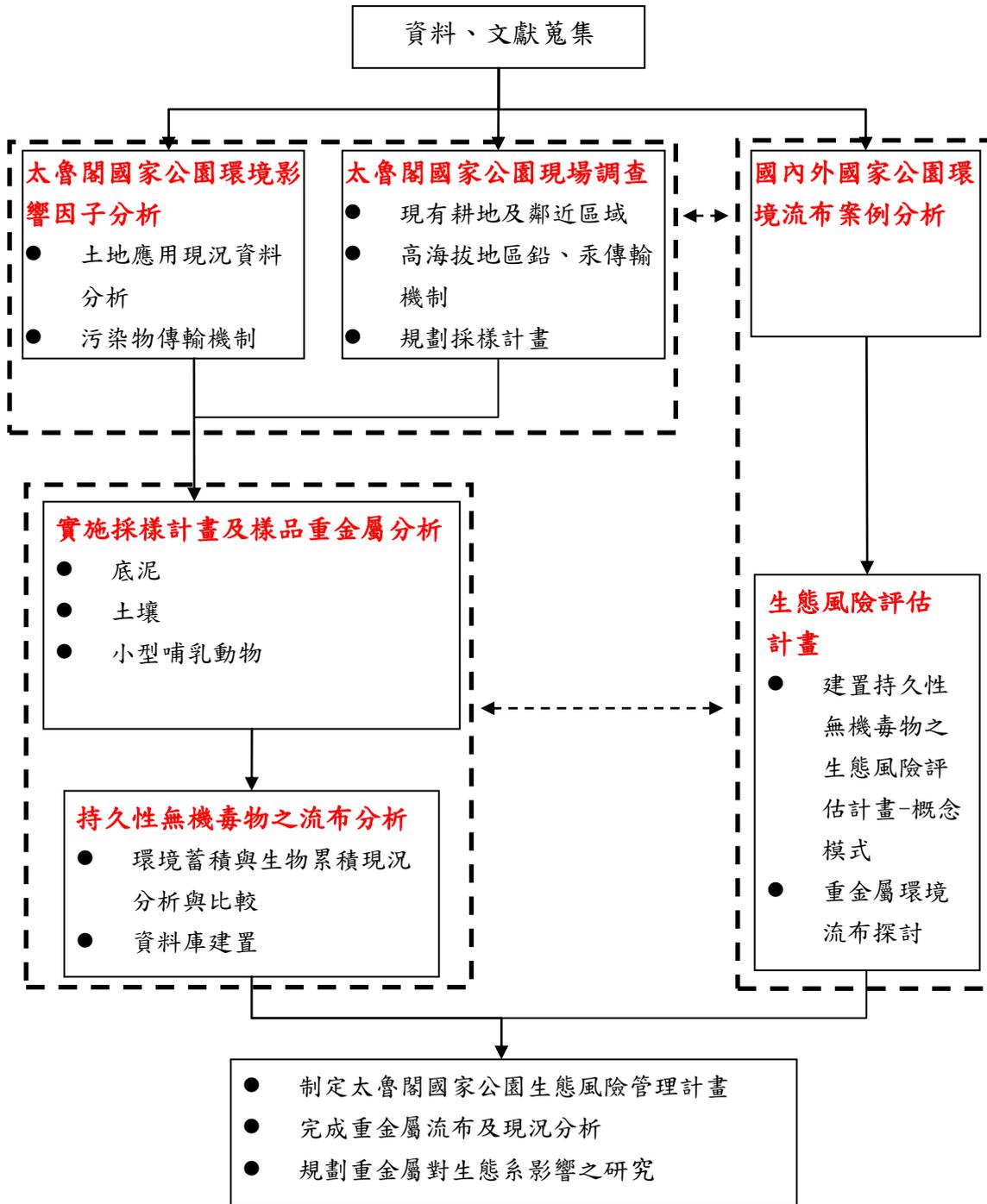


圖 1 計畫之研究流程圖

第三章 材料與方法

第一節 採樣計畫書

本研究樣區以國家公園範圍為主，環境流布分析之調查以高海拔奇萊地區、選擇現有耕地為主要監測樣區，如圖 2 所示。採樣時間原則上依氣象資料分析，於較明顯之乾、濕季節進行環境介質如土壤、底泥及小型哺乳動物之採樣，土壤及底泥進行至少一次之採樣，並依現況再做調整；為能區分長程傳輸之影響，高海拔奇萊地區及南湖山區可作為長程傳輸之主要調查區。同時本研究將與其他生態系長期研究計畫合作，共同採集小型哺乳類及代表性生物，進行體內重金屬累積之研究。

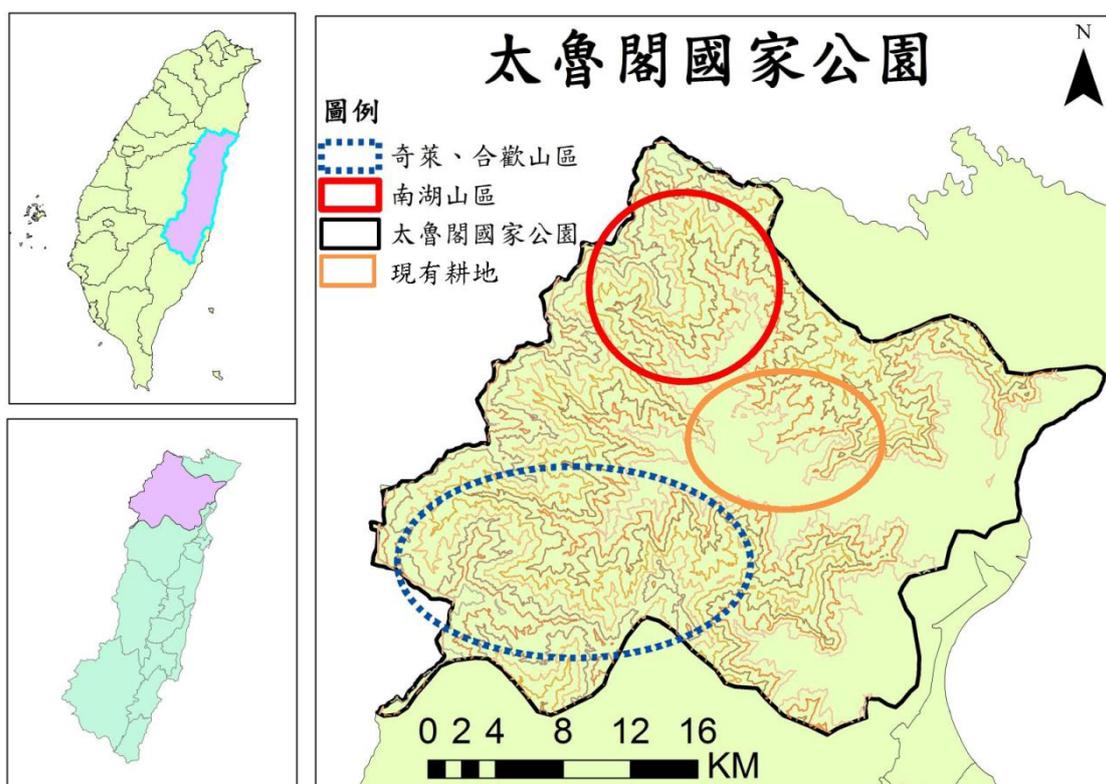


圖 2 研究範圍及樣區示意圖

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

研究規劃以高海拔地區（如奇萊山區、南湖山區及合歡山區等）為主要調查樣區，同時由巡山志工協助提供部分區域如黑水塘、磐石等之樣本。採樣時間及頻率之規劃則依據本研究收集中央氣象局之氣象站歷年降水資料，分為乾、濕季節進行環境介質如土壤、底泥之採樣；土壤及底泥採樣方式遵循環保署公告之土壤採樣方法（NIEA S102.61B）依據樣區土壤特性及採樣深度分別使用採樣鏟及土鑽採樣器採集樣本。底泥採樣方法（NIEA S104.30C）同樣依據樣區底泥深度分別使用抓取式採樣器(Grab sampler)或鑽取式採樣器(Core sampler)採集樣本。同時本研究與其他生態系長期研究計畫合作，共同採集其他代表性生物，進行重金屬累積之研究。

第二節 分析項目與方法

本研究採集之樣本為環境介質及生物類，其重金屬分析項目為鉛（Pb）、鋅（Zn）、銅（Cu）、鉻（Cr）、鎘（Cd）、砷（As）及汞（Hg），共七項。各項分析均優先採用行政院環境保護署已公告之環境及生物分析方法，經彙整如表 1 所示。本研究計畫採集之各樣本，於採樣現場均依照行政院環境保護署公告之方法(NIEA W102.51C, NIEA S102.61B, NIEA C303.02T)，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（蘇銘千，2007、2010）。

表 1 重金屬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)
底泥	Pb, Zn, Cu, Cr, Cd	污泥及沈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)
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)

資料來源:本研究彙整自行政院環保署環境檢驗所。

壹、園區土壤、底泥

土壤分析方法依照行政院環境保護署公告之「土壤中重金屬檢測方法—王水消化法」，底泥則使用「污泥及沈積物中重金屬檢測方法—酸消化」進行分析，分析項目包括鉛、鋅、銅、鎘、鉻、汞、砷，其中前五項由本研究實驗室進行前處理及消化處理，並與汞、砷項目以冷藏及冷凍方式寄送至成功大學永續環境科技研究中心進行分析。

貳、園區動物體

動物體分析方法依照行政院環境保護署公告之「魚介類酸性消化總則—熱板消化／元素分析」進行分析，分析項目包括鉛、鋅、銅、鎘、鉻、汞、砷，其中前五項由本研究實驗室進行前處理及消化處理，並與汞、砷項目以冷藏及冷凍方式寄至成功大學永續環境科技研究中心進行分析。

第三節 品保與品管

本研究計畫中，土壤、底泥、動物體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是否清楚正確，是否依規定密封及保存，所使用之容器是否正確、適當，並在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。本研究依環保署公告之品保品管方法，於實驗分析各項重金屬標準品之回收率平均介於 95-108%，空白分析試驗之測試結果顯示，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。

第四章 結果與討論

太魯閣地區的立霧河流域中，歷經數百年來的人為活動及農墾行為後，持久性無機毒物之流布應會對其土壤、水體及附近之動植物體造成影響。太魯閣國家公園雖劃設為生態保護區，然因中橫公路貫穿，早期原住民狩獵及榮民遷戶設籍以農耕為生，且因公路開發及國家公園設立帶來之交通及旅遊人潮。為釐清園區內無機毒物如重金屬對生態系可能之影響，應進行園區內重金屬流布之調查研究，環境中之重金屬來源極為廣泛，根據國內外文獻之分析，主要之來源可界定為大氣沉降、農藥、環境用藥、肥料、堆肥、污水污泥、畜牧糞肥、工業廢棄物及灌溉水等來源 (Nicholson, 2003)。

綜合以上相關之研究討論，顯示太魯閣國家公園因過去之農業與道路開發行為及現在仍進行之農墾區與旅遊推廣，對園區內之生態系應有明顯之衝擊，此外大氣長程傳輸亦為不可忽略之重要污染源。經 2010 年度之研究調查成果顯示，主要影響之持久性毒物重金屬為鋅(Zn)、銅(Cu)、鉛(Pb)、鎘(Cd)、鉻(Cr)、砷(As)及汞(Hg)共七種。本年度以園區內高海拔環境敏感地區、現有耕地為主要之監測樣區，以探討重金屬在太魯閣國家公園中分布之現況，釐清重金屬污染物為當地來源或屬長程傳輸(Mamane *et al.*, 2008；蘇銘千，2005)。

第一節 環境中重金屬流布現況

本研究調查規劃之土壤、底泥均已依進度全數完成採樣與實驗分析。生物體樣本因取得不易，已取得之樣本皆為哺乳類動物，大型哺乳類動物有山羌、山羊，小型哺乳類動物則包含何氏松鼠、高山田鼠、台灣森鼠...等。所有生物體樣本皆進行本研究規劃之七項重金屬含量分析檢測，並依規劃完成今年度生物體中重金屬調查之實驗分析與數據彙整。整體研究調查及採樣進度符合預期規劃，調查分析結果分別就土壤與底泥、生物體說明於下。

壹、土壤與底泥

本研究規劃調查土壤、底泥中重金屬調查結果，因採樣區域之底泥於乾季時為長時間裸露在外，並非全年在水面之下，所以將結果與土壤彙整比較。本研究於 2011 年度規劃調查土壤中重金屬皆為高海拔地區，由於地理位置分布較廣，因此將本年度採樣之樣本配合 2010 年度之分類方式，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，各區之樣區代號及樣本數量說明如表 2。實驗分析結果，先依分區說明太魯閣國家公園整體之重金屬流布情形，再針對西寶地區、奇萊山區及南湖山區進行年度比較。

表 2 土壤、底泥之樣區分類統計表

樣區代號	樣本類型	樣本數量		
		2010 年	2011 年	合計
I	廢耕區	12	-	12
II	現有耕地	14	8	22
III	高海拔南區（奇萊山區）	20	17	37
IV	高海拔北區（南湖山區）	18	6	24
V	合歡山區	-	12	12
合計		64	43	107

資料來源：本研究整理。

一、土壤及底泥中重金屬之流布調查結果

(一) 重金屬調查結果探討

本研究依規劃分析之七項重金屬，將二年(2010 - 2011 年)研究調查結果與樣區劃分(如表 2)，作為後續進行統計分析與案例探討之基礎。統計分析採單因子變異數分析 (Analysis of variance, ANOVA) 檢定各區之濃度差異。

第四章結果與討論

各項重金屬監測結果彙整於圖 3，各區域土壤、底泥中重金屬之平均濃度與 75% 樣本比例之濃度(意即該區域中 75% 之樣本數量之濃度)，為各分區比較之依據。鉛與汞的濃度分布趨勢分別以 V 區(合歡山區)最高，其次為 III(奇萊山區)，其中鉛最高平均濃度出現在 V 區為 37.11mg/Kg，汞在 III 區出現最高(233.11 μ g/kg)。整體而言，鉻、銅、鋅、砷之平均最高濃度均發生於 II 區(現有耕地)。此外，鉻、砷、鉛、汞在 I 區(廢耕地)濃度最低，鋅、銅之最低平均濃度則分布在 III 區(高海拔南區)；鎳在 21 筆可測得含量之資料，其濃度介於 0.25-0.90 ppm，且於 I 區(廢耕區)皆未測得，其餘地區之樣本則皆低於偵測極限以下。上述結果顯示鉛、汞在高海拔區出現之結果與本研究之推論趨勢一致，初步應證實長程傳輸之可能影響。

單因子變異數分析(one way ANOVA)主要可用來針對分組後之統計值是否因組別而有顯著差異，本研究之研究樣區共分做五區，故利用 one way ANOVA 進行假設檢定，以確認不同樣區之重金屬濃度是否有差異，假設內容如下：

H_0 (虛無假設)： $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5$ (各樣區之平均濃度皆相同)

H_1 (對立假設)： $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5$ (各樣區之平均濃度皆不相同)

依據 ANOVA 假設檢定之統計分析結果(如表 3)，檢視各樣區重金屬平均濃度是否因區域別不同而有差異，鉛、鉻、銅、鋅及砷之統計結果在 5% 之顯著水準下達到顯著差異，故接受「對立假設(H_1)」，表示此五項重金屬在各區域間之平均濃度確實因區域別而有所不同。以個別金屬來看，鉛在 V 區(合歡山區)測得之濃度較其他區域高，而鉻、銅、鋅、砷則以 II 區(現有耕地)之濃度較其他區域高；另外，鎳因大多樣本未測得或低於偵測極限，故不再深入進行統計分析。

而將研究樣區區分為高海拔地區及低海拔區域時，汞之 ANOVA 統計結果在 10% 之顯著水準下達顯著，顯示汞在高海拔區域所沈積之濃度較低海拔區域為高，顯示高海拔地區汞的累積有長程傳輸之可能性存在，未來建議需再多採集高海拔地區之樣本進行實驗分析，以確認其長程傳輸之機制。

表 3 One-Way Anova 分析重金屬流布狀況

金屬別	F 統計量	P 值
鉛	4.134	.004*
鉻	14.33	.000*
銅	31.28	.000*
鋅	7.24	.000*
砷	11.97	.000*
汞	3.17	.079**

資料來源：本研究整理。

*5%顯著水準下顯著。 **10%顯著水準下顯著。

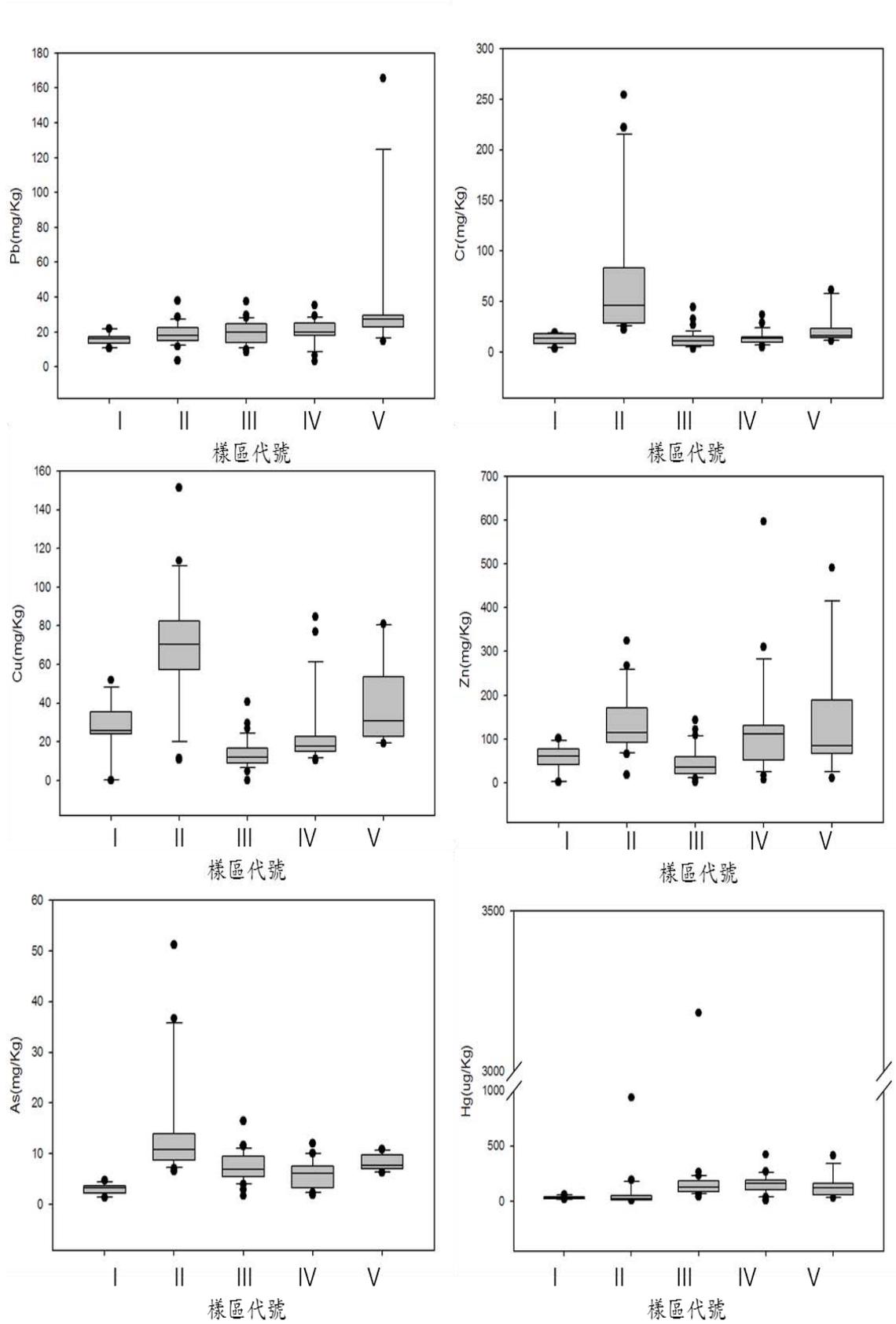


圖 3 土壤、底泥中重金屬含量

(二) 高海拔與農地重金屬流布分析

由前述調查結果顯示，多項重金屬皆於現有耕地呈現最高濃度之分布，本研究為進一步探討重金屬之來源，以農耕地西寶地區(代號:CB)與奇萊山區(代號:CL)及南湖山區(代號:NH)，此三區域之重金屬流布與時間變化關係比較。西寶地區、奇萊山區及南湖山區之鉛、汞濃度流布情形呈現如圖 4，不論是奇萊山區或南湖山區之鉛、汞濃度皆高於西寶地區，屬高海拔之奇萊與南湖山區並無工廠設置及工業活動，以遊客登山、旅遊活動及交通運輸為主，而這些活動並不會產生顯著重金屬污染，因此人為活動之影響應非造成該區鉛、汞濃度偏高之主因，故推測其成因可能為污染物長程傳輸機制所致。再比較此三地區之鉻、鋅、銅及砷濃度的流布情形(說明如圖 5)，西寶地區此四項重金屬之濃度皆較奇萊山區及南湖山區為高，因西寶地區長期以來皆為農業區域，而使用之肥料、農藥、土壤改良劑及石灰等皆可能含有重金屬成分，特別是早期無機農藥之使用，加以肥料品質並無規範管制，早期動物糞肥為常用之肥料來源，而銅、鋅為動物生長必須元素，飼料中常過度添加，在無法吸收之情況下隨排泄物排出，故動物糞肥製作之肥料中含有較高濃度之銅與鋅；鉻、砷為早期無機農藥及土壤改良劑中常見之污染物；而石灰因製造原料之使用，部分含有可偵測到的鉻，推測西寶地區此四項重金屬之來源為過去長期使用肥料、農藥、土壤改良劑及石灰所累積之結果。

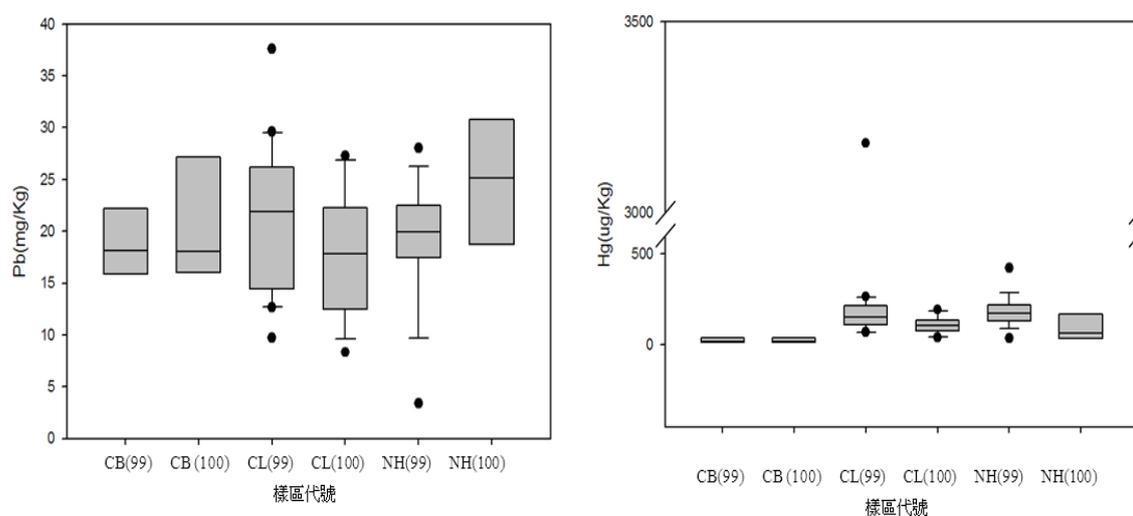


圖 4 高海拔與農地中鉛及汞之比較

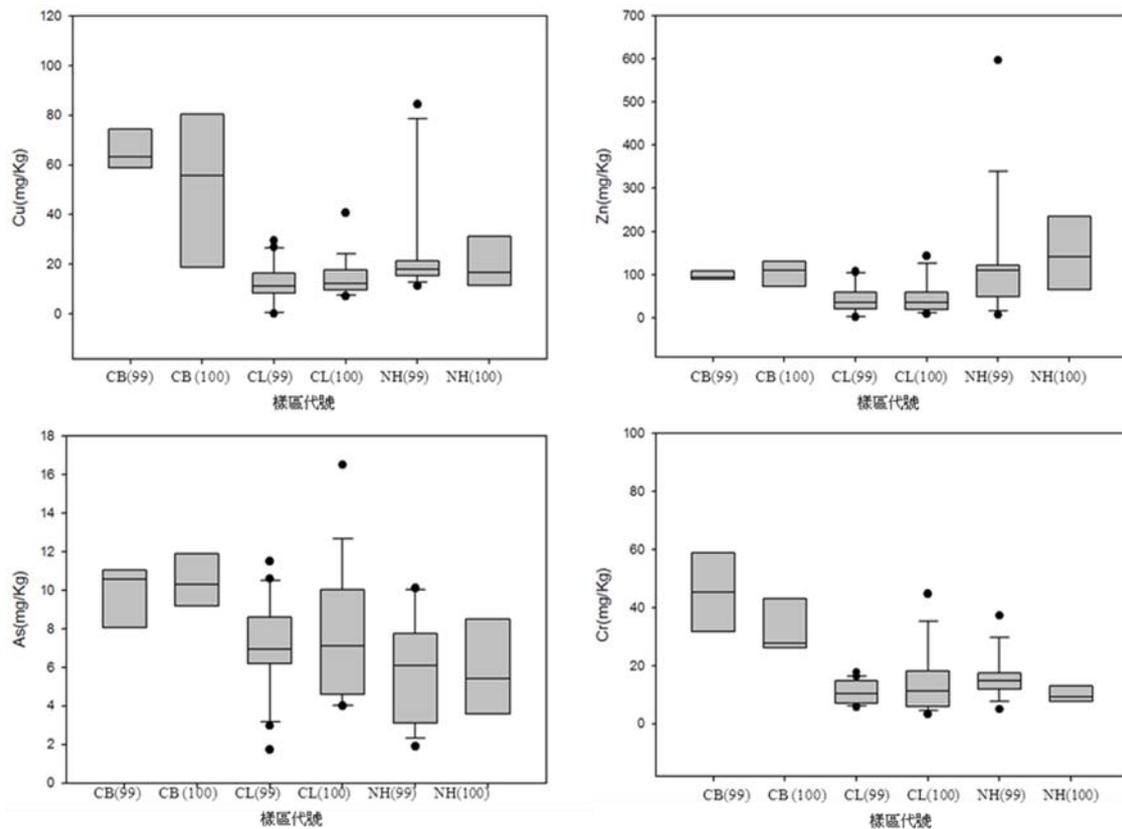


圖 5 高海拔與農地中鉻、銅、鋅及砷之比較

(三) 重金屬污染源分析

根據 Nicholson 等人(2003)於英格蘭與威爾斯對於農業使用地進行大規模之重金屬調查，農地重金屬投入總量以牲畜糞便占其中之 37-40%，在 2000 年共有 643 噸(銅)和 1,858 噸(鋅)進入英格蘭與威爾斯農地土壤。於飼料添加部分銅和鋅等微量元素是以牲畜健康及其生長過程需求為目的，但牲畜並不會百分之百吸收，因此經由牲畜食入後所排放出之糞便或尿液具有一定銅、鋅含量，而牲畜糞便及尿液常作為糞肥使用於農地，故將使土壤中重金屬濃度增加並累積(Chiroma *et al.*, 2007; Ogwok *et al.*, 2009)。基於上述研究之討論，本研究調查廢耕地(I 區)土壤、底泥中鋅、銅濃度高於高海拔地區(III、IV 區)之結果，可能為過去之農耕主要以動物糞肥做為肥料施用，其中大多含有較高濃度之銅與鋅，一旦長期施用過量或使用不當時，將造成銅、鋅在環境中累積並對生態造成一定的風險。

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

另外，研究結果顯示位於 II 區之部分採樣點，其土壤中鉻、砷含量有偏高之趨勢。鉻僅在第 II 區現有耕地中呈現濃度高且明顯，雖然鉻在一般肥料或農藥中極少使用，但已知石灰因製造原料之使用，部分含有可偵測到的鉻含量，且石灰經常大量應用於過度酸化之耕地，本研究在採樣過程中亦確實觀察到大多數農地有使用石灰之事實，經長期使用將明顯累積，較其他不同土地使用者為高。砷在自然環境中可因火山落塵或母岩溶出所造成，然太魯閣地質研究指出並無含砷之母岩(何春蓀，2003)。而砷之來源除開礦及金屬精練作業，部分來自燃煤發電，而使用殺蟲劑等用藥也為其一，前二者為大氣傳輸之結果—後者則為現地使用，然國內工業開發因現行空氣污染管制因此大氣傳輸之砷來源較有限，而農業用藥隨科技發展種類數量繁多，在中高海拔之管理難以落實之情形下，因此於現耕區(II)測得之砷濃度最高。

鎘為七項重金屬中最不易被測得之項目，在毒理學相關研究資料指出，鎘與其他六項重金屬不同，尤其是鎘在環境中即便是非常微量的存在也會產生不良的影響。本研究結果雖然大多低於偵測極限以下，但過度酸化之耕地常會使用石灰改善土壤，而石灰之製作過程添加原料來源複雜，其中部分可能含有鎘。而據聯合國糧食及農業組織(FAO)統計中國無機肥料用量從 1949-1995 年增加約 100 倍(Li *et al.*, 1997)，國外文獻指出牲畜糞便、磷肥以及石灰等為農地的重金屬來源。農業中，石灰通常使用於酸性土壤的改良，主要功效可提高土壤中營養素、作物所需之鈣及消除酸性土壤中的有毒物質等，但因大量使用造成鉻金屬含量增加而影響土壤。在作物生長期間施用除草劑、殺蟲劑及殺菌劑等，亦使土壤中砷含量增加(連深與李豔琪，1994；陳健民，2007)，本研究調查結果與上述來源分析相符。此外，因鉻、砷為無機農藥及土壤改良劑中常見之污染物，後續研究調查應針對持續農耕地區進行監測，以預防農藥、肥料因施用不當使重金屬累積，進而造成生態與環境之衝擊(Sobczyński and Siepak, 2001)。最後，已知高海拔地區以遊客登山、旅遊活動及交通運輸為主，而這些活動並不會產生顯著重金屬污染，因此鉛、汞在高海拔合歡山地區呈現平均濃度最高之結果，可能為污染物長程傳輸機制所致，為進一步釐清污染來源，後續研究可藉由長程傳輸之機制探討高海拔地區鉛、汞之累積。

二、國外相關案例比較

綜合彙整 2010 年之研究結果，以二年(2010-2011 年)土壤、底泥中七項重金屬濃度監測結果與表 4 所列之國內外土壤中重金屬濃度規範與相關研究進行比較。其中，加拿大農業之土壤品質準則(Canadian Soil Quality Guidelines)、陽明山國家公園竹子湖地區土壤及中國珠江地區農耕地，可做為高海拔區域農耕地之許可濃度的規範值之比較參考。

整體而言，園區內重金屬鉛、鋅、銅、鉻、砷五項重金屬，以現有耕地中 II、V 兩區重金屬濃度為最高，廢耕地之 I 區濃度與現耕地相較，濃度雖較低，但仍可偵測到，應為過去農耕活動對土壤及底泥中重金屬之影響，且重金屬會持續在環境中累積並影響生態。另外，今年度對於 IV 區(南湖山區)進行分析，此區銅、鋅濃度呈現與現耕地之趨勢類似，其中鋅之濃度甚至高於現耕地。而汞之來源分析，目前顯示可能為大氣長程傳輸之機制，但由於南湖山區缺乏長期之監測資料，目前僅有二年數據，尚無法明確得知影響此區之最大污染來源，對於南湖山區之現況調查，未來需要更長期及深入樣區收集更多調查資料，一般長程傳輸之研究應具有至少 5 年以上之長期監測，且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。II、IV、V 之各項重金屬含量，與 2010 年調查結果相較皆有增加之趨勢，後續研究調查需針對明顯有農耕行為之區域進行長時間監測，以預防農藥、肥料施用不當使重金屬累積，造成對於高海拔山區之環境衝擊與生態影響。

今年主要之研究範圍為高海拔山區，調查結果顯示汞在 III 區(奇萊山區)所偵測到之最高濃度已經高於台灣『土壤污染監測基準之食用作物農地之監測標準(2ppm)』，明顯有外來污染源之虞，未來需要密切進行長時間之監測。比較園區與國內外相關規範(表 4)，顯示太魯閣園區內之各區七項重金屬之平均濃度，除鋅及鉻略高之外，鉛、銅、砷、汞目前皆符合國內之農地土壤污染監測標準。而各項重金屬雖皆低於加拿大農耕地之標準，但由於台灣食用作物農地管制標準寬鬆於加拿大農耕地標準，未來高海拔地區若持續進行農耕行為，需密切注意重金屬之累積。此外，位於 II、V 兩區之鋅濃度與陽明山國家公園之竹子湖濃度接近，

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

且二者均為現有耕地。與國內外其他案例研究結果比較，顯示現有耕地之 II、V 區的鋅、銅流布趨勢低於珠江三角洲之農地重金屬檢測值，而與珠江三角洲自然區類似，推論太魯閣高海拔地區之污染程度不嚴重，顯示自然區之保護政策發揮作用，未來對於現耕地之農藥使用及高海拔山區因大氣長程傳輸機制造成沈降累積之作用，是不可忽略及需要持續進行監測之工作。

表 4 國內外農地重金屬標準及研究案例重金屬濃度

		Pb	Zn	Cu	Cr	Cd	Hg	As
台灣地區農田土壤背景值 ¹	表土	5.57	5.01	4.94	0.22	0.16	0.09	8.46
	裡土	3.29	3.07	3.12	0.13	0.09	0.11	9.33
食用作物農地 ²	監測標準	300	260	120	175	175	2	30
	管制標準	500	600	200	250	5	5	60
加拿大土壤品質準則 ³	農業	70	200	63	64	1.4	6.6	12
陽明山國家公園 ⁴	竹子湖	78.83	101.10	105.27	43	0.31	-	37.80
	大屯山	28.75	24.20	94.01	54	0.16	-	24.20
中國珠江地區 ⁵	農耕地	180	284	189	317	1.47	-	-
	自然區域	54.70	110	44	144	1.76	-	-

單位：mg/Kg，汞為 µg/Kg。

資料來源：本研究彙整。¹ 衛宇科技股份有限公司(2002)；² 行政院環保署(2011)；³ Canadian Council of Ministers of the Environment(2010)；⁴ 余炳盛(2004)；⁵ Wong *et al.*(2002)。

貳、生物體

目前雖有不少探討棲地重金屬流布對小型哺乳動物之影響研究，但多屬生態毒理學之範圍，與本研究相較下，此類研究多偏重生態毒性與生理反應，鮮少以棲地環境品質為研究基準。經彙整小型哺乳動物對棲地重金屬之生物累積性探討，顯示環境中重金屬對不同哺乳動物具不同累積性，因此本研究今年針對哺乳動物依其體型大小取其可分析之目標器官或整個生物體(total body) 進行分析研究，以瞭解重金屬於生態與環境之分布狀況。由於園區內生物體樣本不易取得，所以無明確規劃之區域進行採集，今年度樣本大多為山羌、山羊、松鼠及其他小型哺乳類動物（如高山田鼠、森鼠...等），完成七項重金屬含量分析，樣本由本實驗室進行前處理與消化後，再將消化液寄送至成功大學永續環境科技研究中心檢測鉛、鉻、鎘、銅及鋅，汞、砷檢測則是直接寄送樣本至成功大學進行分析。

一、動物體重金屬之調查結果探討

本研究取得之動物樣本來源為太魯閣國家公園巡山志工取得或非法盜獵之動物屍體。今年針對哺乳動物依其體型大小取其可分析之目標器官或整個生物體(total body) 進行分析研究，大型哺乳類動物以肝、腎為主，部分樣本再檢測肋骨及肌肉之重金屬濃度，而小型哺乳類則以全動物體進行實驗分析。動物體樣本共計 48 個，分類為「大型哺乳類動物」(樣本代號：I)及「小型哺乳類動物」(樣本代號：II)，各有 24 個，採樣日期及地點說明彙整於表 5。

表 5 動物體樣本明細表

樣本代號	動物種類	器官	採樣地點
I	山羌	肝、腎	竹村
			陶塞溪-波浪山登山口
			綠水
			綠水合流步道
	碧綠		
	山羊		中橫 119.5K
	山豬		蓮花池
II	高山田鼠	全身	砂卡礑
	台灣森鼠		小奇萊山區
			成功山屋二號堡
			合歡山
			820 林道
			大禹嶺
			關原加油站
	高山白腹鼠		合歡北峰登山口
			落鷹山莊
			820 林道
	黃鼠狼		關原加油站
	何氏松鼠		合歡北峰登山口
			中橫 146.5K
			中橫 125K
中橫 133K			
			台 14 甲 37K

由於哺乳類體型大小差異相當大，考量重金屬大多累積在動物之肝及腎，且肌肉亦會有重金屬之累積(Millan *et al.*, 2008)，故本研究將大型哺乳類動物解剖後取出肝、腎進行實驗分析，部分樣本取出肌肉及骨骼樣本來分析，而小型哺乳類

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

因體型較小，故以全動物體進行實驗。以下將分別說明大型哺乳類與小型哺乳類之重金屬濃度差異，再針對哺乳類動物之體型進行探討。

(一) 大型哺乳類與小型哺乳類體內重金屬之濃度比較

2010-2011 年太魯閣國家公園之動物樣本中，僅有 7 個樣本測出鉛濃度，5 個樣本測出鎘濃度，其餘樣本皆低於偵測極限以下。考量樣本數較少，在統計當中容易發生誤差，且解釋能力較低，故不再進一步做統計分析其濃度之差異。

依研究調查結果顯示(說明如圖 6)，重金屬鉻、銅、鋅及汞在大型哺乳類動物呈現明顯的累積，而小型哺乳類動物所測出之濃度較低，且濃度之差距不大，分析結果符合生物放大作用，隨著營養階或生物階的升高，經由生物選擇性的濃縮物質傾向，位於食物鏈頂的生物會累積較高的重金屬濃度。此外，砷在小型哺乳類動物累積濃度高於大型哺乳類動物，由於砷在農藥中為早已停用之成分，鄰近是否有其他排放源影響，需再確認以釐清動物體內砷之來源。此外，目前動物樣本因取得不易使得樣本數較少，後續應持續進行生物體內重金屬濃度監測，以完整呈現其濃度分布趨勢，且毒性物質存留於生物組織內，經食物鏈的互相捕食，造成累積結果，在環境中當此物質之毒性強度低時，此作用更加重要，因為對生物體的影響要經長時間才會顯現。

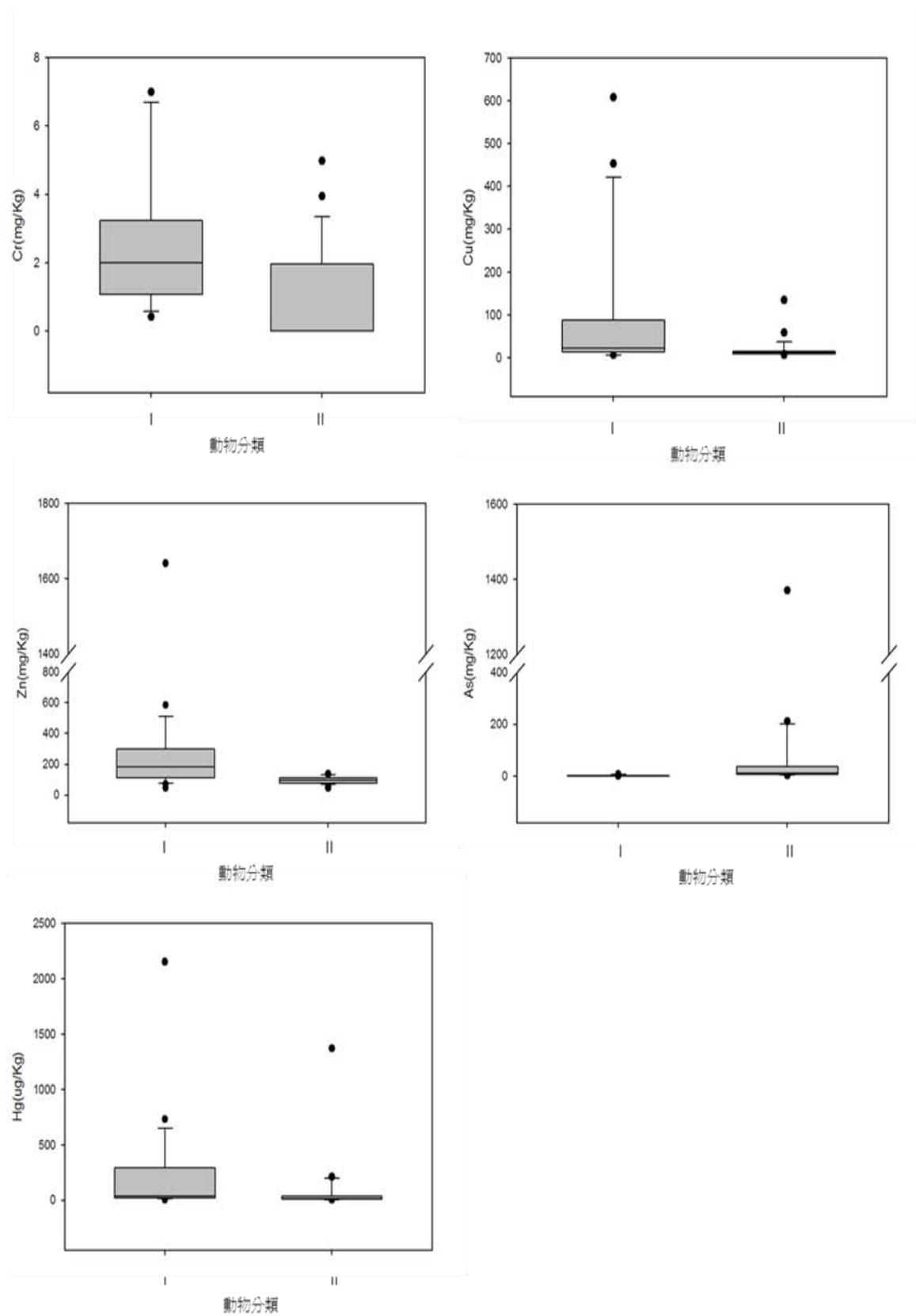


圖 6 園區哺乳類動物中鉻、銅、鋅、砷及汞之比較

二、國外相關案例比較

除本研究所進行之太魯閣國家公園之無機毒物監測外，其他國家如西班牙、美國及肯亞等亦於國家公園或自然保護區進行動物體內重金屬濃度偵測之研究，以下將分別說明各案例之研究成果，並與本研究之調查結果進行分析比較。

(一) 國外相關研究成果

為了解太魯閣國家公園園區內生物體內重金屬累積現況及其潛在風險，本研究收集、彙整國外同為國家公園之相關文獻進行比較與討論，包含動物體內重金屬含量，並與國家公園附近之相關產業進行討論，如荷蘭 Biesbosch National park 之研究(Rozema *et al.*, 2008)，即針對食物鏈不同層級之動物探討重金屬之生物轉移及生物累積的效果；而肯亞 Nakuru National Park 所進行之研究 (Jumba *et al.*, 2007)則針對國家公園附近之都會區域對於國家公園內瀕臨絕種之動物(如水鹿...等)所產生之影響；另外美國阿拉斯加 Cape Krusenstern National Monument 及西班牙 Doñana National park 所進行之研究 (Brumbaugh *et al.*, 2010, Millan *et al.*, 2008)則討論鄰近國家公園之礦區對於園內棲息生物所產生之影響。此四個案例可以互相比較棲地類型、鄰近環境與土地利用狀況、及食物鏈對生物體內重金屬之分布趨勢，以下將分別說明國外研究案例之成果。

荷蘭 Biesbosch National park 為 rivers Meuse and Rhine 沖積之氾濫平原，此處自 70 年代起成為海岸防禦計畫的一部分，使潮汐幅度下降，且鄰近有煉鋅廠，使河川底泥重金屬之濃度增加，該研究針對食物鏈三層之動物進行研究，發現食物鏈底層動物(如蚯蚓等)體內之銅、鎘濃度較無污染之參考區域為高，顯示此區底泥中之重金屬有轉移至動物體內之事實(Rozema *et al.*, 2008)。Rozema 等學者於荷蘭 Biesbosch National park 亦針對此研究另外進行食草動物(如蝸牛)及食肉動物(如鼠類)之研究比較，由於鄰近煉鋅廠之影響，此處植物葉片表面之鋅濃度較高，且發現蝸牛體內之鋅濃度亦較無污染之參考區域高，且產卵數量亦較無污染之參考區域的蝸牛減少；而比較鼠類與蝸牛體內重金屬濃度發現數類之重金屬濃度較高，顯示生物累積的情形確實存在(Rozema *et al.*, 2008)，且受鄰近土地開發及利用之影響。

美國阿拉斯加 Cape Krusenstern National Monument 鄰近的 Red Dog Mine 盛產鉛及鋅，所產出之礦產於運輸至海港途中會穿越園區，該研究在運輸道路沿線及遠離道路之河川區域(參考組)採集 12 隻小型肉食性哺乳類樣本(如紅背田鼠等)，發現運輸道路附近動物之血液及肝臟的鉛濃度較河川區域所採集之樣本為高，顯示鄰近礦場對於園區內之動物確實產生影響(Brumbaugh *et al.*, 2010)，且交通運輸也可能是污染源之一。

西班牙的 Doñana National park 園區內富含金屬礦，故北邊之 Aznalcóllar 設有鉛、鋅、銅及銀礦之礦場，該研究在園區內採集 42 隻小型哺乳類動物(如紅狐狸...等)進行動物體內重金屬濃度檢測，雖然結果顯示園區內動物體內重金屬濃度並無較其他文獻高的情形，但動物本身肌肉之重金屬濃度與肝臟之重金屬濃度呈現正相關的趨勢，顯示重金屬進入動物體內後會產生生物累積作用(Millan *et al.*, 2008)。

綜合以上討論結果，各案例研究皆顯示小型哺乳類動物體內之濃度較大型哺乳類動物低，故生物放大作用明顯呈現。此外，因非所有案例皆進行相同之重金屬檢測，因此部分重金屬濃度(汞、鉛及砷)無法看出明顯的濃度變化趨勢。而針對銅、鋅濃度部分，太魯閣之大型哺乳類動物體內之銅、鋅濃度較其他國家公園高，推測與太魯閣國家公園境內所進行之農業活動有關，而小型哺乳類動物之銅濃度情形亦相似，但小型哺乳類動物之鋅濃度則以西班牙測得之濃度最高，推測除太魯閣國家公園內進行之農業活動外，西班牙於 1982~1983 之大型污染事件，使得許多重金屬排放至土壤中，而 1988 年有學者發現鉛、鋅之濃度仍較高，故推測西班牙鋅濃度較高之原因與此有相關，也顯示生態系及環境中累積之重金屬影響時間極久，應有具體之管理措施以達到保護之目的。

(二) 國外相關研究成果與本研究之數據比較

本研究收集國外國家公園進行之動物體重金屬濃度之相關研究，並與本研究於 2010-2011 年之動物體內重金屬數據進行比較，表 6 為本研究與案例之代碼說明，各案例與標準說明如下：

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

1. 西班牙 Donana 國家公園針對 iberian lynx、red fox、egyptian mongoose、common genet 及 eurasian badger 進行研究，此研究針對各種動物之肝、骨骼及肌肉進行分析實驗，所檢測之重金屬包含鉛、鎘、銅、鋅、砷及汞，以下將取肝臟之實驗數據與本研究進行比較，並將 iberian lynx、red fox 歸類為大型哺乳類動物（代號 D-I），egyptian mongoose、common genet 及 eurasian badger 歸類為小型哺乳類動物（代號 D-II）。
2. 阿拉斯加西北方之克魯森施滕國家紀念碑針對 tundra voles 進行體內肝臟重金屬濃度之研究，將此歸類為小型哺乳類動物，代號為 A-II。
3. 肯亞 Nakuru National Park 針對 waterbuck 進行研究，針對其肝、腎中之重金屬進行分析研究，將此歸類為大型哺乳類動物，代號為（K-I-L 及 K-I-K）

表 6 動物體樣本及案例文獻代號說明

代號	說明
T-I-L	太魯閣大型哺乳類動物肝臟
T-I-K	太魯閣大型哺乳類動物腎臟
T-II	小型哺乳類動物。
D-I	西班牙 Donana 國家公園大型哺乳類動物。
D-II	西班牙 Donana 國家公園小型哺乳類動物。
A-II	美國阿拉斯加克魯森施滕國家紀念碑小型哺乳類動物
K-I-L	肯亞 Nakuru National Park 大型哺乳類動物肝臟
K-I-K	肯亞 Nakuru National Park 大型哺乳類動物腎臟

資料來源：本研究彙整。

依據本研究與上述國外文獻相關研究之實驗數據比對後，分別以哺乳類之體型進行數據比較，結果說明如下：

(1) 大型哺乳類動物

比較西班牙、太魯閣及肯亞之大型哺乳類體內銅、鋅（如圖 7），發現肯亞之研究所測得之銅濃度較西班牙 Donana 國家公園及太魯閣國家公園低，而肯亞沒有針對腎臟進行研究。比較三個國家之國家公園之動物銅、鋅濃度後，發現銅及鋅大多累積在腎臟，且太魯閣國家公園動物體內之濃度皆較其他國家高。

針對鉛及砷之比較，西班牙 Donana 國家公園之動物體內無測得鉛濃度，而肯亞研究中之肝臟鉛濃度較台灣為高，另外針對砷之比較，發現西班牙與太魯閣動物體內之砷則無明顯差異情形。

比較西班牙 Donana 國家公園與太魯閣動物體之汞含量，發現西班牙之 Donana 國家公園動物體內之汞較太魯閣高，但太魯閣動物體腎臟所測得之汞則皆較肝臟為高。

(2) 小型哺乳類動物

圖 8 為比較西班牙、太魯閣及阿拉斯加之小型哺乳類體內銅、鋅，發現太魯閣小型哺乳類之銅濃度較西班牙 Donana 國家公園高；而鋅部分，則以西班牙 Donana 國家公園測得之數據最高，阿拉斯加之保護區測得之數據最低。

鉛及鎘在太魯閣國家公園之小型哺乳類動物均未測得，比較西班牙與阿拉斯加之數據發現，阿拉斯加之保護區內動物無論鉛或鎘均較西班牙 Donana 國家公園之動物高出許多。

針對汞之探討，比較西班牙 Donana 國家公園與太魯閣國家公園之數據，發現西班牙測得動物體內之汞較太魯閣國家公園高出許多。

本研究進行之七項重金屬分析，針對大型哺乳類動物肝臟中重金數濃度與國外國家公園進行比較，收集重金屬之生物毒性資料，彙整如表 7，以比較生物體中讀物可能之影響。因國外國家公園未探討大型哺乳類動物之鎘，故不列入比較；而本研究、國外國家公園大型哺乳類肝臟之重金屬濃度及行政院環保署之生物毒性資料，針對鉛、鎘、銅、鋅、砷部分，檢測結果顯示動物體內之重金屬呈現之濃度與恕限值之關係已達臨界，未來需進一步探討。

表 7 本研究、國外國家公園大型哺乳類動物肝臟之重金屬比較

	本研究	阿拉斯加	西班牙	肯亞	生物毒性 ¹
Pb	1.00~4.88	0.07~1.64	0.04~0.46	10.95~12.60	TLV ² :1,000
Cd	N.D	0.14~2.5	0.02~0.13	12.92~16.24	TWA ³ :0.05 STEL ⁴ :0.15
Cu	11.88~453.00	N.A.	16.9~89.5	13.92~17.02	TLV:1,000
Zn	46.32~585.92	77.1~120.0	114.7~152.8	N.A.	TWA:5,000 STEL:15,000
As	0.14~7.81	N.A.	0.02~0.14	N.A.	11.2 ⁵
Hg	0.0139~0.214	N.A.	90~1753	N.A.	TWA:0.05 STEL:0.15

單位：mg/Kg，

資料來源：¹生物毒性資料彙整自行政院環保署毒理資料庫。

²TLV(Threshold limit value): 恕限值

³TWA(Threshold Limit Value for the Time Weighted Average 8 hour day): 每日工作 8 小時之加權平均暴露濃度。

⁴STEL(Short Term Exposure Limit): 15 分鐘短期之暴露濃度，在一天的任何時間內，都不可超過 15 分鐘。

⁵小鼠口服半致死劑量。

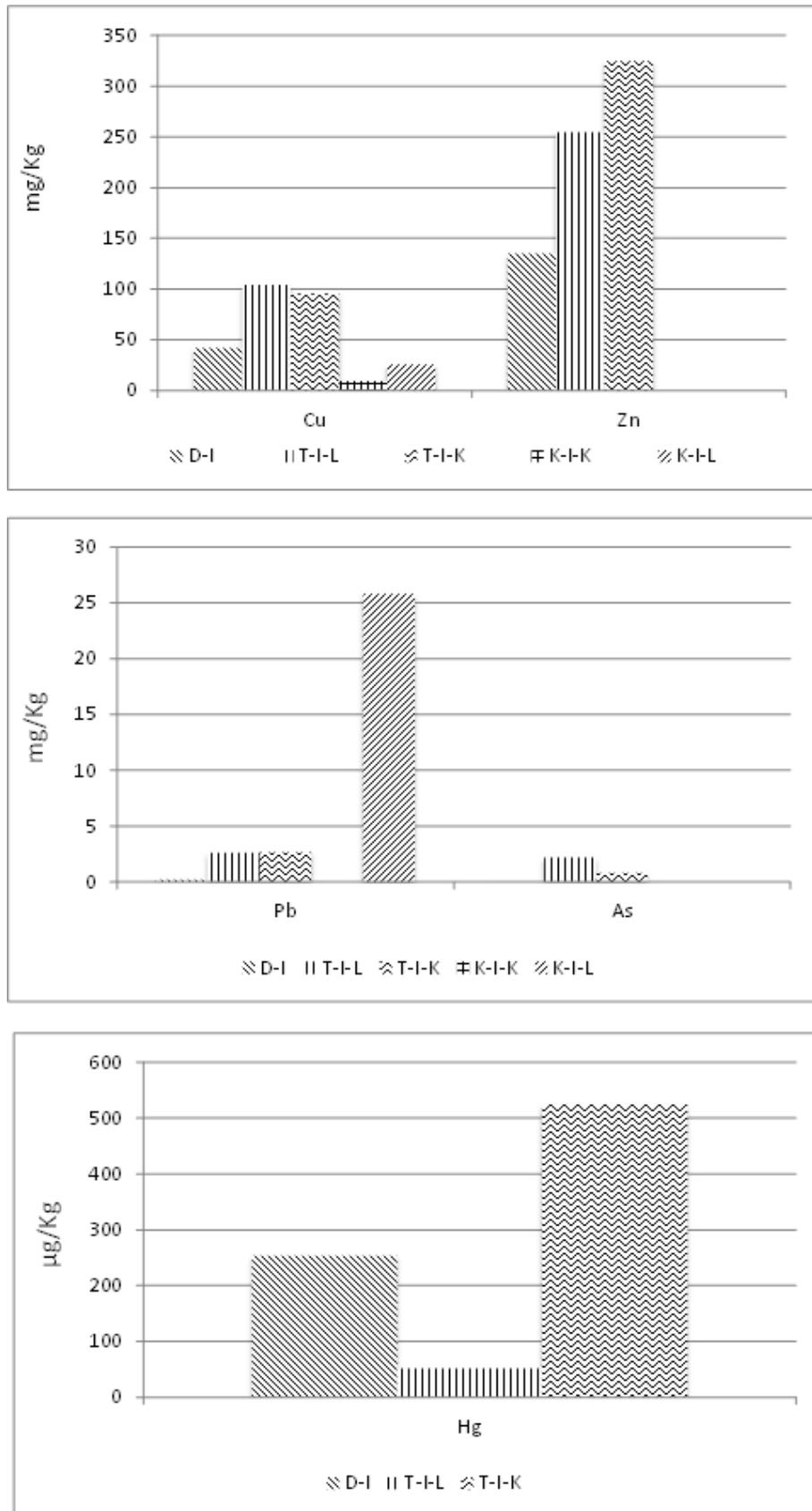


圖 7 國內外大型哺乳類銅、鋅、鉛、砷及汞之比較

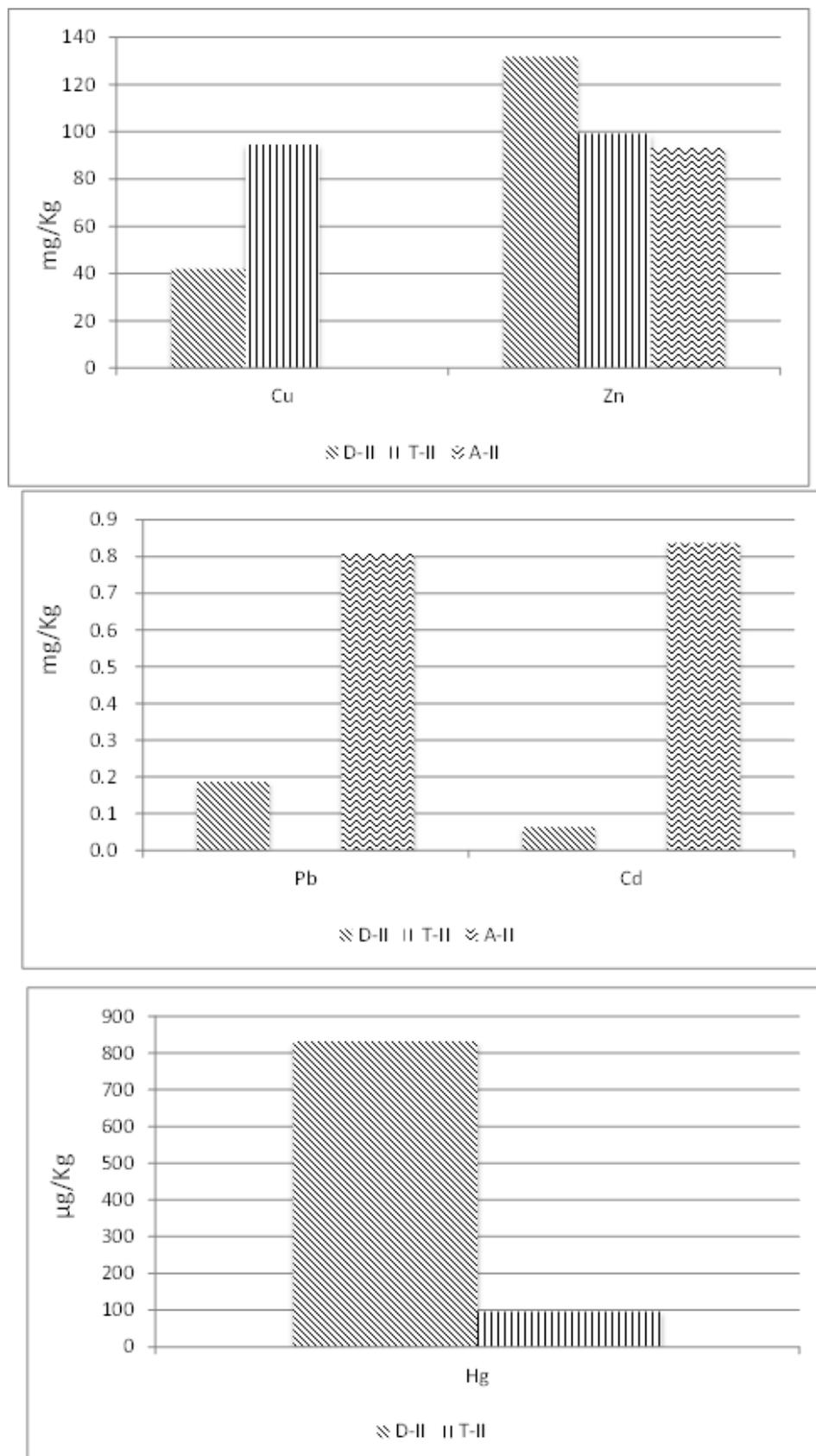


圖 8 國內外小型哺乳類銅、鋅、鉛、鎘及汞之比較

第二節 污染長程傳輸機制

近代研究(Kallenborn and Berg, 2007)指出，由於重金屬之累積特性，在環境當中主要存在於水、土壤、底泥居多，而長程傳輸與污染源之間的模式是日趨受到重視的問題之一。在大氣運動模式下，污染物隨空氣懸浮微粒於大氣中經長程傳輸之方式擴散，沈積於它處，例如：台灣地區因受沙塵暴、季風特性與地形特徵影響，可偵測得由其他地區所產生之污染物，如鉛、汞等；國外亦有案例以大氣模式進行研究，說明無機污染物會與大氣中小水滴結合成懸浮微粒，如在撒哈拉沙漠所形成之沙塵暴，挾帶著無機污染物由阿拉伯地區傳輸至它區。

許多相關文獻指出鉛與汞排放後隨空氣懸浮微粒於大氣中經長程傳輸之方式擴散。其中 Bellis *et al.*(2005)以高海拔樹皮進行同位素分析降雨及日本杉之樹幹顯示，1999 年後日本之大氣沈降中鉛污染物主要來自亞洲大陸，且來源隨季節風向不同而異，日本中部呈現季節性鉛沈積，最高值在冬季到隔年春季，結論呈現出在日本地區有空氣污染進行長程傳輸之威脅存在。Travnikov *et al.*(2005)研究中以北美洲為背景，來自於汞之外部傳輸和自然來源高達 67%沈積到陸地，其中 24%來自於亞洲，14%來自於歐洲。相較之下，北極地區並無顯著的汞排放來源，而偵測所得汞濃度含量，經分析結果呈現經由人為排放至大氣傳輸之比例超過 50%，其中最大的貢獻源為亞洲 33%、歐洲 22%。此外，Steffen *et al.*(2008)更進一步指出大氣中汞之沈降，在北極地區且隨氣候變遷由冰及雪中溶出沈積到土壤中再進入大氣循環機制，則濃度有增加之趨勢。

藉由分析空氣懸浮粒子可追蹤出污染物為何種人工產物燃燒或使用後產生(Mamane *et al.*2008)。同時與工業及人口密集區域產生之無機污染物交叉比對確認污染源，國外研究指出重金屬藉由長程傳輸之方式，90%以上為空氣模式傳播，87%為降雨方式，在 1981 年時歐盟以挪威地區做為背景值開始對於鉛排放進行管制，調查收集 1980-2005 年間共 25 年之資料，其中在 1985-1990 年，依監測數據顯示歐洲整個區域之鉛排放呈現持續減少之趨勢，而在冬季及秋季時濃度明顯降低(Berg *et al.*, 2008)。太魯閣高海拔地區目前已偵測到鉛最高達 37.11 mg/Kg，根據表 8 歐洲長程傳輸 25 年分之析資料，顯示太魯閣目前濃度呈現相當於歐洲

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

地區在 1990-1995 年間之監測結果，該段時期也正是歐洲工業發展與能源耗用之最高峰期，過了該高峰期後增加趨勢明顯下降，因此顯示太魯閣地區目前受長程傳輸影響之結果疑似進入高峰階段，未來應持續監測觀察，了解太魯閣地區受到長程傳輸之影響，同時也可蒐集亞洲地區之發展狀況作為後續之比較。另有研究報告(Gong and Barrie, 2005)指出，加拿大地區往北極高緯度之範圍，於 1980-2000 年亦呈現遞減之趨勢。在歐洲案例中皆以 5 年為一次進行研究，使大氣傳輸機制能明確深入討論，值得參考。

綜合前述研究顯示，大氣傳輸機制確為不可忽視之污染物來源之一，據此本研究收集相關傳輸模式與模擬分析方法，彙整於表 9。根據太魯閣國家公園之地理特性及生物和環境分布，適合應用中尺度模式之傳輸模式與模擬分析方法於樣區內。依據前節本研究調查結果，顯示園區內高海拔地區鉛、汞濃度為最高，亦有許多相關文獻指出鉛與汞排放後隨空氣懸浮微粒於大氣中經長程傳輸之方式擴散，為釐清區內鉛、汞來源，未來除持續監測調查重金屬濃度分布與變化，亦可藉由長期監測資料以探討其來源與成因。本研究另收集 2005-2010 年台中、日月潭、花蓮三座中央氣象局氣象站之風向風速資料，採用年度盛行風分析風花圖顯示台中站年平均為北北西風，日月潭為西北風，花蓮為西南風，初步以三座測站之盛行風作為風向分析，在中部地區之人為活動或工業區所排放之污染源，風向平均為由北往南吹（如圖 9），再考量台灣季風特性則為夏季吹西南季風，冬季吹東北季風，在夏季時西南季風，有將地區性所排放之污染源從西南往東北挾帶的機制發生，故在太魯閣國家公園奇萊山區偵測到高於一般監測值(600 $\mu\text{g}/\text{Kg}$)之汞濃度，再根據中央氣象局氣象數值分析，在研究樣區內適用於 500 hPa，相當於海拔 3000 公尺，加上垂直高度往對流層頂(12 km)分析，高層風切影響越明顯，故在太魯閣高海拔汞濃度高之區域，目前受到夏季西南季風之影響最為顯著，由於國家公園內高海拔地區並無大量人為活動以及工業活動，於該地監測到之污染確定為長程傳輸之結果，但進一步之污染源分析，需有較長期之監測資料，並需綜合區域發展特性，方能有確切之結論，目前之結果可為高海拔地區季節性監測之參考依據。

表 8 歐洲長程傳輸 25 年分析資料

歐洲案例	資料期間 (年)	Pb	Zn	Cu	Cr	Cd	Hg	As
		(濃度區間)						
Birkenes 地區	1980-2005	0.99	3.2	-	-	0.031	-	-
		~8.8	~15.6			~0.69		
Karvatn 地區	1980-2005	0.12	0.62	-	-	0.005	-	-
		~1.6	~4.3			~0.10		
Jergul/Karasjok 地區	1980-2005	0.44	1.6	-	-	0.013	-	-
		~2.5	~11.6			~0.16		
Osen 地區	1988-2003	0.59	3.30	-	-	0.02	-	-
		~4.70	~12.7			~0.31		
Lista 地區	1993-2005	1.50	-	-	-	-	-	-
		~4.2						
	1991-2005	-	6.6	0.98	0.16	0.03	7.3	0.18
Zeppelin 地區	1994-2003		~14.2	~2.46	~2.97	~0.11	~19.7	~1.41
		2.3	3.9	0.47	0.75	0.046	1.63	0.19
		~3.8	~9.4	~1.2	~3.7	~0.19	~2.06	~0.77
Zeppelin 地區	1994-2005	0.48	1.2	0.32	0.037	0.010	1.50	0.053
		~1.04	~1.9	~0.92	~0.23	~0.12	~1.79	~0.40
Svanvik 地區	1987-2005	0.83	3.2	10.5	-	0.05	-	0.85
		~3.7	~8.4	~57		~0.21		~2.4
	1990-2005	-	-	-	0.21	-	-	-
					0.83			
歐洲地區	1980-1985	10	-	-	-	8	-	-
	1985-1990	29	-	-	-	11	-	-
	1990-1995	51	-	-	-	-	-	-
	1995-2000	54	-	-	-	-	-	-
	1990-2000	-	-	-	-	34	-	-
	1980-2000	85				46		

單位：mg/Kg，汞為 $\mu\text{g/Kg}$ 。

資料來源：Berg *et al.*(2008).

表 9 模式分類與應用

模式分類	傳輸模式	模式應用
METEX ³	模式之基本教學運用，以 METEX 為基礎，再加以運用模擬分析。	計算出三維氣團軌跡，高度、經度、緯度，結合歐洲氣象中心中程數值天氣預報。
中尺度氣象模式 ¹ PSU/NCARmeteorological meso-scale model version5；MM5	中尺度傳輸模式之運用，適用於低、中、高海拔地區。	大氣化學模式必須以詳盡的三維逐時氣象資料來驅動，以計算大氣微量物種複雜的傳輸與物理化學轉化行為，而 MM5 正是目前最被廣泛使用來與大氣化學模式結合的一個氣象模式，主要就是 MM5 模擬結果所提供的氣象資料非常詳盡。
台灣空氣品質模式 ¹ Taiwan Air Quality Model,TAQM	中尺度模式，專注於大氣污染物傳輸之分析模擬。	TAQM 為猶拉式 (Eulerian) 三維大氣污染物化學傳輸模式，可模擬大氣對流層中大氣污染物重要的物理及化學程序，包括傳輸、擴散、沉降、氣相化學反應、氣膠相化學反應以及液相化學反應等。
MSCE-Hg-Hem model ²	中尺度、大尺度之模擬，以北半球傳輸模式為分析對象，模擬目標污染物之傳輸範圍。	藉由 EMEP 模型，評估藉由大氣長程傳輸機制進行，跨界空氣污染及北半球汞沈積，與供應區域進行污染評估和邊界條件分析，該模型認為汞排放從人為和自然排放源，在大氣進行傳輸，無論是在大氣化學氣體或水相中，都會沈積到地面。

參考資料：本研究整理。¹程萬里(2005)；²Travnikov *et al.*(2005)；³Zeng *et al.*



圖 9 太魯閣國家公園風場示意圖

第三節 持久性無機毒物之生態風險評估－概念模式建置

美國環保署 (United States Environmental Protection Agency, USEPA) 於 1980 年成立超級基金 (Super Fund)，並針對生態風險評估 (Ecological Risk Assessment, ERA) 部分，其後於 1992、1996 及 1998 年陸續發布生態風險評估手冊及準則，主要之生態風險評估步驟共分為八步驟如圖 10 所示。步驟 1~3 為問題形成，完成此階段之內容則須提出概念模式，包含場址描述、壓力源、毒性評估、暴露分析及風險計算。然而生態風險評估特別是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，因而有 2001 年之篩選級別之生態風險評估規範，其用意在於保守的評估對生物具有不可逆之效應，特別是提供較高可信的結果並能在分析不確定性時給予謹慎之評估。其後則依步驟 4~8 依序完成生態風險評估及管理計畫，惟國內目前因本土資料庫及生態系統之長期監測資料仍有不足，鮮少已完成完整之生態風險評估與管理個案。本研究因此已問題形成及概念模式為主要之研究內容。針對重金屬部分，其生態風險評估步驟說明如下圖 10。

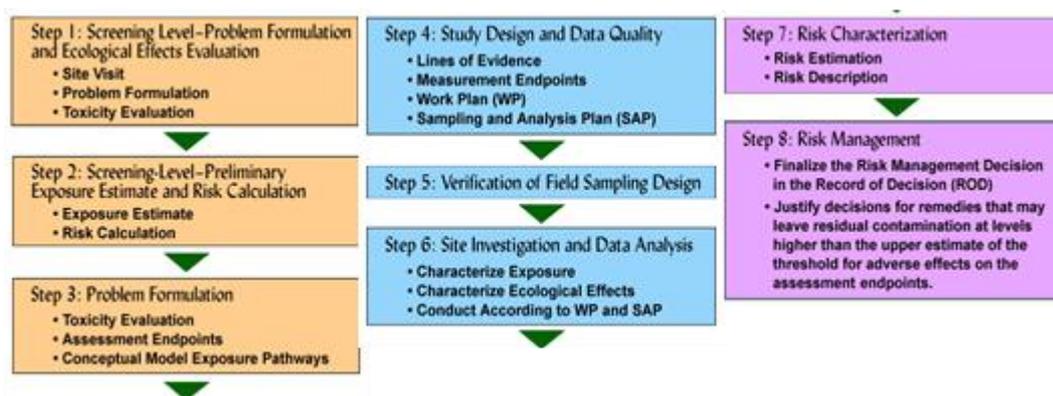


圖 10 美國環保署生態風險評估步驟
(USEPA, 1992)

本研究綜合 2010 年度之研究調查成果，以高海拔地區重金屬環境中之流布情形，並針對高海拔之生態系統進行生態風險評估之問題形成與概念模式。

一、概念模式

在問題界定階段，首要確立評估之範疇與目標，本計畫為調查重金屬對生態系之影響並建立評估生態風險之概念模式。在此階段中，須蒐集並彙整生態風險評估所需要之資料，包含重金屬基本資料分析與毒理學的劑量效應資料，以及與重金屬產生關聯之評估生物。最後依生態學食物鏈關係來建置概念模式，進行風險評估。

評估終點為衡量危害物質於生態系影響的程度，所以選擇具代表性之評估終點才能有效地呈現該區域環境生態承受危害物質影響之程度。在國家公園的生態系統中，評估終點之選定主要以國內環保署公告環境評估對於動物與植物生態技術規範準則中的調查項目作為參考，其評估終點之選擇包含哺乳動物、鳥類、兩棲類、爬蟲類、蝴蝶及大型昆蟲、魚類、水生昆蟲、浮游生物以及植物等共九項進行篩選。因太魯閣國家公園水中重金屬含量很低（蘇銘千，2010），用以評估風險無法確實呈現生態風險；反之在陸域環境中，土壤和底泥中的重金屬濃度明顯較水域環境來的高，用以評估生態風險之可行性較高，而國外相關調查研究內容也多針對土壤、植被與生物為主，因此在篩選評估終點之項目則限縮為哺乳動物、鳥類、兩棲類、爬蟲類、蝴蝶及大型昆蟲等六項。考量生物體樣本取之不易，及園區生態特性，故與其他研究團隊合作，選擇具代表性之以小型哺乳動物為主之評估方式。

壓力源意指對生態產生負面影響之來源，其形式與種類可以為物理性的、化學性的或是生物性質的來源(USEPA, 1992)。相關研究如 Waquoit Bay 案例(Serveiss *et al.*, 2004)，其集水區因都市化使生態系統遭受破壞，因此為評估生態風險，彙整所有可能對集水區產生影響之污染來源進行分類，針對不同類型的壓力源所產生的影響，歸納出各種可能的結果，最後瞭解在各種不同的污染來源中，以營養鹽類造成影響最為顯著，所以該研究案例便開始針對營養鹽類的污染與環境變化進行分析探討。

經篩選後，本研究以環境中重金屬為壓力源，由土壤及底泥之調查結果確認其為污染暴露介質，以此規劃概念模式為問題界定階段之最終結果，其重要性為

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

進行生態風險評時須儘可能完善地考量危害物質與評估生物之關係，如此評估結果才具有該生態系之代表意義，而概念模式可以應用在相似環境條件下有類似危害物質，但必須考量各區域環境特性不同進行修正應用。圖 11 為本研究經分析設計之概念模式，圖中列出所有可能之污染源、污染釋出模式、暴露介質、暴露途徑、可能受體。並分為主要及次要因子，並以主要因子為討論主體，模式結果顯示土壤底泥中之重金屬為首要污染源，經由空氣沉降而後經由暴雨徑流累積於土壤底泥中，而為小型哺乳動物進食時攝入或接觸，而最終將由食物鏈之作用而有生物累積及放大作用。

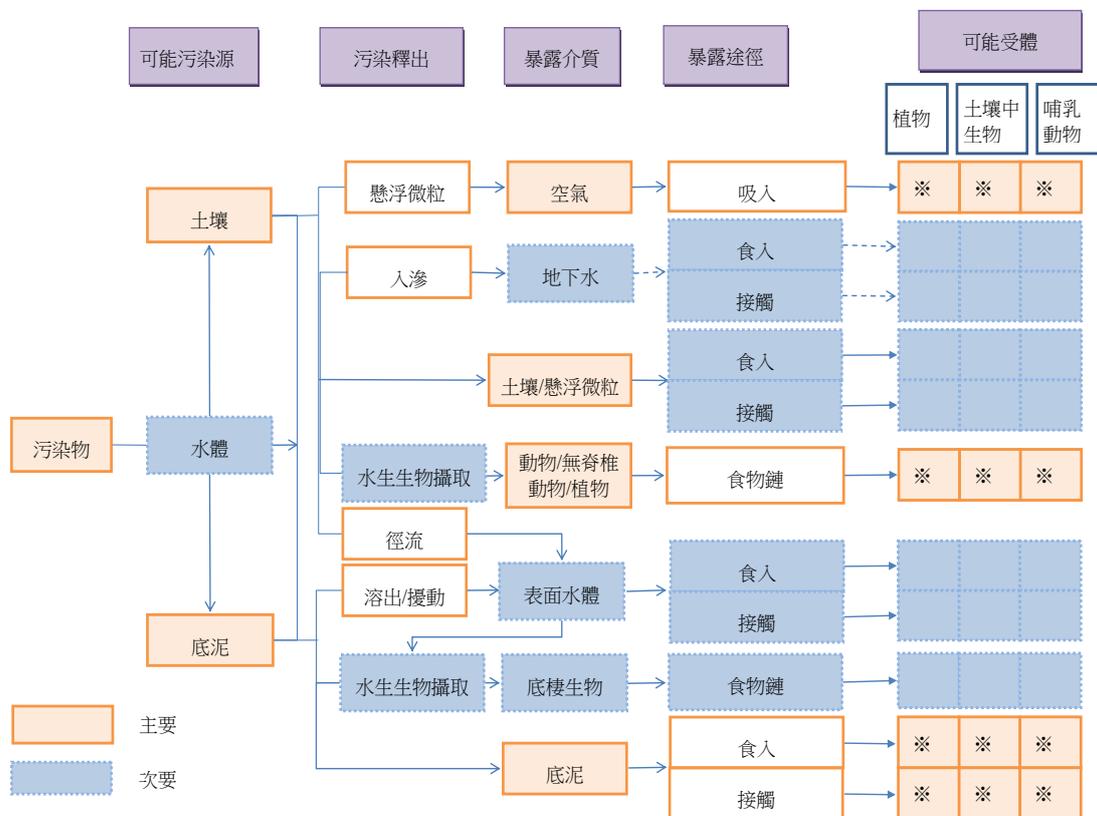


圖 11 概念模式

二、風險指數

在「計畫擬定」及「問題界定」階段時已分析重金屬共有七種，分別為鉛、鋅、銅、鉻、鎘、砷及汞，而研究的樣本為太魯閣國家公園高海拔地區之土壤、底泥及動物體樣本。風險評估之評估終點訂定為小型哺乳類動物，將生態風險評估的重點放在高海拔的生態系統，高海拔地區之土壤及底泥樣本為模式分析之暴露介質；而中、低海拔之其他數據則作為對照使用。而由於風險評估具有一定程

度的不確定性，在本研究中，共蒐集 48 個哺乳類動物樣本，其中小型哺乳類動物佔 24 個，由於國家公園內之動物樣本蒐集不易，且要在高海拔地區蒐集到小型哺乳類動物之難度更高，故在數據統計上會因樣本數量少而可能造成統計上的誤差，因此無法完全呈現出母群體的全貌，故本年度之研究以環境風險評估之暴露風險為試算。

本研究之壓力源定義為七項重金屬，因本研究旨在探討污染的來源除了現地污染之外，另一可能之來源為藉由大氣長程傳輸的機制而造成污染，故本研究評估在人為活動相對不頻繁的環境中，針對各項環境介質（土壤、底泥及動物）之實驗數據計算潛在生態風險指數(Potential ecological risk index, RI)，目的在於了解食物鏈位階的高低對於動物體內重金屬的生物累積作用及生物放大作用之影響。

潛在生態風險指數（RI）是用來評估土壤被重金屬污染的程度（Hakanson, 1980, Chen *et al.*, 2005, Jing *et al.*, 2011），可將金屬污染的程度區分為低(low)~極高(very high)，評估公式及參數說明如下：

$$RI = \sum E_i = \sum (T_i * f_i) = \sum (T_i * C_i / B_i)$$

E_i : 潛在風險評估指數 (monomial potential ecological risk factor)

T_i : 金屬毒性指數 (metal toxic factor), Zn=1, Cr=2, Pb=Cu=5, As=10, Cd=30, Hg=90

f_i : 金屬污染指數 (metal pollution factor)

C_i : 金屬濃度實測值 (concentration of metals in soil)

B_i : 金屬參考濃度 (reference value for metals)

依據上述公式及參數說明， T_i 採用 Hakanson 所發展出之數值(Hakanson, 1980)， C_i 為本研究 I 區~V 區之土壤中各種重金屬濃度平均值， B_i 為台灣土壤表土背景值(陳尊賢, 1998)，評估原則說明如表 10，本研究之調查結果(E_i) 運用其計算 RI 結果彙整說明如表 11。

表 10 重金屬污染指數評估表

Ei	RI	污染程度(Pollution degree)
Ei≤40	RI≤150	低(Low)
40<Ei≤80	150<RI≤320	中(Moderate)
80<Ei≤100	320<RI≤600	中上(Considerable)
100<Ei≤320	600<RI≤1200	高(High)
Ei>320	RI>1200	極高(Very High)

資料來源：Hakanson(1980)；Chen *et al.*(2005)；Jing *et al.*(2011)。

依據上述實驗分析及潛在生態風險指數之計算後，發現目前太魯閣國家公園各區及各項重金屬之潛在生態風險之污染程度介於中~高度，雖未達極高度風險，但因太魯閣國家公園為管制之保護區，而其潛在風險指數中之污染程度最高已達到「高風險」之等級，該區域為太魯閣國家公園中農業活動盛行之區域，故顯示國家公園園區內之農業活動對當地土壤及底泥已產生相當程度之污染，且可能會對生態系統產生影響。

表 11 太魯閣國家公園潛在生態風險指數(RI)分析結果

地區	Ei							RI	Pollution degree
	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn	As	Hg		
I	14.32	0.00	117.49	26.56	11.27	3.62	32.35	205.60	moderate
II	17.12	61.26	672.24	71.34	161.27	3.03	31.27	1,017.52	high
III	17.64	62.42	112.52	13.75	8.96	8.77	32.05	256.10	moderate
IV	18.25	65.32	130.44	24.35	26.19	6.94	41.99	313.48	moderate
V	33.31	75.18	209.73	39.46	26.67	9.66	51.06	445.07	considerable

資料來源：本研究彙整

三、風險管理決策

依據分析結果，對於生態系統之影響太魯閣國家公園中採集到之各種樣本（土壤、底泥及哺乳類動物）中，環境中之重金屬來源可分為現地污染及長程傳輸，分析各區最高濃度之重金屬來源大致可區分為二類，II區（現有耕地）之污染來源推測為人類活動所致，且潛在生態風險為高風險，故其為不可忽視之生態影響行為，需討論管制及管理策略。而III、IV及V區則推測為因大氣長程傳輸

所導致之污染，高海拔受長程傳輸之影響，潛在生態風險之等級為”中~中上”程度，惟其管理非國家公園相關法令及辦法可改善，但仍應建議由中央政府共同討論改善整體環境管理為重點。而自動物樣本之檢測結果可發現，動物體內之重金屬濃度為自環境轉移至動物體內，在整體生態風險評估的觀點而言，無論重金屬來源為現地污染或長程傳輸，已對太魯閣國家公園之生態系統造成影響。

針對潛在風險評估後計算出之污染程度，太魯閣國家公園目前污染程度最高之區域為現有耕地，其污染等級為「高」風險，顯示太魯閣國家公園對於農業活動的管制上尚有繼續加強之必要，針對農業活動之各項行為（包含農藥、肥料之施用...等），皆需加強管制。

另外，合歡山區之污染等級為「中上」，顯示該區之污染情形已達一定程度，建議太魯閣國家公園管理處需針對該區之人為活動、旅遊行為、農業行為...等加強管理，避免其污染程度有再往上攀升之情形。廢耕地、奇萊山區及南湖山區之污染等級雖為「中」風險，故建議加強人為活動規劃管制措施已達到生態保育之目標，致力於降低所有可能造成環境之污染源，以降低國家公園內之生態系統受污染之影響。

第五章 結論與建議

本年度計畫主要研究內容包含，國家公園中持久性無機毒物環境流布狀況與生物累積現況分析比較、持久性無機毒物資料庫更新及生態風險評估概念模式建置等項目，另額外進行污染物長程傳輸機制之初步探討，未來可規劃應用於園區內高海拔地區重金屬來源分析，各項目研究內容之結論分述如下：

第一節 結論

- 一、結合二年之調查資料，並利用統計分析方法檢定各項重金屬於各區之分布趨勢，結果顯示六項金屬（鉛、鉻、銅、鋅、砷及汞）濃度變化皆與採樣區域具有相關性，鉛在 V 區（合歡山區）測得之濃度顯著較其他區域高；而汞之最高平均濃度出現在 III 區（奇萊山區）；鉻、銅、鋅、砷則以 II 區（現有耕地）之濃度較其他區域高。
- 二、西寶地區四項重金屬（銅、鋅、鉻、砷）之濃度均較奇萊山區及南湖山區為高，因西寶地區長期以來為農業區域，而使用之肥料、農藥、土壤改良劑及石灰等可能含有重金屬成分，由於早期無機農藥使用普遍，加以肥料品質並無規範管制，推測西寶地區此四項重金屬之來源為長期使用肥料、農藥、土壤改良劑及石灰所累積之結果。
- 三、園區內之各區七項重金屬之平均濃度，除鋅及鉻兩種重金屬略高之外，鉛、銅、砷、汞均符合國內之農地土壤污染監測標準，為國內標準較加拿大等先進國家寬鬆。案例比較結果顯示園區各項重金屬均低於加拿大農耕地之標準，現耕地之 II、V 兩區之鋅濃度

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

與陽明山國家公園之竹子湖濃度接近(二者均為現有耕地)，且鋅、銅流布趨勢與珠江三角洲自然區類似。

四、本研究收集 2005-2010 年台中、日月潭、花蓮氣象站之風向風速資料，採用年度盛行風分析、繪製風花圖及風場示意圖，結果顯示太魯閣高海拔區域受夏季西南季風之影響最為顯著，加以國家公園內高海拔地區並無大量人為活動以及工業活動，於該地監測到之污染確定為長程傳輸之結果，但進一步之污染源分析，需有較長期之監測資料，並需綜合區域發展特性，方能有確切之結論，目前之結果可為高海拔地區季節性監測之參考依據。

五、生物體重金屬含量調查在有限的樣本分析結果，鉻、銅、鋅及汞在大型哺乳類動物呈現明顯的累積，而小型哺乳類動物所測出之濃度較低，分析結果符合生物放大作用。此外，砷在小型哺乳類動物累積濃度高於大型哺乳類動物，由於砷在農藥中早已停用，鄰近是否有其他排放源影響，需再確認以釐清動物體內砷之來源。另與國外案例相較，太魯閣國家公園大型哺乳類動物體內之銅、鋅濃度較其他國家高，砷濃度則無明顯差異情形；小型哺乳類之銅濃度較西班牙 Donana 國家公園高，鋅介於國外案例之最高與最低值之間。

六、綜合 2010 年度之研究調查成果，以高海拔地區重金屬環境中之流布情形，針對高海拔之生態系統進行生態風險評估，已完成問題形成與概念模式，並試算潛在生態風險指數，顯示目前園區生態風險之污染程度介於中~高度，且農業活動盛行之區域已達「高風險」之等級，顯示國家公園園區內之農業活動對當地土壤及底泥已產生相當程度之污染，且可能會對生態系統產生影響。

七、調查結果之環境流布與生物累積數據資料，分類為土壤、底泥與生物體樣本共三大類別，已完成彙整為可供直接應用於資料庫建置之所需。

第二節 建議

建議一、進行長期之生態與環境中重金屬監測：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

依據二年針對太魯閣國家公園中持久性無機毒物之普查結果顯示，因區域特性不同呈現重金屬流布之不同趨勢，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重金屬監測。

建議二、將現有耕地納入監測管理之重點：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

現有耕地於土壤與底泥重金屬調查結果呈現濃度最高，應為長期使用肥料、農藥、土壤改良劑及石灰所累積之結果，且潛在生態風險指數計算結果亦顯示污染程度已達「高風險」等級，明確指出農耕行為對重金屬累積具有一定程度之貢獻。建議未來須將現有耕地納入監測管理之重點，除作為環境流布與生態風險評估範疇之一，另可針對肥料、農藥、土壤改良劑及石灰之使用擬定管理策略。

建議三、以小型哺乳類動物作為主要調查種類：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

依二年研究結果顯示，以小型哺乳類動物作為評估終點可確切反應環境中污染物於生物體之累積情形，分析中高海拔耕作地區及人為活動稀少之區域採集樣

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

本，作為環境介質中重金屬流布情形對生態系統之影響實證，以期將來在持久性無機毒物之生態風險評估，能更具有其生態代表性。

建議四、進行園區生態風險評估探討環境中重金屬對生態系統之影響：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

持久性無機毒物之生態風險評估，已完成問題界定與評估模式建置，由已彙整之園區環境中重金屬流布資料與園區內生物體內重金屬調查資料，完成潛在生態風險計算，未來除持續與其他研究團隊合作採集生物體樣本以進行調查分析累積足夠數據資料，並進行園區內生態風險評估-分析階段與風險描述，確認重金屬對生物體及環境造成之影響，以作為後續風險管理規劃之依據。

第六章 後續工作內容

本研究計畫後續主要研究內容，除持續進行無機物之環境流布長期監測，並整合前二年之研究成果進行園區生態風險評估分析，確認暴露途徑及對環境、生態系統造成之影響，並完成生態風險評估與不確定性分析。另依第二年研究成果，規劃、進行高海拔環境敏感區重金屬之長程傳輸機制探討，因此第三年度研究工作內容主要分為三大部分說明如下：

- 一、探討太魯閣國家公園內污染物長程傳輸作用機制，重點以長程傳輸模式篩選、模擬分析、應用方式與國內外案例探討為主。一般長程傳輸之研究應具有至少 5 年以上之長期監測，且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。未來可針對長程傳輸機制，結合園內植被已完成調查之分類成果，持續深入探討高海拔環境敏感區域之重金屬流布情形及其影響。
- 二、西寶地區農地目前部分由國家公園輔導轉作有機，為瞭解不同農耕方式對環境中重金屬累積流布之影響，未來規劃針對採行不同農法耕作之農地採樣進行重金屬分析調查，進一步確認農藥、肥料之使用對環境中重金屬含量之貢獻，此外也可供國家公園後續輔導農民轉作之依據，並用以檢視農地管理之成效。
- 三、調查範圍根據前二年之研究成果規劃，後續將以中高海拔地區之現有耕地及人為活動稀少地區為主要之監測樣區。該區域之調查可供生態系長期研究之基礎資料收集，同時也可做為環境毒物於生態系之流布研究，其結果亦可做為國家環境管理政策規劃之依據。未來生態風險評估著重在高海拔地區，以本研究所建置之概念模式，另需配合鄰近地區之資料，建立完整之風險地圖，使生態風險評估模式之應用發揮生態保育與管理之價值。

附錄一、太魯閣國家公園管理處 100 年度委託計畫「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」期中簡報會議紀錄

一、時間：100年7月15日下午2時30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：、林秘書忠杉、聶士詔、黃志強、陳俊山、孫麗珠、蔡佩芳、江淑敏。

五、主辦課室報告：依合約第二條規定應於 100 年 6 月 25 日前提出期中報告書，

本案國立東華大學於 100 年 6 月 17 日送達，符合合約規定，並出席本處排

定今日之期中審查會議。

六、討論（略）：

七、結論：

（一）有關100年度各委託（研究）辦理計畫簡報電子檔，會後保存於本處公用區U:\業務資料區\04-簡報區\保育課\100期中簡報 資料夾中，提供本處各業務課室經營管理參考運用。

（二）請研究團隊於報告中表示，本年度測得重金屬含量值較去年調查為高，其原因有可能是採樣的樣本數較多，平均值呈現較高的數值，是更趨近於園區重金屬實際的存在的現況。但與其他區域比較的情況下，重金屬含量仍屬非常少且為優質的環境。

（三）配合本處重點輔導西寶社區等地，也請團隊針對該區轉作有機耕作相關重金屬對照之調查監測。

（四）有關各式重金屬長程傳輸之可能模式，請研究團隊參考國內外現有之模式做推估，提供本處相關長程污染來源之可能性評估。不同植被對長程傳輸之差異與影響，也請團隊再嘗試了解其中機制的差異，提供本案更完

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

整的資訊。

(五) 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。

八、散會。

附錄二、太魯閣國家公園管理處 100 年度委託計畫「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」期末簡報會議紀錄

一、時間：100年12月09日上午14時30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100年11月25日前提出期中報告書，
本案國立東華大學會於100年11月23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：

（一）本案檢測本處轄區相關重金屬等無機環境汙染物質之濃度屬無害之微量，

請受託團隊補充相關各項重金屬濃度與危害健康程度之相關研究數據與
文獻，供本處參考。

（二）成果報告書請依據內政部委託研究計劃作業規定格式檢核表修正後，經承

辦人確認後再行印製。

（三）本案期末簡報內容符合本處需求，審核通過，請受託單位依合約規定辦理

後續結案相關事宜，並提送登錄內政部研考資訊系統所需報告電子檔。

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	配合本處重點輔導西寶社區等地，請團隊針對該區轉作有機耕作相關重金屬對照之調查監測。輔導西寶社區等地，請團隊針對該區轉作有機耕作相關重金屬對照之調查監測。	本年度已增加西寶七個樣點進行重金屬監測，因西寶地區長期以來皆為農業區域，而使用之肥料、農藥、土壤改良劑及石灰等皆可能含有重金屬成分，在期末報告裡，將進行現耕地與非現耕地進行比較討論。
	有關各式重金屬長程傳輸之可能模式，請研究團隊參考國內外現有之模式做推估，提供本處相關長程污染來源之可能性評估。不同植被對長程傳輸之差異與影響，也請團隊再嘗試了解其中機制的差異，提供本案更完整的資訊。	目前研究已初步收集長程傳輸模式分類與應用(如內文表 8)，此外針對長程傳輸分析所需之氣象資料，本研究已收集 2005-2010 年台中、日月潭、花蓮氣象站之風向風速資料，採用年度盛行風分析、繪製風花圖及風場示意圖，對於園區內盛行風進行初步分析，在未來需要長期監測資料，方能進行模式之建構。
期末簡報	本案檢測本處轄區相關重金屬等無機環境汙染物質之濃度屬無害之微量，請受託團隊補充相關各項重金屬濃度與危害健康程度之相關研究數據與文獻，供本處參考。	已彙整並增加重金屬生物毒性資料比較說明並列表，請參閱 P. 27 表 7 及說明。
	成果報告書請依據內政部委託研究計劃作業規定格式檢核表修正後，經承辦人確認後再行印製。	已修正，經確認後送印。
	本案期末簡報內容符合本處需求，審核通過，請受託單位依合約規定辦理後續結案相關事宜，並提送登錄內政部研考資訊系統所需報告電子檔。	已符合貴處規定，進行登錄及繳交報告電子檔。

參考書目

- 行政院環境保護署，2011。『土壤污染監測標準』（100.01.31.訂定）。
- 行政院環境保護署，2011。『土壤污染管制標準』（100.01.31.修正）。
- 行政院環境保護署環境檢驗所，2011。<http://www.niea.gov.tw>
- 行政院環境保護署毒管處毒理資料庫，2011。
<http://flora2.epa.gov.tw/toxicweb/toxicuc4/database.asp>
- 何春蓀，2003。臺灣地質概論—臺灣地質圖說明書。經濟部中央地質調查所。
- 余炳盛，2004。陽明山國家公園土壤重金屬含量調查及其地質意義之探討。台北市：內政部營建署陽明山國家公園管理處委託研究報告。台北市：國立台北科技大學。
- 連深、李艷琪，1994。有機質肥料之重金屬含量及“肥料規格”之有關規範。中華農業研究 43(4)：412-424。
- 陳健民，2007。環境毒物學。台北縣：新文京。
- 程萬里，2005。中部空品區臭氧空氣品質不良成因探討。東海大學環境科學系(所)、中央大學大氣物理所、中央大學環境研究中心、雲林科技大學環境與安全衛生工程系(所)。
- 衛宇科技股份有限公司，2002。農地土壤重金屬調查與場址列管計畫（100公頃農地農地土壤重金屬調查與場址列管計劃）。計畫編號：EPA-90-GA13-03-90A285
- 蘇銘千，2005。環境污染物長程傳輸對環境變遷之研究-以福山地區及鴛鴦湖為對象。台北市：行政院國家科學委員會。
- 蘇銘千，2007。和平火力發電廠第七年附近海域生態研究計畫-子計畫六、和平港海域生態風險評估與管理。和平火力發電廠委託計畫。花蓮：國立東華大學。
- 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。
- Bellis DJ, Satake K, Inagaki M, Zeng J, Oizumi T. 2005. Seasonal and long-term change in lead deposition in central Japan: evidence for atmospheric transport from continental Asia. Science of the total environment 341: 149-158.
- Berg T, Aas W, Pacyna J, Uggerud HT, Vadset M. 2008. Atmospheric trace metal

- concentrations at Norwegian background sites during 25 years and its relation to European emissions. *Atmospheric Environment* 42: 7494-7501.
- Brumbaugh WG, Mora MA, May TW, Phalen DN. 2010. Metal exposure and effects in voles and small birds near a mining haul road in Cape Krusenstern National Monument, Alaska. *Environmental monitoring and assessment* 170: 73-86.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 2010. <http://www.ccme.ca>
- Chen TB, Zheng YM, Lei M, Huang ZC, Wu HT, Chen H, Fan KK, Yu K, Wu X, Tian QZ. 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 60: 542-551.
- Chiroma TM, Abdulkarim BI, Kefas HM. 2007. The impact of pesticide application on heavy metal (Cd, Pb and Cu) levels in spinach. *Leonardo Electronic Journal of Practices and Technologies* 6: 117-122.
- Gong S, Barrie L. 2005. Trends of heavy metal components in the Arctic aerosols and their relationship to the emissions in the Northern Hemisphere. *Science of the total environment* 342: 175-183.
- Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research* 14: 975-1001.
- Jing Y, Gao B, Ma Z. 2011. Potential ecological risk assessment of soil heavy metals contamination around coal gangue piles of Baodian coal mine area of Shandong, China. Pages 3569-3573: IEEE.
- Jumba I, Kisia S, Kock R. 2007. Animal health problems attributed to environmental contamination in Lake Nakuru National Park, Kenya: a case study on heavy metal poisoning in the waterbuck *Kobus ellipsiprymnus defassa* (Ruppel 1835). *Archives of environmental contamination and toxicology* 52: 270-281.

- Kallenborn R, Berg T. 2007. 19 Long-term atmospheric contaminant monitoring for the elucidation of airborne transport processes into polar regions. *Arctic Alpine Ecosystems and People in a Changing Environment Environment*: 351.
- Li X, Zuo C, Tschirley J, Webb S, Morton A. 1997. Sustainable agriculture and rural development in China, Part 2: China's Transition to SARD. Promotion of sustainable agriculture and rural development in China: Elements for a Policy Framework and a National Agenda 21.
- Mamane Y, Perrino C, Yossef O, Catrambone M. 2008. Source characterization of fine and coarse particles at the East Mediterranean coast. *Atmospheric Environment* 42: 6114-6130.
- Millán J, Mateo R, Taggart M, López-Bao J, Viota M, Monsalve L, Camarero P, Blázquez E, Jiménez B. 2008. Levels of heavy metals and metalloids in critically endangered Iberian lynx and other wild carnivores from Southern Spain. *Science of the total environment* 399: 193-201.
- Nicholson F, Smith S, Alloway B, Carlton-Smith C, Chambers B. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *The Science of the Total Environment* 311: 205-219.
- Ogwok P, Muyonga J, Sserunjogi M. 2009. Pesticide residues and heavy metals in Lake Victoria Nile perch, *Lates niloticus*, belly flap oil. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 82: 529-533.
- Rozema J, Notten MJM, Aerts R, van Gestel CAM, Hobbelen PHF, Hamers THM. 2008. Do high levels of diffuse and chronic metal pollution in sediments of Rhine and Meuse floodplains affect structure and functioning of terrestrial ecosystems? *Science of the total environment* 406: 443-448.

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

- Serveiss VB, Bowen J, Dow D, Valiela I. 2004. Using ecological risk assessment to identify the major anthropogenic stressor in the Waquoit Bay Watershed, Cape Cod, Massachusetts. *Environmental management* 33: 730-740.
- Sobczyński T, Siepak J. 2001. Speciation of heavy metals in bottom sediments of lakes in the area of Wielkopolski National Park. *Pol. J. Environ. Stud* 10: 463.
- Steffen A, Douglas T, Amyot M, Ariya P, Aspmo K, Berg T, Bottenheim J, Brooks S, Cobbett F, Dastoor A. 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8: 1482.
- Travnikov O. 2005. Contribution of the intercontinental atmospheric transport to mercury pollution in the Northern Hemisphere. *Atmospheric Environment* 39: 7541-7548.
- USEPA. 1992. Ecological Risk Assessment Framework. Risk Assessment Forum, Washington DC.
- Wong S, Li X, Zhang G, Qi S, Min Y. 2002. Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China. *Environmental Pollution* 119: 33-44.
- Zeng J, Katsumoto M, Ide R, Inagaki M, Mukai H, Fujinuma Y. Development of meteorological data explorer for windows. In: Fujinuma J, editor. Data analysis and graphic display system for atmospheric research using PC. Center for Global Environmental Research, National Institute for Environmental Studies. 19-74.

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報告

中華民國 100 年 12 月